



HAL
open science

L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers

Laurent Larrieu, Pierre Gonin

► To cite this version:

Laurent Larrieu, Pierre Gonin. L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 2008, 60 (6), pp.727-748. 10.4267/2042/28373 . hal-03449570

HAL Id: hal-03449570

<https://hal.science/hal-03449570v1>

Submitted on 25 Nov 2021

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.

L'INDICE DE BIODIVERSITÉ POTENTIELLE (IBP) : UNE MÉTHODE SIMPLE ET RAPIDE POUR ÉVALUER LA BIODIVERSITÉ POTENTIELLE DES PEUPELEMENTS FORESTIERS

LAURENT LARRIEU - PIERRE GONIN

La forêt est un écosystème complexe dont la diversité biologique, reconnue depuis longtemps, est revenue au cœur des réflexions sur la gestion forestière depuis la conférence d'Helsinki en 1993, dans le prolongement du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992 qui avait consacré le concept de biodiversité. Depuis, de nombreuses études ont été menées pour mieux définir la biodiversité, en connaître les composantes et cerner l'influence de la gestion. Ces travaux sont nécessairement pluridisciplinaires, car la biodiversité « englobe les gènes, les individus, les dèmes, les métapopulations, les espèces, les communautés, les écosystèmes, et les interactions entre les entités » (Lindermayer et Franklin, 2002). Ils ont permis de préciser l'importance des forêts pour la conservation de la biodiversité. En effet, les forêts sont les types d'habitats qui hébergent le plus grand nombre d'espèces vivantes : plus de 6 000 pour une hêtraie française (Rameau *et al.*, 2000), 3 900 espèces végétales et plus de 6 800 espèces animales dans les hêtraies d'Europe centrale (Dajoz, 1999). Si l'on considère l'ensemble des habitats sous la responsabilité des gestionnaires forestiers, la forêt regroupe 66 % du nombre d'habitats de la classification européenne CORINE biotopes présents en France, et 90 % des habitats d'intérêt communautaire de la directive Habitats-Faune-Flore n° 92/43 (Rameau *et al.*, 2000) ; on y trouve — surtout dans les milieux associés — 72 % de la flore de France (Gosselin et Laroussinie, 2004).

La variété et la complexité des domaines biologiques concernés constituent pour le gestionnaire une difficulté pratique pour évaluer la biodiversité. Il convient en plus d'intégrer les aspects dynamiques car il ne suffit pas de prendre en compte seulement la diversité actuelle, mais aussi les possibilités d'émergence de la diversité en devenir (Rameau *in* Berducou, 1990).

Il existe des indicateurs aux échelles internationale et nationale pour suivre l'évolution de la biodiversité et définir les politiques de conservation de la biodiversité (Levrel, 2007), mais ils ne sont pas étalonnés pour évaluer le niveau de biodiversité du peuplement ou de la parcelle forestière.

Par ailleurs, de nombreux biologistes ont tenté de mettre au point des indicateurs plus ou moins universels, c'est-à-dire pertinents pour révéler à eux seuls le degré de biodiversité ou bien de naturalité (voir par exemple : Andersen, 1997 ; Martikainen *et al.*, 1998 ; Nageleisen, 1999 ; Brustel, 2001 ; Norstedt *et al.*, 2001 ; Grove, 2002a ; Ménoni *et al.*, 2002 ; Agosti *et al.*, 2003 ; Campronon, 2003 ; Bardat, 2004 ; Sarthou *et al.*, 2006 ; Underwood et Fisher, 2006). Mais leur utilisation nécessite des études assez longues, coûteuses et menées avec l'aide de spécialistes. Par ailleurs, la pertinence des indicateurs à paramètre unique, avec un seul taxon indicateur, est sujette à caution (Lindermayer et Franklin, 2002). De leur côté, les forestiers ont depuis long-

temps mis au point des méthodes fines de description des peuplements pour orienter leur gestion (biomasse, hauteur dominante...), mais elles traduisent mal la diversité biologique.

Malgré le développement récent de méthodes pour décrire la biodiversité et quantifier l'impact de leurs pratiques (Du Bus de Warnaffe et Devillez, 2002 ; Branquart et Liégeois, 2005), il manque encore aux gestionnaires une méthode d'évaluation simple (accessible à un non-spécialiste des différents groupes taxonomiques) et rapide (ne demandant pas d'inventaire), mais néanmoins pertinente car reposant sur des critères reconnus.

C'est pour donner au gestionnaire une estimation de la biodiversité potentielle des peuplements que nous proposons ici un indice qui s'apparente à un indicateur indirect et "composite", reposant sur la notation d'un ensemble de dix facteurs. La biodiversité potentielle correspond ici à la capacité d'accueil du peuplement, en lien avec ses caractéristiques actuelles, sans préjuger de la biodiversité réelle qui ne pourrait être évaluée qu'avec des inventaires complexes, non réalisables en routine. Cet indice permet de mettre en évidence les peuplements forestiers les plus intacts sur le plan écologique, sur des critères de continuité, de maturité et de complexité structurelle. Il permet également de visualiser la part de chaque facteur dans la biodiversité globale ; il sera alors possible de les prendre en compte dans les actes de gestion afin de conserver ou d'améliorer la biodiversité qui leur est associée.

CONDITIONS D'UTILISATION DE L'IBP

L'indice de biodiversité potentielle des peuplements (IBP) a été conçu pour être utilisé à l'échelle du peuplement forestier, qui correspond à un niveau opérationnel courant. Lorsque le parcellaire (cadastral ou forestier) coïncide avec la typologie des peuplements, l'indice reste applicable à l'échelle de la parcelle. Par contre, si la parcelle regroupe des peuplements très différents, la notation à l'échelle parcellaire altère la pertinence de l'indice et rend plus difficile les comparaisons, d'où l'importance de noter l'échelle de description. La surface minimale pouvant être notée est fixée à 0,25 ha, la limite maximale étant atteinte quand le peuplement change de façon significative. La notation par type d'habitat est à éviter car le concept d'habitat ne prend pas en compte les aspects de structure, de maturité et de continuité.

Les notes sont données après visite rapide (telle que l'on peut le faire en "visite conseil"), sans effectuer de mesure, ou bien après une classique description de parcelle pendant laquelle quelques mesures sont réalisées. L'échantillonnage doit être adapté à la surface évaluée et à l'hétérogénéité du peuplement. Il doit être suffisamment représentatif : afin de ne pas biaiser les résultats, nous conseillons de parcourir le peuplement par une succession de virées plus ou moins régulières, en se détournant pour aller voir les éléments remarquables comme les clairières, les talwegs et les dépressions (présence d'eau ?), les plans d'eau, les rochers. Le dénombrement des différents éléments est réalisé pendant le parcours et les observations sont ramenées à des valeurs par hectare, en estimant la surface parcourue si on ne la connaît pas exactement. La note est donnée à la fin, en comparant les résultats du dénombrement avec les valeurs seuils. Le simple parcours par transect est peu pertinent car certains éléments ne sont pas répartis de façon homogène. La notation ne nécessite pas la mise en place de placettes d'inventaire statistique. La rapidité d'observation des différents facteurs peut entraîner un biais dans l'estimation des valeurs réelles (sous-estimation), ce dont nous avons essayé de tenir compte dans la définition des facteurs et des bornes servant à l'attribution des notes.

Une représentation synthétique sous forme d'un graphique "radar" dans un tableur facilite à la fois la comparaison de peuplements, leur suivi dans le temps et le diagnostic des facteurs qu'il serait souhaitable d'améliorer.

L'indice est conçu pour les forêts des domaines atlantique et continental, des étages planitiaire à subalpin (l'IBP pourrait également s'appliquer à la zone boréale européenne en utilisant les seuils de l'étage subalpin). La diversité des situations rencontrées est intégrée dans la notation, en particulier le potentiel local : par exemple, les grosseurs des bois et le nombre d'espèces ligneuses intègrent les difficiles conditions stationnelles qui règnent à l'étage subalpin.

MÉTHODE DE CONSTRUCTION

L'IBP a été construit à partir des données bibliographiques, de l'expérience des auteurs et des résultats de son utilisation depuis 2004 sous des versions successivement enrichies. Son évaluation consiste à apprécier un ensemble de dix facteurs parmi ceux qui sont habituellement reconnus comme les plus favorables à la diversité interne des peuplements forestiers, en particulier dans les synthèses bibliographiques sur les liens entre gestion forestière et biodiversité (Gosselin et Laroussinie, 2004 ; Gosselin *et al.*, 2006). Nous avons retenu la composition spécifique et la structuration du peuplement, l'offre en "microhabitats" liés aux arbres, la présence d'habitats "associés" à la forêt, la maturité des peuplements actuels et la continuité de l'état boisé. Une attention toute particulière est accordée au cortège saproxylique, qui rassemble à lui seul près du quart des espèces forestières (Bouget, 2007). Les milieux ouverts, humides et rocheux sont pris en compte pour l'originalité de leur composition spécifique et pour le rôle fonctionnel qu'ils jouent pour les peuplements forestiers.

Une note entre 0 et 5 est donnée pour chacun des facteurs selon une échelle de valeurs établie "à dire d'expert". La notation essaye de tenir compte des différences entre les communautés dont la richesse augmente avec la taille du facteur (par exemple avec le volume total de bois mort à l'hectare) et celles qui réagissent à la diversification du facteur (par exemple la nature des plans d'eau). La somme des notes permet ensuite d'apprécier la diversité globale par rapport à un niveau de biodiversité maximale théorique.

