



HAL
open science

Evaluation des indicateurs nationaux de biodiversité forestière

Cécile Nivet, Marion Gosselin, Hélène Chevalier

► **To cite this version:**

Cécile Nivet, Marion Gosselin, Hélène Chevalier. Evaluation des indicateurs nationaux de biodiversité forestière. Les indicateurs de biodiversité forestière. Synthèse des réflexions issues du programme de recherche "Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques", GIP Ecofor, p. 41 - p. 55, 2012, 978-2-914770-05-7. hal-00794558

HAL Id: hal-00794558

<https://hal.science/hal-00794558>

Submitted on 26 Feb 2013

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.

Évaluation des indicateurs nationaux de biodiversité forestière

Cécile Nivet*, Marion Gosselin**, Hélène Chevalier***

*Gip Ecofor

**Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (IRSTEA)

***Institut national de l'information géographique et forestière (IGN)

Contexte

Organisée à Rio de Janeiro en juin 1992, la Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement permet, pour la première fois, d'aborder conjointement les préoccupations relatives à la conservation et à l'exploitation forestière. Elle aboutit notamment à l'adoption d'une déclaration non contraignante sur les principes forestiers qui promeut un nouveau concept, celui de « gestion forestière durable ». Le relais de cette conférence à l'échelle pan-européenne se fait un an plus tard, dans le cadre du processus d'Helsinki initié en juin 1993 lors de la deuxième Conférence ministérielle pour la protection des forêts en Europe¹. Les pays s'engagent à produire périodiquement un rapport national sur la situation en matière de gestion forestière durable. En France, ce rapport est produit tous les cinq ans depuis 1995. Il s'intitule « Les indicateurs de gestion durable [IGD] des forêts françaises métropolitaines » (MAAPRAT-IFN², 2011) et regroupe, pour chacun des six critères de gestion durable d'Helsinki (cf. encadré 1), des indicateurs quantitatifs³ élaborés dans le cadre des conférences ministérielles et des indicateurs complémentaires destinés à prendre en compte la spécificité de la

forêt française⁴. Centrés sur la biodiversité, les indicateurs du critère 4 (critère relatif à la biodiversité) abordent des thématiques allant de la diversité des essences à la fragmentation du paysage en passant par les espèces forestières menacées, les forêts protégées, la naturalité, etc. C'est à ces derniers que cette synthèse s'intéresse suite à la publication des réflexions d'un groupe de travail piloté par l'Inventaire forestier national (Hamza *et al.*, 2007)⁵, qui a évalué la pertinence du jeu d'indicateurs de biodiversité de l'édition 2005 des IGD. L'édition 2010 de ces indicateurs marque une rupture avec les éditions précédentes, principalement en raison :

- de l'adoption par l'IFN de la définition internationale de la forêt (FAO, 2010) : « La forêt est un territoire occupant une superficie d'au moins 50 ares [soit un demi hectare] avec des arbres capables d'atteindre une hauteur supérieure à cinq mètres à maturité *in situ*, un couvert arboré de plus de 10 % et une largeur d'au moins 20 mètres »⁶ ;
- du changement de méthode d'inventaire de l'IFN fin 2004, qui permet désormais la publication annuelle de statistiques nationales, interrégionales et régionales, basées sur une fenêtre glissante de cinq campagnes nationales annuelles^{7,8}.

¹ Ce processus pan-européen a été rebaptisé Forest Europe.

² Depuis le 1^{er} janvier 2012, l'Institut forestier national a fusionné avec l'Institut géographique national, qui s'appelle dorénavant l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN). Dans la suite de cet article, l'ancienne appellation est conservée.

³ 35 indicateurs européens fondés sur ceux de la conférence de Vienne (2003).

⁴ 19 indicateurs français à ce jour.

⁵ C'est principalement à partir de ce rapport d'expertise qu'a été rédigé cet article.

⁶ La nouvelle et l'ancienne définition sont disponibles sur le site de l'IFN (<http://www.ifn.fr>), sous l'onglet « Définitions ».

⁷ Auparavant l'échantillon devait être basé sur cinq campagnes pour fournir des résultats, aussi bien nationaux que régionaux.

⁸ Cf. MAAPRAT-IFN, 2011 : les avertissements (page 4).

Du fait de ces changements, les données 2005 et 2010 s'avèrent difficilement comparables. Dans l'édition 2010, le lecteur est même invité à considérer les résultats comme un état zéro des indicateurs construits à partir des nouvelles données de l'IFN. La présente synthèse porte essentiellement sur les indicateurs de biodiversité de l'édition 2005 même si les principales évolutions méthodologiques apportées par l'IFN en 2010 sont mentionnées. Elle analyse la cohérence d'ensemble des indicateurs du critère « biodiversité » à travers le système de référence Pression-État-Réponse, ainsi que la pertinence de chaque indicateur de biodiversité et les besoins de recherche exprimés. Étant donnée l'ampleur des évolutions survenues entre les éditions 2005 et 2010, les pistes d'amélioration proposées en 2007 par le groupe de travail n'ont été prises en compte qu'à la marge en 2010. Elles seront cependant reprises dans le cadre de l'amélioration des éditions futures.

I. Évaluation de la cohérence d'ensemble des indicateurs de biodiversité dans le modèle Pression-État-Réponse (PER)

Les indicateurs de gestion durable sont généralement structurés selon un modèle conceptuel de référence qui vise à faciliter l'analyse. Le modèle le plus couramment utilisé par l'Agence européenne de l'environnement et le ministère en charge du développement durable pour structurer les jeux d'indicateurs environnementaux est actuellement le modèle DPSIR⁹ (forces motrices – pression – état – impact – réponse). Or, selon Hamza *et al.* (2007), ce modèle complexe s'adapte mal à l'analyse des indicateurs nationaux de biodiversité – le classement des indicateurs dans ce modèle montre en particulier l'absence totale d'indicateurs de force motrice et un très faible nombre d'indicateurs d'impact (seul l'indicateur relatif aux espèces menacées

est concerné). Le modèle Pression – État – Réponse (PER), plus simple, semble plus adapté. Dans ce modèle, des pressions dues aux activités humaines ou aux conditions biogéographiques influencent l'état de la biodiversité (composition, richesse ou abondance des différents niveaux taxonomiques). L'état constaté de la biodiversité entraîne des réponses, c'est-à-dire des décisions et actions en termes de politique forestière ou pratiques de gestion. Ces réponses modifient en retour le niveau et la nature des pressions. Le groupe de travail a réparti les quinze indicateurs de biodiversité de la façon suivante (tableau 1):

- **Cinq indicateurs de pression** dont trois sont directement liés à l'activité de gestion forestière courante : surfaces en régénération (4.2), en essences introduites (4.4) et en coupes fortes et rases (4.7.3). L'indicateur synthétique 4.3, qui cherche à quantifier le caractère naturel des forêts françaises par le biais de l'empreinte anthropique (exploitation, sylviculture), résulte de l'ensemble de ces pressions de gestion. Un cinquième indicateur relatif à la densité de cervidés aux cent hectares a été supprimé du critère 4 dans la mesure où il ne permettait pas de conclure quant à l'évolution de la biodiversité.

