

Faculté des bioingénieurs

**Conception d'un système d'indicateurs visant
à optimiser la gestion des forêts privées et à
évaluer l'impact des pratiques de gestion à
l'échelle de la propriété**

Auteur : Matteo Righenzi

Promoteurs : Mathieu Jonard et Quentin Ponette

Lecteurs : Olivier Baudry et Pierre-Olivier Bonhomme

Année académique 2023-2024

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
master en Bioingénieur - gestion des forêts et des espaces naturels.

Remerciements

Avant toute chose, je tiens à remercier grandement mes promoteurs, Quentin Ponette et Mathieu Jonard, pour leur encadrement professionnel et leur soutien tout au long de l'élaboration de mon travail de fin d'études, mais aussi pendant ces 2 années de master. Leurs remarques et conseils m'ont permis de remettre un travail qui se veut le plus complet possible.

Viennent ensuite Olivier Baudry et Pierre-Olivier Bonhomme que j'aimerais remercier pour avoir accepté d'être les lecteurs de ce travail.

Je tiens à remercier également les autres professeurs et personnes, Hugues Titeux, Yannick Agnan ainsi que Marine Rézette, membre de l'organisme PEFC, qui ont su me faire profiter de leur expertise et de leur disponibilité pour les diverses sollicitations que je leur ai soumises lors de la réalisation de mon travail.

Un grand merci aussi à François Plume et Camille Guisset qui ont permis la réalisation de diverses excursions fort intéressantes lors de mon cursus. Les bons moments passés avec eux pendant ces dernières et leur sympathie resteront sûrement longtemps gravés dans mon esprit.

Je souhaite remercier toutes les autres personnes impliquées de près ou de loin dans mon mémoire. Sans oublier les différentes intelligences artificielles : DeepL, Elicit, ChatGPT qui ont permis de faciliter mes recherches et l'écriture de ce mémoire.

Pour finir, je souhaite particulièrement remercier mes parents sans qui énormément de choses n'auraient pas été possibles (notamment mon existence). Merci à eux de m'avoir permis de faire ces études et de m'avoir soutenu tout au long de ce parcours. Un remerciement particulier à mon père sans qui ce mémoire comporterait beaucoup plus d'erreurs orthographiques que ce qu'on peut apercevoir dans la version finale. Un autre grand remerciement à ma mère qui m'a permis de garder le moral notamment à travers les différents repas qu'elle a composés et sa logistique attentionnée au niveau des en-cas.

Table des matières

REMERCIEMENTS	I
TABLE DES MATIÈRES	II
LISTE DES ABRÉVIATIONS	IV
LISTE DES FIGURES	V
LISTE DES TABLEAUX	V
1. INTRODUCTION	1
2. ÉTAT DE L'ART	3
2.1. IMPORTANCE DES FORÊTS DANS NOS RÉGIONS ET LES PRESSIONS QU'ELLES SUBISSENT	3
2.1.1. Services écosystémiques	3
2.1.1.1. Production de bois.....	4
2.1.1.2. Carbone	4
2.1.1.3. L'eau en forêt	5
2.1.1.4. Aspects récréatifs	6
2.1.2. Biodiversité	7
2.1.3. Durabilité et résilience	8
2.1.3.1. Protection des sols.....	9
2.1.3.2. Régénération	9
2.1.3.3. Perturbations abiotiques	10
2.1.3.4. Perturbations biotiques	10
2.1.3.5. Equilibre sylvo-cynégétique	10
2.2. GESTION DURABLE DES FORÊTS	11
2.2.1. Histoire	11
2.2.2. Définition	12
2.2.3. Certification de la gestion forestière durable	12
2.3. HISTOIRE DES C&I, LES DIFFÉRENTS SYSTÈMES DE CRITÈRES ET D'INDICATEURS EXISTANTS ET LEUR ÉCHELLE D'APPLICATION.	14
2.3.1. Différents niveaux de C&I pour la gestion forestière durable	16
2.4. PROBLÈMES LIÉS AUX SI	19
3. MATÉRIELS ET MÉTHODES	21
3.1. ECHELLE CIBLE DU SYSTÈME	21
3.2. STRUCTURATION DU SYSTÈME	21
3.2.1. Choix des thèmes	21
3.2.2. Définition et structure hiérarchique du système (Définition des principes, critères et indicateurs)	23
3.2.3. Critères de sélection des indicateurs	25
3.2.4. Attribution des scores issus de l'évaluation du système	27
3.3. MÉTHODE DE COLLECTE DES DONNÉES	28
3.3.1. Type d'inventaire utilisé en fonction de la surface	30
3.3.2. Matériel utilisé	31

3.3.3.	<i>Mesures récoltées dans les inventaires</i>	31
3.3.4.	<i>Fréquence de la prise des mesures</i>	33
4.	RÉSULTATS ET DISCUSSION	35
4.1.	SYNTHÈSE DU SYSTÈME ET PONDÉRATION	35
4.2.	PRÉSENTATION ET DISCUSSION DES INDICATEURS	38
4.2.1.	<i>Conservation et biodiversité</i>	38
4.2.1.1.	Critères et indicateurs du principe 1	38
4.2.2.	<i>Fourniture de services écosystémiques</i>	49
4.2.2.1.	Critères et indicateurs du principe 1	49
4.2.2.2.	Critères et indicateurs du principe 2	61
4.2.2.3.	Critères et indicateurs du principe 3	63
4.2.2.4.	Critères et indicateurs du principe 4	63
4.2.3.	<i>Durabilité</i>	69
4.2.3.1.	Critères et indicateurs du principe 1	69
4.2.3.2.	Critères et indicateurs du principe 2	72
4.2.4.	<i>Résilience</i>	76
4.2.4.1.	Critères et indicateurs du principe 1	76
4.2.4.2.	Critères et indicateurs du principe 2	80
	DISCUSSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES	82
5.	CONCLUSION	86
6.	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	88
7.	ANNEXES	102

Liste des abréviations

C	Critère
CCFM	Canadian Council of Forest Ministers (Conseil Canadien des Ministres et des Forêts)
C&I	Critères et indicateurs
CIFOR	Center for International Forestry Research (Centre de Recherche Forestière Internationale)
CNPF	Centre National de la Propriété Forestière
CSA	Canadian Standard Association
FSC	Forest Stewardship Council
G	Surface terrière
GDF	Gestion durable des forêts
I	Indicateur
IBP	Indice de biodiversité potentielle
ISO	International Standard Organization
ITTO	International Tropical Timber Organization (Organisation internationale des bois tropicaux)
MA	Manque d'aiguilles
MB	Mortalité de branches
MCPFE	Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (Conférence ministérielle sur la protection des forêts en Europe)
MEA	Millennium Ecosystem assessment
MP	Montreal Process (Processus de Montréal)
MR	Manque de ramification
P	Principe
PEFC	Programme for the Endorsement of Forest Certification (Programme de reconnaissance des certifications forestières)
PSG	Plan simple de gestion
SI	Systèmes d'indicateurs
UE	Union européenne
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development (Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement)
VP	Valeur potentielle

Liste des figures

<i>Figure 1: Attributs structurels selon leur importance en valeur récréative</i>	7
<i>Figure 2: Spirale de Manion</i>	9
<i>Figure 3 : Superficies forestières certifiées PEFC en Wallonie, par type de propriétaire</i>	14
<i>Figure 4: Thèmes choisis</i>	21
<i>Figure 5 : composition schématique du système</i>	25
<i>Figure 6 : Positionnement d'un piège photographique (Holvoet et al., 2021)</i>	30
<i>Figure 7: Type d'échantillonnage (Lejeune et Petit, 2016)</i>	31
<i>Figure 9: Exemple de lisière externe étagée et bien structurée (Branquart, 2010)</i>	46
<i>Figure 10: Exemple de valeurs potentielles de surface terrière optimale en fonction de l'essence et du régime appliqué</i>	51
<i>Figure 11: Exemple du hêtre : Surface terrière par classe de circonférence</i>	54
<i>Figure 12: Exemple du hêtre : cas extrême de propriété totalement équiennne</i>	54
<i>Figure 13: note synthétique DEPERIS d'état du houppier de l'arbre d'après DSF (2023)</i>	78

Liste des Tableaux

<i>Tableau 1 : Critères d'évaluation des indicateurs adaptés d'après FAO, 2019</i>	27
<i>Tableau 2: Synthèse des différents thèmes, principes, critères et indicateurs développés dans le système, ainsi que leur poids relatif à leur composante supérieure</i>	35

1. Introduction

Les surfaces terrestres émergées sont recouvertes d'environ un tiers de forêts (Keenan et al., 2015). En Belgique, le territoire wallon est lui aussi constitué de 33% de surfaces forestières (Frisson et al., 2011). A savoir qu'en 1886, la forêt wallonne couvrait environ 21%, ce qui représente une progression de 12% en un siècle (Latte et al., 2022). De tout temps, les forêts ont fourni bon nombre de biens et services à la société humaine tels que la conservation de la biodiversité, la chasse, la protection des sols et des eaux, la production de bois, etc. (Chevassus-Au-Louis & Pirard, 2011). Cependant, depuis plusieurs décennies, le changement climatique et l'exploitation intensive impactent la santé des forêts. En effet, ces dernières sont confrontées à de nombreux stress, tels que l'artificialisation des sols, la pollution, l'appauvrissement et l'acidification des sols, les surdensités de grands gibiers, etc. ce qui limite leur résilience et leur résistance (Laurent et Himpens, 2017). Néanmoins, si la gestion forestière impacte bien souvent le fonctionnement des écosystèmes, elle peut aussi permettre d'améliorer la résilience et la capacité des forêts à fournir des services écosystémiques.

C'est en 1992 qu'apparaît le concept de gestion durable des forêts avec la reconnaissance officielle de l'importance des forêts lors de la Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement (UNCED) (Boureau et al., 2007). L'émergence de la gestion durable des forêts (GDF) a conduit à la création de systèmes de certification comme le « Forest Stewardship Council » (FSC) et le « Programme for the Endorsement of Forest Certification » (PEFC) (Mrosek, 2002 ; Prins et al., 2023). Ces certifications visent à promouvoir des pratiques de gestion forestière plus durables en effectuant des contrôles réguliers des propriétaires forestiers, des gestionnaires forestiers, des exploitants et des entreprises et industries associées (van Kooten et al., 2005). En Belgique, ce sont les deux certifications principales (SPW, 2019).

Depuis 1992, de nombreux systèmes d'indicateurs ont aussi été développés pour évaluer et promouvoir la gestion forestière durable. Parmi ceux-ci, les systèmes de l'Organisation internationale des bois tropicaux (ITTO), du Processus de Montréal (MP) et de la Conférence ministérielle sur la protection des forêts en Europe (MCPFE) sont opérationnels à la fois au niveau international et national. Le système d'indicateurs de la MCPFE est également souvent adopté au niveau régional, comme en Wallonie (SPW, 2019). À l'échelle du peuplement, il existe également de nombreux systèmes d'indicateurs, tels que l'indice de biodiversité potentielle (IBP) (Larrieu et al., 2012 ; Larrieu et Gonin, 2008). Cependant, en raison de l'hétérogénéité des caractéristiques des propriétés forestières, peu de systèmes d'indicateurs fonctionnent correctement à l'échelle de la propriété individuelle. En effet, dans la plupart des systèmes d'indicateurs existants, les indicateurs ont été développés pour des échelles locales, régionales ou nationales. Bien que les propriétaires forestiers puissent avoir un aperçu du bon fonctionnement de leurs peuplements, il leur est moins aisé d'avoir un aperçu global de leur

propriété, de sa résilience et de sa capacité à fournir des services écosystémiques, avec les systèmes d'indicateurs existants.

