



**HAL**  
open science

## **Gestion, Naturalité et Biodiversité : présentation générale du projet de recherche et de son approche**

Frédéric Gosselin, Yoan Paillet, Marion Gosselin, Sylvie Durrieu, Laurent Larrieu, Anders Mårell, V. Boulanger, N. Debaive, Frédéric Archaux, C. Bouget, et al.

### ► To cite this version:

Frédéric Gosselin, Yoan Paillet, Marion Gosselin, Sylvie Durrieu, Laurent Larrieu, et al.. Gestion, Naturalité et Biodiversité : présentation générale du projet de recherche et de son approche. Rendez-vous Techniques de l'ONF, 2017, 56, pp.20-32. hal-02499764

**HAL Id: hal-02499764**

**<https://hal.science/hal-02499764v1>**

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.

## 2 – Gestion, Naturalité et Biodiversité : présentation générale du projet de recherche et de son approche

*Pour saisir la portée et l'intérêt du projet GNB, il ne suffit pas de connaître ses objectifs, dûment fondés sur un bilan circonstancié de l'état des connaissances. Il faut aussi appréhender sa démarche « expérimentale », à commencer par la stratégie d'échantillonnage et d'inventaires ; il faut comprendre le choix de méthodes d'analyse statistique innovantes mais complexes, avec en particulier la notion de magnitude des effets pour que les résultats puissent avoir une « lecture » opérationnelle. Impossible de résumer en quelques mots la réflexion exigeante qui a présidé à la conception du projet.*

**E**n forêt comme dans d'autres milieux, la création de réserves soustraites à l'exploitation courante est un pilier majeur des politiques publiques de conservation de la biodiversité. En Europe, quelques publications scientifiques ont évalué le rôle des réserves biologiques intégrales forestières pour la conservation de la biodiversité par comparaison d'inventaires d'espèces entre forêt exploitée et zones en réserve. Le travail de synthèse bibliographique conduit par Paillet et Bergès (2010) a confirmé que la mise en libre évolution des peuplements permet de restaurer la biodiversité des compartiments usuellement tronqués ou fortement modelés par la sylviculture. Toutefois, les auteurs soulignaient que ces travaux avaient été conduits pour la plupart en zone boréale, très peu en zone tempérée et qu'aucune étude n'avait été publiée en France. En outre, deux problèmes méthodologiques émergeaient de cette synthèse. En premier lieu, les groupes dépendants du bois mort et *a priori* les plus sensibles à l'arrêt de l'exploitation ont été peu étudiés en contexte tempéré ; or les premiers résultats indiquaient que les différences entre forêts exploitées et réserves étaient très variables selon

les groupes d'espèces. D'autre part, pour être valide statistiquement, la comparaison entre forêt exploitée et réserve doit s'appuyer sur des échantillons présentant les mêmes caractéristiques, tant d'un point de vue stationnel que spatial ; or les points sont plus proches dans les réserves (souvent de petite taille) que dans les forêts gérées (où l'espace disponible pour l'échantillonnage est plus vaste).

En 2008, Irstea (alors Cemagref), l'ONF et Réserves Naturelles de France (RNF) se sont appuyés sur le réseau des réserves forestières intégrales de France métropolitaine pour initier le projet « Gestion forestière, Naturalité et Biodiversité » (GNB). Les réserves forestières étudiées bénéficient d'un statut de protection intégral ; ce sont donc par définition des espaces sans exploitation de bois, dont l'objectif principal est de permettre l'expression de la dynamique naturelle des écosystèmes. Si quelques réserves n'ont pas connu d'exploitation depuis plus de 150 ans, le réseau se met formellement en place à l'échelle nationale depuis une trentaine d'années. En France, ce réseau est composé des Réserves

Naturelles à dominante forestière dotées d'une zone intégrale (coordonnées par RNF), d'une part, et des Réserves Biologiques Intégrales (gérées par l'ONF)<sup>1</sup>, d'autre part. Jusqu'à présent peu étudié dans son ensemble, ce réseau est néanmoins précieux pour fournir des éléments d'appréciation des différences de structure, de composition et de dynamique entre forêts exploitées et non-exploitées.

C'est donc à l'échelle nationale que le projet GNB a pour ambition d'évaluer l'effet de la mise en réserve intégrale sur la biodiversité forestière, et aussi d'identifier les mécanismes expliquant les variations constatées entre forêts exploitées et réserves intégrales. Afin de transcender les limites constatées dans les études précédemment publiées, il s'appuie sur une approche multi-taxonomique (les inventaires de biodiversité portent sur 7 groupes) et sur un plan d'échantillonnage multi-sites rigoureusement construit. En outre, les données sont analysées avec des méthodes statistiques adaptées aux données de biodiversité structurées spatialement, et conçues pour apporter une réponse opérationnelle.

<sup>1</sup> Les Réserves Biologiques ne concernent que les forêts publiques, relevant du régime forestier, et sont régies par le Code Forestier (art. L. 212-2-1). Les Réserves Naturelles sont indépendantes du type de propriété et sont régies par le Code de l'Environnement (art. L. 332-1 à L. 332-27).

L'objet du présent article est de présenter l'approche générale du projet GNB. La première partie dresse un bilan critique des connaissances actuelles, et identifie les verrous scientifiques et méthodologiques. La deuxième partie présente la démarche originale de formalisation des questions avec les gestionnaires et la construction d'une démarche expérimentale associée. La troisième partie expose les développements méthodologiques conduits dans ce projet, tant sur les protocoles d'inventaire que sur le traitement statistique des données. Nous concluons en mettant en perspective le déploiement actuel de GNB (leçons tirées, liens avec les politiques publiques et la gestion forestière).

### Bilan des connaissances

#### Rôles de la libre évolution pour la conservation de la biodiversité

La création de réseaux de réserves laissées en évolution naturelle est une des premières mesures proposées par l'écologie appliquée et mise en place de diverses manières à travers le monde (Jordan III et Lubick, 2011). Cette mesure a pour la biodiversité forestière des fondements écologiques multiples (Gilg, 2004; Gosselin, 2004). En particulier, les forts volumes de bois mort ou les très gros arbres vivants typiques des peuplements à caractère naturel, et particulièrement importants pour la biodiversité, sont généralement absents des forêts exploitées (Gilg, 2004). Or la majorité des forêts européennes a été exploitée et façonnée par la sylviculture (Cinotti, 1996). La stratégie de préservation de la biodiversité repose donc à la fois sur l'intégration de mesures en faveur de la biodiversité dans la gestion courante (Gosselin et al., 2006; Gosselin et Paillet, 2017), et sur la mise en réserve intégrale de « grandes » zones (au moins quelques dizaines d'hectares). Ces réserves visent notamment à soutenir la partie de la biodiversité forestière qui, du fait de son écologie, reste menacée

par la gestion ordinaire (notamment la biodiversité inféodée aux gros arbres morts et sénescents et aux stades âgés).

**Le travail de méta-analyse** réalisé par Paillet et Bergès (2010), sur 49 articles publiés contenant 120 comparaisons individuelles de biodiversité entre forêts exploitées et non-exploitées en Europe, a permis de synthétiser l'état de la recherche sur l'impact de l'arrêt d'exploitation sur la biodiversité (cf. aussi article 4). Il en ressort en premier lieu que la richesse en bryophytes, lichens, champignons et insectes saproxyliques est en général plus élevée en forêt non-exploitée. En particulier, les espèces dépendantes d'éléments typiques des forêts non exploitées sont favorisées dans les réserves (forts volumes de bois mort, présence de très gros arbres). Au contraire, la richesse en espèces de certains invertébrés du sol, des plantes vasculaires et des oiseaux n'est pas systématiquement plus forte en forêt non-exploitée que dans les peuplements adultes de forêt exploitée. Parmi ces groupes taxonomiques, certains présentent peu d'espèces qui bénéficient de l'absence d'exploitation (ex : cavi-oles), tandis que d'autres – comme les plantes vasculaires – sont même favorisés par l'exploitation.