- **Huit indicateurs d'état** de la biodiversité parmi lesquels Hamza *et al.* distinguent trois indicateurs taxonomiques et cinq indicateurs structurels de biodiversité (cf. encadré 1) :
 - les indicateurs taxonomiques sont élaborés à partir de données de présence-absence ou d'abondance de populations de différentes espèces (ou de tout autre niveau de classification, depuis les allèles jusqu'au groupe d'espèces). Construits à partir de données de l'IFN, les deux indicateurs 4.1 et 4.1.1 s'intéressent au suivi de la diversité des essences, par le biais de la diversité intra-peuplement et du degré de pureté des peuplements par essence principale. La proportion d'espèces forestières considérées comme menacées (4.8) est évaluée par le biais d'un indicateur élaboré à partir des listes rouges de

⁹ Le modèle DPSIR (forces motrices – pression – état – impact – réponse) s'articule en cinq éléments, tous reliés par des liens de causalité : une force motrice, c'est-à-dire une activité ou un développement humain, provoque une pression sur l'environnement, caractérisée de façon quantitative et qualitative. Celle-ci se traduit par une modification de l'état général de l'environnement pouvant avoir un impact sur l'homme, l'environnement, l'économie, etc. Cet impact entraîne une réponse de la société qui se traduit à son tour par la mise en œuvre d'instruments qui vont agir sur les quatre éléments précédents.

Thème	n°	Libellé détaillé de l'indicateur édition 2005	Libellé détaillé de l'indicateur édition 2010
Les indicateurs de pression			
Régénération	4.2	Surface en régénération dans les peuplements forestiers équiennes et inéquiennes, classés par type de régénération (naturelle, artificielle, recépage de taillis)	Surface en régénération dans les peuplements forestiers, classés par type de régénération (naturelle, artificielle) et essence principale du peuplement
Caractère naturel	4.3	Surface de forêts et autres terres boisées, classées en « non perturbées par l'homme », « semi-naturelles » ou « plantations », par type de forêts	
Essences introduites	4.4	Surface de forêts et autres terres boisées composées principalement d'essences introduites	
Organisation du paysage	4.7.3	Coupes fortes et rases	Supprimé
Forêts protégées	4.9.1	Densité de cervidés aux 100 hectares du groupe de travail	Supprimé suite aux réflexions du groupe de travail (Hamza <i>et al.</i> , 2007)
Les indicateurs d'état			
Indicateurs taxonomiques (Cf. encadré 1)			
Composition en essences	4.1	Surface de forêts et autres terres boisées, classées par nombre d'essences présentes et par type de forêts	
	4.1.1	Pureté en surface terrière des peuplements par essence principale	Part de l'essence principale dans les peuplements
Espèces forestières menacées	4.8	Proportion d'espèces forestières menacées, classées conformément aux catégories de la Liste Rouge de l'UICN	
Indicateurs structurels (Cf. encadré 1)			
Caractère naturel	4.3.1	Surface de futaies régulières très âgées constituant des habitats spécifiques	
Bois mort	4.5	Volume de bois mort sur pied et de bois mort au sol dans les forêts et autres terres boisées classé par type de forêts	Volume de bois mort sur pied et de bois mort au sol dans les forêts et autres terres boisées classé par type de forêts, dimension ou état de décomposition
Organisation du paysage	4.7	Organisation spatiale du couvert forestier du point de vue paysager (surface par classe de taille de massif)	Fragmentation du territoire forestier en ensembles élémentaires
	4.7.1	Longueur de lisière à l'ha	Temporairement indisponible
	4.7.2	Longueur de lisière à l'ha par type de peuplement national IFN	Supprimé
Les indicateurs de réponse			
Ressources génétiques	4.6	Surface gérée pour la conservation et l'utilisation des ressources génétiques forestières (conservation génétique <i>in situ</i> et <i>ex situ</i>) et surface gérée pour la production de semences forestières	Surface et nombre d'entités génétiques gérés pour la conservation et l'utilisation des ressources génétiques forestières (conservation génétique <i>in situ</i> et <i>ex situ</i>) pour la production de semences forestières et plants forestiers
Forêts protégées	4.9	Surface de forêts et autres terres boisées protégées pour conserver la biodiversité, le paysage et des éléments naturels spécifiques, conformément aux recommandations d'inventaire de <i>Forest Europe</i>	

Tableau 1 : regroupement des indicateurs de gestion forestière durable du critère « biodiversité » dans le modèle Pression-État-Réponse, d'après Hamza *et al.* (2007).

l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) ;

– les indicateurs structurels sont établis à partir de quantités autres (dendrométriques, par exemple) qui décrivent la structure du peuplement ou du paysage et sont censées être liées à la présence ou à l'abondance de certaines espèces (ou de tout autre niveau de classification, depuis les allèles jusqu'au groupe d'espèces). A l'échelle du paysage, trois indicateurs abordent le thème de la fragmentation du territoire forestier *via* l'organisation spatiale des massifs (4.7) et la longueur de lisière à l'hectare (4.7.1 et 4.7.2). À l'échelle intra-peuplement, deux indicateurs évaluent les peuplements âgés par le biais des surfaces en futaies régulières très âgées (4.3.1) et les volumes associés au bois morts (4.5).

• **Deux indicateurs de réponse** : ces indicateurs ont pour objectif d'évaluer l'état d'avancement de mesures spécifiques prises en faveur de la restauration, de la protection et/ou de la gestion des écosystèmes et de la biodiversité. On peut diviser l'indicateur 4.6 en deux parties distinctes : la première concerne l'utilisation des ressources génétiques pour la production de semences et de plants forestiers, une activité relative à la gestion courante – il ne s'agit donc pas d'un indicateur de réponse pour le critère biodiversité ; la seconde, au contraire, relève bien de la conservation des ressources génétiques (réseau de peuplements conservatoires). L'indicateur 4.9 relève aussi de la gestion conservatoire : il permet d'évaluer les surfaces forestières protégées au titre de la biodiversité (Réserves biologiques, Parcs nationaux, etc.), des paysages et d'autres éléments naturels spécifiques (Parcs naturels régionaux, forêts de protection alluviales et périurbaines, etc.)¹⁰.

Néanmoins, l'exercice qui consiste à classer ces indicateurs dans l'une de ces trois catégories s'avère difficile et tout relatif, notamment du fait des interactions multiples qui existent entre les composantes d'un même écosystème et de ce fait entre les indicateurs du critère 4 (ainsi qu'avec les indicateurs des autres critères). Prenons le cas d'un suivi d'abondance réalisé sur un groupe d'espèces

donné : l'indicateur peut servir à se faire une idée précise de l'état (et de l'évolution) de ce groupe ou de l'état d'un autre groupe sur lequel le premier exerce une pression (positive ou négative). Dans le premier cas, on aura plutôt tendance à classer l'indicateur parmi les indicateurs d'état, dans le second, parmi les indicateurs de pression. Globalement, la pertinence de ce type de modèle repose en grande partie sur des éléments pour lesquels nous manquons d'information ou de recul, en particulier (i) sur les liens (interactions) qui existent réellement entre les différents éléments de l'écosystème forestier, (ii) sur la nature des questions qui sous-tendent l'élaboration de l'indicateur (que veut-on savoir ?) et (iii) sur la signification des résultats fournis par l'indicateur du point de vue de la biodiversité (interprétation). Malgré tout, ce système simplifié permet une première évaluation de la cohérence d'ensemble des indicateurs du critère 4. On observe notamment :

- une nette dominance d'indicateurs structurels basés sur des données de structure du peuplement ou du paysage ; ces indicateurs sont tous directement liés à des pratiques de gestion, ce qui semble cohérent pour un système censé évaluer la durabilité de la gestion forestière ;
- un petit nombre d'indicateurs taxonomiques de biodiversité basés sur des données de composition, de richesse ou d'abondance des différents niveaux taxonomiques pour évaluer l'état de la biodiversité. Ce point reflète la difficulté actuelle de suivre directement l'évolution de tous les taxons présents dans l'écosystème forestier ;
- un petit nombre également d'indicateurs de réponse, ce qui aboutit à un certain déséquilibre du système d'indicateurs. Ce constat généralisable à l'ensemble des indicateurs de gestion forestière durable pourrait être dû au fait que les réponses de la société aux menaces qui pèsent sur la biodiversité sont davantage appréhendées par les indicateurs qualitatifs de *Forest Europe* (*Forest Europe et al.*, 2011), qui présentent les progrès accomplis entre deux conférences en matière de gestion forestière durable, dans les domaines institutionnel, juridique, économique, financier et informationnel.