Ce travail a donc pour objectif principal de développer un système d'indicateurs et une méthodologie visant à évaluer l'impact des pratiques de gestion et à aider à optimiser la gestion des forêts privées à l'échelle de la propriété dans nos régions.

L'objectif de ce travail est d'identifier des ensembles minimums et fiables de principes, de critères et d'indicateurs qui se veulent les plus objectifs et pertinents pour l'évaluation de l'impact de la gestion du gestionnaire dans le cadre de la GDF. Ces ensembles seront divisés en 4 thèmes principaux de la GDF : La biodiversité, la fourniture de services écosystémiques, la durabilité et la résilience. Pour ce qui est des services écosystémiques, le but de ce travail est de présenter les services jugés les plus importants. En premier vient la production de bois qui est essentielle pour garantir une partie des revenus économiques des propriétaires, mais aussi pour d'autres fonctions telles que la substitution à certains matériaux dans la construction par exemple. Ensuite, il y a la séquestration du carbone, qui revêt une grande importance dans le contexte du réchauffement climatique. Puis la qualité de l'eau, cette dernière est non seulement importante pour la biodiversité des cours d'eau, mais aussi pour la santé humaine et animale. L'aspect récréatif des forêts est aussi important pour les humains, car il offre des opportunités de loisirs, de détente et de connexion avec la nature, contribuant ainsi au bien-être physique et mental de la société.

Enfin, si l'objectif est essentiellement de mesurer l'impact, ce sera ensuite au gestionnaire ou au propriétaire de prendre des mesures en accord avec le diagnostic en résultant. Le système n'a donc pas un but de certification, mais il offre plutôt l'opportunité d'avoir un aperçu de la qualité et de l'impact de la gestion dans le cadre de la GDF. Un apport secondaire de ce travail est aussi de favoriser la communication et l'apprentissage entre les parties prenantes.

La présente introduction est suivie d'un état de l'art de la bibliographie afin d'identifier les connaissances dans le domaine. La partie subséquente détaille le matériel et les méthodes utilisées. S'ensuit une présentation et une discussion des résultats obtenus précédant les conclusions et perspectives, complétées de quelques annexes.

2. État de l'art

L'état de l'art est divisé en 4 sections. La première consiste à décrire l'importance des forêts dans nos régions et les pressions que celles-ci subissent pour permettre au lecteur d'avoir un aperçu des caractéristiques et des fonctions des forêts à contrôler. La deuxième présente l'histoire du développement de la gestion forestière durable et sa définition afin de comprendre ce qu'est la gestion forestière durable. La troisième section concerne les systèmes de critères et d'indicateurs, leur histoire, leur développement et leur échelle d'application. La dernière partie, elle, fait part des problèmes rencontrés par les systèmes de critères et d'indicateurs que ce travail visera par la suite à éviter.

2.1. Importance des forêts dans nos régions et les pressions qu'elles subissent

Sur la Terre, les forêts recouvrent environ un tiers des terres émergées (Keenan et al., 2015) et en Wallonie, elles occupent aussi près de 33% du territoire (553 009 hectares) (Frisson et al., 2011) avec une répartition de 49% de la superficie forestière pour le public et 51% pour le privé (Colson et al., 2002). Tout au long de l'histoire, les forêts ont constitué un système de soutien de base pour la société, fournissant des biens tels que le bois, le gibier, le fourrage, les plantes médicinales et des services tels que la formation des sols, la protection des ressources hydriques et l'amélioration du climat. Bien que toutes les forêts n'aient pas été impactées de la même manière au même moment, une caractéristique indéniable aujourd'hui est que l'humain a eu et a toujours un impact considérable dans l'évolution des forêts (McNeely, 1994).

2.1.1. Services écosystémiques

A ce jour, Les forêts fournissent encore de nombreux services écosystémiques. La notion de services écosystémiques (SE) a été popularisée par les travaux du Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Le MEA donne d'ailleurs la signification de cette notion comme étant : « Les services écosystémiques sont les bénéfices que les personnes obtiennent des écosystèmes ».

Chevassus-Au-Louis & Pirard (2011) distinguent quatre types de SE : les services d'auto-entretien, les services d'approvisionnement, les services de régulation et les services culturels.

Les services d'auto-entretien sont des services qui ne sont pas directement utilisés par l'homme mais qui permettent le bon fonctionnement des écosystèmes en fournissant des services tels que le recyclage des nutriments ou la production primaire par exemple. Les services d'approvisionnement apportent la possibilité d'obtenir des biens appropriables comme des aliments, divers matériaux, des bioénergies, de l'eau douce, ... Les services de régulation permettent, à l'avantage de l'homme, de moduler des phénomènes climatiques, de diminuer les risques sanitaires des forêts, de réguler le cycle de l'eau et la qualité de cette dernière, le stockage carbone, ... Les services culturels, eux, correspondent aux aspects esthétiques, spirituels et récréatifs que les écosystèmes forestiers peuvent fournir.

Cette catégorisation, bien que généralement assez similaire entre les différents auteurs, n'est pas partagée par tous. Celle de Van Keymeulen (2022) est légèrement simplifiée, les services écosystémiques sont divisés en trois catégories distinctes : les services de production englobent les biens matériels générés par les écosystèmes, les services de régulation regroupent les processus qui assurent le contrôle et le maintien de la stabilité des écosystèmes et finalement, les services culturels désignent les bénéfices immatériels offerts aux individus par les écosystèmes.

Selon Chevassus-Au-Louis & Pirard (2011), les valeurs économiques proposées pour les différents services des forêts françaises représenteraient une somme fictive conséquente d'environ 1000€ /ha/an. Cependant, elle ne représente pas une valeur précise mais plutôt un ordre de grandeur des bénéfices associés à ces services.

2.1.1.1. Production de bois

La production de bois a été pendant longtemps l'objet principal de la gestion forestière. De nos jours, cette vision change et la multifonctionnalité des forêts prend de plus en plus d'importance dans les décisions (Santos et al., 2019 ; Linser et al., 2018). Il s'avère que La production de bois est compatible avec les autres fonctions de la forêt , telles que la conservation de la nature, et ne doit donc pas être gérée de manière isolée pour assurer une bonne gestion forestière (Krumm et al., 2020). Cependant la fonction de production de bois reste une des fonctions les plus importantes dans le travail des gestionnaires. Les ressources en bois étant des ressources évoluant sur le long terme, il est important de surveiller leur évolution par type de peuplement en termes de classe d'âge, de surface et de volume à l'hectare (MAAF et IGN, 2016).

Pour se rendre compte des quantités impliquées dans la production de bois, il faut savoir qu'en 2021, pas loin de 951 550 m³ pour les peuplements feuillus et 3 218 099m³ pour les peuplements résineux étaient prélevés en Wallonie (OEWB, 2021). Ce bois prélevé aura différentes utilisations en fonction de l'essence concernée et de sa qualité. Les 3 grandes catégories de classement du bois selon ses caractéristiques sont le « bois énergie », le « bois d'œuvre » et le « bois d'industrie ».

2.1.1.2. Carbone

La séquestration du carbone est un des nombreux services rendus par la forêt à la société (CNPF, s.d. a). La CMPFE de Varsovie en 2007 a reconnu dans sa résolution première l'importance du rôle des forêts dans la séquestration à long terme du carbone afin de lutter contre le changement climatique (Ministres responsables des forêts en Europe, 2008).

Afin de respecter la loi sur le climat et d'atteindre l'objectif de neutralité carbone, L'Union Européenne (UE) et ses Etats membres se doivent de mettre en place des mesures de réduction rapides d'émissions nettes de carbone. Pour ce faire, l'UE a pour objectif d'absorber 310 millions de tonnes d'équivalents dioxyde de carbone net, les écosystèmes forestiers jouent

donc un rôle particulièrement important pour atteindre cet objectif (Commission européenne, 2021).

Pour promouvoir la séquestration du carbone, des systèmes de paiements privés et publics ont vu le jour. C'est le cas du label français Bas Carbone du Centre National de la Propriété Forestière (CNPF, s.d. a). Celui-ci permet, « à des actions privées et publiques de compenser volontairement leurs émissions de gaz à effet de serre en soutenant financièrement des services environnementaux comme le boisement, le balivage et la reconstitution de forêts dégradées dans le domaine de la gestion forestière en France » (Commission européenne, 2021 ; CNPF, s.d. a).

Le CNPF a d'ailleurs développé un calculateur des quantités de carbone séquestré dans les forêts dans le cadre du label Bas Carbone. Il permet d'estimer les quantités de carbone dans les différentes composantes suivantes : la biomasse aérienne, la biomasse racinaire, le stock de carbone dans les sols, dans la litière et dans le bois mort (CNPF, 2020a). Une méthodologie similaire est également retrouvée dans d'autres articles scientifiques (e.g. Latte et al. (2013)).

De nos jours, des modèles numériques et des logiciels tels que CO2Fix sont développés et commencent à être utilisés afin d'avoir des estimations plus rapides et à moindre coût des bilans carbone des peuplements de nos forêts. Ces logiciels permettent également des comparaisons entre différentes pratiques sylvicoles. Cependant, il est important de reconnaître que ces outils sont des modèles et peuvent ne pas toujours refléter fidèlement la réalité. Malgré cela, ils demeurent des aides précieuses pour aider les propriétaires forestiers à prendre des décisions éclairées sur le type de gestion forestière à mettre en œuvre en fonction de leurs désirs (Rupil et al., 2019).

2.1.1.3. L'eau en forêt

Par le passé, le rôle de gestion des eaux par les forêts était déjà pris en compte, en témoigne l'ancienne appellation des « Ingénieurs forestiers » qui étaient des « Ingénieurs des eaux et forêts ». Cependant, la MCPFE de Varsovie en 2007, via sa 2^{ème} résolution « forêt et eau » marque un événement important dans la reconnaissance de la fonction des forêts dans la gestion des eaux (Ministres responsables des forêts en Europe, 2008). A travers cette résolution, les Etats membres tiennent divers engagements dont notamment la gestion durable des forêts vis-à-vis de l'eau et l'évaluation économique des services des forêts liés à l'eau. Cela permettrait de rajouter une nouvelle source d'apport financier à la gestion durable et donc de motiver l'adhésion à ce type de gestion. (Pereira et Ferry, 2008)

Les forêts jouent un rôle important sur la qualité des eaux. Elles jouent un rôle filtrant sur les substances polluantes (pesticides, nitrates, phosphates) et en fonction de leur gestion, elles peuvent avoir un impact sur le niveau d'acidité et de turbidité des eaux (Bansept, 2013a, b). Par rapport aux autres types de milieux, la forêt fait même partie des meilleurs. Pour comparaison, la teneur des nitrates des eaux souterraines issues des forêts est de 5 à 10 mg/l

tandis que pour des zones agricoles, celle-ci va de 20 à 50 mg/l (Jenni, 2008). Il a aussi été démontré que les forêts permettaient de réduire les coûts pour rendre l'eau potable et donc permettraient potentiellement de diminuer le prix de l'eau pour la société (Fiquepron et al., 2013).

Néanmoins l'impact des forêts sur la qualité des eaux est très sensible à de nombreux facteurs. Parmi ceux-ci, on peut en retrouver certains liés à la gestion forestière comme la compaction qui provoque une imperméabilisation des sols (Jenni, 2008 ; PEFC et al., 2013), l'étagement des peuplements qui renforce l'activité biologique, les coupes rases qui provoquent une brusque exposition des sols et une augmentation des concentrations en polluants comme les nitrates issus des zones agricoles (Jenni, 2008), etc.