DESCRIPTION ET JUSTIFICATION DES FACTEURS

(voir la grille de notation dans le tableau II, pp. 739-740)

Facteur A – Richesse en essences forestières autochtones

Les arbres sont un élément structurant de la biodiversité, mais les essences n'ont pas toutes le même potentiel biologique, comme le montre le classement des ligneux effectué par Branquart et Dufrêne (2005) en fonction du nombre d'organismes associés par des liens fonctionnels ou trophiques (figure 1, p. 730). La biodiversité associée varie selon les essences, mais augmente globalement avec le nombre d'essences autochtones (Gosselin et Laroussinie, 2004). Le facteur A est fondé sur la richesse en essences ligneuses arborescentes, quelle que soit la strate dans laquelle les ligneux se trouvent. Les espèces d'un même genre ayant dans la plupart des cas un comportement dynamique, des caractéristiques et un potentiel biologique assez proche, l'inventaire porte sur les genres, ce qui en facilite le dénombrement. Tout genre est comptabilisé dès lors qu'un individu est présent. Les espèces exotiques ne sont pas prises en compte car leur potentiel biologique est nettement inférieur dans nos contrées à celui des espèces indigènes (Branquart et Liégeois, 2005). Le tableau II (pp. 739-740) précise la liste des genres à répertorier dans leur aire naturelle. *Castanea sativa* sera dans tous les cas considérée comme une essence autochtone.

FIGURE 1 CLASSEMENT DES PRINCIPALES ESSENCES LIGNEUSES D'EUROPE OCCIDENTALE D'APRÈS LEUR POTENTIEL DE DIVERSITÉ BIOLOGIQUE

(en % de la richesse spécifique maximale par groupe fonctionnel ; d'après Branquart et Dufrêne, 2005 *in* Branquart et Liégeois, 2005)

	phyto	ligni	cavite	myco	epiph	frugi	flori	sapro	indice
<i>Salix</i>	■	▣	▣	▣	▣	■	■	▣	0,74
<i>Quercus</i>	■	■	■	■	■	▨	□	▨	0,73
<i>Fagus</i>	■	■	■	■	■	▣	□	■	0,65
<i>Prunus</i>	▣	▣	▨	□	▨	■	■	■	0,65
<i>Betula</i>	▣	▣	▣	■	▨	▣	□	▨	0,62
<i>Alnus</i>	▨	▣	▣	□	■	▨	□	■	0,57
<i>Sorbus</i>	■	▨	▣	□	▣	■	■	▣	0,56
<i>Populus</i>	▣	■	■	□	▨	■	□	▣	0,53
<i>Pinus</i>	▨	▣	▨	■	■	▣	□	■	0,51
<i>Acer</i>	■	▣	▣	□	■	▨	■	▣	0,50
<i>Fraxinus</i>	■	▣	▣	□	■	■	□	■	0,49
<i>Tilia</i>	■	▨	▣	□	▣	■	□	■	0,45
<i>Crataegus</i>	■	■	■	□	□	▣	■	▣	0,44
<i>Picea</i>	■	▣	□	▣	▨	▣	□	□	0,41
<i>Ulmus</i>	■	▨	▣	□	▨	□	□	■	0,40
<i>Malus</i>	■	■	■	□	■	▣	■	■	0,40
<i>Carpinus</i>	■	■	▣	□	■	■	□	▨	0,33
<i>Corylus</i>	■	▨	■	□	■	■	□	▨	0,33
<i>Larix</i>	□	▨	□	■	▨	■	□	▨	0,28
<i>Abies</i>	■	▨	□	□	▨	□	□	□	0,25

Richesse spécifique



phyto : insectes phytophages

ligni : champignons lignicoles

cavite : organismes cavernicoles

myco : champignons mycorhiziens

epiph : lichens épiphytes

frugi : oiseaux frugivores

flori : insectes floricoles

sapro : invertébrés saprophages

Ce facteur privilégie la facilité d'estimation plutôt que la précision : tous les genres ont le même poids alors que leur potentiel biologique peut varier. Par ailleurs, la proportion relative de chaque essence n'est pas intégrée alors qu'elle peut jouer un rôle sur la biodiversité (Gosselin et Laroussinie, 2004) : chaque essence a le même poids, quelle que soit son abondance. Le choix de ce facteur nous semble cependant cohérent avec le niveau de précision recherché pour notre indice et sa rapidité de notation.

La note est ensuite déterminée en fonction du nombre de genres comptabilisés, en différenciant deux situations bioclimatiques qui présentent un potentiel local maximal différent :

— étage subalpin : 0 avec un genre, 2 avec deux genres, 5 avec trois genres ou plus ;

— autres étages de végétation : 0 avec un ou deux genres, 2 avec trois ou quatre genres, 5 au-delà.

Cette échelle a été étalonnée à partir du nombre de genres d'arbres observés dans des peuplements variés :

— Peuplements touchés fortement par la tempête de 1999 : dans les dispositifs de l'Observatoire de la dynamique naturelle (réseau ENGREF-INRA, IDF, ONF, CRPF ; 182 sites), la régénération en 2005 est constituée de 4 à 7 essences dans 67 % des cas (figure 2a, ci-dessous).

— Peuplements adultes fermés, échantillonnés en Midi-Pyrénées à l'occasion de la réalisation du catalogue des stations forestières sur les Petites Pyrénées, Plantaurel et Bordure sous-pyrénéenne (590 relevés sur 80 000 ha, aux étages collinéen et montagnard inférieur ; Gonin, 2001) : 3 à 6 essences dans 72 % des cas, soit une diversité légèrement inférieure à celle des peuplements touchés par la tempête (figure 2b, ci-dessous)

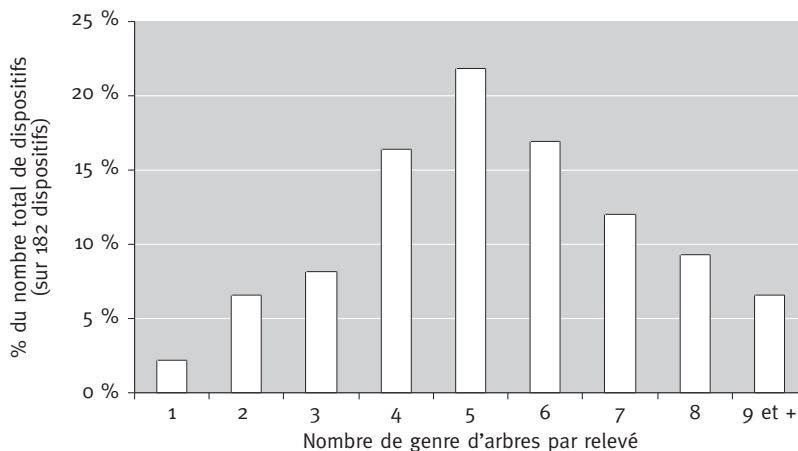
FIGURE 2

DISTRIBUTIONS DU NOMBRE DE GENRES D'ARBRES OBSERVÉS DANS DEUX RÉSEAUX D'OBSERVATIONS DE PEUPLEMENTS FORESTIERS

(surface étudiée : pour a, 150 m² en 12 placeaux répartis sur 0,8 ha ; pour b, 400 m²)

a- Distribution des dispositifs d'observation de la dynamique de végétation après tempête

Données 2005 sur le réseau national et Lorraine-Alsace



b- Distribution des relevés phytoécologiques. Petites Pyrénées, Plantaurel, Bordure sous-pyrénéenne (09, 31, 65)

D'après Gonin, 2001

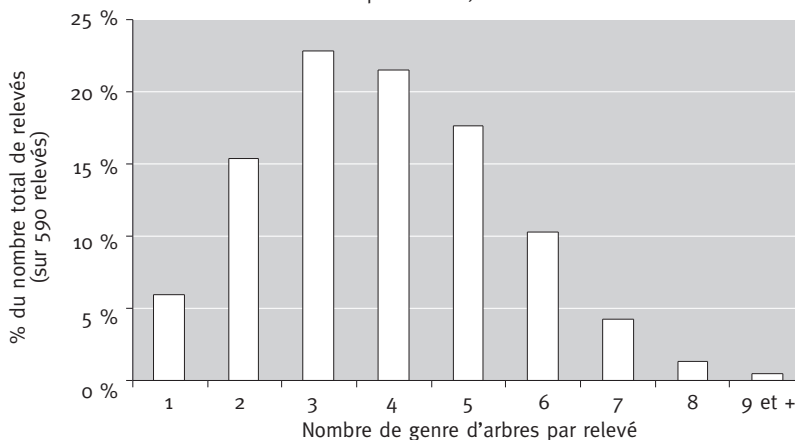
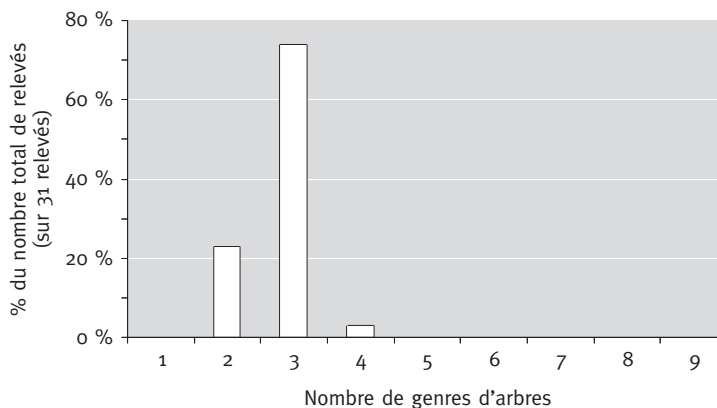


FIGURE 3 **DISTRIBUTIONS DU NOMBRE DE GENRES D'ARBRES OBSERVÉS
DANS DES HÊTRAIES
ET DES HÊTRAIES-SAPINIÈRES MONTAGNARDES PYRÉNÉENNES**

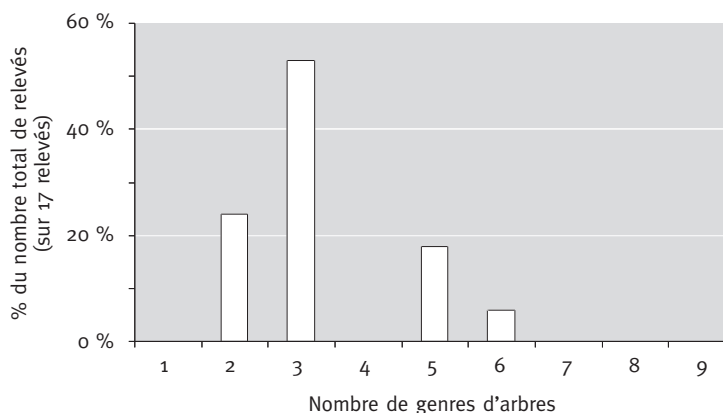
a- Distribution des relevés dans les hêtraies-sapinières non exploitées des Pyrénées

D'après Gonin, 1988



b- Distribution des relevés dans les hêtraies et les hêtraies-sapinières non exploitées des Pyrénées

D'après Gonin, 1999



— Hêtraies et hêtraies-sapinières montagnardes non-exploitées dans les Pyrénées : deux études (Gonin, 1988 et 1999) révèlent une moindre diversité avec majoritairement 3 essences (figure 3, ci-dessus).