À noter que certains groupes d'espèces demeurent peu traités, ou sont étudiés dans un unique contexte biogéographique. Par exemple, pour les forêts européennes, cette synthèse n'a identifié aucune étude sur les mammifères (en particulier les chauves-souris *a priori* étroitement dépendantes de ces structures âgées) ni sur une grande partie des organismes du sol (insectes, vers de terre). D'autre part, les champignons, lichens et insectes saproxyliques, trois groupes identifiés comme sensibles à l'exploitation forestière, ne sont étudiés que dans les forêts boréales. C'est d'ailleurs dans ces régions septentrionales qu'ont été conduits en grande partie les travaux analysés;

la France – mais aussi la Pologne ou la Russie – ne sont pas du tout représentées dans le panel d'études collectées. Or les historiques de gestion et les paysages forestiers des zones tempérées sont très différents des zones boréales, où l'espace est souvent spécialisé entre peuplements intensivement exploités et secteurs protégés et où le taux de boisement souvent très élevé assure une forte continuité spatiale de la forêt. La transposition des résultats et des mécanismes ne peut donc pas se faire automatiquement depuis la zone boréale vers la zone tempérée.

De manière générale, les espèces inféodées aux forêts non-exploitées sont en fait des espèces sensibles aux opérations sylvicoles qui portent atteinte à leur habitat, soit directement (récolte des arbres qui les hébergeaient), soit indirectement par troncature du cycle sylvigénétique (raréfaction des très gros bois vivants et diminution du volume de bois mort, surtout pour les grosses pièces). Ces espèces sont d'autant plus vulnérables qu'elles ont de faibles capacités de reproduction et de dispersion; leur conservation dépend donc de la continuité spatiale et temporelle de leur habitat. Au-delà des analyses portant sur la richesse totale des différents groupes, des travaux montrent que la composition en espèces peut-être très complémentaire entre forêts exploitées et forêts en évolution naturelle, chaque entité hébergeant des espèces différentes (Gosselin, 2004). Ces variations de diversité locale et de composition entre forêts exploitées et non-exploitées sont plus ou moins marquées selon que l'on considère des milieux de plaine ou de montagne, tempérés ou boréaux, ou encore d'un type de station à un autre.

#### Affiner les mécanismes sous-jacents de la libre évolution

Rares sont les synthèses qui ont affiné cette comparaison exploité/non-exploité. La méta-analyse de Paillet et Bergès (2010) révèle que

la différence de richesse totale (tous groupes confondus) entre peuplement exploité et non-exploité est d'autant plus marquée que l'arrêt d'exploitation (ou la mise en réserve) est ancien. Ce résultat concerne notamment les coléoptères carabiques et saproxyliques, ainsi que les champignons lignicoles mais se fonde sur un nombre très réduit d'études. Or la problématique de la date d'abandon est particulièrement importante dans le contexte européen où les mesures conservatoires laissant les peuplements en libre évolution sont relativement récentes au regard de la durée moyenne des cycles sylvigénétiques. L'état des peuplements au moment de la mise en réserve apparaît comme une autre information déterminante du niveau de restauration des structures de vieilles forêts.

Par ailleurs, les mécanismes écologiques expliquant les différences de biodiversité entre forêts exploitées et non-exploitées font rarement l'objet d'analyse, et restent à l'état de discussion. En particulier, peu d'études ont tenté de démêler les effets de la restauration de composantes dendrométriques suite à l'arrêt de l'exploitation (structure de peuplement, quantité de bois mort) de ceux de l'abandon d'exploitation en tant que tel. Ainsi, il est difficile de savoir si certains taxons sont plus sensibles à des descripteurs dendrométriques – corrélés ou non à l'abandon de l'exploitation – ou, avant tout et irréductiblement, à la différence entre forêts exploitées et non-exploitées (Hansen *et al.*, 1991/ Gosselin, 2004).

### La qualité de l'échantillonnage : un point critique

Enfin, la qualité de l'échantillonnage est un point critique pour établir des comparaisons robustes, avec deux écueils souvent constatés : la pseudo-réplication (c'est-à-dire le fait de considérer de multiples mesures faites sur une même réserve comme si elles étaient faites sur des

réserves différentes) et une absence de contrôle du type de milieu entre forêts exploitées et non-exploitées. Par exemple, Ohsawa (2004) a comparé la richesse spécifique en longicornes (Coleoptera, Cerambycidae) dans différents types de forêts dont des forêts non-exploitées, mais 3 des 6 placettes de forêt non-exploitée étaient groupées au Sud-Ouest de son plan d'échantillonnage alors que l'essentiel des forêts exploitées était au Nord-Est. Ainsi, si un facteur contextuel très différent entre ces deux zones jouait sur l'organisation des communautés, on pourrait attribuer à tort à l'exploitation un effet qui est dû à cet autre facteur non mesuré.

### Questions du projet GNB et démarche expérimentale

#### Caractériser la réponse de la biodiversité à l'arrêt d'exploitation et les mécanismes associés

Forts de l'analyse des études déjà publiées, de leurs lacunes et limites méthodologiques, nous avons assigné deux objectifs au projet GNB.

Le premier est de caractériser la réponse de la biodiversité à l'arrêt de l'exploitation forestière dans plusieurs massifs forestiers en France métropolitaine contenant des réserves forestières en évolution naturelle. Nous avons d'abord procédé à une précision terminologique quant au positionnement de la question. Il s'agit bien ici d'étudier l'effet de l'arrêt d'exploitation, et non de la gestion car, en vertu de leurs statuts, les réserves sont toutes dotées d'un plan de gestion (mise en œuvre d'études scientifiques, application de la réglementation, etc.). Quant au choix des groupes taxonomiques étudiés, il s'est fait selon trois critères. De manière pragmatique, nous nous sommes appuyés sur les compétences disponibles à l'ONF et à Irstea pour échantillonner et identifier les espèces. Nous avons par ailleurs tenu à sélectionner des taxons a

*priori* sensibles à l'arrêt d'exploitation puisque liés à des compartiments impactés par cette exploitation : il s'agit particulièrement des taxons saproxyliques jusqu'alors peu étudiés en zone tempérée. Enfin, nous avons plus largement souhaité étudier un panel de groupes susceptibles, d'après la littérature, de montrer des réponses contrastées à l'arrêt de l'exploitation.

Le second objectif vise à comprendre par quels mécanismes la biodiversité répond à l'arrêt d'exploitation. À cet effet nous avons regroupé les différentes variables identifiées comme liées à la gestion (ou à l'arrêt de l'exploitation), en plusieurs groupes, en faisant référence à la notion de naturalité. Nous scinderons cette notion en parlant d'une part de naturalité de fonctionnement ou – pour reprendre un terme parfois utilisé – de **naturalité anthropique** (Gilg, 2004), et d'autre part de naturalité d'état ou **naturalité biologique**. La naturalité anthropique englobe tous les aspects liés à l'arrêt de l'activité humaine en tant que tel, le fait de soustraire les peuplements à l'exploitation du bois; elle a une composante temporelle (durée depuis cet arrêt d'exploitation...) et spatiale (proximité à la réserve et quantité de réserves dans le paysage...). La naturalité biologique, quant à elle, n'est pas intrinsèquement liée à l'arrêt de l'exploitation mais plutôt au fait que l'écosystème présente des caractéristiques semblables à celles des milieux non-exploités; concrètement il s'agit de la présence d'éléments structuraux typiques de forêts non-exploitées tels que le bois mort (qualité et quantité) ou les dendromicrohabitats (types et densité).

Cette distinction entre ces deux formes de naturalité est essentielle dans la perspective de transfert des résultats vers la gestion. Savoir si une part de la biodiversité est liée avant tout à l'arrêt de l'exploitation (naturalité anthropique) signifie que, dans

l'état actuel des connaissances, seul le classement en réserve intégrale permet de conserver et/ou restaurer ce segment de biodiversité. En parallèle, l'identification de pans de biodiversité liés à des structures associées aux peuplements non-exploités (naturalité biologique) permettra de mieux cibler les stratégies d'action en faveur de la biodiversité dans la gestion courante.

Ainsi, nous avons construit notre stratégie d'analyse des différences de biodiversité entre forêt exploitée et non-exploitée autour de différents modèles (tableau 1), testant sur les métriques de biodiversité l'effet de variables explicatives associées à la naturalité anthropique ou biologique, mais aussi aux caractéristiques du peuplement forestier (abondance, structure et composition) et à la pression des grands herbivores sauvages (cerfs et chevreuils). Le choix des variables testées a été raisonné *a priori* en fonction de l'état des connaissances, mais également *a posteriori* après examen des données acquises, afin d'éviter de tester des variables redondantes (corrélées).