La limitation de l'érosion des sols en préférant des coupes progressives ou jardinatoires permet de limiter la turbidité des eaux, d'améliorer leur filtration grâce à la conservation de l'humus et d'assurer une meilleure dégradation des polluants issus généralement des zones agricoles (phytocides¹ et nitrates) (Aureau, 2008 ; Jenny, 2008).

En résumé, bien que la qualité des eaux dépende fortement du type de sol, les forêts y jouent un rôle important. Les types de sylviculture à long terme conseillés pour une gestion durable et sans impact sur la qualité de l'eau sont les peuplements mélangés avec un traitement irrégulier (Aureau, 2008).

Pour garantir la préservation optimale de la qualité de l'eau, l'état exerce une influence sur la gestion forestière à travers la législation en vigueur. Cela est notamment visible à travers le point n°5, article 71 du chapitre IV du code forestier Wallon. Celui-ci stipule : « *l'interdiction de planter des résineux sur une largeur de douze mètres de part et d'autre de tous les cours d'eau. Cette distance est portée à vingt-cinq mètres dans le cas des sols alluviaux, des sols hydromorphes à nappe temporaire et à nappe permanente, et des sols tourbeux et paratourbeux tels que déterminés par la carte pédologique de Wallonie [...]* » (SPW, 2008).

2.1.1.4. Aspects récréatifs

L'aspect récréatif représente une part plus ou moins importante dans les services écosystémiques que peuvent rendre les forêts Wallonnes. Cependant, étant donné qu'une grande part de l'aspect récréatif est influencé par la culture et les constructions sociales (Paracchini et al., 2014), il est assez difficile de les caractériser et de les évaluer précisément (Van Keymeulen et al., 2022). Selon l'article de Van Keymeulen et al. (2022), les valeurs esthétiques, récréatives et touristiques, qui définissent les préférences des utilisateurs, pourraient être déterminées par 2 facteurs : les facteurs individuels et sociaux, et les caractéristiques visuelles des peuplements. Bien que le gestionnaire forestier n'ait pas

¹ Le décret du 15 juillet 2008 relatif au Code forestier précise dans l'article 42 que « Toute utilisation d'herbicides, fongicides et insecticides est interdite, sauf les exceptions fixées par le Gouvernement » (SPW, 2008).

réellement d'impact sur le premier, il peut par sa gestion avoir un impact sur la structure des peuplements et de sa propriété et donc influencer leurs caractéristiques visuelles.

Van Keymeulen et al. (2022) cite d'ailleurs Edwards et al. (2012) en présentant 12 attributs structurels des forêts qui ont été retenus dans cette étude (Voir Figure 1) et classés par ordre d'importance en termes de valeur récréative.

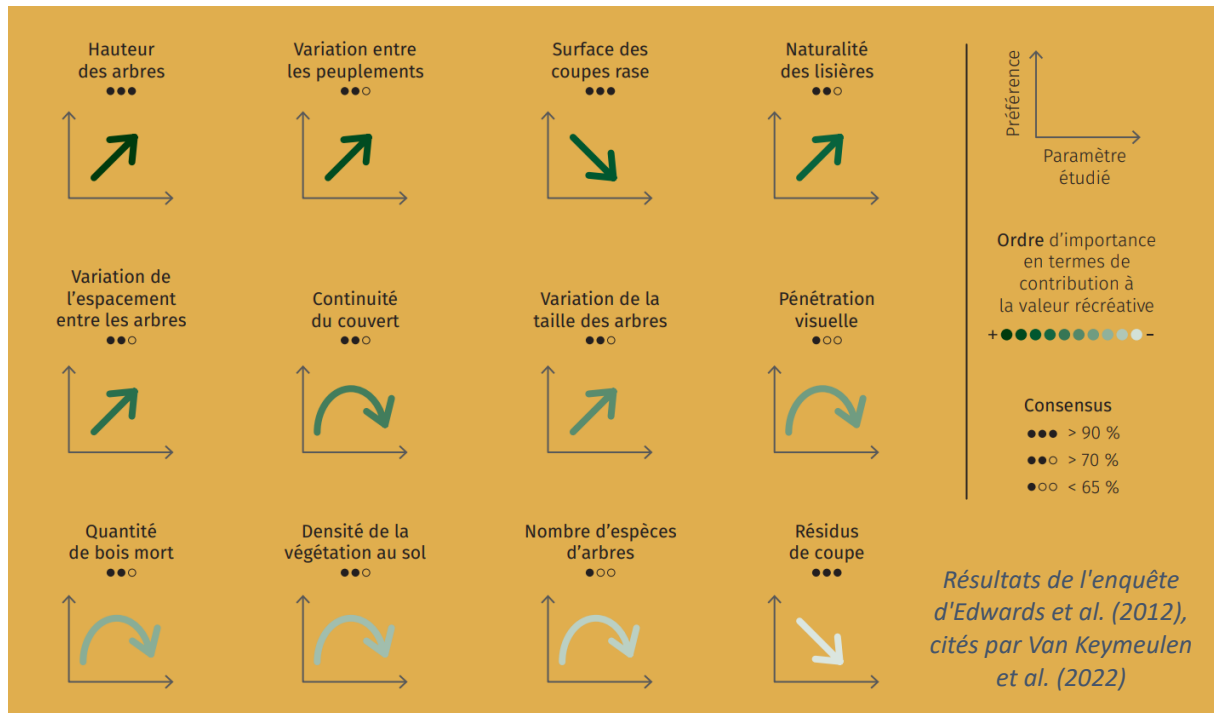


Figure 1: Attributs structurels selon leur importance en valeur récréative

En règle générale, on constate que les peuplements et les massifs forestiers qui présentent une forte hétérogénéité spatiale, structurelle et biologique sont plus attractifs pour les activités récréatives que ceux qui sont plus homogènes. D'autre part, les utilisateurs semblent préférer une forêt qui bénéficie d'une certaine forme de gestion plutôt qu'une forêt non-gérée. Cela leur donne une impression accrue d'accessibilité et de sécurité (Van Keymeulen et al., 2022).

2.1.2. Biodiversité

La biodiversité et sa conservation constituent une composante essentielle des forêts (Laurent et al., 2009). Une définition de la biodiversité largement reconnue par les écologistes est celle de Hunter (1996) : « La vie sous toutes ses formes, du niveau du gène, de l'espèce, de l'écosystèmes tout entier, y compris tous les processus qui maintiennent ces différents niveaux de vie ». Cette définition n'est pas extrêmement satisfaisante pour les gestionnaires forestiers car elle s'avère assez complexe à observer et mesurer (Hagan et Whitman, 2006). En réalité, il ne faut pas uniquement s'atteler à conserver des éléments rares mais il faut plutôt chercher à maintenir voire à améliorer la biodiversité des forêts de manière à créer des habitats accueillant pour la faune et la flore (Deconchat et Balent, 2004). Cette biodiversité est d'ailleurs

en partie influencée par les caractéristiques et le fonctionnement de l'écosystème qui la renferme (Deconchat et Balent, 2004).

Les experts reconnaissent une grande importance du bois mort dans la conservation de la biodiversité. En effet, selon sa présence en plus ou moins grandes quantités et ses caractéristiques, il sert d'habitats pour des espèces de champignons, d'invertébrés et d'animaux qui sont liées à ce dernier (Van Loy et al., 2003 ; SPW 2019).

En France, afin de caractériser la biodiversité à l'échelle des peuplements, un outil de diagnostic appelé « IBP » a été développé (Larrieu et Gonin, 2008 ; Larrieu et al., 2012). Sur base d'une analyse de dix facteurs, il met en évidence les peuplements les plus écologiquement intacts et peut permettre de guider des actions de gestion pour améliorer la biodiversité (Larrieu et Gonin, 2008). Applicable aux forêts des domaines atlantique et continental, l'IBP ne couvre cependant pas la diversité génétique, écosystémique, ni l'échelle paysagère, et ne mesure pas l'état de conservation des habitats naturels (Larrieu et Gonin, 2008). Intégré dans une gestion forestière durable, le score obtenu par l'IBP ne constitue pas une norme absolue mais un indice qui permet de positionner le système étudié sur le plan de la biodiversité (Larrieu et al., 2012).

2.1.3. Durabilité et résilience

Le changement climatique et la gestion forestière liée aux actions de l'homme impactent le fonctionnement des forêts. Depuis la prise de conscience de l'importance des forêts en 1992 lors de l'UNCED, de nombreux articles sont parus afin de proposer l'application d'une sylviculture durable et plus proche du fonctionnement naturel de l'écosystème (e.g. Frisson et al., 2011 ; Claessens, 2016). Cependant, O'Hara (2016) émet des réserves. Pour ce dernier, le fonctionnement naturel d'un écosystème est une information importante à connaître, mais pas nécessairement à appliquer. Il explique que si les forêts naturelles ne sont pas capables de s'adapter à la dynamique des perturbations biotiques et abiotiques et au changement climatique, cela pourrait exacerber leur dégradation et augmenter le risque que la gestion n'atteigne pas les objectifs fixés. De plus, le rôle ultime de la foresterie n'est pas de reproduire le comportement de la nature, mais d'être mieux qu'elle en fournissant de nombreux services écosystémiques et en répondant aux besoins sociétaux changeants (O'Hara, 2016).

Étant donné la capacité limitée des arbres à migrer et à s'adapter, il est essentiel de concevoir des forêts résistantes (qui résistent aux perturbations) et résilientes (qui sont capables de revenir à leur état d'origine après une perturbation), ce qui représente un défi majeur pour la gestion forestière (Laurent et Himpens, 2017). En outre, les forêts sont confrontées à une multitude de stress (Figure 2) autres que le changement climatique, tels que l'urbanisation, la pollution, l'exploitation intensive et les surdensités de grands gibiers en Wallonie, ce qui entrave leur capacité à être résilientes et résistantes. (Laurent et Himpens, 2017).

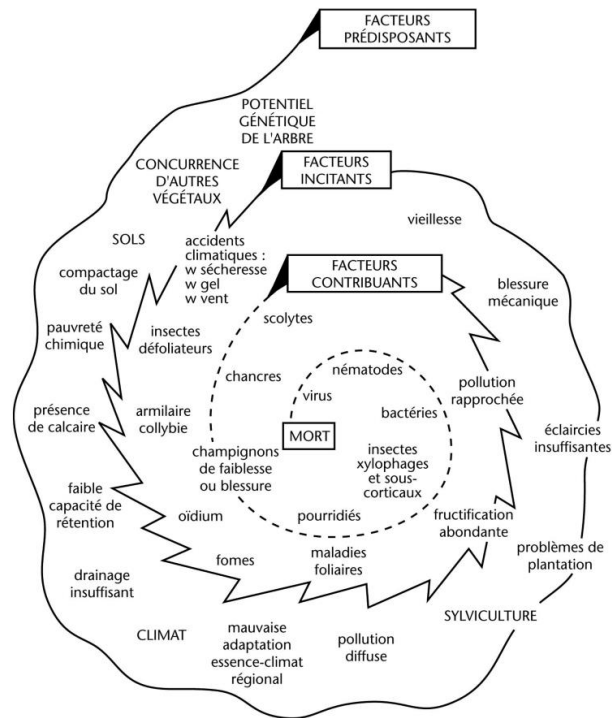


Figure 2: Spirale de Manion

2.1.3.1. Protection des sols

La forêt joue un grand rôle dans la protection des sols en pente contre l'érosion et les glissements de terrain (Frisson et al., 2011 ; Maes et al., 2011). Pour favoriser une gestion durable au niveau des sols, plusieurs mesures sont proposées comme la mise en place de réseaux de cloisonnement et le dépôt des rémanents sur les cloisonnements pour limiter les dégâts aux arbres et la compaction des sols (Charnet, 2018). Le dépôt des rémanents sur le sol permet aussi de restituer les éléments minéraux afin de réduire l'appauvrissement des sols (Frisson et al., 2011).