La plus grande diversité est donc observée dans les peuplements ouverts après la tempête de 1999, dans lesquels des espèces pionnières et postpionnières ont pu s'installer, dont certaines disparaîtront certainement dans les stades matures. À l'opposé, les hêtraies-sapinières non-exploitées pyrénéennes ont la plus faible diversité, bien qu'elles présentent la gamme complète de phases sylvigénétiques, mais on peut supposer que la taille des trouées est trop limitée pour permettre l'arrivée massive de pionnières et, par ailleurs, la diversité des stations échantillonnées est plus faible. Bien que le nombre d'essences potentielles puisse varier selon les stations, une

première évaluation des seuils peut être réalisée à partir du quintile supérieur (20 %) de la distribution des fréquences pour les situations favorables et du quintile inférieur pour les cas défavorables, ce qui donne des seuils différents selon les études :

	Nombre de genres ligneux autochtones selon la classe de notation		
	Note = 0 (quintile inférieur)	Note = 2	Note = 5 (quintile supérieur)
Peuplements touchés fortement par la tempête de 1999	1 à 3	4 à 7	8 et plus
Peuplements adultes fermés (Midi-Pyrénées)	1 et 2	3 à 5	6 et plus
Hêtraies et hêtraies-sapinières pyrénéennes non-exploitées .	1 et 2	3	4, 5 et 6
Seuils retenus :			
– étages autres que subalpin	1 et 2	3 et 4	5 et plus
– étage subalpin	1	2	3 et plus

Afin de ne garder qu'une seule échelle de notation, nous avons retenu un optimum inférieur à celui observé dans les peuplements très ouverts où s'exprime la diversité maximale, plus proche de celui de peuplements classiquement gérés. Les seuils ont cependant été abaissés à l'étage subalpin où la diversité potentielle est plus faible.

Bien que le niveau taxonomique choisi soit différent, ces seuils paraissent cohérents avec les données de l'IFN (MAP et IFN, 2006) sur la composition en essences des peuplements forestiers français (dont certaines sont regroupées lors de l'inventaire) : le nombre moyen d'essences était en 2004 de 2,54 et les mélanges à 4 essences et plus représentaient 22 % de la surface forestière.

Facteur B – Structure verticale de la végétation

La stratification verticale d'un peuplement favorise une partie de la diversité :

- une relation étroite lie la richesse avienne et le nombre de strates, en relation avec la quantité de niches offertes, et ceci pour des habitats forestiers variés (Blondel *et al.*, 1973) ;
- la richesse de Lépidoptères nocturnes augmente avec l'hétérogénéité structurale du peuplement (Gosselin *et al.*, 2006).

Pour d'autres taxons (Coléoptères carabiques, Hyménoptères), l'influence de la stratification n'a pas été démontrée ou étudiée (Gosselin *et al.*, 2006).

L'influence du nombre de strates sur la biodiversité est à l'origine du facteur B. Le peuplement est découpé en quatre niveaux fondés sur les définitions usuelles en phytosociologie (Delpech *et al.*, 1985) : strates herbacée, arbustive (moins de 7 m de haut), arborescente basse (7 à 20 m) et arborescente haute (plus de 20 m). La note augmente avec le nombre de strates présentes : 0 avec une ou deux strates ; 2 avec trois strates ; 5 avec quatre strates.

Le régime (taillis, futaie...) et le mode de traitement (régulier ou irrégulier) sont également cités comme des facteurs importants de diversification (Gosselin *et al.*, 2006), mais ils n'ont pas été retenus dans la construction de notre indice car les recommandations en faveur de la biodiversité qui en découlent sont plutôt à l'échelle du massif (diversifier à petite échelle) qu'à celle du peuplement.

Facteurs C et D – Bois morts sur pied (C) et au sol (D) de “grosse” circonférence

En abritant les cortèges saproxyliques, le bois mort joue un rôle important dans la biodiversité, souligné par de nombreux auteurs :

- le bois mort héberge près de 25 % de la biodiversité forestière (Bouget, 2007) ;
- le plus important cortège est constitué par les Coléoptères saproxyliques avec plus de 2 000 espèces en France, soit 20 % des espèces de Coléoptères et plus de la moitié des Coléoptères forestiers (Brustel, 2001) ; la diversité taxonomique des insectes saproxyliques se double d’une grande diversité des groupes fonctionnels auxquels ils appartiennent (Bouget *et al.*, 2005) ;
- les Champignons sont également bien représentés, 30 % d’entre eux étant saproxyliques (Bouget, 2007) ; ainsi, Ryvanden et Gilbertson (1994, *in* Bouget, 2007) dénombrent 74 % de saproxyliques parmi 297 espèces de Polypores d’Europe ;
- le nombre d’arbres morts de grosses dimensions est corrélé avec la richesse spécifique en Coléoptères et l’abondance de nombreuses espèces (Grove, 2002a et b).

L’importance de ce compartiment impose d’intégrer le bois mort dans la notation. La composition des communautés saproxyliques dépend non seulement de la quantité de bois mort mais aussi de ses caractéristiques : essence, grosseur et position, stade et mode de décomposition, conditions microclimatiques (Gosselin *et al.*, 2006). Nous avons donc décomposé la notation en deux facteurs C et D selon la position des troncs, sur pied ou au sol. Les autres données qualitatives ne sont pas intégrées car plus difficiles à évaluer rapidement sur le terrain, hormis la grosseur puisque la notation ne porte que sur les gros. Cette catégorie, souvent déficitaire dans les forêts gérées, est généralement considérée plus riche en espèces que le bois mort issu de petites tiges, bien que ce résultat soit à nuancer selon les essences et les conditions écologiques (Gosselin et Laroussinie, 2004).

Les facteurs C et D sont notés en fonction de la quantité d’arbres morts de plus de 120 cm de circonférence (40 cm de diamètre) à 1,30 m ou de plus de 90 cm de circonférence (30 cm de diamètre) sur station peu ou très peu fertile (qui ne permet pas aux arbres d’atteindre une circonférence > 220 cm) ou à l’étage subalpin ou pour des essences n’atteignant jamais de très grosses dimensions. La note maximale est donnée en présence d’au moins 3 tiges/ha, qu’elles soient isolées ou en îlots. Ce seuil est issu des conseils formulés aux gestionnaires pour améliorer la biodiversité : conserver 3 à 5 % du volume sur pied sous forme de bois mort (Gosselin *et al.*, 2006) ; garder 2 arbres/ha morts de grosses dimensions (> 40 cm de diamètre) parmi les chablis, volis, morts sur pied, ainsi que des houppiers isolés (objectifs de gestion en Wallonie, d’après Branquart et Liégeois, 2005).

La prise en compte du bois mort au travers de ces deux facteurs est évidemment réductrice car l’amélioration de la biodiversité nécessite non seulement d’augmenter le volume de bois mort, mais aussi de diversifier sa composition qualitative et d’améliorer la connectivité spatiale de ces habitats (Bouget, 2007). Nous avons cependant opté pour une évaluation simplifiée de ce compartiment biologique, qui permet d’identifier les peuplements déficients en bois morts.

Facteurs E et F – Très gros bois vivants (E) et arbres vivants porteurs de microhabitats (F)

Les microhabitats sont des indicateurs pertinents de biodiversité (Winter et Möller, 2008). Les arbres vivants porteurs de microhabitats jouent un rôle important au niveau de la biodiversité (Gosselin *et al.*, 2006) car ils abritent des taxons spécifiques (tableau I, p. 735). Les microhabitats ne sont pas limités aux gros arbres, mais ils y sont plus fréquents comme le montre l’inventaire des cavités réalisé dans les chênaies et hêtraies de Wallonie où leur nombre augmente

à partir de 170 cm de tour et plus encore au-delà de 190 cm (Dufour, 2003 *in* Branquart et Liégeois, 2005 ; voir figure 4, ci-dessous).

TABLEAU I

**Les principaux microhabitats liés aux arbres
et leur contribution à la biodiversité (organismes associés)**

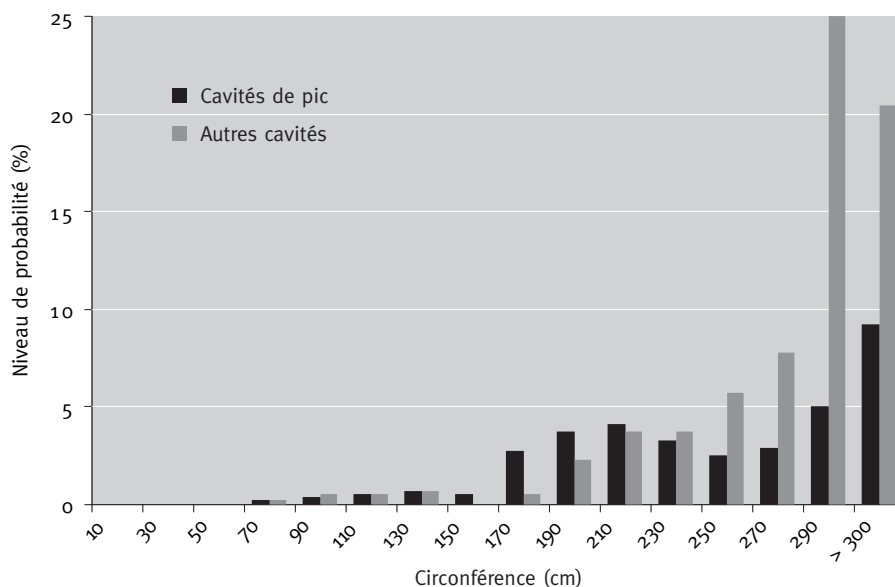
Références européennes utilisées : Vaillant, 1978 ; Penicaud, 2000 ; Brustel, 2001 ; Blondel, 2005 ; Bobiec *et al.*, 2005 ; Cochet, 2005 ; Tillon, 2005 ; Dajoz, 2007 ; Winter et Möller, 2008.