### Une stratégie d'échantillonnage rigoureusement conçue

Le projet GNB repose sur un réseau de placettes déployé sur 15 massifs répartis à travers la France (mais avec une concentration plus forte dans l'Est; cf. figure 1). La pré-sélection des massifs reposait sur trois critères. Premièrement, nous avons choisi des réserves forestières où la dernière exploitation avait eu lieu depuis au moins 20 ans, soit en moyenne deux rotations de coupe. Deuxièmement, nous avons veillé à choisir des sites où il était possible de trouver, en forêt exploitée, les mêmes types de station que dans la réserve. Enfin, nous nous sommes concentrés sur des peuplements dominés par des essences autochtones afin de ne pas ajouter une strate de variation supplémentaire et potentiellement influente sur la biodiversité. Les trois premiers massifs de GNB ont été

| Désignation du modèle | Description littérale   | Catégorie                      |
|-----------------------|---|--------------------------------|
| 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)   | Naturalité anthropique         |
| 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                                       | Naturalité anthropique         |
| Surf.RBI              | Modèle Nul + effet de la surface en RBI dans un rayon de 500 m autour de la placette  | Naturalité anthropique         |
| Durée                 | Modèle Nul + effet de la Durée depuis la dernière exploitation  | Naturalité anthropique         |
| V.BM                  | Modèle Nul + effet du volume de bois mort   | Naturalité biologique          |
| V.GTGBM               | Modèle Nul + effet du volume des gros bois et très gros bois morts  | Naturalité biologique          |
| V.BMTypes             | Modèle Nul + effet du Volume de bois mort Debout + effet du volume de bois mort au sol (hors souches) + effet du volume de souches  | Naturalité biologique          |
| Ratio.BM              | Modèle Nul + effet du quotient entre le Volume de Bois mort total et le volume total du peuplement (vivant et mort)   | Naturalité biologique          |
| 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...)).                                  | Naturalité biologique          |
| 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.  | Naturalité biologique          |
| G.TGBV                | Modèle Nul + effet de la surface terrière des très gros bois vivants  | Naturalité biologique          |
| G.BV                  | Modèle Nul + effet de la surface terrière des bois vivants  | Autres variables de peuplement |
| G.BVess               | Modèle Nul + effet de la surface terrière du chêne + effet de la surface terrière du hêtre + charme et feuillus divers+sapin+épicéa+autres arbres en montagne   | Autres variables de peuplement |
| 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) | Autres variables de peuplement |
| Dq                    | Modèle Nul + effet du diamètre quadratique moyen  | Autres variables de peuplement |
| R.BVess               | Modèle Nul + effet de la richesse en essences du peuplement   | Autres variables de peuplement |
| Amoy                  | Modèle Nul + niveau moyen d'abrutissement sur la placette   | Autres variables écologiques   |

Tab. 1 : description littérale des 18 modèles explicatifs de la biodiversité considérés dans ce travail, regroupés en 4 catégories. Voir l'article 3 pour plus de détails sur les variables explicatives impliquées.

choisis sur la base notamment de l'intérêt des gestionnaires de terrain. Les suivants ont été tirés au sort dans l'ensemble des massifs vérifiant *a priori* ces conditions, en distinguant les zones de plaine et de montagne.

Mises en place à partir de 2008, 213 placettes avaient été installées fin 2013 : deux tiers en forêts de plaine, un tiers en montagne (tableau 2). Au sein de chaque massif, les placettes ont été tirées au sort sur un maillage carré de 100x100 m. En général, les placettes sont appariées entre zone exploitée et non-exploitée en fonction de la station : altitude, exposition et type de sol. Nous avons fait le choix de ne pas contrôler l'âge ou le type de peuplement entre forêt exploitée et réserve, afin que les échantillons soient bien représentatifs des deux types de forêts et de leur éventuelle évolution au cours du temps. Le principe général était d'installer dans chaque massif le même nombre de placettes en zone exploitée et en zone non-exploitée, avec un nombre de placettes variant

suivant la surface des réserves intégrales dans le massif (cf. tableau 2). Des placettes supplémentaires, non tirées au sort, ont été ajoutées en vue (i) d'avoir un nombre suffisant de placettes en stade jeune en zone intégrale; (ii) d'avoir suffisamment de placettes en zone exploitée proches des zones intégrales pour pouvoir se poser des questions d'écologie du paysage. Cela concerne trois placettes à Fontainebleau. Nous avons aussi ajouté des placettes supplémentaires tirées au sort dans ce même massif pour compenser des problèmes de concordance stationnelle détectés post installation. Dans ce plan d'échantillonnage, la plupart des futaies irrégulières sont situées en montagne alors que toutes les futaies régulières sont en plaine. De ce fait, l'effet du mode de gestion n'a pas pu être analysé de manière robuste. De même, l'opposition plaine/montagne intégrant de nombreux facteurs (climat, formation végétale, biogéographie, gestion...), nous ne testerons pas les différences entre les deux mais nous scinderons l'analyse

entre les résultats en contexte montagnard d'une part, et en contexte de plaine d'autre part afin de savoir si les mêmes tendances sont observées en plaine et en montagne.

La date de dernière exploitation forestière a été obtenue auprès des gestionnaires en fonction des documents disponibles (sommiers notamment) pour 199 placettes (94 en peuplements exploités et 105 en peuplements non-exploités). Les variables dendrométriques ont quant à elles été estimées à partir d'un relevé réalisé selon le « Protocole de Suivi Dendrométrique des Réserves Forestières » (Bruciamacchie, 2005) légèrement adapté.

Par ailleurs, le projet GNB permet la mise à l'épreuve d'indicateurs ou descripteurs de biodiversité, notamment l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) (Larrieu et Gonin, 2008) qui a été mesuré à deux échelles (0,33 et 1 ha) dans sept massifs, soit 151 placettes. Nous n'aborderons pas ici l'analyse de la relation entre biodiversité et

| Massifs               | Exploité   | Non-exploité |
|-----------------------|------------|--------------|
| Auberive              | 12         | 12           |
| Bois du Parc          | 5          | 5            |
| Chizé                 | 12         | 12           |
| Citeaux               | 6          | 6            |
| Combe-Lavaux          | 4          | 4            |
| Fontainebleau         | 16         | 13           |
| Haut-Tuilleau         | 7          | 7            |
| Rambouillet           | 8          | 8            |
| Verrières             | 4          | 4            |
| <b>Total plaine</b>   | <b>74</b>  | <b>71</b>    |
| Ballons Comtois       | 8          | 8            |
| Engins                | 5          | 5            |
| Haute Chaîne Jura     | 8          | 8            |
| Lure                  | 4          | 4            |
| Ventron               | 4          | 4            |
| Ventoux               | 5          | 5            |
| <b>Total montagne</b> | <b>34</b>  | <b>34</b>    |
| <b>Total</b>          | <b>108</b> | <b>105</b>   |

Tab. 2. Répartition des placettes entre les massifs forestiers étudiés.



Fig. 1 : carte de répartition des massifs forestiers étudiés dans ce dossier

IBP (voir les premiers résultats dans Gosselin *et al.* 2014), car des travaux intégrant d'autres jeux de données sont en cours dans la poursuite du travail de thèse de Laurent Larrieu. Cependant l'analyse de l'effet de l'échelle sur l'IBP a globalement conforté le choix de ses concepteurs de le mesurer sur au moins 1 ha pour des notations à l'échelle placette.

### Les développements méthodologiques de GNB

Pour atteindre les deux objectifs principaux que nous venons de définir, le projet GNB a nécessité de nombreux développements méthodologiques touchant divers domaines.

#### Concevoir et évaluer des protocoles d'inventaire taxonomiques

Le plan d'échantillonnage de GNB pose trois enjeux : (i) constituer à grande échelle un réseau de sites sur lesquels les données sont acquises de manière homogène, (ii) inventorier des groupes taxonomiques variés et (iii) rapprocher les mesures dendrométriques des inventaires de biodiversité.