2.1.3.2. Régénération

La régénération est essentielle pour la santé de nos forêts, car sans régénération, l'état des forêts ne peut que se détériorer. En Wallonie, entre 2006 et 2012, un effort de régénération de 21 650 hectares a été entrepris pour reboiser les coupes rases. Cet effort comprenait 19 650 hectares de plantations et 2 000 hectares de régénération naturelle (Latte et al., 2016). Compte tenu de la tendance à diversifier les essences, les âges et à encourager la sylviculture mélangée à couvert continu, choisir la méthode adéquate de régénération qu'elle soit naturelle ou artificielle est important (Sanchez, 2013a). Pourtant, selon Frisson et al. (2011), il est important de favoriser la régénération naturelle car elle est régie par la sélection naturelle, favorisant ainsi la prédominance des arbres les plus résistants. Cependant dans certains cas où l'essence n'est pas en station, il peut s'avérer plus judicieux de recourir à la régénération artificielle. Il est également admis que les semis naturels présentent généralement une meilleure résistance à la sécheresse. (Legay et al. 2007, Laurent et al., 2008).

2.1.3.3. Perturbations abiotiques

Il s'avère aussi que le changement climatique accentue des perturbations abiotiques auxquelles certains types de forêts peuvent être assez sensibles. Voici une liste non-exhaustive de perturbations abiotiques : l'élévation de la température, les sécheresses, le déficit hydrique, l'engorgement des sols, les tempêtes, ... (Claessens, 2016)

2.1.3.4. Perturbations biotiques

Les perturbations biotiques en forêt sont un enjeu majeur dans le contexte des changements globaux. Elles comprennent des aléas tels que les attaques d'insectes ravageurs et les infections par des champignons pathogènes. La vulnérabilité de la forêt à ces aléas, déterminant l'ampleur des dégâts, est un facteur crucial. Les changements climatiques, comme la hausse des températures et l'intensification des sécheresses, augmentent la vulnérabilité des forêts, rendant ces écosystèmes plus susceptibles aux perturbations biotiques. De plus, la réduction de la diversité spécifique ou génétique dans les forêts de plantation entraîne une moindre résistance aux aléas biotiques, exacerbant les risques économiques et écologiques. En conséquence, l'enjeu économique des dommages forestiers est significatif, nécessitant des recherches approfondies pour mieux analyser et prévenir ces risques biotiques, dont l'importance est croissante avec les changements climatiques (Jactel et al., 2012).

2.1.3.5. Equilibre sylvo-cynégétique

Étant donné la possibilité d'impact conséquent sur la végétation (dégâts, altération de la composition des essences d'arbre, ...) et les sols des forêts par les ongulés (Candaele et al., 2023 ; Reimoser et al., 1999), l'équilibre forêt-gibier est un élément très important de la gestion forestière durable. C'est une notion théorique qui confronte les objectifs, en général de production, assignés à la forêt avec la pression exercée par la grande faune (Sanchez, 2013b ; Lehaire et al., 2013). L'équilibre est supposé atteint lorsque le niveau des populations de gibiers permet aux forêts de se régénérer et de prospérer sans nécessiter de mesures de protection (SRFB, 2024a). Dans nos régions, Les populations d'ongulés ne cessent d'augmenter depuis 1980. Cette augmentation est due à divers facteurs dont les plus importants sont l'absence de prédateurs naturels, des hivers doux et l'abondante source de nourriture dans les bois comme en dehors (ex : cultures) (SPW, 2018). Il est donc important de parvenir à quantifier et réguler efficacement ces populations.

Pour caractériser l'impact du gibier sur nos forêts, la méthode la plus fréquemment utilisée est l'utilisation d'enclos-exclos (Sanchez, 2013b ; Lehaire et al., 2013 ; Candaele et al., 2023).

A l'échelle globale et dans nos régions, les conséquences du changement climatique présent et futur se traduisent par des répercussions sur la santé et une fragilisation des écosystèmes. Ces effets engendrent des risques accrus pour les activités économiques exposées, mais aussi pour les populations présentes (Duvernoy, 2022). En Wallonie, bien que les écosystèmes

forestiers ne soient pas les plus touchés par le changement climatique, ils ne sont pas exempts de ses effets. Parmi les quatre espèces d'arbres les plus courantes en Wallonie, à savoir le hêtre, le chêne sessile, le chêne pédonculé et l'épicéa (SPW, 2023), seule une, le chêne sessile, semble capable de faire face à cette évolution rapide du climat (Alderweireld et al., 2015 ; Laurent & Himpens, 2017 ; Manise et Vincke, 2014).

La gestion des forêts en Wallonie et dans le monde est confrontée à de nombreux défis. Il convient de chercher des solutions afin de préserver la pérennité des forêts et de maintenir leur production de services écologiques et écosystémiques. L'application de systèmes de critères et d'indicateurs afin de caractériser les différents types de gestion dans la cadre de l'application d'une gestion durable prend par conséquent tout son sens.

2.2. Gestion durable des forêts

2.2.1. Histoire

Le concept de durabilité est désormais bien ancré dans notre société. Historiquement, les fondations de ce concept ont été mentionnées pour la première fois avec le mot allemand « Nachhaltigkeit » en Allemagne par le forestier Hans Karl Von Carlowitz en 1713 (Bartenstein, 2005 ; Morgenstern, 2007). A cette époque l'idée n'était pas encore d'avoir une gestion durable des forêts mais bien un rendement soutenu en bois afin de pouvoir répondre à la demande sans pour autant observer la disparition des forêts (Morgenstern, 2007). La gestion des forêts reposait donc sur ce seul principe qui considérait que le volume en bois prélevé sur un certain temps ne devait pas être plus élevé que l'accroissement du bois sur la même durée (Wijewardana, 2008).

Pendant longtemps, la plupart des forestiers ont considéré uniquement le bois comme produit de la forêt. Néanmoins, avec l'évolution des besoins de la société et de l'évolution de sa vision de la forêt, la notion de durabilité a changé au cours du temps. Elle est passée d'objectifs de gestion uniquement centrée sur le bois à une gestion forestière ayant pour but d'assurer une multifonctionnalité de la forêt de manière durable. (Prins et al., 2023). C'est lors de l'UNCED en 1992, qu'il a été officiellement admis que le fait de se focaliser uniquement sur la production de bois pouvait endommager voire faire disparaître les différents services écosystémiques que la forêt fournissait (Boureau et al., 2007 ; Wijewardana, 2008). A partir de ce moment-là, le concept de GDF est développé et intègre les 3 préoccupations principales que sont les fonctions écologiques, économiques et sociales que ce soit au niveau international, national ou local (Bartenstein, 2005). Aux alentours de l'an 2000, la tendance pour les gestionnaires forestiers est donc devenue de remplacer la sylviculture à rendement soutenu par la GDF (Kneeshaw et al., 2000).

Récemment, à la suite des différentes perturbations qui ont eu lieu telles que les grandes tempêtes, sécheresses et la crise des scolytes, la résilience des forêts face aux perturbations prend elle aussi de plus en plus de place parmi les préoccupations des forestiers et l'évolution de la GDF (Paillet et Gosselin, 2011).

2.2.2. Définition

Bien qu'il n'y ait pas de définition de la GDF mondialement reconnue (Montréal Process, 2018), de nombreux organismes et personnes ont néanmoins émis leur propre définition (Lammerts van Bueren et Blom, 1997).

Forest Europe et l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) définissent la GDF comme « *La gestion et l'utilisation des forêts et des terres forestières d'une manière et à un rythme qui maintiennent leur biodiversité, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur potentiel à remplir, maintenant et dans le futur, les fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes, aux niveaux local, national et mondial, et que cela ne cause pas de dommages aux autres écosystèmes* » (PEFC, 2024).

La « International Tropical Timber Organisation » (ITTO) a une définition qui diffère dans les mots utilisés mais qui reste assez similaire. Pour l'ITTO, la GDF est « *le processus de gestion d'une forêt consistant à atteindre un ou plusieurs objectifs clairement définis concernant la production d'un flux continu de biens et de services forestiers désirés, sans porter atteinte aux richesses intrinsèques de la forêt ni compromettre sa productivité future, et sans entraîner d'effets indésirables sur l'environnement physique et social* » (ITTO, 2024).

Ces définitions ne sont pas les seules, de nombreux documents et articles définissent la GDF (e.g., Badré, 2004 ; Montagné-Huck et Niedzwiedz, 2012 ; Lammerts van Bueren and Blom, 1997).

Il convient de noter que l'application de la GDF en Europe diffère de celle dans d'autres pays où on retrouve de nombreuses forêts primaires ou bien où la déforestation pose de sérieux problèmes (Prins et al., 2023). Dans nos contrées, pour un gestionnaire, l'application d'une gestion durable, ne devrait pas entraîner une charge de travail supplémentaire. Elle devrait plutôt lui permettre de repérer les pratiques pouvant être néfastes à la biodiversité et aux services écosystémiques, ainsi que de mettre en œuvre des pratiques visant à atténuer les impacts négatifs sur l'environnement (Kneeshaw et al., 2000).

2.2.3. Certification de la gestion forestière durable

L'émergence du concept de GDF a induit le développement de systèmes de certification comme le FSC et le PEFC dans les années 90 (Mrosek, 2002 ; Rametsteiner and Simula, 2003 et van Kooten et al., 2005 cités par Prins et al., 2023). Ces certifications privées ont pour but d'effectuer une transition des gestions forestières inappropriées vers des gestions plus

durables. Pour y parvenir, ces certifications ont pour but d'influencer le marché à l'aide d'incitations financières ou de boycotts sur les produits non certifiés. Ces certifications permettent aussi aux acheteurs de savoir si le bois acheté est issu de forêts gérées durablement ou non, ce qui n'est pas aisé à savoir sans certification. Afin de vérifier si les adhérents respectent bien les conditions pour posséder le label, ces programmes de certification effectuent un contrôle régulier des propriétaires forestiers, des gestionnaires forestiers, des exploitants et des entreprises et industries associées (van Kooten et al., 2005).

En Belgique, il existe deux systèmes de certification internationalement reconnus qui coexistent : le FSC et le PEFC (SPW, 2022c). Toutefois, il en existe d'autres en fonction des régions du monde comme le « International Standard Organization » (ISO) ou le « Canadian Standard Association » (CSA) par exemple (Mrosek, 2002).

Bien qu'il soit bien plus présent chez les propriétaires publics que privés (Figure 3), le système de certification le plus répandu dans nos régions est le PEFC. Il permet aux propriétaires forestiers de démontrer leur engagement envers la gestion durable des ressources forestières, ce qui peut contribuer à améliorer leur accès aux marchés et à répondre aux attentes croissantes des consommateurs en matière de produits forestiers responsables. Il a été créé en 1999 et ne cesse d'être mis à jour. La dernière modification de la charte en région Wallonne est d'ailleurs récente puisqu'elle vient d'entrer en application en janvier 2024 (SRFB, 2024b). Cette charte a pour but d'inciter toute personne voulant y adhérer à s'engager pour la gestion durable de sa forêt. Elle est régie par 14 points auxquels les propriétaires adhérents doivent se conformer : la réglementation, l'information – formation, le document simple de gestion, la sylviculture appropriée, la régénération, le mélange, les intrants, les zones humides, les autres zones d'intérêt biologique particulier, bois mort et arbres d'intérêt biologique, intervention en forêt et récolte, la conversion, assurer l'équilibre forêt-gibier et pour finir, la forêt socio-récréative.