Microhabitat	Organismes associés
Cavités	oiseaux, mammifères (dont chiroptères), arthropodes
Fentes	chiroptères, arthropodes, oiseaux
Bois morts	insectes, reptiles, amphibiens, algues, bryophytes, plantes vasculaires, champignons, poissons, oiseaux, micromammifères, myxomycètes
Dendrotelmes (cavités remplies d'eau)	insectes
Sporophores de champignons saproxyliques	insectes
Coulées de sève	arthropodes

FIGURE 4

**PROBABILITÉ DE DÉVELOPPEMENT DES CAVITÉS
EN FONCTION DE LA TAILLE DE L'ARBRE**

(d'après Dufour, 2003 *in* Branquart et Liégeois, 2005)



Deux tiers des espèces associées aux arbres dans les forêts à dynamique naturelle ne sont présentes qu'après l'âge d'exploitabilité, notamment dans les microhabitats liés à la sénescence des arbres (Bouget, 2007). Les gros arbres ont été identifiés comme des substrats très impor-

tants, en particulier pour les espèces menacées dans les forêts tempérées (voir les références bibliographiques dans l'article de Nilson *et al.*, 2002 ; Bobiec *et al.*, 2005) ; notamment :

- les arbres de gros diamètre constituent des habitats très hétérogènes, permettant à de nombreuses espèces spécialistes de les occuper en même temps (Kolström et Lumatjärvi, 2000). Les grosses pièces supportent plus d'espèces de champignons, qui sont eux-mêmes des microhabitats de nombreux organismes saproxyliques (Kruys et Jonsson, 1999 ; Nordén et Paltto, 2001) ;

- pour les Coléoptères saproxyliques, la surface terrière des arbres vivants de gros diamètre est un meilleur facteur de prédiction de la richesse spécifique et de l'assemblage des communautés que la surface terrière totale (Okland *et al.*, 1996) ;

- certains groupes saproxyliques (par exemple les Diptères Syrphidés) dépendent plus de microhabitats liés aux vieux arbres qu'à ceux associés aux bois morts (Speight et Good, 2003 *in* Bouget, 2007).

Les gros arbres fournissent également des grandes plateformes de nidification ou des perchoirs pour les oiseaux (Gosselin *et al.*, 2006).

Il est donc important de conserver des arbres à microhabitats, quel que soit leur diamètre, mais également des vieux et gros arbres qui remplissent des fonctions plus nombreuses sur une longue durée. L'importance de ces deux groupes explique qu'ils soient évalués par deux facteurs différents :

- facteur E : nombre de très gros bois vivants définis comme les arbres de plus de 220 cm de circonférence (soit 70 cm de diamètre) (Inventaire forestier national, 2007 ; Bastien et Gauberville, à paraître), cette valeur étant ramenée à 140 cm de circonférence (45 cm de diamètre) sur stations peu ou très peu fertiles (qui ne permettent pas aux arbres d'atteindre une circonférence > 220 cm), pour les peuplements de l'étage subalpin ou pour des essences n'atteignant pas des dimensions importantes ;

- facteur F : nombre d'arbres vivants porteurs de microhabitats indépendamment de leur taille, non comptabilisés parmi les très gros bois.

Ces deux catégories sont évaluées indépendamment de leur répartition, isolée ou en îlots.

Il existe peu d'études reliant la quantité de gros arbres ou d'arbres porteurs de microhabitats avec la biodiversité, les conseils récemment formulés étant de conserver entre 2 et 4 arbres/ha d'intérêt écologique (arbres "bio" ou surréserves), en plus des îlots de vieillissement et de sénescence qui devraient couvrir 2 à 5 % de la surface gérée (Gosselin *et al.*, 2006). Les seuils de notation ont été fixés pour nos deux facteurs à partir de ces conseils, la meilleure note étant attribuée aux peuplements qui comportent parmi les arbres vivants au moins cinq très gros bois et six arbres porteurs de microhabitats à l'hectare.

Facteur G – Milieux ouverts

D'après Gosselin *et al.* (2006), la végétation des zones ouvertes est plus abondante et diversifiée que celle des peuplements, ce qui attire de nombreuses espèces parmi les oiseaux (espèces de jeunes stades...), les mammifères (aire de gagnage pour la grande faune herbivore) et les insectes (en lien avec une floraison et fructification plus abondantes ; habitat préférentiel de la grande majorité des papillons de jour forestiers). Certains insectes dont les larves sont saproxyliques et les adultes floricoles (par exemple plusieurs Diptères Syrphidés...) nécessitent la juxtaposition de zones fermées où ils trouvent le microhabitat pour les larves et de zones ouvertes où les adultes effectuent leur repas de maturation ovocytaire et les accouplements (Speight, 1989 ; Villiers, 1962 *in* Brustel, 2001). Par rapport aux forêts, ces espaces ensoleillés ont un microclimat plus chaud, plus sec et moins tamponné, recherché par de nombreuses espèces

animales poïkilothermes : reptiles, insectes, araignées, gastéropodes... La présence de cette faune entraîne celle de prédateurs et d'animaux insectivores (chauves-souris, passereaux insectivores...).

Même s'il n'existe que peu d'espèces spécifiques de lisières (et très peu d'espèces rares), ces milieux ont une richesse élevée en espèces et ils jouent un rôle dans le cycle biologique de nombreuses espèces des milieux fermés. Leur présence est donc favorable à la biodiversité, mais dans des proportions raisonnables pour que subsistent des peuplements fermés non soumis à leur influence (l'effet microclimatique des lisières est estimé important jusqu'à 150 m, Gosselin, 2007).

Pour être efficace, la zone ouverte doit être suffisamment grande (1 à 1,5 fois la hauteur du peuplement) et pluristrate, sans cependant être dominée par des arbres qui nuiraient à leur éclaircissement (Gosselin *et al.*, 2006). De tels milieux sont notés dans ce facteur G, qu'ils soient temporaires ou permanents, au milieu du peuplement (clairière, trouée) ou en bordure (lisières, notamment le long des chemins si elles sont assez larges et correctement stratifiées).

La note maximale est donnée en présence de 3 ou 4 milieux ouverts pour 10 ha ; au-delà, la note est diminuée car nous considérons que leur extension se fait au détriment des surfaces forestières et des espèces qui leur sont strictement inféodées.

Facteur H – Ancienneté de l'état boisé

L'ancienneté de l'occupation forestière est reconnue comme ayant une influence sur la composition floristique : plusieurs études réalisées dans les chênaies-hêtraies mésophiles d'Europe de l'Ouest permettent de dresser une liste d'espèces caractéristiques des forêts anciennes (état boisé sans discontinuité depuis plus de 200 ans) dont la fréquence est significativement moins importante dans les forêts récentes sans toutefois en être absentes (Dupouey *et al.*, 2002). Même si l'ancienneté n'augmente pas la richesse spécifique de la flore vasculaire à l'échelle globale (γ)⁽¹⁾, elle en augmente la richesse au niveau local (α) comme le confirment les travaux récents menés sur les forêts alluviales de Champagne (Chevalier *et al.*, 2008). Ce facteur n'a pas été étudié sur tous les taxons. Les oiseaux, très mobiles, devraient être moins dépendants d'espèces de forêts anciennes car leur présence est surtout déterminée par la structure des peuplements (Blondel, 1973). À l'inverse, les Coléoptères saproxyliques, groupe qui comporte de nombreuses espèces peu mobiles, sont très sensibles à la continuité du couvert forestier (Brustel, 2001). L'ancienneté de la forêt a une influence sur les caractéristiques des écosystèmes, ce qui justifie le choix du facteur H.

L'ancienneté de la forêt peut être évaluée sur la première carte géographique générale de la France, élaborée par les Cassini entre 1749 et 1790. Malgré son imprécision (Dupouey *et al.*, 2007), cette carte est proposée comme référence en raison de sa facilité de consultation⁽²⁾. La carte d'état-major, plus récente puisque établie après 1818, apparaît comme un meilleur document du fait de sa précision (Dupouey *et al.*, 2007), mais elle est actuellement plus difficile d'accès. À défaut, on peut aussi utiliser le cadastre napoléonien réalisé après 1807⁽³⁾ (utilisé par Dupouey *et al.*, 2002), voire tout autre document historique. Il est probable qu'un massif forestier présent il y a 200 ans ait une ancienneté bien supérieure car la surface forestière a atteint un minimum au début du XIX^e siècle avant de doubler jusqu'à nos jours (Koerner *et al.*, 2000). La note

(1) NDLR : la biodiversité alpha est la richesse en espèces au sein d'un écosystème local. La diversité bêta reflète la modification de la diversité alpha lorsque l'on passe d'un écosystème à un autre dans un site. La diversité gamma correspond à la richesse en espèces au niveau régional et géographique.

(2) Cartes de Cassini consultable sur internet : <http://www.geoportail.fr>

(3) Cadastre napoléonien accessible sur internet à partir de l'adresse : <http://pagesperso-orange.fr/cadastre/napoweb.htm> ou <http://www.numerique.culture.fr> (accès géographique ou type de document = cadastre).

maximale est attribuée aux peuplements nettement identifiés sur la carte ancienne et une note intermédiaire lorsqu'ils en sont proches.