Les protocoles d'inventaires standard sont déjà proposés et/ou publiés pour la flore vasculaire (relevés floristiques), les coléoptères saproxyliques (pièges vitre à interception), l'avifaune (points d'écoute) ou les chiroptères (voir Tillon, 2008). Mais pour les champignons lignicoles et les bryophytes, plus rarement étudiés, il a fallu développer ou standardiser des protocoles d'inventaires avec l'objectif de rapprocher ces inventaires des mesures dendrométriques. Ces avancées méthodologiques conçues pour répondre aux objectifs de GNB ont néanmoins vocation à s'appliquer au-delà, pour d'autres études ou dans le cadre de la stratégie d'inventaire en Réserve Biologique.

La conception de ces protocoles s'est accompagnée d'un travail sur la quantification de l'effet opérateur pour les bryophytes (et plus récemment sur les champignons saproxyliques). Les relevés de biodiversité de GNB sont en effet tributaires de la qualité de l'opérateur à détecter (capacité à observer) et identifier (déterminer correctement et nommer) une espèce présente sur un site. Sur la flore vasculaire, l'effet opérateur

est déjà bien décrit, notamment dans le cadre du réseau Renecofor grâce aux sessions d'inter-calibration conduites pour son assurance qualité et à des expériences menées par Irstea (Archaux *et al.* 2008). Nous avons appliqué la même démarche pour le protocole d'inventaire des bryophytes, et montré que les erreurs de détermination étaient minimales (plus de 95 % de bonnes déterminations) alors que les probabilités de non-détection étaient fortes (autour de 30 % en moyenne), plus fortes que ce qu'on trouve classiquement pour la flore vasculaire (20 % environ). Des analyses semblables ont été produites dans le cadre de GNB sur les dendromicrohabitats (Paillet *et al.* 2015), avec ici des effets opérateurs beaucoup plus forts, et sont en cours pour l'IBP. Cette démarche permet d'apprécier la qualité des données que l'on traite et d'envisager, à terme, des analyses statistiques prenant en compte ces informations ; il sera ainsi possible d'accorder plus d'importance aux données selon leur fiabilité, qui pourra être estimée en fonction de cet effet opérateur.

#### Développer des méthodes statistiques pertinentes

Enfin, nous avons mis dans GNB un accent particulier sur le développement de méthodes d'analyse statistique prenant en compte les spécificités de nos données. Nous l'avons déjà évoqué, l'échantillonnage de ce projet est contraint par la taille des réserves forestières intégrales, si bien que les placettes installées en réserve sont en moyenne plus proches les unes des autres que les placettes en zone exploitée. Cela provient d'un choix *a priori* de ne pas tirer au sort les placettes exploitées dans une surface de même taille que la réserve, afin de mieux représenter la variabilité de la partie exploitée et aussi de façon à pouvoir aborder des questions relevant de l'écologie du paysage (distance à la réserve, surface en réserve autour des placettes, etc.). Or, cette proximité plus forte des placettes en réserve



Yoan Paillet, Irstea

Inventaire entomologique en réserve naturelle

intégrale qu'en forêt exploitée est susceptible d'influer sur la composition des relevés de biodiversité, plus semblable en réserve intégrale qu'en forêt exploitée. Ce phénomène se rapproche du concept de pseudo-réplication évoqué précédemment; ne pas le prendre en compte dans l'analyse des données pourrait conduire à une mauvaise estimation des effets – notamment

des intervalles de confiance – et par conséquent à des conclusions erronées. Un des résultats méthodologiques de GNB est que les outils statistiques classiques – dits « fréquentistes » – ne permettent généralement pas de prendre en compte ces particularités de manière satisfaisante (Saas et Gosselin 2014). Nous avons donc eu recours aux statistiques dites « bayésiennes »,

en intégrant aux modèles du tableau 1 une composante liée à l'organisation spatiale des placettes pour prendre en compte la plus grande proximité en réserve qu'en forêt exploitée. Un autre avantage des méthodes bayésiennes est qu'elles offrent plus de souplesse pour le traitement de données de comptage (ex : richesse spécifique) dont les distributions parfois atypiques sont mal appréhendées par les statistiques classiques : c'est le cas des données sur-dispersées, comme celles de la richesse spécifique totale de la flore, des Coléoptères saproxyliques ou des champignons lignicoles, ou au contraire sous-dispersées comme pour la flore forestière ou les oiseaux forestiers (cf. tableau 3).

### Des analyses ciblées sur la richesse spécifique

La biodiversité est un concept qui peut être abordé, dans les analyses, de multiples manières : richesse, composition, phylogénie, rôles fonctionnels. En première intention, nous avons choisi de travailler sur la richesse spécifique (c'est-à-dire le nombre d'espèces présentes) par placette et par groupe taxonomique. Ensuite, nous avons calculé cette même richesse spécifique, mais pour des sous-groupes plus ciblés : sous-groupe des espèces décrites comme forestières ou spécialistes forestières pour les bryophytes (Schmidt et al, 2011), les oiseaux (Gregory, 2007), les carabes et la flore vasculaire (Julve, 2013); sous-groupe des espèces menacées pour les champignons lignicoles ou des espèces rares pour les coléoptères saproxyliques, sur la base de l'expertise de taxonomistes (R. Courtecuisse, C. Bouget). Les résultats sont récapitulés au tableau 3. Ultérieurement, nous envisageons d'analyser également l'abondance de ces groupes, autre notion clé en biologie de la conservation, mais la lourdeur numérique des analyses nous a contraints à réduire le nombre d'analyses à conduire dans le cadre du projet GNB.

| Désignation    | Signification  | Moyenne | Écart-type intra massif | Min  | Max   |
|----------------|--|---------|-------------------------|------|-------|
| R. myco.tot    | Richesse spécifique totale des champignons lignicoles                                  | 11,51   | 6,26                    | 0,00 | 36,00 |
| R.myco.RL      | Richesse des champignons lignicoles considérés comme en danger, menacés ou vulnérables | 0,24    | 0,46                    | 0,00 | 2,00  |
| R. bryo.tot    | Richesse totale des bryophytes   | 23,57   | 6,26                    | 9,00 | 55,00 |
| R.bryo.for.D   | Richesse des espèces bryophytes forestières  | 7,77    | 3,56                    | 0,00 | 25,00 |
| R. saproc.tot  | Richesse en espèces de Coléoptères saproxyliques                                       | 29,18   | 8,71                    | 4,00 | 67,00 |
| R. saproc.rare | Richesse en espèces de Coléoptères saproxyliques rares                                 | 1,86    | 1,22                    | 0,00 | 7,00  |
| R. oiseaux.tot | Richesse en espèces d'oiseaux  | 10,70   | 2,46                    | 3,00 | 20,00 |
| R. oiseaux.for | Richesse des oiseaux spécialistes forestiers   | 4,15    | 1,69                    | 0,00 | 10,00 |
| R. chiro.tot   | Richesse totale en espèces de chiroptères  | 3,46    | 2,07                    | 0,00 | 13,00 |
| R. flore.tot   | Richesse spécifique totale de la flore vasculaire                                      | 34,96   | 10,16                   | 9,00 | 98,00 |
| R. flore.for   | Richesse en espèces de flore vasculaire forestières                                    | 15,15   | 3,65                    | 5,00 | 35,00 |
| R. carab.tot   | Richesse totale en espèces de carabiques   | 8,55    | 6,69                    | 2,00 | 27,00 |
| R. carab.for   | Richesse en espèces de carabiques forestiers spécialistes                              | 2,54    | 2,14                    | 0,00 | 7,00  |

Tab. 3 : résumé des variables de biodiversité analysées au niveau placette; variables de biodiversité = richesse spécifique des 7 groupes taxonomiques (taxons) retenus et des 6 sous-groupes, soit 13 groupes écologiques

L'écart-type par massif est obtenu en enlevant la variation inter-massifs (en centrant la variable par massif). Ces écarts-types sont un peu inférieurs aux écarts-types globaux. Les données brutes peuvent être sur-dispersées par rapport à la distribution de Poisson, si le carré de l'écart-type est supérieur à la moyenne – c'est le cas pour la flore dans son ensemble, les Coléoptères saproxyliques ou les champignons lignicoles –, ou sous-dispersées, si le carré de l'écart-type est inférieur à la moyenne – c'est le cas par exemple pour la flore forestière ou les oiseaux forestiers.