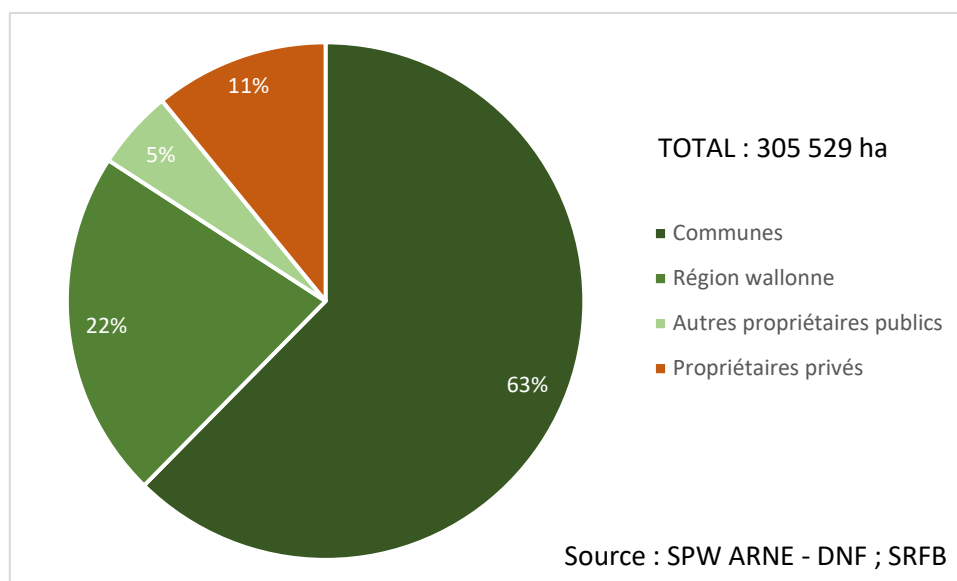


Figure 3 : Superficies forestières certifiées PEFC en Wallonie, par type de propriétaire

2.3. Histoire des C&I, les différents systèmes de critères et d'indicateurs existants et leur échelle d'application.

Tout d'abord, voici une définition brève des critères des indicateurs donnée par Lammerts van Bueren et Blom (1997) : Les critères définissent les conditions requises afin qu'un principe soit correctement représenté. Ils se présentent sous la forme d'objectifs spécifiques et concrets, formulés pour permettre une simple conclusion : « atteint » vs « non atteint ». Les indicateurs sont des paramètres quantitatifs ou qualitatifs indiquant le niveau de conformité à un critère. Ils permettent de suivre les progrès réalisés vers les objectifs de gestion durable en mesurant les résultats spécifiques d'intérêt. La MCPFE présenté dans le point 2.3.1. Définit ses critères et indicateurs d'une manière plus ou moins similaire. Les critères sont considérés comme normes qui « Caractérisent les éléments essentiels ou l'ensemble de conditions ou de processus par lesquels la gestion forestière durable peut être évaluée » et les indicateurs sont des variables qui « Affichent les changements au fil du temps pour chaque critère et démontrent les progrès réalisés vers son objectif spécifié » (MCPFE, 2002b).

Les systèmes d'indicateurs (SI) pour la gestion forestière durable sont souvent considérés comme l'un des instruments politiques les plus importants et innovants pour mettre en œuvre le concept de GDF (ITTO, 2011). Ils constituent un outil politique permettant d'aider les pays à surveiller, évaluer et rendre compte des évolutions des tendances des conditions forestières et des progrès vers une gestion forestière durable à divers niveaux, tout en permettant de tenir compte des variations tant au sein des pays qu'entre eux. (ITTO, 2016). Par conséquent, pour rendre compte de la durabilité de l'activité forestière, il y a lieu de disposer d'une gamme d'indicateurs couvrant au mieux les questions sociales, économiques, et environnementales liées à la forêt. (Montagné-Huck et Niedzwiedz, 2012).

La première mention de développement de SI pour la gestion durable des forêts date de 1992 lors de l'UNCED s'étant déroulée à Rio de Janeiro au Brésil (UNCED, 1992 ; Linser et al, 2018). Dès lors, le but des SI a été de permettre de concrétiser les idées larges et ambitieuses de durabilité dans le cadre de la gestion forestière, en établissant des objectifs mesurables pour évaluer les avancées vers une gestion forestière durable (Wijewardana, 2008).

Il est aussi important à noter que depuis cette conférence, le développement d'indicateurs est la méthode la plus populaire utilisée pour conceptualiser, évaluer et mettre en œuvre la gestion forestière durable (Woodley et al., 1999 ; Adam et Kneeshaw, 2008).

De nos jours il existe de nombreux systèmes d'indicateurs déjà mis en place à différentes échelles spatiales. On les retrouve souvent aux échelles mondiales, nationales, régionales et à l'échelle de peuplements. Depuis le sommet à Rio en 1992 et en seulement une dizaine d'années, de nombreux pays ont adopté des SI et étant donné qu'il n'y a pas de mesure contraignante, cela s'est fait sur base totalement volontaire (Wijewardana, 2008). Néanmoins, il est à noter que de manière générale, les C&I développés par des organisations régionales et internationales se concentrent plus à l'échelle nationale que locale (c'est-à-dire toute échelle d'observation plus petite que l'échelle régionale).

Les critères et indicateurs de la gestion forestière durable sont communément considérés comme d'importants outils scientifiques. Ils permettent à la fois de définir tous les composants essentiels associés aux forêts et à leur gestion, et d'évaluer dans quelle mesure les forêts sont gérées de manière durable (CCFM, 2003 ; Wijewardana, 2008). Les scientifiques s'en servent pour surveiller et évaluer vers quel état tendent les forêts et pour voir l'impact de la gestion de celles-ci à travers les différentes échelles spatiales (Wijewardana, 2008).

Les SI sont en constante évolution, comme le soulignent Steenberg et al. (2012), qui notent que de nombreuses études récentes ont exploré les possibilités d'améliorer ces indicateurs de durabilité. Un exemple de leur évolution serait le « Tropenbos Hierarchical framework » réalisé par Lammerts van Bueren et Blom (1997). En effet, ces derniers ont pointé une cohérence insuffisante ou limitée entre les ensembles de critères et indicateurs des niveaux nationaux et locaux. Leur but a donc été de formuler un cadre hiérarchique et une définition cohérente au concept de C&I et ses composantes pour la gestion forestière durable. Leur travail est considéré comme une méthodologie avancée pour le développement des critères et indicateurs (Mrosek, 2002). Des articles portant sur le domaine de l'agriculture se sont d'ailleurs servis du « Tropenbos Hierarchical framework » afin de formuler leurs systèmes de critères et indicateurs (Van Cauwenbergh et al., 2007).

2.3.1. Différents niveaux de C&I pour la gestion forestière durable

Cette partie va présenter les différents niveaux par ordre de grandeur décroissante. En premier lieu viendra donc le niveau international, suivi du niveau national et régional et ensuite du niveau local.

Au niveau **international**, 3 organisations de développement de critères et d'indicateurs se démarquent des autres. L'ITTO, le Processus de Montréal ou « Montreal Process » et les MCPFE qui sont considérées comme le Processus Pan-Européen (Tableau présentant les critères proposés par les trois organismes en annexe 7). Parmi ces 3 organisations, les critères et indicateurs développés par le MP et les MCPFE sont les plus pertinents dans le cadre de ce travail car ils portent sur les climats tempérés propres à nos régions.

ITTO

L'ITTO est une organisation pionnière dans le développement de critères et d'indicateurs adaptés aux pays forestiers tropicaux. Elle est d'ailleurs la première mondialement à avoir publié un ensemble de critères pour la gestion forestière durable. Les critères qu'elle propose identifient les principaux facteurs qui affectent la santé et la productivité des forêts. L'ITTO spécifie 7 critères considérés comme les éléments essentiels de la gestion forestière durable (ITTO, 2016). Les indicateurs, pour leur part, ont pour but d'aider les gestionnaires à observer si leur gestion est adaptée afin d'être en phase avec la pérennité de la forêt et le bien-être des communautés concernées. Ils permettent de donner une indication de la tendance du changement dans un critère, lorsqu'il est mesuré et surveillé périodiquement (ITTO, 2016).

Les critères et indicateurs de l'ITTO sont considérés comme un cadre à partir duquel chaque pays a la possibilité de développer son système d'évaluation de la durabilité aux niveaux national et des unités de gestion forestière (parcelle ou ensemble de parcelles) (ITTO, 2016). Cependant, la mise en œuvre intégrale des critères et indicateurs de l'ITTO demeure un défi majeur pour de nombreux pays forestiers tropicaux, qui rencontrent souvent des difficultés en termes de capacités, de financement, d'engagement politique et de participation des parties prenantes (ITTO, 2016).

Montréal Process

Le MP est un groupe de travail fondé en 1994 et ayant pour but de développer un ensemble de critères et d'indicateurs afin de couvrir les milieux forestiers tempérés et boréaux de ses pays membres. Les pays concernés sont au nombre de 12 (l'Argentine, l'Australie, le Canada, le Chili, la Chine, le Japon, la République de Corée, le Mexique, la Nouvelle-Zélande, la Fédération de Russie, les États-Unis d'Amérique et l'Uruguay), ils comprennent un tiers de la population mondiale, possèdent 85% des forêts boréales et tempérées mondiales et produisent 45% des produits forestiers mondiaux (Montréal Process, 2018). En 1995, sont présentés les 7 critères du groupe de travail du MP. Ceux-ci ont été développés notamment à l'aide de nombreux échanges avec des gestionnaires forestiers et utilisateurs, des chercheurs,

le secteur privé, ainsi que des experts techniques et politiques au sein des pays membres (Montréal Process, 2018).

L'ensemble de critères et d'indicateurs du MP est composé de 7 critères et 54 indicateurs (Montréal Process, 2024) permettant l'évaluation des tendances forestières nationales et des progrès vers une gestion forestière durable dans les forêts tempérées et boréales.

[Conférences ministérielles sur la protection des forêts en Europe renommée Forest Europe](#)

Lors de la Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement (UNCED, 1992), des engagements à l'échelle paneuropéenne ont été pris par les pays participants. Ils ont été discutés et développés lors des MCPFE au cours des 30 dernières années (e.g., Helsinki, 1993 ; Lisbonne, 1998 ; Vienne, 2003 ; Varsovie, 2007 ; Oslo, 2011 ; Madrid, 2015 ; Bratislava, 2021).

Lors de ces conférences ministérielles pour la protection des forêts en Europe, il a été décidé d'adopter des ensembles de critères et indicateurs qui serviront d'outils d'analyse, permettant à chaque pays membre de renseigner correctement et d'améliorer le suivi des valeurs environnementales, économiques et sociales associées aux ressources forestières et à leur conservation (Montagné-Huck et Niedzwiedz, 2012).

Bien que la conférence d'Helsinki en 1993 ait permis de définir la GDF, définition qui par ailleurs n'a pas changé depuis, elle n'a fait qu'initier le développement des critères et indicateurs paneuropéens (EFI, 2013). Un premier ensemble de critères et d'indicateurs sera développé et adopté en 1994 à Genève (EFI, 2013), mais il faudra attendre la MCPFE de Vienne en 2002 pour voir cet ensemble paneuropéen adopté. Cet ensemble est désormais composé de 6 critères et de 35 indicateurs quantitatifs (Montagné-Huck et Niedzwiedz, 2012) qui permettent de mesurer le progrès effectué par les pays membres dans chaque critère. (MCPFE, 2000).

Il est aussi important à noter que dans cet ensemble, il existe aussi 17 indicateurs qualitatifs ne faisant pas partie de la composition des 6 critères. Là où les indicateurs quantitatifs ont pour fonction de « décrire l'état et les changements des forêts », les indicateurs qualitatifs ont pour but de « décrire les politiques forestières nationales, les institutions et les instruments utilisés pour progresser vers la gestion forestière durable » (EFI, 2013).