Facteur I – Habitats aquatiques

Dans les milieux humides, source, cours d'eau, bras mort, mare, étang, lac, tourbière ou marais non boisés, l'eau est présente avec des variations saisonnières et interannuelles. La diversité écologique de ces habitats est importante, en relation avec les caractéristiques de l'hydrosystème et du sol ; les zones alluviales peuvent ainsi être subdivisées en fonction des inondations (fréquence, durée, période de l'année), des nappes (nature, profondeur et variation annuelle), de la situation topographique (jouant sur la circulation d'eau), de la position par rapport au cours d'eau (conditionnant la vitesse de l'eau, l'apport de nutriments et les embâcles), de la nature des alluvions (perméabilité, niveau tropique...). Chacune de ces niches écologiques peut être occupée par une végétation et une faune adaptées, parfois spécifiques de l'habitat : oiseaux migrateurs ou se nourrissant grâce aux plans d'eau (Balbuzard pêcheur, Bihoreau gris, Grand Cormoran...), mammifères en bord de cours d'eau (Loutre, Castor...), amphibiens (Sonneur à ventre jaune, Salamandre tachetée...), végétation hygrophile des ripisylves (mégaphorbiaies, rose-lières...), cortège bryologique propre aux tourbières...

Par leur composition spécifique, les milieux humides apportent une diversité taxonomique supplémentaire dans les peuplements où ils sont situés ; ils contribuent également à augmenter la diversité des écosystèmes. Ces milieux sont pris en compte par le facteur I dès lors que l'eau occupe plus de 100 m², une faible surface ayant déjà une incidence sur la diversité (exemple des mares pour lesquelles il n'existe pas de seuil minimal, la surface maximale étant de 5 000 m² ; d'après Sajaloli et Dutilleul, 2001). Cette présence d'eau peut être permanente ou temporaire, en particulier dans les zones inondables. La diversité écologique étant un élément important de structuration des milieux humides, nous avons retenu une notation fondée sur la diversité de ces milieux plutôt que sur leur surface totale. La qualité fonctionnelle des zones humides est importante dans la capacité d'accueil de la faune et de la flore, mais elle n'est pas intégrée dans la notation car elle est difficile à évaluer de manière synthétique et rapide.

Facteur J – Milieux rocheux

Les milieux rocheux — éboulis, falaises, dalles rocheuses — ont des particularités stationnelles qui expliquent le développement d'une végétation spécifique comprenant de nombreuses espèces endémiques (MNHN, 2004). Sur falaise, les contrastes thermiques élevés et la sécheresse imposent des adaptations morphologiques chez les plantes qui colonisent les fissures et les failles : taille naine, port en coussinet ou en espalier, feuilles coriaces, racines longues... Sur éboulis, les conditions thermiques et hydriques sont moins sévères, mais l'instabilité du substrat nécessite des adaptations anatomiques et morphologiques chez les plantes qui les colonisent : présence de stolons, de rejets épigés ou hypogés... Les groupements végétaux d'éboulis sont très originaux. Certains vertébrés (oiseaux, chauve-souris...) sont également inféodés à des habitats rocheux (Cramp *et al.*, 1980 ; Meschede et Heller, 2000).

Lorsqu'ils couvrent une surface significative (seuil de surface minimale fixé à 1 % de la surface notée), les milieux rocheux augmentent donc la biodiversité, et ce d'autant plus qu'ils sont diversifiés : la notation de ce facteur est donc basée sur la diversité des habitats rocheux trouvés dans le peuplement ou en bordure.

TABLEAU II

**Grille de notation des facteurs permettant de calculer
l'indice de biodiversité potentielle des peuplements**

Description des facteurs		Note		
		0	2	5
Facteurs dépendants de la gestion forestière				
	Végétation			
A	<u>Richesse en essences forestières autochtones</u> <ul style="list-style-type: none"> • parmi la liste de genres suivante : <i>Abies, Acer, Alnus, Betula, Carpinus, Castanea, Fagus, Fraxinus, Larix, Malus, Picea, Pinus, Populus, Prunus, Pyrus, Quercus</i> “caducifoliés”, <i>Quercus</i> “sempervirents”, <i>Salix, Sorbus, Taxus, Tilia, Ulmus</i> • quels que soient le stade de développement actuel et l'abondance de ces essences forestières 	étages autres que subalpin		
		1 ou 2 genres	3 ou 4 genres	5 genres et plus
		étage subalpin		
		1 genre	2 genres	3 genres et plus
B	<u>Structure verticale de la végétation</u> <ul style="list-style-type: none"> • en référence avec la stratification suivante : herbacée (semi-ligneux et ligneux exclus), arbustive (< 7 m) ou dominée, arborescente basse (7 à 20 m) et arborescente haute (> 20 m) ou dominante • 1 arbre est compté dans toutes les strates occupées (branches vertes) • strates recouvrant plus de 10 % de la surface notée • la végétation des trouées n'est pas prise en compte dans ce facteur 	1 ou 2 strates	3 strates	4 strates
	Microhabitats liés aux arbres			
C	<u>Bois mort sur pied de “grosse” circonférence</u> <ul style="list-style-type: none"> • arbres, chandelles ou souches hautes (hauteur > 1,50 m) • cas général : C à 1,30 m > 120 cm (D > 40 cm) • cas des stations peu à très peu fertiles ou de l'étage subalpin ou des essences n'atteignant jamais de très grosses dimensions (<i>Sorbus, Pyrus, Malus...</i>) : C à 1,30 m > 90 cm (D > 30 cm) 	quasi absents : < 1 pied/ha	1 ou 2 pieds/ha	3 pieds/ha et plus
D	<u>Bois mort au sol de “grosse” circonférence</u> <ul style="list-style-type: none"> • cas général : C à 1,30 m > 120 cm (D > 40 cm) • cas des stations peu à très peu fertiles ou de l'étage subalpin ou des essences n'atteignant jamais de très grosses dimensions (<i>Sorbus, Pyrus, Malus...</i>) : C à 1,3 m > 90 cm (D > 30 cm) • noter o si les bois morts plus petits sont absents 	quasi absents : < 1 tronc/ha	1 ou 2 troncs/ha	3 troncs/ha et plus
E	<u>Très gros bois vivants</u> <ul style="list-style-type: none"> • cas général : C à 1,30 m > 220 cm (D > 70 cm) • cas des stations peu à très peu fertiles ou de l'étage subalpin ou des essences n'atteignant jamais de très grosses dimensions (<i>Sorbus, Pyrus, Malus...</i>) : C à 1,30 m > 140 cm (D > 45 cm) 	quasi absents : < 1 pied/ha	1 à 4 pieds/ha	5 pieds/ha et plus

(suite du tableau p. 740)

(tableau II suite)

Description des facteurs		Note		
		0	2	5
Facteurs dépendants de la gestion forestière				
F	<p><u>Arbres vivants porteurs de microhabitats</u></p> <ul style="list-style-type: none"> nombre d'arbres vivants porteurs d'au moins un micro-habitat (quelle que soit sa position sur le tronc) : trous de pic et autres cavités vides, cavités remplies de terreau ou d'eau (dendrotelme), fente ou décollement d'écorce, nécrose importante avec coulée de sève, grande plage de bois sans écorce, sporophore de champignon saproxylique, grosse branche charpentière brisée ou morte, liane (> 1/3 de la surface du tronc) <p>compter TGB à partir du 6^e pied/ha (E = 5) si porteur de microhabitats</p>	quasi absents : < 1 pied/ha	1 à 5 pieds/ha	6 pieds/ha et plus
	Habitats associés			
G	<p><u>Milieux ouverts</u></p> <ul style="list-style-type: none"> petite clairière ou trouée, de taille 1 à 1,5 fois la hauteur dominante du peuplement environnant ; lisière avec un milieu ouvert : grande clairière ou trouée, lande, pré, large chemin (dans le peuplement : 2 lisières ; en bordure : 1)... présence d'une strate herbacée et de plantes à fleurs permanents (pelouses) ou temporaires notation : en % de la surface (lisière : 50 m/ha = 1 %), surtout dans le cas de petites surfaces, ou en nombre de zones (500 m de lisière = 1 zone) 	étages autres que subalpin		
		0 % < 1 zone/10 ha	< 1 % ou > 5 % 1 à 2 ou > 4 zones /10 ha	1 à 5 % 3 à 4 zones /10 ha
		étage subalpin		
		< 1 % < 3 zones /10 ha	1 à 5 % 3 à 4 zones /10 ha	> 5 % > 4 zones /10 ha
Facteurs liés au contexte (résultant de l'histoire ou des conditions stationnelles, mais pouvant être modifiés par l'activité forestière)				
	Continuité de l'écosystème forestier			
H	<p><u>Ancienneté de l'état boisé</u></p> <ul style="list-style-type: none"> forêt ancienne : parcelle n'ayant jamais été défrichée le peuplement n'a généralement pas subi de discontinuité depuis au moins 200 ans, ce qui peut être évalué à partir de la carte de Cassini (http://www.geoportail.fr) ou en utilisant d'autres sources, même plus récentes : cadastre napoléonien, archives, cartes d'état-major 	le peuplement fait partie d'une forêt récente	le peuplement jouxte une forêt ancienne	le peuplement fait nettement partie d'une forêt ancienne
	Habitats associés			
I	<p><u>Habitats aquatiques</u></p> <ul style="list-style-type: none"> types : source, cours d'eau, bras mort, mare, étang, lac, tourbière, marais non boisés ; fossés régulièrement curés exclus permanent ou temporaire ; à l'intérieur ou en bordure du peuplement noté chaque type couvrant au moins 100 m² 	absence	homogène : 1 seul type	diversifiée : 2 types et plus
J	<p><u>Milieux rocheux</u></p> <ul style="list-style-type: none"> types : falaise, barre rocheuse, éboulis stable ou instable, gros blocs, dalle et autres affleurements rocheux, grotte à l'intérieur ou en bordure du peuplement noté milieux couvrant plus de 1 % de la zone notée 	absence	homogène : 1 seul type	diversifiée : 2 types et plus

INTERPRÉTATION DE L'INDICE DE BIODIVERSITÉ POTENTIELLE

L'indice de biodiversité potentielle est composé de deux notes qui sont les sous-totaux des valeurs obtenues d'une part pour les facteurs A à G dépendants de la gestion forestière et d'autre part pour les facteurs H à J qui sont liés au contexte. On exprime l'IBP en gardant séparées les deux composantes de la note globale et en notant chacune d'elles en pourcentage de la note maximale théorique. Ainsi, un peuplement qui a 15 en première note et 7 en seconde se note « IBP 43 % et 47 % ».