¹⁰ Dans l'édition 2010, les surfaces classées au titre de Natura 2000 (les zones de protection spéciales et les zones spéciales de conservation) sont présentées selon les types de formation boisée (futaie de feuillus, futaie de résineux, taillis, peupleraie, etc.).

ENCADRÉ 1

Critère : définit les éléments essentiels, l'ensemble des conditions ou les processus par lesquels la gestion durable peut être jugée. La Conférence d'Helsinki a donné lieu à la constitution d'une liste de six critères de gestion forestière durable, habituellement dénommés « critères d'Helsinki », qui représentent chacun une facette de la multifonctionnalité des forêts : ressource forestière et carbone, santé des forêts, fonctions de production des forêts, biodiversité, fonctions de protection et aspects socio-économiques liés à la forêt (d'après IFN, 2011).

Indicateur : mesure quantitative, qualitative ou descriptive qui, mesurée et surveillée périodiquement, montre la direction du changement (Ministry of Agriculture and Forestry, 1996). Il s'agit d'une statistique qui permet de vérifier objectivement si l'état ou la dynamique observée pour un système donné reflètent une avancée vers l'objectif poursuivi (lequel est défini à partir des différents critères). Les indicateurs doivent transposer un état généralement complexe en faits faciles à observer ; ils doivent être suffisamment simples, politiquement et scientifiquement pertinents, utiles, mesurables et comparables (d'après Montagne-Huck et Niedzwiedz, 2011).

Les indicateurs taxonomiques de biodiversité : les indicateurs se focalisent sur le suivi de certains taxons – plantes, oiseaux, insectes, mammifères, etc. Ils sont utilisés en tant qu'indicateurs de l'état de leur propre diversité (on peut alors parler d'indicateur direct de biodiversité) ou en tant qu'indicateurs de l'état d'autres taxons (bio-indicateurs, indirects). L'utilité de recourir à ce type d'indicateurs pour évaluer l'état de la biodiversité inter-spécifique est développée dans l'article Nivet *et al.*, (cf. page 59).

Les indicateurs structurels de biodiversité : les indicateurs structurels de biodiversité sont à mettre en relation avec l'idée qu'il existe des structures paysagères – biologiques, physiques et sociales – qui ont un effet important sur la biodiversité et qui permettent donc de renseigner sur l'état de cette dernière de manière indirecte.

Liens entre structure de l'habitat et diversité taxonomique

Dans le cadre de l'animation par le Gip Ecofor de la réflexion sur les indicateurs de biodiversité forestière (cf. introduction page 14), Rossi *et al.* (2007) ont recherché l'existence de relations entre la structure du paysage ou de l'habitat local et la richesse spécifique de différents groupes taxonomiques (oiseaux, coléoptères carabiques, papillons rhopalocères et plantes). Les résultats obtenus dans la forêt de plantation de pins maritimes des Landes montrent effectivement l'existence d'un lien statistique significatif entre la richesse spécifique et les données descriptives du paysage dans un rayon de cent à deux cents mètres et parfois dans un rayon supérieur. Les résultats montrent que la diversité des papillons est liée en premier lieu aux caractéristiques de l'habitat local (notamment recouvrement d'espèces végétales et humidité du sol) et en second lieu aux caractéristiques du paysage (selon les sites, cela peut être la présence de pare-feux¹¹, de certaines plantes herbacées utiles à la larve et au papillon, la densité de lisières, de routes forestières et de haies). Concernant les oiseaux et les carabes¹², les variables explicatives sont différentes pour chacun des deux groupes mais le degré de fermeture apparaît comme un facteur globalement négatif. Afin de percevoir le maximum d'effet du paysage sur la diversité, Rossi *et al.* (2007) ont plaidé en faveur d'une approche taxonomique multi-scalaire et l'utilisation d'un nombre de variables restreint pour améliorer les modèles de prédiction de la richesse spécifique.

¹¹ Espace linéaire de largeur variable, aménagé par débroussaillage du tapis végétal, restreignant la quantité de matière combustible dans le but de limiter ou d'arrêter la propagation d'un incendie et de favoriser la circulation des véhicules anti-incendie.

¹² Seul l'effet du paysage a pu être testé car les chercheurs ne disposaient pas de données locales.

Globalement, la structuration selon le modèle Pression-État-Réponse, pourtant bien adaptée pour évaluer la durabilité d'un système de gestion, est sous-exploitée (très lacunaire) dans le système actuel. En particulier, les triplets Pression-État-Réponse sont incomplets, c'est-à-dire que pour un indicateur classé dans une catégorie donnée, les indicateurs correspondants aux deux autres catégories ne sont pas toujours présents. Par conséquent, il s'avère aujourd'hui relativement difficile d'évaluer, à travers ce système, l'efficacité des réponses mises en œuvre en faveur de la biodiversité ainsi que la durabilité de la gestion forestière au regard de ce critère.

II. Analyse de la pertinence des indicateurs de biodiversité

La plupart des indicateurs sont construits à partir des données de l'IFN et ne concernent donc que les forêts de production, soit environ 95 % des forêts françaises métropolitaines. Divers cas de figure ont été relevés lors de la phase d'analyse menée par Hamza *et al.* (2007). Généralement, ces indicateurs souffrent d'un manque (i) de données (parfois difficiles à récupérer comme celles associées aux espèces menacées), (ii) de méthodologie (protocole de récolte des données non pertinent, calcul de l'indicateur inadapté, etc.), (iii) de clarté ou de consensus sur les concepts utilisés (définitions à revoir, classification à améliorer, etc.), (iv) d'information historique (par exemple sur l'origine des peuplements) et scientifique, etc. De plus, l'interprétation en termes décisionnels des résultats obtenus n'est pas toujours évidente. Tous ces éléments conduisent à limiter la pertinence des indicateurs et les possibilités de les interpréter au mieux.