### Restituer des résultats éclairants pour les gestionnaires

Un autre axe de travail du projet GNB était de conduire des analyses de données dont les résultats ne relèveraient pas simplement du test d'hypothèse mais pourraient accompagner les gestionnaires dans la prise de décision. Pour cela, nous avons travaillé sur trois composantes des analyses de données.

La première concerne la forme de la relation entre les variables explicatives impliquées dans chacun des modèles du tableau 1 et chacune des variables de biodiversité; il s'agit notamment d'envisager des effets de seuils plutôt que des liens continus classiques (cf. figure 2). Ce type de relation est plus proche du raisonnement des décideurs et gestionnaires qui souhaitent savoir quel serait l'effet d'une mesure conservatoire. Nous avons systématiquement estimé ces différents modèles puis nous les avons comparés pour ne garder que le meilleur en termes de capacité prédictive.

La deuxième composante porte sur la généralité des résultats obtenus, en partant du constat qu'un lien entre une variable explicative et la biodiversité peut ne pas être universel. Si ce lien varie en fonction des conditions écologiques et/ou d'une région à l'autre, les résultats obtenus, sous l'hypothèse implicite d'une relation constante dans l'espace, sont mal estimés et ne reflètent pas bien notre niveau d'incertitude. L'échantillonnage de GNB étant structuré par massif, avec un groupe en plaine et en montagne, nous avons cherché à modéliser une relation variable d'un massif à l'autre, et une relation différente en forêt de plaine et de montagne. Cette approche n'a pu être mise en œuvre que pour le modèle linéaire (cf. figure 3). Au final, nous avons donc retenu cinq modèles par variable explicative et variable de biodiversité : les quatre modèles schématisés dans la figure 2 ainsi qu'un modèle linéaire variable d'un massif à l'autre (figure 3). Pour interpréter les résultats, il

faut aussi avoir bien présent à l'esprit que certaines de ces formes peuvent varier suivant la partie de la courbe mobilisée par les données (figure 4).

Enfin, la troisième composante qualifie l'effet observé; plutôt que de s'en tenir à la notion classique de significativité statistique, nous avons cherché à estimer l'ampleur de cet effet (sa magnitude). Cette démarche permet d'évaluer l'effet que produit la variation d'une variable explicative (par exemple, le volume de bois mort) sur une variable cible (par exemple, la richesse en coléoptères saproxyliques). Il s'agit de mettre en œuvre des méthodes permettant de distinguer si cet effet est négligeable ou non-négligeable (cf. encadré 1). Ces méthodes permettent également de distinguer les cas où l'effet est négligeable des cas où l'analyse de l'effet n'est pas conclusive : dans le premier cas, le gestionnaire peut conclure qu'une variable n'a pas d'effet fort sur une autre, dans le second cas, le gestionnaire « sait qu'on ne sait pas ». Enfin,

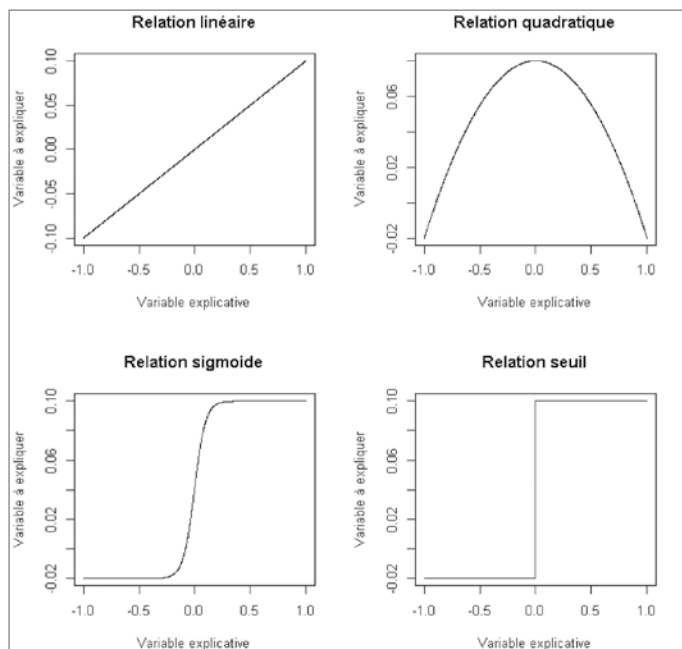


Fig. 2 : différentes formes de relations estimées dans le cadre de ce dossier, reliant les variables explicatives (cf. modèles du tableau 1) et la variable à expliquer.

Dans notre cas la variable à expliquer est le logarithme de la moyenne de la richesse spécifique. Les formes sigmoïdes et seuil permettent de jauger si des effets de seuil n'expliqueraient pas mieux les variations de biodiversité que des relations continues plus classiques.

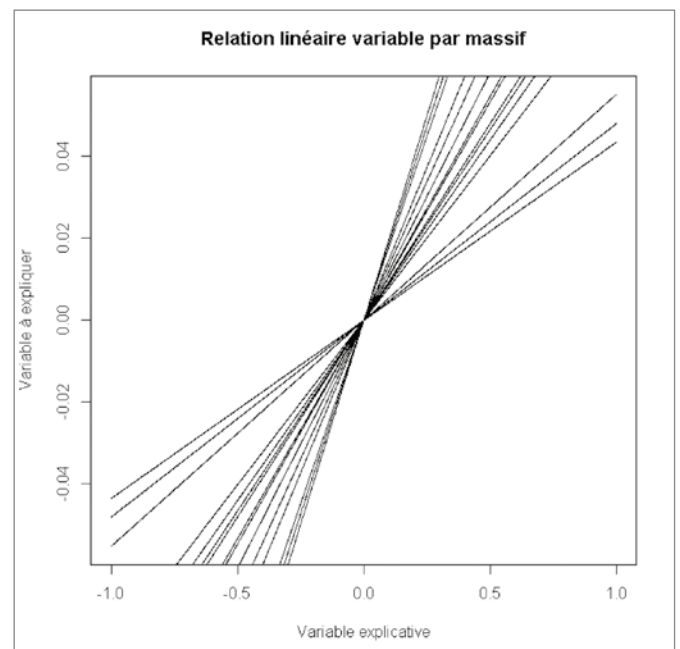


Fig. 3 : illustration de la relation linéaire variant d'un massif à l'autre, avec une ordonnée à l'origine ici constante pour plus de lisibilité.

Chaque droite illustre la relation pour un massif donné. Dans notre cas la variable à expliquer est le logarithme de la moyenne de la richesse spécifique.

en parallèle de cette analyse de la magnitude, nous avons comparé entre eux les 18 modèles du tableau 1 avec des techniques adaptées à ce type de modèle statistique, afin d'identifier pour chaque taxon les modèles – et donc les variables explicatives – les plus influents (cf. Gosselin *et al.* 2014 pour les détails techniques).

### Discussion et perspectives

Au terme de cet article, insistons tout d'abord sur la collaboration entre organismes gestionnaires et instituts de recherche, principale clé de réussite de ce projet d'envergure. D'une part, la collecte de données d'une telle ampleur n'a pu avoir lieu que grâce à l'appui des gestionnaires

naturalistes. D'autre part, l'analyse rigoureuse et la publication des données nécessitent la mobilisation des compétences des chercheurs. En amont des résultats que livreront les données, le développement de protocoles d'inventaires standardisés constitue une co-production déjà substantielle et appelée à être reprise dans d'autres études afin d'améliorer la qualité des travaux des naturalistes.

### Des résultats explicites mais des limites à expliciter

Les résultats issus de GNB présentent l'originalité très forte d'être assis sur une grande diversité de taxons et basés sur un réseau déployé à l'échelle nationale. Toutefois, nous avons ciblé nos analyses sur la richesse spécifique de différents groupes, qui n'est qu'un des indicateurs de biodiversité. Afin de pouvoir proposer un éclairage plus complet pour des stratégies de conservation, il faut encore entreprendre des analyses portant sur la richesse et l'abondance de groupes écologiques ou fonctionnels plus précis.