Selon les valeurs obtenues, la biodiversité potentielle est jugée selon l'échelle de notation suivante :

IBP : critères A à G			IBP : critères H à J		
Note		Biodiversité liée à la gestion	Note		Biodiversité liée à la gestion
absolue	relative %		absolue	relative %	
0 à 5	0 à 15	faible	0	< 10	nuls
6 à 12	16 à 35	assez faible	2 à 9	10 à 60	assez importants
13 à 22	36 à 65	moyenne			
23 à 31	66 à 90	assez forte	10 à 15	> 60	importants
32 à 35	91 à 100	forte			

Une synthèse graphique peut être réalisée sous tableur (fichier téléchargeable sur le site internet du CRPF Midi-Pyrénées⁽⁴⁾ ou de la Forêt privée française⁽⁵⁾) avec une représentation sous forme de “radar” qui permet de visualiser rapidement la contribution de chacun des facteurs à la note globale (figure 5, pp. 742-743) et ainsi de pouvoir définir les axes d'amélioration. Le tableur permet également d'archiver les données pour faciliter le suivi temporel de l'indice pour les peuplements expertisés.

DISCUSSION

L'IBP a été testé suivant plusieurs procédures. Une grille de notation initiale comprenant cinq facteurs a été utilisée entre 2004 et 2006 par quatorze opérateurs des Centres régionaux de la propriété forestière de Midi-Pyrénées et de Languedoc-Roussillon dans des démarches d'aménagement territorial (plans de développement de massif) sur huit territoires couvrant 76 000 ha. Nous l'avons nous-mêmes testé dans ce contexte sur 5 400 ha. Ces tests ont permis d'évaluer à la fois la facilité d'utilisation et la pertinence des facteurs retenus, par la mise en évidence des peuplements connus par ailleurs pour leur diversité biologique. Il ressort de ces tests que, dans la plupart des cas, ce sont les facteurs bois mort, arbres vivants porteurs de microhabitats et très gros arbres qui sont déficitaires. Une version intermédiaire de l'indice a été évaluée et testée en 2007 par plusieurs membres du Groupe d'étude des vieilles forêts pyrénéennes (Collectif, 2006). Enfin, nous l'avons testé dans sa version actuelle sur plusieurs peuplements forestiers

(4) www.crpf-midi-pyrenees.com

(5) www.foretriveefrancaise.com

FIGURE 5 REPRÉSENTATION GRAPHIQUE DE LA BIODIVERSITÉ POTENTIELLE COMPARÉE DE 3 PEUPELEMENTS
(extrait de l'application d'Excel®)

MODE D'EMPLOI : imprimer les résultats à l'aide du bouton "imprimer"

IBP
Indice de Biodiversité Potentielle des peuplements forestiers
© CRPF Midi-Pyrénées – IDF (avril 2009)

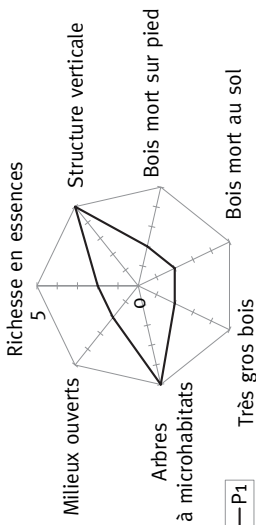
Remarque : les cellules qui apparaissent en orange correspondent aux années qui diffèrent

Références	Caractéristiques des peuplements (ou des parcelles)		
	P1	P2	P3
N° parcelle ou type peuple	1	2	3
Surface (ha)	4,00	5,00	10,00
Echelle d'observation	Peuplement	Peuplement	Peuplement
Type de parcours	Virées régulières	Virées régulières	Virées régulières
Notateurs	LL & PG	LL & PG	LL & PG
Année	2008	2008	2008

Peuplement	IBP : facteurs dépendants de la gestion forestière					IBP : facteurs liés au contexte				
	Végétation		Microhabitats liés aux arbres		Habitats associés	Continuité de l'écosystème		Habitats associés		
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
P1 (2008)	Richesses en essences	2	5	2	2	2	2	2	5	2
P2 (2008)		0	0	0	2	5	2	5	0	2
P3 (2008)		5	5	2	5	5	2	5	0	2
	Note IBP									
	Absolue		Relative (en % de la note max)		Biodiversité potentielle liée à la gestion			Note IBP		
P1 (2008)	20		57 %		Moyenne			7		
P2 (2008)	9		26 %		Faible			7		
P3 (2008)	29		83 %		Forte			9		
								Relative (en % de la note max)		
								47 %		
								47 %		
								60 %		
								Apport du contexte à la biodiversité potentielle globale		
								Assez importants		
								Assez importants		
								Assez importants		



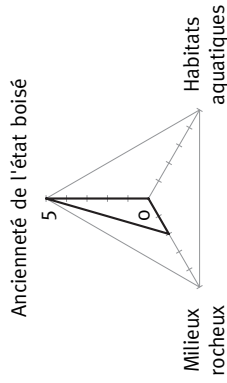
IBP - facteurs dépendants de la gestion



— P1

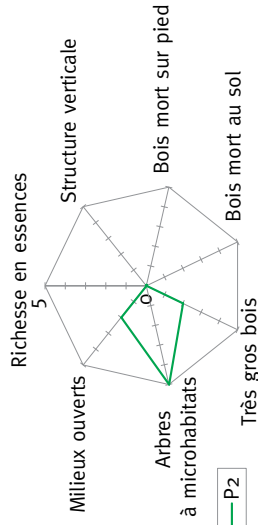
P1 (2008)

IBP - facteurs liés au contexte



— P1

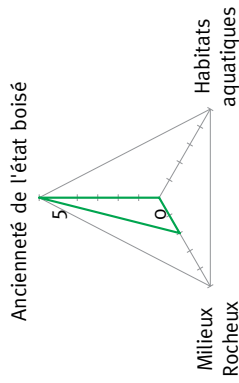
IBP - facteurs dépendants de la gestion



— P2

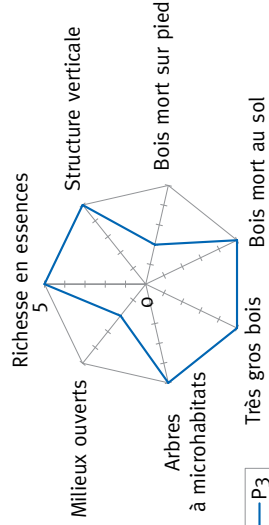
P2 (2008)

IBP - facteurs liés au contexte



— P2

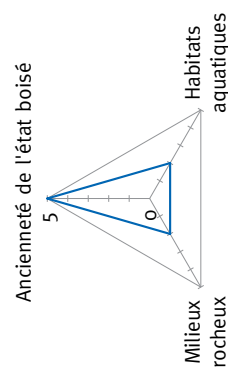
IBP - facteurs dépendants de la gestion



— P3

P3 (2008)

IBP - facteurs liés au contexte



— P3

montagnards d'une zone d'étude évaluée finement sur les plans biologique et dendrométrique par une approche pluridisciplinaire (Larrieu, 2005).

L'IBP a été conçu pour les peuplements orientés vers la production de bois. Il est destiné à aider le gestionnaire forestier à améliorer le fonctionnement de l'écosystème et la biodiversité ordinaire des peuplements au niveau taxinomique, une note élevée pouvant s'obtenir avec une gestion appropriée. Bien qu'intégrant de nombreux éléments, cet indice ne prend pas en compte tous les aspects de la biodiversité. En particulier, il n'intègre pas, pour des raisons pratiques, les dimensions génétique et écosystémique de la biodiversité et il n'informe pas sur la diversité à l'échelle du paysage (diversité γ), niveau correspondant à celui de l'aménagement d'une propriété ou d'un massif forestier. De plus, il ne prend pas en compte le sol et les impacts possibles d'interventions forestières, comme le tassement ou l'orniérage ; ces éléments nécessitent dans la plupart des cas des investigations pédologiques qui nuiraient à la rapidité de la notation et leur rapport avec la diversité spécifique n'est pas toujours évident.

L'IBP n'est pas un outil d'évaluation de l'état de conservation d'un habitat naturel car la notation ne prend pas en compte le compartiment stationnel et les communautés réellement présentes ; il ne permet donc pas d'évaluer la proximité par rapport aux caractéristiques de l'habitat. Par ailleurs, il ne prend pas en compte certains critères fonctionnels qui peuvent être déterminants pour la conservation de l'habitat (exemple des forêts alluviales, de ravin...).

De même, comme l'IBP n'intègre pas l'observation de traces directes d'anthropisation ni la vérification de l'intégrité des groupes fonctionnels, il n'est pas non plus un outil d'évaluation de la naturalité des peuplements, mais un peuplement à haut degré de naturalité aura nécessairement une valeur d'IBP forte.

Les éléments remarquables (espèces et habitats) ne sont pas intégrés dans la notation, car ils relèvent plutôt d'une gestion patrimoniale de conservation et leur prise en compte dans l'estimation de la biodiversité est complexe, nécessitant la recherche de taxons figurant sur des listes d'espèces remarquables. En gestion courante, ils devront cependant être répertoriés en parallèle afin de mettre en évidence l'originalité et la valeur patrimoniale de la zone, puis vérifier que les règles de gestion sont compatibles avec les objectifs de conservation. Les fortes perturbations anthropiques comme les pollutions ne sont pas prises en compte par l'IBP.