■ Pertinence des indicateurs de pression

La pertinence thématique de ce groupe d'indicateurs (régénération, essences introduites, organisation du paysage, caractère naturel et forêts protégées) est globalement forte au regard de la biodiversité en général et des catégories définies par *Forest Europe*. Par contre, l'adéquation entre l'indicateur et la thématique à laquelle il est asso-

cié ne fonctionne pas toujours (cf. indicateur 4.9.1 sur la densité de cervidés associé au thème « forêts protégées », c'est-à-dire faisant l'objet d'un statut de protection officiel). L'usage de définitions insatisfaisantes, le manque de clarté ou de consensus sur les concepts utilisés limite de surcroît la pertinence globale d'indicateurs comme celui relatif à la naturalité des forêts françaises (cf. indicateur synthétique 4.3). Un dernier problème majeur est relatif au jeu de données utilisé pour élaborer l'indicateur : il est parfois incomplet – l'absence d'éléments sur les formations boisées non disponibles pour la production limite particulièrement la pertinence de l'indicateur de naturalité (4.3) et de celui relatif aux essences introduites (4.4) – voire carrément non pertinent, lorsque les mécanismes reliant un facteur de pression donné aux éléments de biodiversité sont mal compris. C'est le cas pour les indicateurs de coupes fortes et rases (4.7.3) et de régénération (4.2).

Nous reprenons ci-dessous les principaux points de l'analyse de pertinence réalisée par Hamza *et al.* (2007) concernant les indicateurs de pression.

4.2 – Surface forestière en régénération naturelle et artificielle (thème « régénération ») :

les surfaces en régénération sont propices à de nombreuses espèces péristoriques (carabes, papillons de jour, etc.) et inversement défavorables à des espèces typiquement forestières et peu mobiles associées aux stades âgés (certaines bryophytes par exemple) et aux stades intermédiaires comme les papillons de nuit (Gosselin, 2004). Selon Hamza *et al.* (2007), une augmentation durable des surfaces dédiées à la régénération artificielle serait pénalisante au regard de la diversité biologique. Cet indicateur donne donc *a priori* une information intéressante mais il ne reflète pas la complexité des mécanismes en jeu. Par exemple, une coupe de régénération n'aura certainement pas le même impact sur la biodiversité selon que les autres stades de maturité seront ou non simultanément présents dans le paysage. Des données supplémentaires mériteraient donc d'être prises en compte comme :

- la distance entre la zone de régénération et les peuplements âgés ;
- la proportion des surfaces en régénération par rapport à la surface forestière totale ;
- l'âge d'exploitabilité des peuplements.

Dans l'édition 2010 : la nouvelle méthode d'inventaire de l'IFN, avec l'acquisition de données sur le terrain supplémentaires, permet de combler en partie le jeu de données, en fournissant notamment des informations sur la nature de la coupe (coupe rase avec ou sans travaux, coupe totale ou forte de l'étage dominant, etc.) et l'essence principale du peuplement¹³. Le manque de recul actuel sur les interactions entre « régénération » et « biodiversité » demeure cependant, notamment quant à l'appréciation des régénérations par petites trouées.

4.3 – Degré de naturalité des forêts françaises (thème « caractère naturel ») :

cet indicateur permet de classer les forêts en fonction de leur degré de naturalité (forêts non perturbées par l'homme, forêts semi-naturelles et plantations). L'approche est pertinente mais le concept de naturalité reste particulièrement difficile à apprécier et les définitions de la FAO¹⁴ pour décrire les classes de perturbation associées aux plantations et aux forêts semi-naturelles sont imprécises. Au final, cet indicateur ne permet pas de se faire une idée du degré de naturalité des forêts françaises.

Les résultats montrent en effet :

- la quasi-inexistence de forêts non perturbées en France métropolitaine (environ 30 000 hectares en 2005 et 2010). Le manque de données sur ces forêts non perturbées explique ce résultat : l'IFN ne dispose en effet pas d'information sur l'ancienneté de la gestion. C'est ainsi à partir des données de l'Office national des forêts (ONF) extrapolées aux forêts privées que ce chiffre de 30 000 hectares a été estimé en 1994. Il a été repris tel quel dans les éditions successives, faute de nouvelles connaissances ;
- une proportion de plantations vraisemblablement sous-évaluée (12 % en 2010) dans la mesure où l'origine des boisements n'est notée par l'IFN que pour les peuplements de moins de 40 ans et que les plantations qui ne font pas l'objet d'une exploitation intensive sont classées en forêts semi-naturelles, conformément aux définitions de la FAO ;

- une catégorie fourre-tout, les forêts semi-naturelles, qui regroupe la quasi-totalité des forêts (87 % en 2010).

À cela s'ajoute un autre biais lié aux surfaces inventoriées de l'IFN (regroupées sous l'appellation « forêt de production »), qui excluent 5 % de la surface des forêts françaises, probablement parmi les moins perturbées.

4.4 – Surface forestière composée principalement d'essences introduites (thème « essences introduites ») :

l'introduction d'essences exotiques influence en effet la biodiversité des écosystèmes forestiers, souvent dans le sens d'un appauvrissement (Hamza *et al.*, 2007). Cependant, la définition utilisée pour juger du caractère autochtone ou non d'une essence est inadaptée car basée sur les seules limites administratives de la France métropolitaine. Cela signifie qu'une essence présente naturellement en un point quelconque du territoire est considérée comme autochtone sur l'ensemble de ce territoire. Avec cette définition, des essences telles que le pin laricio de Corse et l'épicéa commun sont classées parmi les essences autochtones partout en France. Cette représentation entraîne une sous-estimation des surfaces composées principalement d'essences exotiques. Une solution serait de régionaliser ces listes d'essences, aujourd'hui uniquement nationales. Il faudrait pour cela disposer de cartes de la distribution naturelle de chaque essence, qui n'existent malheureusement pas à l'heure actuelle pour toutes les essences.

4.7.3 – Coupes fortes et rases (thème « organisation du paysage ») :

les coupes de régénération fortes, fréquentes et sur de grandes surfaces défavorisent les espèces forestières à faible capacité de dispersion et les espèces inféodées aux phases terminales du cycle sylvigénétique (Bergès, 2004). Du point de vue de la biodiversité, il paraît pertinent de lier le thème « organisation du paysage » à l'activité de coupe. Par contre, l'indicateur ne traite que de l'intensité

¹³ L'indicateur 4.7.3, spécifique des coupes fortes et rases, a disparu concomitamment.

¹⁴ Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture.

des coupes qui entraînent les perturbations les plus fortes (fortes et rases). De plus, il ne prend pas en compte des facteurs susceptibles d'accentuer ou de réduire l'impact d'une coupe sur la biodiversité, en particulier la taille de la coupe¹⁵ ou la présence de peuplements-refuge à proximité. Des données relatives à la topographie et à localisation des coupes au sein du massif permettraient probablement aussi de renforcer la pertinence de cet indicateur.

Dans l'édition 2010 : cet indicateur a été supprimé mais les données sont partiellement exploitées par l'indicateur de régénération (4.2)¹⁶.

4.9.1 – Densité de cervidés aux cent hectares (thème « forêts protégées ») :

le libellé de cet indicateur est ambigu. S'agit-il de suivre l'évolution de la capacité d'accueil des massifs forestiers vis-à-vis des cervidés ? Ou de suivre l'évolution de la pression exercée par les cervidés sur la biodiversité de ces massifs ?

Dans l'édition 2010 : classé à tort dans la catégorie « forêts protégées », cet indicateur a été supprimé du critère « biodiversité ». Les données cynégétiques de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) et des fédérations de chasseurs sont désormais exploitées dans le critère 2, relatif à la santé des écosystèmes (présence simultanée de plusieurs espèces d'ongulés et progression des ongulés sauvages sur le milieu forestier).