En dehors des critères paneuropéens, Forest Europe encourage le développement de SI à un niveau national afin de combler des lacunes et fournir de nouvelles informations aux différents niveaux. Cependant, Forest Europe exprime aussi le besoin fort de devoir harmoniser les critères et les indicateurs aux différents niveaux. En effet, il est important de maintenir des termes et des définitions cohérentes et similaires afin d'assurer une compatibilité entre les ensembles de C&I de différents niveaux (MCPFE, 2002a, b ; FOREST EUROPE, 2011).

Aux niveaux **national** et **régional**, la plupart des nations forestières principales ont adopté et réalisé des SI. Toutefois, les C&I des pays n'ayant pas tous le même niveau de développement et de mise en œuvre (Mrosek, 2002), ceci peut engendrer des incohérences dans les rapports et par conséquent des difficultés pour la coordination internationale.

Un système élaboré par le Canada qui a été l'un des moteurs principaux dans le développement et la mise en œuvre de SI à l'échelle nationale est le système du « Conseil canadien des ministres des forêts ». Son développement suit le cadre des C&I du « Montreal Process » (Mrosek, 2002).

CCFM

Le Conseil Canadien des Ministres et des Forêts ou « Canadian Council of Forests Ministers » (CCFM) a été créé en 1985. Il s'applique à faire progresser, à l'échelle nationale et internationale, l'aménagement forestier durable. Il est formé de quatorze ministres fédéraux, provinciaux et territoriaux, et son objectif est de partager des informations pouvant impacter le secteur forestier. Les données scientifiques collectées sont destinées à éclairer les décisions en matière d'aménagement forestier (CCFM, 2024). Le cadre national des critères et indicateurs du Canada a été élaboré pour garantir la qualité et l'efficacité nécessaires pour contrôler avec confiance les progrès de la gestion forestière durable. En outre, il fournit un cadre scientifique pour définir et évaluer les progrès du Canada en matière de gestion durable de ses forêts. (Steenberg et al., 2012).

En 1995, le CCFM publie un ensemble de critères et d'indicateurs composé de 6 critères et de 83 indicateurs. Malheureusement, de nombreuses données d'indicateurs s'avèrent indisponibles, trop pauvrement définies ou tout simplement inaccessibles. Par conséquent, une révision et une republication de l'ensemble ont eu lieu en 2003 (CCFM, 2003), intégrant désormais 6 critères et 46 indicateurs (Bridge et al., 2005). Cette réduction du nombre d'indicateurs vise à ne conserver que les plus pertinents et compréhensibles pour les décideurs. La révision de cet ensemble a bénéficié de la contribution de nombreux représentants de divers secteurs de la société ainsi que d'experts techniques (Steenberg et al., 2012). Dans cet ensemble de critères et indicateurs, les valeurs jugées importantes par les Canadiens sont représentées par les critères, alors que des valeurs scientifiques obtenues à travers les indicateurs permettent d'évaluer l'état de la forêt et de suivre les progrès dans le temps (Steenberg et al., 2012).

La région wallonne

A l'échelle de la Wallonie, ce sont les critères et les indicateurs issus des MCPFE qui sont utilisés afin d'évaluer le caractère durable de la gestion forestière (SPW, 2019). Tandis que pour attester du caractère durable au niveau de la gestion des propriétés et des peuplements, les forêts publiques de Wallonie sont presque toutes affiliées à l'organisme de certification PEFC.

Le niveau **local** est aussi développé et en développement depuis l'UNCED en 1992. Le but du niveau local est de se concentrer sur les paramètres forestiers sur lesquels les forestiers ont la possibilité d'avoir un impact (Kneeshaw et al., 2000) Le nombre d'indicateurs pouvant caractériser de manière spécifique la gestion forestière est donc aussi plus limité. Cette liste peut toutefois s'agrandir grâce à l'évolution des connaissances, des techniques et de la technologie (Kneeshaw et al., 2000).

Le Centre de Recherche Forestière Internationale (CIFOR) a été un pionnier dans les premières étapes de développement des SI au niveau local d'unité de gestion forestière (parcelle ou ensemble de parcelles) (Stork et al., 1997 ; Mrosek, 2002).

Les SI développés au niveau local portent généralement sur des composantes de la gestion forestière durable comme l'environnement ou l'économie par exemple. Un exemple de SI à l'échelle du peuplement et de parcelles est celui de Maes et al. (2011) qui porte sur l'évaluation et le suivi de la gestion forestière durable sur le plan environnemental. Sa subtilité par rapport à d'autres SI est qu'il comporte des principes qui sont un niveau hiérarchique au-dessus de critères qui correspondent à une loi ou une règle fondamentale qui sert de base au raisonnement et à l'action. Pour les illustrer, en voici deux provenant de cet article : « La gestion forestière permet la conservation ou l'amélioration de la biodiversité » et « La gestion forestière permet la conservation ou l'amélioration des processus biotiques ».

Van Loy et al. (2003) ont présenté un système de notation appelé « Authenticity Index » développé afin d'évaluer et de surveiller l'état de la biodiversité dans les forêts flamandes à l'aide des données de l'inventaire forestier flamand. Cet « Authenticity Index » couvre des caractéristiques facilement mesurables de la structure forestière, de la composition de la strate ligneuse et herbacée, ainsi que du bois mort, en attribuant un score aux indicateurs de chaque catégorie.

2.4. Problèmes liés aux SI

Cependant, à ce jour, il existe toujours quelques problèmes liés aux SI comme le fait que le niveau d'application des critères et des indicateurs varie de manière plus ou moins importante en fonction du pays concerné. Il y a aussi de nombreux pays n'ayant pas adoptés de SI ou bien n'en n'utilisant tout simplement pas. L'implémentation et l'application des SI dépend fortement de l'importance qu'y apportent les politiques et varie donc dans le temps (Wijewardana, 2008). Les raisons principales expliquant la lenteur du progrès dans l'utilisation de ces SI sont donc un mélange de manque d'engagement politique, de capacités techniques faisant défaut, de pénurie de ressources, d'inadéquation des données et d'absence de compréhension et de sensibilisation (Wijewardana, 2008).

De plus, la construction d'indicateurs de gestion forestière durable rencontre de nombreuses difficultés (Montagné-Huck et Niedzwiedz, 2012). La première est la disponibilité des statistiques qui comprend notamment l'existence et la disponibilité de l'information. La deuxième est la compatibilité et le suivi des indicateurs, cela concerne les différences de

définitions, de nomenclatures, de méthodes, d'unités, de périodicité, etc. qui sont utilisés dans les différents systèmes. Ensuite, vient la fiabilité des données qui interroge la représentativité des échantillons, la fiabilité des mesures récoltées, ... Une autre difficulté qui est assez conséquente pour les parties prenantes est l'équilibre entre les coûts et les bénéfices des indicateurs utilisés.

3. Matériels et méthodes

3.1. Echelle cible du système

Le système d'indicateur vise à permettre d'évaluer l'impact de la gestion à l'échelle d'une propriété en Wallonie.

Bien que la taille moyenne d'une propriété forestière en Wallonie soit de 2,30 ha (SRFB, 2019), ce système s'adresse à des propriétés wallonnes ayant une **taille égale ou supérieure à 20 ha** d'un seul tenant, soit le seuil au-delà duquel il est obligatoire de rédiger un plan simple de gestion (PSG) en France (CNPf, s.d. b). Une telle superficie permet de trouver un équilibre entre la promotion de la gestion forestière durable et la charge administrative et économique pour les propriétaires forestiers. En effet, pour des petites propriétés, il est difficile et parfois même irréaliste d'assurer une multifonctionnalité de ces dernières.

3.2. Structuration du système

L'approche utilisée pour la création de ce système consiste en une approche top-down. Elle consiste à commencer au plus haut niveau hiérarchique pour ensuite se rapprocher du plus bas. Dans ce travail, les différents niveaux présentés seront donc les thèmes, suivis des principes, des critères et des indicateurs.

3.2.1. Choix des thèmes

Les définitions principales des différents organismes qu'on retrouve le plus souvent à propos de la GDF sont les suivantes : « *La gestion des forêts est un processus de planification et de mise en œuvre de pratiques pour une gestion et utilisation responsable des forêts et des autres terres boisées en vue d'atteindre des objectifs environnementaux, économiques, sociaux et culturels spécifiques* » (FAO, 2005). Selon PEFC (2024) il a été défini par Forest Europe que la gestion forestière durable consistait en « *La gestion et l'utilisation des forêts et des terres forestières de manière à maintenir leur biodiversité, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur potentiel de remplir, à l'heure actuelle et à l'avenir, des fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes, aux niveaux local, national et mondial, et sans causer de dommages à d'autres écosystèmes* ».

Pour donner une structure cohérente au système, quatre thèmes principaux ont été établis, regroupant ainsi les principales composantes d'une gestion forestière durable. Ces thèmes sont les suivants (Figure 4) :

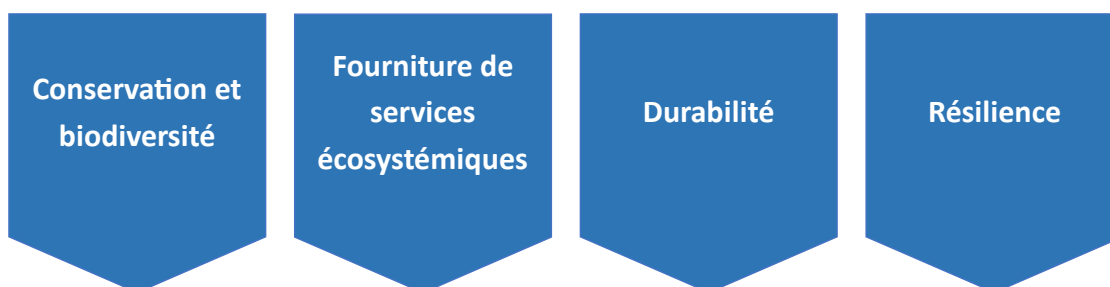


Figure 4: Thèmes choisis

Conservation et biodiversité

Le choix de ce thème a été fait car il est communément accepté que les impacts d'une gestion forestière durable se répercutent sur le fonctionnement de la biodiversité et de sa conservation (e.g : « La conservation de la diversité biologique est devenue l'un des objectifs importants de la gestion écologiquement durable des forêts » (Lindenmayer et al., 2000) ; (Hagan et Whitman, 2006) ; FSC, 2017).

Ce thème se concentre sur la préservation et la protection des écosystèmes forestiers ainsi que sur la diversité des espèces végétales et animales qui les habitent. La conservation vise à maintenir les caractéristiques naturelles des forêts, à préserver les habitats essentiels pour la faune et la flore indigènes, et à protéger les espèces en voie de disparition ou menacées. La biodiversité, elle, renvoie à la variété et à l'abondance des différentes formes de vie présentes dans les écosystèmes forestiers. Elle englobe la diversité génétique au sein des populations d'espèces, la diversité des espèces elles-mêmes, ainsi que la diversité des écosystèmes et des paysages forestiers. La biodiversité est aussi importante pour elle-même car elle représente la valeur d'existence des espèces. C'est aussi un support important pour le bon fonctionnement de l'écosystème.