D'autre part, les relevés de biodiversité effectués mettaient moins l'accent sur l'exhaustivité de l'inventaire que sur la rigueur de mise en œuvre, gage de comparabilité entre les relevés. Cette qualité constitue le postulat de départ pour répondre précisément, et sans biais, à la question posée. Le déploiement de mesures aussi variées, faisant appel à une grande diversité de compétences et donc d'opérateurs sur plus de 200 placettes, a parfois nécessité d'alléger certains protocoles.

Même si nous avons essayé de contrôler le type de station entre peuplements exploités et non-exploités, notre étude n'était pas à proprement parler expérimentale. La mise en réserve a eu lieu indépendamment du projet et ne peut pas être considérée comme un traitement expérimental appliqué de manière aléatoire dans la forêt. En outre, le groupe des « réserves » n'est pas homogène.



Lilian Micas, ONF

Le carabe problématique, carabe forestier

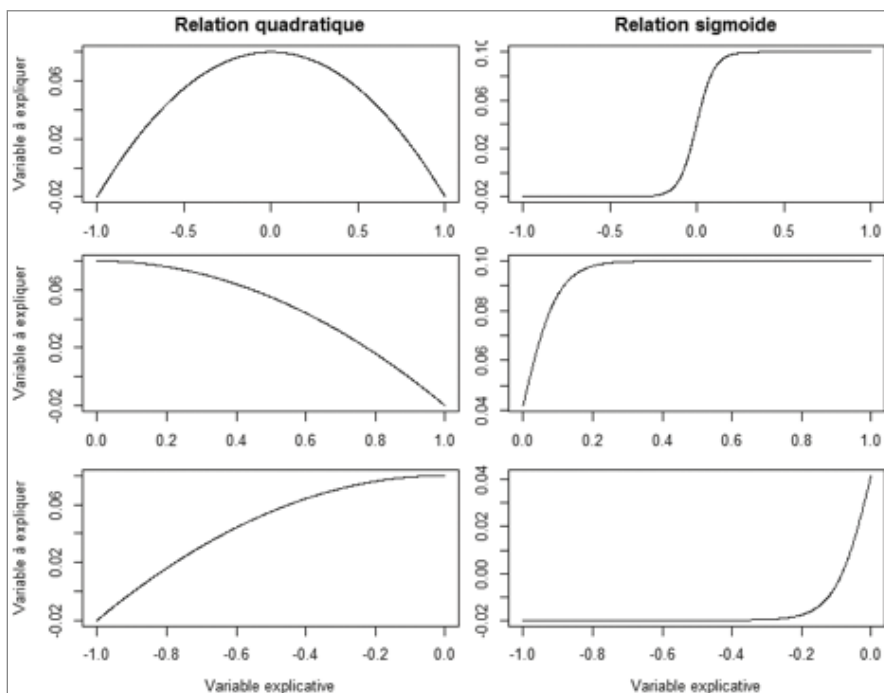


Fig. 4 : variations des courbes quadratiques et sigmoïdes.

Ces courbes peuvent changer de forme suivant la partie de la courbe mobilisée par les variables explicatives. Ainsi, la forme quadratique peut passer d'une forme de « cloche » à des formes croissante ou décroissante. De même, la relation sigmoïde peut donner lieu à des formes variables.

Une partie de ces difficultés a été partiellement gommée par la prise en compte de la date de dernière exploitation d'une part, et par l'étude des effets de variables dendrométriques plus ou moins dépendantes de l'arrêt d'exploitation d'autre part.

Par ailleurs, le réseau des réserves dans notre pays est relativement récent (la création de la première Réserve Naturelle date de 1961) et leur taille est

souvent assez faible (quelques dizaines d'ha). Ainsi, notre échantillon compte assez peu de très vieilles réserves et de très grandes réserves. Le gradient de durée sans exploitation n'est donc pas uniforme : la plupart des sites en réserve ont une durée sans exploitation faible, seuls quelques sites ont une durée très longue. Il en va de même pour la surface. Ainsi, s'il y a des effets de la naturalité anthropique après un pas de temps très long,

ou pour de très grandes surfaces de réserve, nous avons du mal à les détecter avec notre jeu de données. Des remarques similaires s'appliquent en termes de naturalité biologique. Néanmoins, un plan d'échantillonnage fondé uniquement sur de très vieilles réserves comparées à des peuplements exploités aurait probablement posé des problèmes d'interprétation des données; on aurait notamment mal estimé les effets à court terme

### 1 – Une analyse des résultats statistiques centrée sur la magnitude des effets

Dans GNB, nous avons insisté sur la magnitude des relations entre les variables explicatives et la biodiversité, plutôt que sur la seule significativité statistique. Les tests statistiques classiquement employés permettent de réfuter une hypothèse « nulle » avec un niveau prédéfini de chances de se tromper (exemple d'hypothèse nulle : « la mise en réserve n'augmente pas la richesse spécifique des oiseaux »). Toutefois, un test peut se révéler statistiquement significatif (on rejette l'hypothèse selon laquelle une variable n'a pas d'effet sur la biodiversité), mais le lien s'avérer très faible.

Concrètement, travailler sur la magnitude des effets revient à évaluer l'effet qu'aurait l'ajout d'une certaine quantité de la variable explicative (par exemple le volume de bois mort) sur la moyenne de la richesse spécifique.

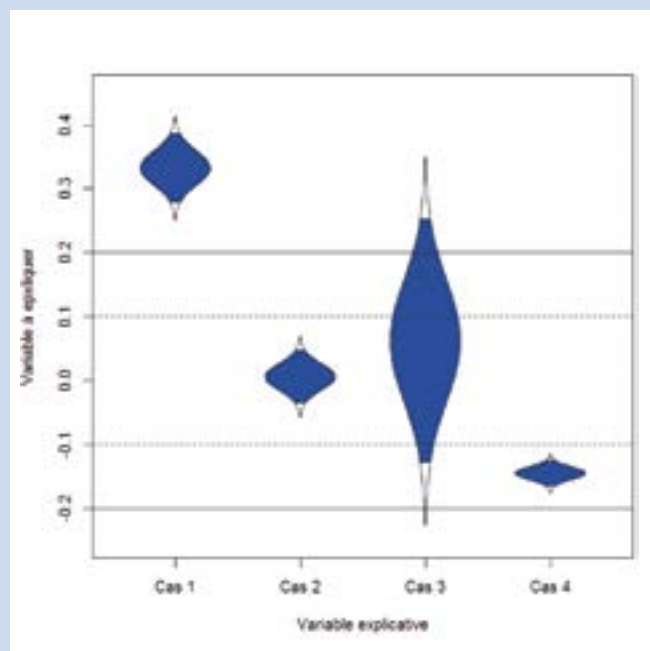
Nous avons arbitrairement fixé les seuils suivants pour l'interprétation des résultats :

- si cette variation entraîne une augmentation de richesse spécifique d'au moins 10 % avec au moins 95 % de chances, nous qualifierons l'effet de non-négligeable, fort et positif ;
- si avec plus de 95 % de chance l'effet est entre -10 % et +10 %, on qualifie l'effet de très négligeable ;
- et si avec plus de 95 % de chances, l'effet est de diminuer la richesse spécifique de plus de 10 %, on qualifie l'effet de non-négligeable, fort et négatif.

Nous avons par ailleurs considéré un second seuil dans la variation de biodiversité (+20 % et -20 %), correspondant à des effets qualifiés respectivement de non-négligeable très fort positif, négligeable, et non-négligeable très fort négatif (cf. figure 5 et article 7).

Quelle « quantité de variable explicative » ajouter pour estimer cet effet ? Nous avons ici simulé systématiquement deux types de variations additives : (i) la moitié de la moyenne de la variable ; et (ii) l'écart-type de la variable, une fois prises en compte les variations inter-massif. Pour ne pas perdre le lecteur, les valeurs envisagées de ces variations sont précisées en même temps que les résultats des analyses de magnitude dans les articles 4, 5 et 7.

Ultérieurement, il sera possible de tester l'effet de variations liées à des normes de gestion ou des normes sylvicoles existantes. Mais pour l'heure, nous n'avons pas mené ces analyses pour que les résultats ne soient pas perçus comme des consignes de gestion. En outre, il n'existe pas de normes de gestion pour toutes les variables testées.



Quatre cas possibles illustrant la méthode d'analyse de la magnitude des effets par la définition de la négligeabilité et non-négligeabilité des effets.