Conclusion

Ces indicateurs traitent uniquement des pressions liées à l'activité de gestion courante (exploitation, sylviculture). D'autres pressions influencent pourtant l'évolution de la biodiversité forestière : la fréquentation des espaces forestiers (dans le cadre de l'exploitation forestière et du tourisme), l'implantation d'infrastructures extra-forestières (pour les transports et dans le cadre de l'urbanisation), le changement climatique. Ces pressions mérite-

raient l'élaboration d'indicateurs complémentaires ou le renforcement des indicateurs existants. Dans le cas de l'indicateur synthétique 4.3, des travaux de l'INRA montrent en particulier l'intérêt du concept de « forêt ancienne » pour apprécier le degré de naturalité d'un écosystème forestier. Des données relatives à la taille des coupes, à la nature des travaux préparatoires du sol ou encore à la diversité génétique des matériels forestiers de reproduction (cf. indicateur 4.6), permettraient sans doute également de mieux appréhender l'impact de la régénération des surfaces forestières sur la biodiversité.

■ Pertinence des indicateurs d'état

Parmi ce groupe, les indicateurs structurels dominent. Ce sont donc des descripteurs de structure du peuplement, du paysage, censés être liés à une partie de la biodiversité. Or, la relation entre ces indicateurs structurels et la biodiversité n'est pas toujours bien connue : avec quel compartiment de biodiversité l'indicateur est-il relié ? La relation est-elle positive ou négative ? Forte ou faible ? Étayée par la bibliographie ou seulement hypothétique ? De plus, lorsque cette relation est connue, rien ne permet généralement de dire si elle est stable dans le temps. De leur côté, les rares indicateurs taxonomiques de biodiversité sont élaborés à partir de données existantes et mobilisables qui ne permettent pas forcément de suivre les espèces à enjeu fort (par exemple des espèces particulièrement sensibles à la gestion forestière). À l'échelle nationale, les suivis d'abondance actuels concernent les oiseaux communs et les papillons¹⁷ ; aucun indicateur n'existe par exemple concernant la faune et la flore des décomposeurs. Globalement, ce groupe d'indicateurs aborde, à différentes échelles, des thèmes importants, dont la pertinence est néanmoins parfois limitée par :

- l'usage de formulations inadaptées - les indicateurs de composition en essences (4.1 et 4.1.1) sont

en réalité des indicateurs de la diversité locale en essences ;

- l'utilisation de certains concepts qui manquent de clarté : que faut-il exactement inclure sous le vocable d'« espèce forestière » ou de « massif » ? ;
- des difficultés liées à la collecte des données (cf. indicateur 4.8 sur les espèces forestières menacées), qui reflètent souvent des problèmes d'ordre méthodologique et le besoin de connaissances supplémentaires (cf. indicateur 4.5 sur le volume de bois mort).

4.1 et 4.1.1 – Nombre d'essences par peuplement (feuillus, résineux et mixtes) et surface terrière par essence principale (thème « composition en essences ») : Hamza *et al.* (2007) ont regroupé ces deux indicateurs.

4.1 – Les études montrant une corrélation positive et significative entre la richesse locale en essences et les différents compartiments de la biodiversité sont peu nombreuses. L'échelle optimale à laquelle mesurer cette richesse en essences n'est pas claire non plus dans la bibliographie. Toutefois, l'indicateur 4.1 n'est pas contredit (Gosselin et Paillet, 2011) et permet de renseigner directement sur l'état d'une partie de la biodiversité, à savoir les essences ligneuses.

4.1.1 – L'essence principale est un facteur majeur de différenciation de biodiversité (Gosselin et Paillet, 2011). La bibliographie incite à promouvoir l'accroissement du degré de mélange et de richesse en essences dans les peuplements dominés par des exotiques ou des résineux. Elle incite à l'inverse au maintien ou au développement de peuplements purs (ce qui n'exclut pas la présence d'essences secondaires en faible proportion) dans les peuplements d'essences autochtones. Il est dommage que cet indicateur ne tienne pas compte de l'abondance et de la répartition spatiale de chaque essence considérée isolément. Ces variables seraient pourtant corrélées à la diversité génétique des peuplements forestiers futurs et à une partie de la diversité spécifique (certaines espèces étant inféodées à des peuplements purs). Il serait donc utile de vérifier que l'abondance des essences de faible intérêt économique ne régresse pas trop fortement.

Concernant ces deux indicateurs, des incertitudes subsistent également quant à l'influence de la sta-

tion sur la relation entre richesse en essences et biodiversité. La collecte de données supplémentaires, relatives aux caractéristiques écologiques des placettes inventoriées (type de station ou type de forêt, stade successional, classe de gestion, etc.) et aux essences considérées (classes de taille des essences, classes d'abondance et classes d'indigénat) permettrait probablement d'accroître la pertinence de ces indicateurs.

4.3.1 – Surface de futaies régulières très âgées constituant des habitats spécifiques (thème « caractère naturel ») :

cet indicateur est classé parmi les indicateurs de la naturalité des forêts françaises, tout comme l'indicateur de pression 4.3 sur le degré de naturalité des forêts françaises. Les arbres et peuplements très âgés sont en effet la niche potentielle de nombreuses espèces nécessitant des cavités, du bois mort et autres microhabitats. Mais cet indicateur est associé au caractère naturel des forêts alors qu'il est basé sur des données prélevées en futaie régulière, une structure relativement artificielle et qui ne représente que 49 % des forêts françaises en 2004 (Vallauri *et al.*, 2010). Son libellé est ambigu car l'indicateur s'intéresse à toutes les surfaces de futaies âgées, qu'elles incluent ou non la présence d'habitats spécifiques. En conséquence, Hamza *et al.* (2007) proposent de s'intéresser à l'abondance des arbres sénescents et ce, quelle que soit la structure du peuplement (donc pas uniquement en futaie régulière) et l'utilisation du bois associée (actuellement, seuls les peuplements disponibles pour la production rentrent en compte dans le calcul de l'indicateur). Ils proposent également de réviser les seuils de sénescence en les adaptant au type de station (ou à défaut à la sylvoécologie).

Dans l'édition 2010 : cet indicateur a une faible significativité (au sens statistique) dans la mesure où il continue à ne s'intéresser qu'aux vieilles futaies régulières et que les seuils (ou âges limites) par essence sont trop restrictifs (ils reviennent à filtrer trop drastiquement les peuplements). L'élargissement de l'indicateur à d'autres types de structures (mélanges futaies-taillis, etc.), voire sa révision complète (une approche différente pourrait être envisagée, centrée par exemple sur les gros et vieux arbres) permettrait sans doute de résoudre ce problème.

¹⁵ Cette variable n'a pas été exploitée à l'échelle nationale du fait de l'indisponibilité dans certains départements de données sur les coupes rases.

¹⁶ En réalité, il ne s'agit pas vraiment des mêmes données car la méthode de calcul a changé entre l'édition 2005 et 2010 (méthode du report sur photo aérienne pour l'ancien indicateur, données terrains pour le nouveau).

¹⁷ Cf. programme Vigie-Nature du Muséum national d'Histoire naturelle.

4.5 – Volume de bois mort en forêt feuillue, résineuse et mixte (thème « bois mort ») :

20 à 25 % des espèces forestières seraient associées au bois mort et une relation positive existe vraisemblablement entre la présence de bois mort et la richesse ou l'abondance de nombreuses espèces, saproxyliques notamment. L'indicateur de l'édition 2005 est cependant pratiquement inutilisable car élaboré au départ pour évaluer la production nette de bois (volume vif – mortalité) et non pour évaluer la biodiversité (protocole inadapté). Il n'intègre en particulier que les volumes de bois mort sur pied depuis moins de cinq ans. Parmi les recommandations, Hamza *et al.* (2007) insistent sur la nécessité de récolter des variables supplémentaires relatives à l'essence du bois mort, à la taille et à la position (dressé, suspendu ou couché) des pièces de bois ou au degré de décomposition et d'ensevelissement.