Fourniture de services écosystémiques

Dans le contexte d'une GDF, le thème de la production concerne la capacité des écosystèmes forestiers à fournir une gamme de services écosystémiques, tout en maintenant leur durabilité à long terme. C'est un thème fort car les forêts jouent un rôle crucial dans la satisfaction des besoins humains et économiques en tant que fournisseurs de ressources naturelles et de services tels que le stockage carbone, les flux et la qualité des eaux et divers services récréatifs. Ces aspects sont notamment repris dans différents articles tels que celui de Wang et Wilson (2007), mais aussi dans une citation de MacDicken et al. (2015) : « Les forêts peuvent apporter des contributions significatives à l'économie et fournir de multiples produits et services qui soutiennent les moyens de subsistance et protègent l'environnement ».

Il est essentiel de spécifier les multiples fonctions englobées par la production forestière, la récolte responsable et la GDF. Cela comprend divers produits tels que le bois d'œuvre, le bois d'industrie, le bois énergie, les produits non ligneux, ainsi que les services écosystémiques tels que la régulation de l'eau et du climat, la protection des sols et la satisfaction des besoins sociaux de l'homme.

L'équilibre entre les objectifs de production et la conservation des ressources forestières est essentiel pour garantir que les générations futures puissent continuer à bénéficier des services fournis par les forêts.

Durabilité

La durabilité englobe les pratiques et les stratégies visant à assurer la viabilité à long terme des écosystèmes forestiers et permettant de remplir les conditions requises pour la continuité dans le temps des services rendus par la forêt. Cette thématique comprend la préservation de la fertilité des sols, la réduction de l'érosion, la protection des ressources en eau, le renouvellement des peuplements, ...

La composante durabilité de la gestion durable nécessite une grande attention sur la planification à long terme qui prend en considération les impacts cumulatifs des activités humaines sur les écosystèmes forestiers.

Résilience

“Le mot « résilience » est utilisé ici pour englober les attributs suivants d'un système : « *la capacité à faire face au stress (aussi appelée « résistance »), la capacité à se rétablir des effets d'une perturbation et la capacité à s'adapter au stress et au changement* » (Meybeck, 2012)

Comme explicité dans la citation, pour ce travail, la thématique de la résilience se concentre sur la capacité des écosystèmes forestiers à maintenir leur intégrité structurelle et fonctionnelle face aux perturbations naturelles ou anthropiques, ainsi qu'à leur capacité à se rétablir et à s'adapter à ces perturbations. La résilience des forêts est essentielle pour assurer leur capacité à continuer de fournir des services écosystémiques cruciaux, que ce soit en présence de changements environnementaux ou de pressions humaines. La promotion de la résilience forestière nécessite donc des pratiques de gestion qui renforcent la capacité des écosystèmes à résister aux perturbations et à s'adapter aux changements environnementaux actuels et futurs.

Ces différents thèmes seront explorés dans la section suivante, selon une organisation en trois niveaux hiérarchiques : Principes (P), Critères (C) et Indicateurs (I).

3.2.2. Définition et structure hiérarchique du système (Définition des principes, critères et indicateurs)

Les SI peuvent être considérés comme des outils qui peuvent être utilisés pour collecter et organiser des informations de manière utile dans la conceptualisation, l'évaluation, la mise en œuvre et la communication de la gestion forestière durable (Mendoza et al., 1998).

Etant donné que la structure de SI, qui utilise des principes, des critères et des indicateurs, est de loin le schéma le plus populaire et le plus couramment utilisé pour évaluer la gestion forestière à des échelles nationales, régionales ou à l'échelle d'unités de gestion forestière

(Hickey and Innes, 2008 ; Sherry et al., 2005), le choix d'utiliser cette structure pour ce travail a été fait.

Néanmoins, ce type de structure comporte quelques lacunes et imprécisions comme l'expliquent Lammerts van Bueren and Blom (1997) dans la citation suivante :« *Des lacunes constatées sont l'utilisation incohérente des termes, l'attribution des paramètres au mauvais niveau hiérarchique et la formulation inadéquate des paramètres. L'absence d'un cadre hiérarchique bien élaboré et compris est une raison importante de cette incohérence. Les définitions des P, C et I font défaut dans les normes existantes ou sont souvent définies de manière si générale qu'elles ne fournissent pas suffisamment d'indications pour la signification et la formulation des P, C et I. L'incohérence conduit facilement à la confusion et à une mauvaise compréhension de l'utilisation appropriée des critères et des indicateurs. Là où la cohérence fait défaut, les avantages des systèmes avec des niveaux hiérarchiques cohérents de paramètres (P, C et I) ne peuvent pas être pleinement exploités* ». Wolfslehner & Vacik (2011) expriment aussi le fait qu'il a été établi que négliger la prise en compte des liens entre les indicateurs peut entraîner des lacunes dans le suivi et l'évaluation de la gestion forestière durable.

C'est pourquoi des lignes directrices pour le bon développement de ce type de système ont été formulées dans les travaux de Lammerts van Bueren and Blom (1997) et de Van Cauwenbergh et al. (2007).

Tout d'abord, étant donné qu'il y avait des problèmes de cohérence dans la base théorique, notamment pour les liens entre les indicateurs entre eux et entre les indicateurs et les critères, la notion de **cohérence horizontale** et **verticale** a été introduite. Elle est importante à énoncer afin que les principes, critères et indicateurs couvrent tous les aspects de la gestion durable des forêts et que le système soit cohérent. La cohérence horizontale est atteinte lorsque les éléments d'un niveau hiérarchique donné ne se chevauchent pas et que toutes les caractéristiques de la gestion durable sont couvertes. La cohérence verticale implique que tous les éléments soient positionnés au niveau hiérarchique approprié, formulés correctement et connectés à l'élément correspondant au niveau hiérarchique supérieur (Lammerts van Bueren and Blom, 1997 cités par Maes et al., 2011).

Les définitions des différents niveaux du système hiérarchique seront donc reprises des travaux de Lammerts van Bueren and Blom (1997), de Maes et al. (2011), de Linser et al. (2018) et de Wijewardana (2008) :

Les **principes** représentent le premier étage hiérarchique. Un principe correspond à une loi ou une règle fondamentale qui sert de base au raisonnement et à l'action. Les principes ont le caractère d'un objectif de la société concernant la fonction de l'écosystème forestier ou concernant un aspect pertinent du système social qui interagit avec l'écosystème. Les principes sont les conditions globales requises afin d'avoir une gestion durable.

Le second étage hiérarchique est composé des **critères**. Les critères définissent les conditions requises afin qu'un principe soit correctement représenté. Ils se présentent sous la forme d'objectifs spécifiques et concrets, formulés pour permettre une simple conclusion : « atteint » vs « non atteint ».

Le dernier étage est composé par les **indicateurs**, Ce sont des paramètres quantitatifs ou qualitatifs indiquant le niveau de conformité à un critère. Ils permettent de suivre les progrès réalisés vers les objectifs de gestion durable en mesurant les résultats spécifiques d'intérêt. Ce sont des étalons utilisés pour représenter le changement ou le progrès vers la réalisation d'un objectif. Les indicateurs peuvent consister en une mesure unique ou en une mesure composite composée de plusieurs sous-mesures (Levrel, 2007)

En résumé, les principes ont pour but de décomposer les objectifs de la gestion durables en composantes plus spécifiques. Les critères retranscriront les conditions nécessaires afin que les principes soient respectés et les indicateurs apportent des mesures aux critères (Lammerts van Bueren and Blom, 1997).

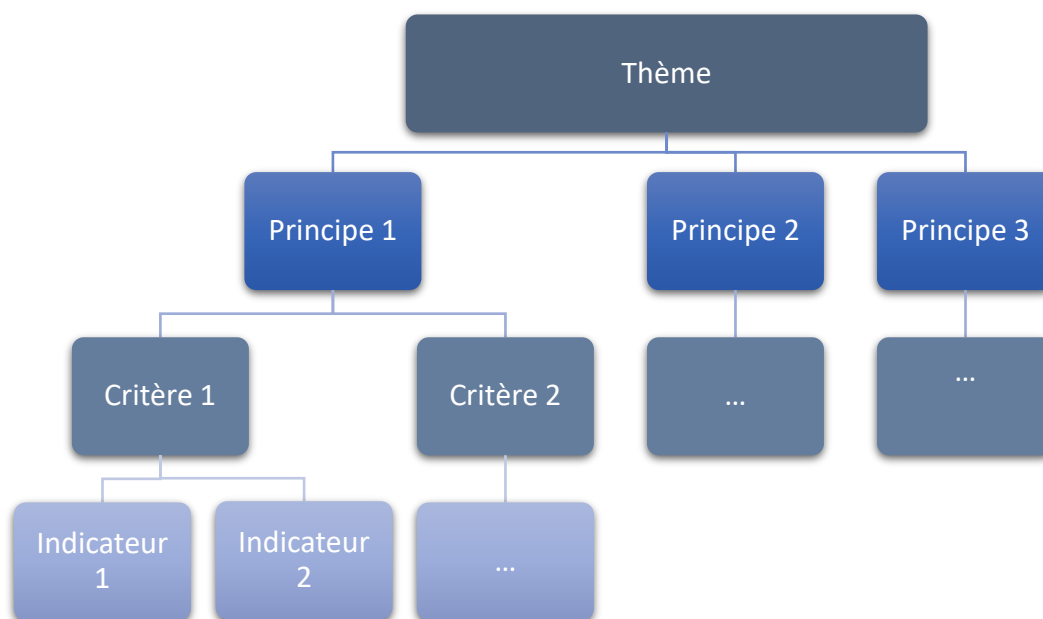


Figure 5 : composition schématique du système

3.2.3. Critères de sélection des indicateurs

Lorsqu'un système d'indicateurs est construit, une erreur pouvant mener à des prises de mesures chronophages et coûteuses est de sélectionner des indicateurs n'apportant par exemple que très peu d'informations, voire aucune information. Il est donc important d'établir une liste de critères pour sélectionner des indicateurs pertinents et les moins contraignants possible au niveau de leur mise en application, leur analyse et leur coût. Ces critères

permettent d'évaluer la qualité d'un indicateur de la gestion forestière durable et de juger de manière plus objective s'il est pertinent de l'utiliser.

En ne fournissant que peu ou pas d'antécédents pour expliquer les raisonnements ou la logique utilisés dans le processus décisionnel, les procédures de décisions informelles peuvent aggraver ce problème. Afin d'éviter d'entraver l'adoption des critères et des indicateurs et pour permettre l'acceptation des résultats des évaluations des critères et des indicateurs par le public, il est important de montrer une transparence du processus décisionnel et d'établir une méthode de sélection détaillée (Mendoza et al., 2000).

Dans ce travail, la méthode d'évaluation a été appliquée au niveau hiérarchique de l'indicateur, en partie parce qu'à ce niveau, on peut présumer que les éléments spécifiques comparés sont suffisamment clairs et que les informations nécessaires pour permettre la comparaison sont accessibles (Mendoza et al., 2000).

En se basant sur le document « *The road to restoration. A Guide to Identifying Priorities and Indicators for Monitoring Forest and Landscape Restoration* » (FAO, 2019), un tableau avec des critères de sélection plus adaptés à la gestion forestière durable a été réalisé (Tableau 1).

Le premier critère de sélection retenu est « **la disponibilité des données** ». Pour voir si l'indicateur répond plus ou moins bien au critère d'évaluation, les questions à se poser sont : A quelle fréquence et comment les données peuvent-elles être collectées pour cet indicateur ? Les données sont-elles déjà existantes et disponibles ?

Le deuxième est « **le coût de la collecte de ces données** ». L'indicateur doit répondre à la question : Quelles sont les ressources financières nécessaires à la collecte des données et à l'analyse de celles-ci ?

Troisièmement, « **La qualité des données** » qui demande de se poser la question : les données relatives à cet indicateur sont-elles basées sur des méthodes claires et précises de récolte de données ?