Les formes indiquent l'incertitude sur la valeur réelle de l'effet de la variable explicative sur la variable à expliquer, les zones bleutées regroupant 95 % des valeurs : plus le fuseau est « écrasé », plus l'incertitude est faible; la largeur est pour sa part constante. Dans notre cas la variable à expliquer est le logarithme de la moyenne de la richesse spécifique.

Cas 1 : l'effet est > 10 % et >20 % de la moyenne de la variable de biodiversité, avec une probabilité de plus de 95 % : l'effet est dit « non-négligeable », très fort et positif.

Cas 2 : l'effet est entre -10+ et +10 %, avec une probabilité de plus de 95 % : l'effet est dit « très négligeable ».

Cas 3 : l'effet n'est ni >10 % avec une probabilité de plus 95 %, ni <-10 % avec une probabilité de plus de 95 %, ni entre -20 % et +20 % avec une probabilité de plus de 95 % : on ne peut conclure quant à la négligeabilité de l'effet.

Cas 4 : ce cas illustre le fait que l'appréciation de la magnitude dépend du seuil de non-négligeabilité auquel on se réfère : ici, le même effet est jugé fort et négatif au seuil de 10 % (noté -) mais il est négligeable si on se réfère au seuil de 20 % (noté alors 0).

(20-50 ans) de la mise en réserve et de l'évolution des variables de naturalité biologique (volume de gros bois, bois mort). L'échantillonnage retenu dans GNB présente finalement des avantages pour estimer les effets à assez court terme des éléments de naturalité biologique.

### Une démarche statistique innovante mais qui doit être assimilée





Nous avons fait le choix de centrer nos analyses sur la magnitude des relations et sur la notion de non-négligeabilité de la relation entre biodiversité et facteurs explicatifs. Certaines relations peuvent être statistiquement significatives tout en étant considérées comme négligeables avec notre approche (voir encadré 1). Cette approche permet d'aller au-delà de la significativité statistique pour évaluer la « significativité biologique » et, finalement, estimer les effets attendus de mesures de gestion. Toutefois, cette approche, appliquée au cas de la biodiversité, soulève deux problèmes :

- (i) Quel seuil retenir pour décider que l'effet est négligeable ou non ? Le seuil de 10 % retenu ici est-il acceptable ? Faut-il un seuil unique pour tous les groupes taxonomiques, ou faut-il le faire varier en fonction du nombre d'espèces rencontré dans le *pool* régional ? Faut-il passer d'un seuil relatif (10 %) à un seuil absolu (un nombre d'espèces) ?
- (ii) Sur le choix des variations envisagées pour l'analyse de magnitude : nous avons ici fait le choix objectif d'utiliser l'écart-type de la variable explicative considérée ; mais il serait plus judicieux de raisonner par scénario de gestion et de comparer les effets de ces scénarios selon nos modèles statistiques. En attendant, il faut être prudent dans l'interprétation et l'utilisation de ces résultats : les seuils estimés et les variations envisagées pour les variables explicatives doivent être confrontés par exemple à la précision statistique obtenue ou au caractère réaliste (ou non) pour la gestion (cf. article 7)...

## 2 - Aide-mémoire sur les modèles testés et l'analyse des résultats

Nous avons étudié la richesse spécifique de 7 taxons répartis en 13 groupes écologiques (cf. tableau 3) en fonction de trois types de variables :

- variables de naturalité anthropique : mise en réserve intégrale ; date depuis la dernière coupe ; quantité de réserves intégrales dans le paysage ; distance à la réserve la plus proche ;
  - variables de naturalité biologique : quantité et diversité de bois mort, de gros et très gros arbres ;
  - autres variables de gestion : richesse et surface terrière en essences, diamètre moyen.
- Dans chaque cas, quatre formes de relations ont été testées entre les variables explicatives et le logarithme de la moyenne de la richesse spécifique :

| Relation   | Signification  | Magnitude de la relation  |
|--|--|---|
| Linéaire<br>    | L'effet d'une augmentation de la variable explicative est toujours le même, quelle que soit la position sur le gradient écologique de cette variable. La pente de la droite indique l'effet, qui peut être positif ou négatif.         | Constante : c'est la pente de la droite   |
| Quadratique<br> | L'effet d'une augmentation de la variable explicative varie en fonction de la position sur le gradient écologique. Il peut être positif, négatif ou nul selon la position sur le gradient.   | Variable. Pour l'analyser, nous nous sommes placés aux trois quantiles qui divisent le gradient en quatre parties égales. Le code +/-0 indique par exemple que l'effet est fort et positif aux deux premiers quantiles, négligeable au troisième. |
| Sigmoïde<br>  | L'effet d'une augmentation de la variable explicative varie en fonction de la position sur le gradient écologique ; il est le plus fort (et positif ou négatif) autour d'un point d'inflexion et plus faible sur le reste du gradient. | Analysée uniquement autour du point d'inflexion, car plus faible ailleurs   |
| Seuil<br>     | L'effet d'une augmentation de la variable explicative est nul sauf autour d'une valeur seuil ; autrement dit, le modèle est constant, sauf de part et d'autre du seuil.  | Analysée uniquement autour du seuil, car plus faible ailleurs   |

La magnitude et le sens des effets sont analysés en envisageant une augmentation d'une certaine quantité  $\Delta X$  de la variable explicative (passage du niveau actuel au niveau actuel plus  $\Delta X$ ). Les niveaux de variation  $\Delta X$  envisagés sont précisés dans les tableaux de résultats. Par exemple pour le volume total de bois mort, deux niveaux ont été envisagés : 18 et 47 m<sup>3</sup>/ha. Ils sont synthétisés selon les 7 catégories suivantes (voir encadré 1) :

| Notation | Effet                      | Signification  |
|----------|----------------------------|--|
| 00       | Effet très négligeable     | Une augmentation $\Delta X$ de la variable explicative fait varier la richesse spécifique du groupe considéré de moins de 10 % en nombre d'espèces   |
| 0        | Effet négligeable          | Une augmentation $\Delta X$ de la variable explicative fait varier la richesse spécifique du groupe considéré de moins de 20 % en nombre d'espèces   |
| +        | Effet positif fort         | Une augmentation $\Delta X$ de la variable explicative fait augmenter la richesse spécifique du groupe considéré de plus de 10 % en nombre d'espèces |
| ++       | Effet positif très fort    | Une augmentation $\Delta X$ de la variable explicative fait augmenter la richesse spécifique du groupe considéré de plus de 20 % en nombre d'espèces |
| -        | Effet négatif fort         | Une augmentation $\Delta X$ de la variable explicative fait diminuer la richesse spécifique du groupe considéré de plus de 10 % en nombre d'espèces  |
| --       | Effet négatif très fort    | Une augmentation $\Delta X$ de la variable explicative fait diminuer la richesse spécifique du groupe considéré de plus de 20 % en nombre d'espèces  |
| ?        | Pas de conclusion possible | Les estimations statistiques ne permettent de classer l'effet dans une des six catégories précédentes  |

Certaines catégories ne sont pas exclusives : un même effet peut relever de deux catégories (par exemple 0 et +) selon le seuil (niveau) de non-négligeabilité auquel on se réfère ( $\pm 10\%$  ou  $\pm 20\%$ ).

Nous avons employé des méthodes statistiques permettant de prendre en compte les caractéristiques singulières d'un jeu de données comme celui de GNB, et de tester différentes formes de relation (cf. résumé en encadré 2). S'il est classique en écologie d'envisager plusieurs formes de relations, l'incorporation dans le processus de sélection de modèle de fonctions seuil, sigmoïdes et quadratiques, dans un contexte spatialement explicite, est quant à elle une innovation qui a permis d'identifier des phénomènes qui seraient passés inaperçus avec les outils classiques. Par exemple, nous aurions manqué la relation de magnitude non-négligeable entre distance à la lisière de la réserve et richesse des bryophytes forestières si nous avions classiquement recherché une relation de forme linéaire plutôt que quadratique. Les modèles quadratiques peuvent souvent révéler des relations, en rendant compte d'une idée fréquente en écologie selon laquelle un facteur explicatif n'est pas forcément limitant dans toute sa gamme ou dans toutes les conditions écologiques. Le projet nous a donc permis d'améliorer nettement l'analyse statistique des données de biodiversité spécifique. À ce jour, nous travaillons encore sur l'intégration de l'effet opérateur dans les modèles, point méthodologiquement délicat. Enfin, l'outil statistique ici présenté est très lourd à mettre en œuvre et n'est pas toujours en mesure de donner un résultat exploitable, notamment pour les modèles seuil et sigmoïde. L'amélioration de l'ergonomie et de l'efficacité des modèles constitue un objet de travail essentiel pour envisager son déploiement auprès des analystes.