*Dans l'édition 2010 : la nouvelle méthode d'inventaire permet désormais de comptabiliser les arbres morts sur pied depuis plus de cinq ans et les chablis ordinaires de moins de cinq ans (par type de peuplement feuillu, résineux et mixte) ainsi que le bois mort au sol (incluant les chablis de plus de cinq ans). Les volumes de bois mort au sol (m³/ha) sont désormais classés en fonction de leur diamètre et leur degré de décomposition. Cette évolution répond en partie à la nécessité de s'intéresser à d'autres variables que le volume de bois mort sur pied pour juger de la richesse spécifique. Le lien entre ces indicateurs (présence et abondance de pièces de bois mort de nature variée) et la biodiversité de nos forêts tempérées doit en outre être encore étudié. Des travaux menés récemment montrent en effet que les niveaux de corrélation observés en milieu boréal entre la richesse saproxylique (coléoptères et mycètes) et le volume de bois mort ne sont pas transposables aux forêts tempérées (Lassauce *et al.*, 2011).*

4.7 – Fragmentation du territoire forestier en ensembles élémentaires (thème « organisation du paysage ») :

l'évolution du nombre de massifs forestiers par classe de surface (huit classes en 2005, allant de 4 à plus de 100 000 hectares) permet de se faire une idée du degré de fragmentation de la forêt à l'échelle nationale. Selon Hamza *et al.* (2007), l'agencement spatial des écosystèmes influence *a priori* fortement

les processus écologiques et par là-même la biodiversité, ce qui confère une certaine pertinence au thème « organisation du paysage ». Néanmoins, la définition utilisée pour définir un massif, qui revient à considérer que des fragments distants de moins de deux cents mètres constituent une seule tâche forestière, est discutable. La matrice peut en effet s'avérer imperméable sur cette distance, être coupée par exemple par des obstacles infranchissables pour certains animaux (autoroutes sans passages spéciaux, fleuves, etc.).

Dans l'édition 2010 : le seuil de continuité de l'espace boisé à été maintenu. Bien que les seuils de représentation aient été abaissés (onze classes de surface en 2010 allant de 2,5 à plus de 100 000 hectares), la pertinence de cet indicateur se limite toujours aux gros animaux qui requièrent de larges territoires (mobilité) et aux espèces d'intérieur qui fuient les lisières. L'indicateur 4.7.2 (longueur de lisière par type de peuplement) a été supprimé car il ne permettait pas vraiment de conclure quant à l'évolution du phénomène qu'il était censé appréhender, à savoir la fragmentation. De plus, il ne permettait pas de cibler correctement les espèces les plus sensibles à la fragmentation, à savoir les espèces forestières d'intérieur et les espèces forestières peu mobiles (habitats mal choisis). L'indicateur 4.7.1 (longueur de lisière à l'hectare) aurait dû être reconduit mais n'a pas pu être calculé dans la mesure où tous les départements ne sont pas encore passés à la nouvelle version de cartographie de l'IFN. Outre sa formulation peu satisfaisante, cet indicateur évoluait par ailleurs intrinsèquement avec l'augmentation des surfaces forestières.

4.8 – Proportion d'espèces forestières menacées (thème « espèces menacées ») :

c'est l'un des rares indicateurs taxonomiques parmi les indicateurs de gestion forestière durable. Au niveau international, il est important car très souvent discuté, comparé entre les pays et compilé en méta-index. Des imprécisions méthodologiques pénalisent toutefois sa fiabilité : le regroupement et la déclinaison des catégories UICN soulèvent des questions (les espèces en déclin ne sont pas prises en compte) et la définition des espèces considérées comme « forestières » reste imprécise.

*Dans l'édition 2010 : l'absence de données sur la flore méditerranéenne a été comblée (Rameau *et al.*, 2008). Les données disponibles ont de plus été améliorées puisque l'on dispose maintenant des premières listes rouges nationales établies avec la méthodologie UICN pour les mammifères, les amphibiens, les reptiles et les oiseaux (en 2005, seules des données à dire d'expert étaient disponibles). L'extension des listes rouges à des groupes clés de la biodiversité des forêts (les champignons, les mousses, les lichens et les invertébrés) s'avère néanmoins toujours nécessaire afin d'améliorer sa représentativité.*

Conclusion

La prise de données directes (les relevés d'espèces par exemple) pour fournir des indicateurs d'abondance de population est rare (cf. Nivet *et al.*, page 59). En France métropolitaine, on ne connaît pas le nombre d'espèces forestières de plusieurs groupes très présents en forêt comme les insectes, les champignons, les lichens et les bryophytes. Ils sont pourtant probablement bien plus nombreux que des groupes mieux surveillés tels que les mammifères, les oiseaux ou les plantes vasculaires. Le nombre limité d'indicateurs d'état basés sur le suivi de taxons nuit ainsi à la pertinence de ce système d'indicateurs. Selon Gosselin et Gosselin (2008), il serait très utile de renforcer ces suivis taxonomiques en se concentrant sur des taxons à enjeux, par exemple ceux qui s'avèrent particulièrement sensibles aux évolutions des pratiques sylvicoles (cf. Nivet *et al.*, page 59).

À une échelle inférieure, la variabilité génétique constitue aussi un indicateur majeur du potentiel de régénération et d'adaptation des différents compartiments de la biodiversité (et donc de sa survie). Maintenir la diversité génétique des essences, c'est garantir le capital d'adaptation de ces dernières aux changements environnementaux. Or la palette des indicateurs de gestion durable ne repose sur aucun suivi direct de biodiversité à l'échelle intra-spécifique. Seul l'indicateur 4.6 traite de la conservation des ressources génétiques forestières mais sous un angle très indirect qui ne permet pas de se faire une idée réelle du niveau de diversité génétique des populations d'arbres forestiers. Cela s'explique notamment par la complexité et le coût élevé des analyses de laboratoires nécessaires. Il semble pourtant primordial de disposer d'indicateurs de la

diversité génétique des espèces, en particulier pour les essences forestières, qui sont les objets directs de la gestion forestière (Collin *et al.*, page 79).

Globalement, le classement de ces indicateurs parmi les indicateurs d'état est discutable. Selon Gosselin et Gosselin (2008), un indicateur d'état est un indicateur qui permet, dans une situation donnée, de se faire une idée objective de l'état de la biodiversité (ou d'une partie de la biodiversité), par exemple de la richesse et de l'abondance de la flore, des oiseaux, des champignons, etc. S'en tenir à cette définition reviendrait à exclure la plupart des indicateurs classés par Hamza *et al.* dans la catégorie des indicateurs d'état. Prenons le cas de l'indicateur du volume de bois mort, classé parmi les indicateurs structurels d'état de la biodiversité : il serait logique, si l'on souhaite calculer un volume de bois mort pour en déduire une richesse potentielle en espèces saproxyliques (usage actuel) de classer cet indicateur parmi les indicateurs de pression (plus on exploite de bois mort et plus la pression sur les espèces saproxyliques augmente). Par contre, si l'on veut évaluer l'efficacité des mesures mises en place pour augmenter le volume de bois mort, il faudrait plutôt classer cet indicateur dans la catégorie des indicateurs de réponse. Cet exemple illustre à nouveau la difficulté qui consiste, de manière générale, à répartir ces indicateurs au sein du système Pression-État-Réponse.