L'IBP peut s'intégrer dans une démarche de gestion durable des forêts. Rappelons que celle-ci ne se réduit pas à la biodiversité (ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Inventaire forestier national, 2006) et nécessite l'évaluation d'autres éléments, notamment la santé et la vitalité des forêts, avec l'adéquation des essences aux stations forestières.

Les facteurs et les seuils de l'IBP ne doivent pas être considérés comme des données normatives strictes, mais comme des orientations favorables à la biodiversité, résultant de l'état des connaissances actuelles ; un IBP dont la première note est 100 % n'indique pas que la biodiversité potentielle du peuplement est maximale, mais qu'elle a atteint un niveau significatif. De la même façon, la comparaison de la note globale entre deux passages doit s'interpréter en tenant compte de l'inévitable imprécision de la mesure. Il est bien entendu possible de réaliser des inventaires pour affiner les données et faire un suivi plus précis dans le temps, mais l'IBP n'a pas été conçu dans cette optique qui pourrait nécessiter de modifier certaines bornes.

L'échelle d'observation — parcelle, peuplement ou type de peuplement — doit être notée car elle peut influencer certaines notes en cas d'hétérogénéité de la parcelle ou du type de peuplement. La surface minimale de 0,25 ha permet de s'affranchir de l'incidence de la surface observée, en particulier sur la richesse des essences (facteur A) ou de l'abondance de certains éléments (facteurs C, D, E, F).

CONCLUSIONS

L'IBP est un outil de diagnostic destiné à orienter les choix de gestion au niveau du peuplement. Nous pensons qu'il est suffisamment facile d'emploi pour promouvoir son utilisation dans le cadre des diagnostics des conseillers forestiers, des opérations de description de parcelle préalables à l'élaboration des documents de gestion, ainsi que lors des visites préalables au marquage d'une coupe. Les gestionnaires de milieux forestiers, dont l'observation des arbres est le métier, intégreront plus facilement dans leur travail quotidien la prise en compte de ce type de facteurs, plutôt que l'utilisation d'indicateurs directs qui requiert des compétences spécifiques en taxonomie.

Pour compléter l'analyse de la biodiversité à l'échelle de la propriété ou du massif, non prise en compte par l'IBP, nous travaillons à la construction d'un indice complémentaire. On peut cependant dès à présent juxtaposer et analyser les résultats obtenus sur des peuplements voisins, au niveau de la note globale et pour chacun des facteurs.

L'IBP n'exclut pas une étude plus approfondie de la biodiversité lorsque la situation le nécessite, mais il permet d'étendre la prise en compte de la biodiversité à de nombreuses forêts pour lesquelles aucune analyse n'est envisageable. Il a également une valeur pédagogique qui permet de vulgariser le concept de biodiversité auprès d'un large public pour une meilleure prise en compte dans la gestion ordinaire.

Laurent LARRIEU
CRPF de Midi-Pyrénées
22, place du Foirail
F-65000 TARBES
(laurent.larrieu@crpf.fr)

Pierre GONIN
IDF Toulouse
Maison de la Forêt
7, chemin de la Lacade
F-31320 AUZEVILLE TOLOSANE
(pierre.gonin@cnppf.fr)

Remerciements

Nous remercions Christian Gauberville, Frédéric Gosselin, Yoan Paillet, Olivier Picard et les relecteurs de la *Revue forestière française* pour leurs remarques constructives, ainsi que les membres du Groupe d'étude des vieilles forêts pyrénéennes (GEVFP) et les collègues des Centres régionaux de la Propriété forestière qui ont participé à la mise au point de l'indice et aux tests. Merci également à Julien Johnston pour la relecture du résumé en anglais.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSEN (A.N.). — Using ants as bioindicators : multiscale issues in ant community ecology. — *Conservation Ecology* [online], vol. 1, n° 1, 1997, p. 8. Available from the Internet. URL : <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art8>
- AGOSTI (D.), MAJER (J.D.), ALONSO (L.E.), SCHULTZ (T.R.), Editors. — Ants ; standard methods for measuring and monitoring biodiversity. — Smithsonian Institution Press, 2003. — 269 p.
- BASTIEN (Y.), GAUBERVILLE (C.). — Vocabulaire forestier. — Paris : IDF CNPPF (à paraître).
- BARDAT (J.), BIRET (F.), BOTINEAU (M.), BOULLET (V.), DELPECH (R.), GEHU (J.-M.), HAURY (J.), LACOSTE (A.), RAMEAU (J.-C.), ROYER (J.-M.), ROUX (G.), TOUFFET (J.). — Prodrome des végétations de France. — Paris : Muséum national d'Histoire naturelle, 2004. — 171 p. (Patrimoines naturels, 61).

- BERDUCOU (C.). — La Conservation des patrimoines naturels forestiers. Résumé du séminaire du Groupe de Travail "Réseau écologique forestier" ; Nancy, 12-14 décembre 1990. — Note d'information ; Mission Forêt-Faune des Pyrénées de l'ONF. — 1990. — 35 p.
- BLONDEL (J.). — Bois mort et cavités : leur rôle pour l'avifaune cavicole. *In* : Bois mort et à cavités : une clé pour les forêts vivantes / D. Vallauri *et al.* . — Tec et Doc Lavoisier, 2005. — 405 p.
- BLONDEL (J.), FERRY (C.), FROCHOT (B.). — Avifaune et végétation, essai d'analyse de la diversité. — *Alauda*, 41, 1973, pp. 63-84.
- BOBIEC (A.) editor, GUTOWSKI (J.M.), ZUB (K.), PAWLACZYK (P.), LAUDENLAYER (W.F.). — The afterlife of a tree. — Warszawa-Hajnowka : WWF Poland, 2005. — 248 p.
- BOUGET (Ch.). — Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts. — *Rendez-Vous Techniques ONF*, n° 16, printemps 2007, pp. 55-59.
- BOUGET (Ch.), BRUSTEL (H.), NAGELEISEN (L.-M.). — Nomenclature des groupes écologiques d'insectes liés au bois : synthèse et mise au point sémantique. — *C. R. Biologies*, n° 328, 2005, pp. 936-948.
- BRANQUART (E.), LIÉGEOIS (S.). — Normes de gestion pour favoriser la biodiversité dans les bois soumis au régime forestier (complément à la circulaire n° 2619). — Ministère de la Région wallonne – Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement, 2005. — 84 p.
- BRANQUART (E.), DUFRÈNE (M.). — Les Arbres, de puissants révélateurs de la biodiversité forestière. *In* : Résumé des interventions de la journée d'étude "Gestion forestière et biodiversité", Gembloux, 23/03/2005. — Ministère de la Région wallonne – Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement, 2005. — pp. 8-10.
- BRUSTEL (H.). — Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises. Perspectives pour la conservation du patrimoine naturel. — Institut national polytechnique de Toulouse, 2001. — 327 p. (Thèse de doctorat).
- CAMPRODON (J.). — Estructura dels boscos i gestió forestal al nord-est ibèric : efecte sobre la composició, abundància i conservació dels ocells. — Universitat de Barcelona, 2003. — 294 p. (Tesi doctoral).
- CHEVALIER (R.), BERTHELOT (A.), CARNNOT-MILARD (L.), DUPREZ (M.), GALLAND (M.), GAUDIN (S.), PERRIER (C.). — La Flore des forêts anciennes. Validité et utilité pour la conservation des forêts alluviales de Champagne. — À paraître dans *Symbiose*.
- COLLECTIF. — Le Groupe d'étude des vieilles forêts pyrénéennes ; colloque "Le retour du Dodo II", Journées francophones des sciences de la conservation de la biodiversité, MNHN Paris, 7 au 9 mars 2006. — 2006. — poster.
- COCHET (G.). — Bois mort et biodiversité des hydrosystèmes. *In* : Bois mort et à cavités : une clé pour les forêts vivantes / D. Vallauri *et al.* . — Tec et Doc Lavoisier, 2005. — 405 p.
- CRAMP (S.T.), SIMMONS (K.E.L.). — Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume 2 : Hawks to Bustards. — Oxford : Oxford University Press, 1980. — 695 p.
- DAJOZ (R.). — Les insectes des forêts. Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier. — 2^e édition. — Éditions Tech. et Doc., 2007. — 648 p.
- DELPECH (R.), DUMÉ (G.), GALMICHE (P.). — Typologie des stations forestières : vocabulaire. — Paris : IDF, 1985. — 243 p.
- DU BUS DE WARNAFFE (G.), DEVILLEZ (F.). — Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts : une démarche multicritères. — *Annals of Forest Science*, vol. 59, 2002, pp. 369-387.
- DU BUS DE WARNAFFE (G.), DUFRÈNE (M.). — To what extent can management variables explain species assemblages ? A study of carabid beetles in forests. — *Ecography*, 27, 2004, pp. 701-714.
- DUPOUEY (J.-L.), BACHACOU (J.), COSSERAT (R.), ABERDAM (S.), VALLUM (D.), CHAPPART (G.), CORVISIER DE VILLELE (M.-A.). — Vers la réalisation d'une carte géoréférencée des forêts anciennes de France. — *Le Monde des Cartes*, n° 191, mars 2007, pp. 85-98.
- DUPOUEY (J.-L.), SCIAMA (D.), DAMBRINE (E.), KOERNER (W.), RAMEAU (J.-C.). — La Végétation des forêts anciennes. — *Revue forestière française*, vol. LIV, n° 6, 2002, pp. 521-532.
- GONIN (P.). — Contribution à l'étude des forêts non-exploitées dans les Pyrénées. — Saint-Gaudens : Association Forêts pyrénéennes, 1988. — 77 p.
- GONIN (P.). — Dynamique contemporaine d'une hêtraie-sapinière non-exploitée en vallée d'Aston (Ariège). — Toulouse : CETEF garonnais, GEODE, 1999. — 76 p.