### Perspectives de valorisation et de transfert

En premier lieu, notons déjà que le réseau de placettes construit et échantillonné dans le cadre du projet GNB (2008-2013) a été étendu avec le soutien de l'ONF au titre de la Mission d'intérêt général Biodiversité



Élise Avenas, ONF

(2014-2016). Le jeu de données devrait compter environ 280 placettes à la fin de cette extension. Les analyses intégrant ce complément de données seront conduites d'ici fin 2018 par Irstea.

Si les données issues de GNB ont déjà fait l'objet de nombreuses publications scientifiques dans des revues à comité de lecture, le travail de transfert écrit auprès des gestionnaires et des décideurs s'amorce avec ce dossier, qui fait suite à deux séminaires effectués auprès de l'ONF et de RNF. Par la suite, nous engagerons des réflexions sur la manière de traduire nos résultats en clés d'interprétation et d'aide à la gestion, pour les gestionnaires de réserves dont les plans de gestion prévoient d'augmenter le degré naturalité des peuplements. Ce transfert consistera en une formalisation des résultats déjà acquis, ou bien il nécessitera de ré-analyser les données en testant l'effet de scénarios de gestion ou de mesures conservatoires quantifiées.

Ce travail de transfert des résultats vers la gestion ou la décision publique nécessitera vraisemblablement la mise en œuvre d'un projet structuré

et dédié à cette mission, trop souvent éludée dans les travaux de recherche.

À plus long terme, les partenaires du projet réfléchissent à un retour sur les placettes du projet 10 à 15 ans après le premier passage. Le présent projet serait alors considéré comme un point initial permettant d'analyser la dynamique de la biodiversité en lien avec celle des peuplements.

**Frédéric Gosselin<sup>1</sup>,  
Yoan Paillet<sup>1</sup>, Marion Gosselin<sup>1</sup>,  
Sylvie Durrieu<sup>5</sup>,  
Laurent Larrieu<sup>6</sup>, Anders  
Mårell<sup>1</sup>, Vincent Boulanger<sup>2</sup>,  
Nicolas Debaive<sup>3</sup>, Frédéric  
Archaux<sup>1</sup>, Christophe  
Bouget<sup>1</sup>, Olivier Gilg<sup>3</sup>, Agnès  
Rocquencourt<sup>1</sup>, Nicolas Drapier<sup>4</sup>,  
Emmanuelle Dauffy-Richard<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Irstea Nogent-sur-Vernisson, UR Écosystèmes Forestiers

<sup>2</sup> ONF, département Recherche Développement et Innovation

<sup>3</sup> Réserves Naturelles de France

<sup>4</sup> ONF, département Gestion Durable et Multifonctionnelle des Forêts

<sup>5</sup> Irstea Montpellier, UMR TETIS

<sup>6</sup> INRA Toulouse, UMR Dynafor ; CRPF Occitanie

## Remerciements

Que le lecteur nous permette de ré-insister sur l'importance de l'implication des organismes partie prenante de GNB pour la réussite du projet, et au-delà des organismes des personnes qui ont donné de leur temps, de leur énergie et de leur savoir-faire. Qu'elles en soient ici remerciées. Voici une liste que nous espérons la plus exhaustive possible... en nous excusant auprès de ceux que nous aurions oubliés.

F. Archaux (Irstea)  
 S. Bailey (Irstea)  
 Ph. Ballon (Irstea)  
 Ch. Baltzinger (Irstea)  
 R. Barrier (Irstea)  
 T. Barnouin (ONF)  
 D. Barré (ONF Chizé)  
 I. Bassi (ONF)  
 J. Bernard (ONF)  
 G. Billod (ONF)  
 E. Bionne (ONF)  
 B. Blaise (ONF Citeaux)  
 M. Blin (ONF)  
 Y. Boscardin (Irstea)  
 R. Bœuf (ONF)  
 Ch. Bouget (Irstea)  
 V. Boulanger (ONF)  
 J.-J. Boutteaux (ONF)  
 A. Bouvet (Irstea)  
 L. Burnel (INRA)  
 S. Cadet (ONF)  
 D. Cartier (ONF)  
 D. Chagot (ONF)  
 Ch. Chauliac (ONF)  
 A. Chevalier (Irstea)  
 R. Chevalier (Irstea)  
 Th. Cordonnier (ONF)  
 S. Coulette (RN Ballons Comtois)  
 P. Coutadeur (Irstea)

T. Darnis (ONF)  
 E. Dauffy-Richard (Irstea)  
 N. Debaive (RNF)  
 S. Delabye (Irstea)  
 P. Denis (ONF)  
 B. Devaux (ONF)  
 E. Diaz (ONF)  
 L. Domergue (RN)  
 N. Drapier (ONF)  
 C. Druesne (RN Ventron)  
 S. Ducroux (ONF)  
 S. Dumas (ONF Hte Chaîne Jura)  
 Y. Dumas (Irstea)  
 S. Durrieu (Irstea Tétis)  
 J.-F. Etchepare (ONF)  
 D. Faugere (ONF)  
 B. Fauvel (ONF)  
 J. Fleury (Irstea)  
 T. Freund (ONF)  
 B. Fritsch (RN Bois du Parc)  
 M. Fuhr (Irstea)  
 Ch. Gallement (ONF)  
 J.-C. Gattus (ONF)  
 Th. Gautrot (ONF)  
 O. Gilg (RNF)  
 V. Godreau (ONF)  
 J.-P. Golé (ONF Lure)  
 F. Gosselin (Irstea)  
 M. Gosselin (Irstea)  
 G. Gruhn (ONF)  
 B. Guérin (ONF)  
 M. Hermeline (ONF)  
 P. Hirbec (ONF)  
 E. Jensel (ONF Ventoux)  
 M. Kaczmar (ONF)  
 J. Keller (ONF)  
 L. Lallement (ONF)  
 L. Larrieu (INRA)  
 J.-L. Leclerc (ONF)  
 R. Leconte (RN Chalmessin)  
 J. Leseure (ONF Haut-Tuileau)  
 J. L'Huillier (ONF)  
 C. Madiou (Irstea Tétis)

F. Malgouyres (ONF)  
 A. Marchand (ONF)  
 C. Marck (ONF)  
 A. Mârell (Irstea)  
 H. Martin (Irstea)  
 E. Michau (ONF)  
 C. Molliard (Irstea)  
 T. Morant (RN Combe-Lavaux)  
 A. N'Diaye – Boubacar (Irstea)  
 T. Noblecourt (ONF)  
 B. Nusillard (Irstea)  
 Y. Paillet (Irstea)  
 S. Pauvert (RN Haute Chaîne du Jura)  
 Ph. Pernodet (ONF)  
 C. Pernot (Irstea)  
 A. Perthuis (ONF)  
 I. Piney (Irstea Tétis)  
 D. Reboul (ONF Lure)  
 C. Ricou (Irstea)  
 F. Ritz (ONF)  
 A. Rocquencourt (Irstea)  
 O. Rose (ONF)  
 J. Rosset (RN Haute Chaîne du Jura)  
 E. Royer (ONF Rambouillet)  
 Y. Saas (Irstea)  
 L. Servière (RN Combe-Lavaux)  
 G. Sivry (ONF Verrières)  
 F. Soldati (ONF)  
 P. Tardif (Irstea)  
 J.-L. Témoin (ONF Rambouillet)  
 J. Terracol (ONF Ventoux)  
 L. Tillon (ONF)  
 M. Toïgo (Irstea)  
 H. Tournier (RN Haute Chaîne du Jura)  
 R. Truckenwald (ONF)  
 A. Villemey (Irstea)  
 O. Vinet (ONF)  
 H. Voiry (ONF)  
 A. Vuidot (Irstea)  
 J. Willm (INRA)  
 P. Xima (ONF)