Enfin, les indicateurs d'état issus d'autres critères de gestion durable pourraient aussi faire l'objet d'une analyse sous l'angle de la biodiversité, notamment ceux des critères 1 à 3, qui traitent des ressources forestières et des stocks de carbone dans la biomasse et dans le sol, de la santé des écosystèmes et notamment de l'évaluation des propriétés chimiques du sol (niveau d'acidité et de disponibilité en azote) ou encore du maintien et de l'encouragement des fonctions de production de la forêt (équilibre production-récolte).

■ Pertinence des indicateurs de réponse

Le premier indicateur de ce groupe (l'indicateur 4.6) est subdivisé en deux parties dont la première, qui concerne les peuplements porte-graines gérés pour la production de semences forestières, est assez peu

liée à la diversité génétique (cf. cependant l'encadré 2 sur les régions de provenance). La seconde, qui concerne le réseau de conservation des ressources génétiques forestières, représente bien en revanche un indicateur de réponse pour la partie génétique du critère biodiversité.

Le deuxième indicateur classé dans cette catégorie concerne l'étendue des surfaces forestières placées sous statut de protection pour conserver la biodiversité. Ces deux indicateurs abordent l'un comme l'autre des thèmes importants du point de vue des politiques publiques et de la gestion forestière.

4.6 – Production de matériel de reproduction (semences et plants) pour la régénération artificielle et surfaces forestières dédiées à la conservation des ressources génétiques forestières (thème « ressources génétiques ») :

la composante intra-spécifique de la diversité est abordée de manière indirecte par une partie de cet indicateur. L'indicateur 4.6 s'intéresse en effet à l'évolution des surfaces destinées à assurer la disponibilité et l'existence continue des ressources forestières sur le territoire¹⁹. Cet indicateur ne permet pas de visualiser la distribution géographique des surfaces dédiées à l'activité de conservation des ressources génétiques. Des données complémentaires permettraient de se faire une idée plus précise du degré d'exhaustivité de ce réseau national de gestion et de conservation des ressources génétiques à l'échelle nationale.

ENCADRÉ 2

En collaboration avec des chercheurs généticiens d'autres instituts scientifiques, Irstea a défini les régions de provenance les plus représentatives de la diversité des peuplements présents sur le territoire français. Ce découpage territorial traduit les adaptations de chaque espèce au climat et au sol. Il serait plus pertinent, à l'avenir, de recentrer la partie « peuplements porte-graines » de l'indicateur 4.6 sur ces régions de provenance, établies dans une optique véritable de préservation de la diversité génétique (protection de l'autochtonie, garantie de diversité génétique des essences à l'échelle de leur aire de répartition). Des données concernant les efforts réalisés pour augmenter la diversité génétique des lots de semences pourraient également venir compléter à terme cet indicateur (elles ne sont actuellement pas disponibles).

L'indicateur s'intéresse, en même temps, à la production de semences et de plants forestiers pour la régénération artificielle. Selon Hamza *et al.* (2007), dans son état actuel et à cette échelle (nationale), il est inadapté au critère « biodiversité ». Les peuplements d'intérêt relèvent en effet d'une réglementation dont l'objectif n'est pas la conservation de la biodiversité mais plutôt la facilitation du commerce des graines par l'Union européenne. Ils sont sélectionnés et gérés avant tout pour répondre aux besoins actuels des reboiseurs et non pour leur représentativité quant à la diversité génétique de l'essence considérée. Ces peuplements sélectionnés ou testés ne préjugent pas, en outre, de la récolte et de l'utilisation effective du matériel forestier de reproduction. La pertinence du phénomène ainsi représenté vis-à-vis de la biodiversité s'avère en conséquence assez médiocre (cf. encadré 2).

4.9 – surfaces forestières protégées (thème : forêts protégées) :

les différents statuts de protection attribués aux espaces naturels constituent actuellement l'une des réponses politiques les plus concrètes pour limiter, voire réduire l'intensité des pressions d'origine anthropique sur la biodiversité. L'indicateur 4.9, qui s'intéresse à l'évolution des surfaces forestières protégées en fonction du degré d'intervention humaine autorisé (aucune intervention humaine dans les réserves biologiques et naturelles intégrales, intervention minimale dans les zones centrales des parcs nationaux, etc.), représente à ce titre une

Thème	Indicateurs complémentaires
Gestion forestière courante	Formation / sensibilisation des propriétaires et gestionnaires à la biodiversité
	Intégration des pratiques en faveur de la biodiversité dans les processus de certification forestière et d'aménagement
Gestion conservatoire	Plans de restauration d'espèces forestières menacées
	Observatoires nationaux de la biodiversité

Tableau 2 : propositions d'indicateurs de réponse complémentaires, Hamza *et al.* (2007).

base solide, synthétique et internationalement lisible des différents statuts de protection en place sur le territoire métropolitain. La régionalisation de l'information permettrait néanmoins d'améliorer la visibilité de ce réseau d'espaces forestiers protégés (carte départementale ou régionale du taux/statut de protection).

III. Besoins prioritaires de recherche

■ Pour préciser l'indicateur lui-même

L'analyse a mis en évidence le besoin de préciser certains indicateurs, notamment en ce qui concerne : la cartographie des boisements anciens (4.3), la caractérisation de la zone d'indigénat des essences présentes en France (4.4) ou encore le développement d'indicateurs relatifs à la production et à l'utilisation des matériels forestiers de reproduction (4.6). La recherche de valeurs de référence, par exemple dans les forêts non exploitées ou semi-naturelles (4.3), se rattache aussi à cette catégorie. Ces questions ne relèvent pas toujours de l'activité de recherche mais parfois plutôt d'un processus de développement ou d'expertise. Dans ce cas, des réponses relativement simples, bien que relativement onéreuses pour certaines (cas de la cartographie des forêts anciennes à l'échelle de la France), pourraient être mises en œuvre. Au contraire, elles nécessitent parfois d'importants programmes de recherche. C'est le cas par exemple de la connaissance des zones d'indigénat des essences françaises, qui requiert encore un gros travail de paléoécologie et de génétique.

■ Pour préciser les liens entre l'indicateur et ce qu'il indique

Le manque de connaissances sur les liens entre un indicateur et ce qu'il indique vraiment constitue l'une des principales faiblesses des systèmes d'indicateurs actuels (cf. Bonhême, page 21). En effet, pour la plupart des indicateurs de biodiversité forestière, les commentaires ne précisent pas (parfois parce qu'on ne le sait pas) ce qu'ils évaluent réellement. Un moyen de progresser dans ce domaine pourrait consister à :

- préciser les groupes taxonomiques, les groupes écologiques voire les espèces associées positivement ou négativement à l'indicateur ;
- quantifier cette relation, par grand type stationnel, grande essence dominante et grand stade successional (ou alors uniquement en peuplements « adultes ») ;
- préciser les échelles de pertinence et de validité de l'indicateur.