- GONIN (P.). — Les types de stations forestières sur les Petites Pyrénées, le Plantaurel et la Bordure sous-pyrénéenne. — Toulouse : CETEF Garonnais ; CRPF Midi-Pyrénées, 2001. — Tome 1 : 349 p. ; tome 2 : 119 p.
- GOSSSELIN (M.), LAROUSSINIE (O.), coordinateurs. — Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver. Synthèse bibliographique. — GIP Ecofor ; Antony : Cemagref Éditions, 2004. — 320 p.
- GOSSSELIN (M.), VALADON (A.), BERGÈS (L.), DUMAS (Y.), GOSSSELIN (F.), BALTZINGER (Ch.), ARCHAU (F.). — Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : état des connaissances et recommandations. — ONF ; Nogent-sur-Vernisson : Cemagref, 2006. — 161 p.
- GROVE (S.J.). — Saproxyllic insect ecology and the sustainable management of forests. — *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, vol. 33, 2002a, pp. 1-23.
- GROVE (S.J.). — The influence of forest management history on the integrity of the saproxyllic beetle fauna in an Australian lowland tropical rain forest. — *Biological Conservation*, vol. 104, 2002b, pp. 149-171.
- INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL. — Les forêts françaises capitalisent dans les gros bois. — *L'IF*, n° 15, 2^e trimestre 2007, 8 p.
- KOERNER (W.), CINOTTI (B.), JUSSY (J.-H.), BENOIT (M.). — Évolution des surfaces boisées en France depuis le début du XIX^e siècle : identification et localisation des boisements des territoires agricoles abandonnés. — *Revue forestière française*, vol. LII, n° 3, 2000, pp. 249-269.
- KOLSTRÖM (M.), LUMATJÄRVI (J.). — Saproxyllic beetles on aspen in commercial forests : a simulation approach to species richness. — *Forest Ecology and Management*, 126, 2000, pp. 113-120.
- KRUYSS (N.), JONSSON (B.G.). — Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. — *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 1999, pp. 1295-1299.
- LARRIEU (L.). — Étude de certains aspects de la diversité biologique de la forêt des montagnes particulières de Hèches (Vallée d'Aure, Hautes-Pyrénées), en vue d'une gestion sylvicole compatible avec sa conservation. Rapport intermédiaire. — CRPF de Midi-Pyrénées, 2005. — 188 p.
- LEVREL (H.). — Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ? — IFB, CERSP, octobre 2007. — 94 p.
- LINDERMAYER (B.), FRANKLIN (J.F.). — Conserving forest biodiversity ; a comprehensive multiscaled approach. — Island Press, 2002. — 351 p.
- MARTIKAINEN (P.), KAILA (L.), HAILA (Y.). — Threatened beetles in White-Backed Woodpecker habitats. — *Conservation Biology*, 1998, pp. 293-301.
- MÉNONI (E.), LUIGI (N.), DELFINO (F.). — Is the capercaillie a relevant umbrella species in the french Pyrenees ? — 9th international grouse symposium, Beijing (China). — 2002. — résumé, 1 p.
- MESCHEDÉ (A.), HELLER (K.G.). — Écologie et protection des chauves-souris en milieu forestier ; traduction française de H. Kreuzler dans *Le Rhinolophe* n° 16-2003. — Genève : MHN, 2000. — 248 p.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE ; INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL. — Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises. Édition 2005. — Paris : MAP ; IFN, septembre 2006. — 148 p.
- MNHN. — Cahier d'habitats Natura 2000. Tome 5 - Habitats rocheux. — Paris : La Documentation française, 2004. — 381 p.
- NAGELEISEN (L.M.). — Étude de la densité et du rôle bioindicateur des fourmis rousses des bois dans les forêts du Nord-Est. — *Revue forestière française*, vol. LI, n° 4, 1999, pp. 487-494.
- NILSON (S.G.), NIKLASSON (M.), HEDIN (J.), ARONSSON (G.), GUTOWSKI (J.M.), LINDER (P.), LJUNGBERG (H.), MIKUSINNSKI (G.), RANIUS (T.). — Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. — *Forest Ecology and Management*, 161, 2002, pp. 189-204.
- NORDEN (B.), PALTTO (H.). — Wood decay fungi in hazel wood : species richness correlated to stand age and dead wood features. — *Biological Conservation*, 101, 2001, pp. 1-8.
- NORSTED (G.), BADER (P.), ERICSON (L.). — Polypores as indicators of conservation value in Corsican pine forests. — *Biological Conservation*, 99, 2001, pp. 347-354.
- OKLAND (B.), BAKKE (A.), HAGVAR (S.), KVAMME (T.). — What factors influence the diversity of saproxyllic beetles ? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. — *Biodivers. Conserv.*, 5, 1996, pp. 75-100.
- PENICAUD (P.). — Chauves-souris arboricoles en Bretagne : typologie de 60 arbres-gîtes et éléments de l'écologie des espèces observées. — *Le Rhinolophe*, 14, 2000, pp. 37-68.
- RAMEAU (J.-C.), GAUBERVILLE (C.), DRAPIER (N.). — Gestion forestière et diversité biologique ; identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire. Notice du classeur de fiches. — Paris : IDF, 2000. — 119 p.

- SAJALOLI (B.), DUTILLEUL (C.). — Les mares, des potentialités environnementales à revaloriser. Rapport final, Programme national de recherche sur les zones humides. — Centre de Biogéographie-Écologie (UMR 8505 CNRS - ENS LSH), septembre 2001. — 142 p.
- SARTHOU (J.-P.), OUIN (A.), BOUYJOU (B.), DECONCHAT (M.), LACOMBE (J.-P.), MONTEIL (C.). — The species-area relationship in the hoverfly (*Diptera, Syrphidae*) communities of forest fragments in southern France. — *Ecography*, 29, 2006, pp. 1-8.
- SPEIGHT (M.C.D.). — An “expert system” approach to development of decision tools for use in maintenance of invertebrate biodiversity forests ; Paneuropean Ecological Network in Forests : Conservation of Biodiversity an Sustainable Management ; Joint United Nations Environmental Programme/Council of Europe Symposium. Krakow, Poland, 7-9th october 2004. — 7 p.
- TILLON (L.). — Biodiversité, dynamique et conservation des petits mammifères cavicoles en France. *In* : Bois mort et à cavités : une clé pour les forêts vivantes / D. Vallauri *et al.* . — Tec et Doc Lavoisier, 2005. — 405 p.
- UNDERWOOD (E.C.), FISHER (B.L.). — The role of ants in conservation monitoring : if, when and how. — *Biological Conservation*, 132, 2006, pp. 166-182.
- VAILLANT (F.). — Les Systemus et leur habitat dendrotelme. — *Bulletin de la société entomologique de France*, 83, 1978, pp. 73-85.
- WINTER (S.), MÖLLER (G.C.). — Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. — *Forest Ecology and Management*, 255, 2008, pp. 1251-1261.

L'INDICE DE BIODIVERSITÉ POTENTIELLE (IBP) : UNE MÉTHODE SIMPLE ET RAPIDE POUR ÉVALUER LA BIODIVERSITÉ POTENTIELLE DES PEUPELEMENTS FORESTIERS (Résumé)

La variété et la complexité des domaines biologiques concernés par la forêt constituent pour le gestionnaire une difficulté pratique pour prendre en compte la biodiversité. Il n'existe pas d'indicateur simple pour évaluer rapidement la biodiversité à l'échelle du peuplement ou de la parcelle forestière et suivre en routine son évolution. C'est avec l'objectif de donner aux gestionnaires un outil pratique d'estimation indirecte de la biodiversité que nous proposons l'indice de biodiversité potentielle (IBP). Cet indice s'apparente à un indicateur “composite” reposant sur la notation d'un ensemble de dix facteurs : sept sont liés à la gestion récente et trois autres sont liés au contexte. À cause de leurs liens fonctionnels avec les peuplements forestiers et de leur biodiversité spécifique, les habitats asylvatiques intra-forestiers sont intégrés dans la notation. L'IBP évalue une biodiversité potentielle, c'est-à-dire la diversité maximale du peuplement en lien avec ses caractéristiques actuelles, sans préjuger de la biodiversité réelle. Les notes sont données après visite rapide, sans effectuer de mesures complexes. Une représentation synthétique sous forme d'un graphique “radar” dans un tableur facilite à la fois la comparaison de peuplements, leur suivi dans le temps et le diagnostic des facteurs qu'il serait souhaitable d'améliorer. Nous pensons que l'IBP est suffisamment facile d'emploi pour promouvoir son utilisation dans le cadre des diagnostics des conseillers forestiers, des descriptions de parcelle préalables à l'élaboration des documents de gestion, ainsi que lors des visites préalables au marquage des coupes.

THE POTENTIAL BIODIVERSITY INDEX (PBI) – A QUICK AND SIMPLE METHOD FOR ASSESSING POTENTIAL BIODIVERSITY IN FOREST STANDS (Abstract)

The variety and the complexity of forest-related biological domains constitute a practical difficulty for forest managers dealing with biodiversity. No simple indicator allows for quick assessment or routine monitoring of forest stand or plot biodiversity. We propose a convenient tool of indirect evaluation of biodiversity to forest managers that can be likened to a composite index. This Potential Biodiversity Index (PBI) is based on scoring of ten factors: seven are connected to recent management practises and three are context-related. Because of their functional links with the stands and their specific biodiversity, forest-associated macrohabitats are incorporated in the scoring system. The PBI assesses a potential biodiversity, which is the stand's maximum diversity associated with its current features, rather than actual biodiversity. Scores are given after a quick tour and do not require any complex measurements. A summary representation in the form of a spreadsheet “radar” diagram makes stand comparisons easier and is helpful for long term monitoring and detection of factors that need improvement. We think the IBP is sufficiently easy to be useful for establishing forest counsellors' diagnoses, stand description in view of drafting management documents, as well as during stand visits in preparation for marking trees for harvest.