Les groupes taxonomiques qui pourraient être étudiés sont (i) des groupes à large amplitude et présents sur tout types de milieux terrestres, tels que les oiseaux, la flore vasculaire (données existantes et publications) ; (ii) des groupes typiquement forestiers (insectes de la litière, lichens, etc.) et parmi eux des groupes forestiers sensibles aux pratiques sylvicoles tels que les taxons saproxyliques et/ou cavicoles²⁰ (au moins pour les indicateurs associés aux peuplements âgés et au bois mort). Ce travail pourrait être fait à travers une méta-analyse pour des indicateurs déjà bien étudiés (4.2 : régénération). De nouvelles données seront probablement nécessaires pour les autres.

¹⁹ dans le cadre de la mise en œuvre de la politique nationale de conservation des ressources génétiques forestières

La relation entre l'indicateur et la partie de la biodiversité qu'il indique résulte pour la plupart du temps de causes multiples, qui évolueront très probablement en lien avec de nombreux facteurs tels que le changement climatique. L'idéal serait donc de prévoir de vérifier la permanence de ces relations dans le futur, en particulier en développant un suivi de biodiversité fondé sur la récolte de données taxonomiques permettant de renseigner de manière directe sur l'état de santé de la biodiversité.

■ Pour étudier les mécanismes sous-jacents qui lient ces indicateurs à la biodiversité

On peut notamment l'envisager pour des indicateurs en lien assez direct avec la biodiversité (cf. indicateurs 4.2 : régénération, 4.4 : indigénat, 4.5 : bois mort, 4.9 : surfaces protégées). Des travaux de recherche traitent en particulier des liens entre sénescence, bois mort et biodiversité (Lassauce *et al.*, 2011). Ces approfondissements nécessitent de tester les indicateurs existants et d'approfondir nos connaissances sur les mécanismes en jeu : quels sont par exemple les mécanismes qui expliquent le lien entre un âge avancé des arbres et la présence de certaines espèces ? Quels sont les effets respectifs du diamètre des troncs, de la présence des blessures, de la composition chimique du bois et des écorces, etc. sur la préférence de certaines espèces pour ces arbres âgés ? Dans le cas des bois morts, quels sont les mécanismes physiologiques et écologiques à l'origine du lien entre la taille des bois morts, l'état de décomposition, la nature de l'essence et la présence des espèces ? Des programmes centrés sur ce type d'approche pourraient notamment être développés en lien par exemple avec la mise en place d'un suivi d'espèces saproxyliques au niveau français ou européen.

Conclusion

L'appréciation de la cohérence d'ensemble des indicateurs de biodiversité montre la nécessité de repenser l'ensemble des indicateurs de gestion forestière durable, tous critères confondus, en définissant un cadre conceptuel rigoureux. Concernant les seuls indicateurs de biodiversité, l'application du modèle Pression – État – Réponse permet de compléter l'analyse par indicateur mais un travail d'approfondissement s'avère nécessaire. Pour avoir valeur de modèle, des relations causales devront en particulier être établies entre les indicateurs de chaque triplet. L'analyse détaillée des quinze indicateurs de biodiversité a ensuite permis de dégager les principales améliorations possibles et les besoins de recherche à plus ou moins long terme. Concernant les améliorations, il reste à définir précisément la faisabilité de certaines propositions, notamment en faisant tester certaines mesures ou/et observations par l'IFN, le principal fournisseur de données (concernant par exemple l'inventaire des arbres sénescents ou porteurs de microhabitats). D'autres actions plus spécifiques pourraient être développées (recherche des zones d'indigénat, cartographie des forêts anciennes, etc.). Enfin, ces propositions ont montré l'intérêt de constituer des groupes d'experts sur certains sujets (définition de niveaux de naturalité, liste d'arbres forestiers, zones d'indigénat, etc.). Les besoins de recherche à plus long terme sont importants, notamment pour préciser certaines valeurs de référence, le caractère indicateur de biodiversité de l'indicateur choisi et les mécanismes sous-jacents au lien entre indicateur et biodiversité. Il semble important de disposer à la fois d'un suivi d'espèces et d'un suivi de variables dendrométriques ou écologiques mais surtout de relier, par des analyses statistiques, ces deux types d'information (Rossi *et al.*, 2007). ■

Cette synthèse se base en priorité sur les références suivantes

Hamza N., Boureau J.G., Cluzeau C., Dupouey J.L., Gosselin F., Gosselin M., Julliard R. et Vallauri D., 2007. *Évaluation des indicateurs nationaux de biodiversité forestière*. Nogent-sur-Vernisson : Inventaire Forestier National, 133 p.

Gosselin M., Paillet Y., 2011. *Suivis opérationnels de biodiversité forestière : quelles expériences à l'étranger ?* Nogent-sur-Vernisson, 50 p.

MAAPRAT-IFN, 2011. *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines*, édition

2010. Paris : MAAPRAT-IFN., 200 p.

Autres références bibliographiques

Bergès L., 2004. *Rôle des coupes, de la stratification verticale et du mode de traitement dans la conservation de la biodiversité*, in Gosselin M., Laroussinie, O. (Eds). *Gestion Forestière et Biodiversité : connaître pour préserver - synthèse bibliographique*. Antony : Cemagref-Éditions., p.149 – 215.

Gosselin F. et Gosselin M., 2008. Pour une amélioration des indicateurs et suivis de biodiversité forestière. *Ingénieries-EAT*, 55-56, p.113-120.

Gosselin F., 2004. *Imiter la nature, hâter son œuvre ? Quelques réflexions sur les éléments et stades tronqués par la sylviculture*, in Gosselin M. et Laroussinie O. (Eds). *Gestion Forestière et Biodiversité : connaître pour préserver - synthèse bibliographique*. Antony : Co-édition GIP Ecofor – Cemagref-Éditions., p.217-256.

FAO, 2010. *Évaluation des ressources forestières mondiales 2010 – Termes et définitions*. Rome : FAO., 30 p.

Forest Europe, UNECE et FAO, 2011. *Pan-European Qualitative Indicators for Sustainable Forest Management in State of Europe's Forests 2011. Status and*

Trends in Sustainable Forest Management in Europe. Oslo (Norvège). Part II, p.143-195.

IFN, 2011. Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines – Édition 2010. *L'IF*, numéro spécial, 8 p.

IFN, 2006. Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises : un outil de suivi indispensable. *L'IF*, 13, 8 p.

Lassauce A., Paillet Y., Jactel H. et Bouget C., 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11, 5, p.1027-1039.

Ministry of Agriculture and Forestry, Finland. 1996. *Intergovernmental Seminar on Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management (ISCI Seminar)*. Helsinki, Finland, 19-22 August 1996.

Montagne-Huck C. et Niedzwiedz A., 2011. Les indicateurs socio-économiques de gestion durable des forêts de France métropolitaine. Communication orale au colloque « *Les indicateurs forestiers sur la voie d'une gestion durable ?* ». Montargis, 6-7 décembre 2011.

Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G. et Gauberville C., 2008. *Flore forestière française - Tome 3, Région méditerranéenne*. IDF, 2432 p.

Rossi J.P., Jactel H., Van Halder I., Barbaro L., Corcket E. et Alard D., 2007. *Indicateurs indirects de biodiversité en forêt de plantation*. Rapport final. Paris : GIP Ecofor, 19 p.

Vallauri D., André J., Génot J.C., De Palma J.P., Eyraud-Machet R. (coordonnateurs), 2010. *Biodiversité, naturalité, humanité - pour inspirer la gestion des forêts*. Paris : Éditions Tec&Doc, 474 p.

²⁰ Cf. Nivet *et al.*, page 59.