Un autre critère d'évaluation est « **l'exhaustivité/ la spécificité** » : les métriques obtenues couvrent-elles bien les caractéristiques du critère auquel l'indicateur se réfère ? L'indicateur n'est-t-il pas trop vague ?

Le suivant est « **la sensibilité** » : à quel point l'indicateur est-il sensible aux actions de gestion forestière durable ? Est-il capable de refléter avec précision les progrès ou l'évolution de la gestion ?

Le dernier critère d'évaluation est « **la pertinence de l'échelle** » : l'indicateur est-il applicable au niveau d'échelle proposé ? (Maes et al., 2011).

Tableau 1 : Critères d'évaluation des indicateurs adaptés d'après FAO, 2019

Critères de sélection	Question à se poser
Disponibilité des données	A quelle fréquence et comment les données peuvent-elles être collectées pour cet indicateur ? Les données sont-elles déjà disponibles ?
Coût de la collecte des données	Quelles sont les ressources financières nécessaires à la collecte des données et à l'analyse de celles-ci ?
Qualité des données	Les données relatives à cet indicateur sont-elles basées sur des méthodes claires et précises de récolte de données ?
Exhaustivité / Spécificité	Les métriques obtenues couvrent-elles bien les caractéristiques du critère auquel l'indicateur se réfère ? L'indicateur est-t-il trop vague ?
Sensibilité	A quel point l'indicateur est-il sensible aux actions de gestion forestière durable ? Est-il capable de refléter avec précision les progrès ou l'évolution de la gestion ?
Pertinence de l'échelle	L'indicateur est-il applicable au niveau d'échelle proposé ?

Dans le processus de sélection des indicateurs pour ce travail, une phase de tri a été entreprise pour réduire le nombre d'indicateurs à considérer. Cette étape a permis de se concentrer sur les indicateurs les plus prometteurs et les mieux adaptés à nos objectifs de recherche.

3.2.4. Attribution des scores issus de l'évaluation du système

Afin d'obtenir un score général à l'échelle de la propriété, il est nécessaire de combiner les scores des différents niveaux hiérarchiques.

Dans un premier temps, l'obtention de la **valeur des indicateurs** est une partie quelque peu plus complexe à effectuer. Dans ce système d'indicateurs, il y a deux types de résultats pour les indicateurs. Des résultats directement applicables à l'échelle de la propriété et des résultats au niveau des types de peuplements.

Les scores des indicateurs ayant des résultats à l'échelle des types de peuplements doivent être adaptés afin que leurs valeurs soient applicables pour la propriété. Pour ce faire, étant donné qu'un de ces indicateurs-ci aura une valeur différente pour chaque type de peuplement, il va falloir effectuer la somme des scores de chaque type de peuplement pondéré par leur

surface relative afin d'obtenir un score pour la propriété compris entre 0 et 1 (le score à l'échelle du type de peuplement étant déjà compris entre 0 et 1).

Score de l'indicateur type de peuplement à l'échelle de la propriété

$$= \sum_{i=1}^n \left(score_{type\ de\ peuplement\ i} * \frac{Surface_{type\ de\ peuplement\ i}}{Surface_{propriété}} \right)$$

Les scores des indicateurs applicables directement à l'échelle de la propriété ne nécessitent pas de traitement, si ce n'est leur pondération en fonction de leur importance.

Dans un second temps, afin d'attribuer un score à chaque critère, il faut pondérer les indicateurs selon leur poids en pourcentage (%) par rapport au critère auquel ils se rapportent. Le **score d'un critère** (SC) se calcule donc de la manière suivante :

$$SC = \sum_{i=1}^n (indicateur_i * poids\ (\%)_i)$$

Ensuite, pour obtenir le **score d'un principe** (SP), il faut aussi pondérer les critères selon leur importance respective par rapport au principe auquel ils sont liés :

$$SP = \sum_{i=1}^n (critère_i * poids\ (\%)_i)$$

Il faut procéder de la même manière pour les **scores des thèmes** (ST) :

$$ST = \sum_{i=1}^n (principe_i * poids\ (\%)_i)$$

Pour finir, étant donné que les thèmes sont considérés comme ayant la même importance les uns par rapport aux autres, le **score général de la propriété** (SG) s'obtient de la manière suivante :

$$SG = \frac{La\ somme\ des\ scores\ des\ thèmes}{Le\ nombre\ de\ thèmes}$$

3.3. Méthode de collecte des données

Pour pouvoir fournir aux indicateurs les données nécessaires à leurs analyses, il est important de mettre en place des méthodes de collecte de données simples, claires et précises.

Pour ce faire, la réalisation d'inventaires dendrométriques est essentielle pour assurer une gestion durable des forêts. Ils servent à évaluer la quantité de bois et leurs caractéristiques sur une parcelle, une propriété ou une zone forestière et à planifier les activités d'exploitation. De plus, lorsqu'ils sont répétés à intervalles réguliers, ils permettent d'avoir un suivi régulier de l'évolution de la ressource, permettant ainsi d'orienter la gestion forestière en fonction des objectifs du propriétaire (Ancel et al., 2008).

Pour obtenir des données ne se trouvant pas dans les inventaires, le propriétaire pourra faire appel à des documents qu'il possède comme la **cartographie des peuplements** par exemple. L'utilisation **d'images satellites** est aussi recommandée pour l'analyse de certaines caractéristiques de la propriété. Il est par ailleurs conseillé au propriétaire de profiter de la réalisation de l'inventaire pour collecter d'autres types de données que des variables dendrométriques pour caractériser sa gestion².

Les données à propos de l'équilibre cynégétique seront récoltées à l'aide d'observations **d'enclos-exclos** mis en place sur la propriété. L'utilisation d'enclos-exclos est préférée car elle permet d'observer des comparaisons entre l'évolution de la végétation protégée des ongulés et une situation de référence (Sanchez, 2013b ; Lehaire et al., 2013). Leur dimensionnement est le même que celui utilisé dans l'étude de Candaele et al. (2023). C'est-à-dire, d'un côté, un enclos de 6m² avec un grillage de 1,6m de hauteur et de l'autre, un exclos de 6m² de surface non grillagé et accessible aux ongulés. La petite dimension des enclos se justifie notamment par les plus faibles coûts qu'elle induit. Les enclos-exclos doivent être situés à 4m de distance centre à centre. La densité du placement des enclos sera d'un par tranche de 20 hectares. Les enclos-exclos seront positionnés préférentiellement sur des points de l'inventaire se situant dans des trouées ou des peuplements clairs (Baudry, 2014 ; Lehaire et al., 2013).

Pour pouvoir obtenir des données sur le nombre et le type d'espèces de la faune observés autre que les ongulés, ces données seront utilisées pour l'indicateur de la biodiversité 1.4.1 « Richesse spécifique en espèces de mammifères observées par pièges photographiques ». Le choix a été fait d'utiliser des **pièges photographiques**. La méthodologie qui va suivre s'inspire des travaux de De Harlez (2023) et de Holvoet et al. (2021). Tout d'abord, les pièges photographiques devront être positionnés à environ 30-50 cm du sol, la caméra devra toujours être parallèle au sol (Figure 6) et la végétation dégagée de manière à ne pas bloquer le champ de vision. Ensuite, pour le placement des pièges photographiques, leur densité sera au nombre d'un piège pour 50 ha de surface et les pièges seront répartis de manière aléatoire sans

² La méthode utilisée pour recueillir ces données sera détaillée dans le développement de l'indicateur qui les requiert

favoriser les zones de passage des animaux. Pour les propriétés plus petites que 50ha, le nombre sera d'un piège photographique par défaut.

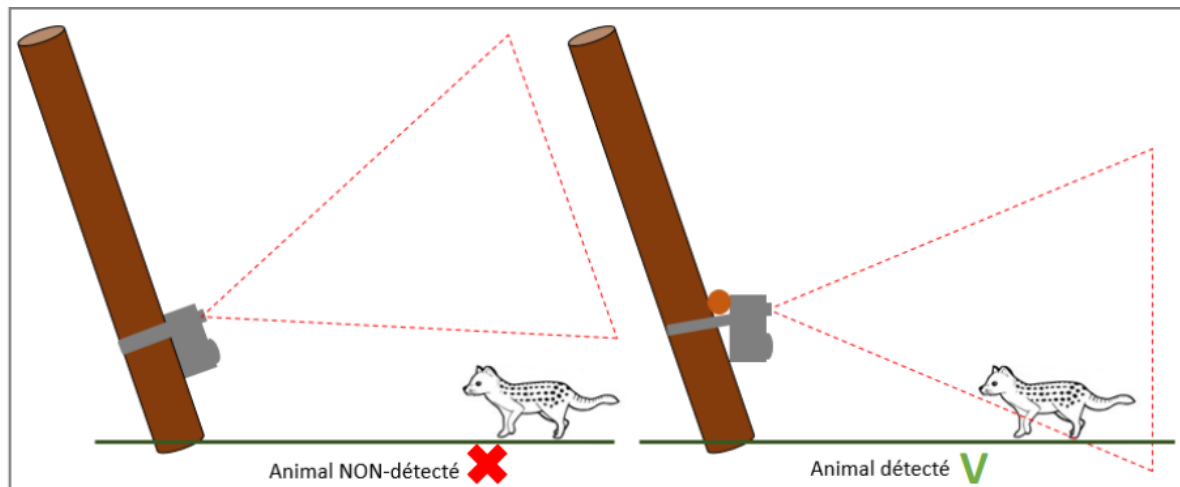


Figure 6 : Positionnement d'un piège photographique (Holvoet et al., 2021)

Pour des raisons d'économie de temps et d'argent pour le propriétaire, les pièges ne seront déployés que durant la période du 1^{er} avril au 30 juin. Le choix de cette période printanière se justifie par le fait que la végétation n'est pas encore complètement développée ce qui permet donc une meilleure visibilité, mais aussi du fait que c'est une période favorable pour l'inventaire de la faune en forêt. En effet c'est la période de reproduction pour la plupart des espèces et de nouvelles sources de nourriture deviennent accessibles, ce qui fait que la faune est particulièrement active.

3.3.1. Type d'inventaire utilisé en fonction de la surface

La méthode de collecte des données pour les inventaires qui va suivre est tirée des documents suivants parlant des inventaires forestiers d'aménagement : Lejeune et Petit (2016), Claessens et al. (2017), Bruciamacchie et de Turckheim (2008) et Rondeux (2012).

Bien que la méthode de l'inventaire en plein semble plus intéressante sur des superficies de moins de 50 ha pour des raisons de coûts et de précision, ce dernier est pertinent uniquement si les données à récolter ne portent que sur des grandeurs dendrométriques. Or dans ce système d'indicateur d'autres données sont à collecter.

Un avantage majeur des placettes par rapport à l'inventaire en plein est de pouvoir spatialiser l'information et donc de permettre une cartographie précise de la propriété. L'inventaire par placettes est aussi jugé plus pertinent pour collecter des informations sur le comportement dynamique de la forêt.

En définitive, c'est l'application d'un **inventaire dendrométrique par échantillonnage** qui a été choisie et qui sera effectuée. Celui-ci sera constitué d'un échantillonnage systématique (voir Figure 7) avec des placettes permanentes à rayon fixe de 12m (\approx 4,5 ares). Le maillage utilisé pour les propriétés de moins de 200 ha est de 100 x 100 m et de 200 x 200 m pour les

propriétés de plus de 200 ha. Cette différence de maillage pour les propriétés de plus de 200 ha est expliquée par des raisons de coûts, de temps et des raisons statistiques. En outre, selon l'Office économique wallon du bois (OEWB, 2021), le nombre de propriétaires possédant une propriété plus grande que 200 ha est très faible. Le recours à la maille de 200 x 200 m sera donc limité.

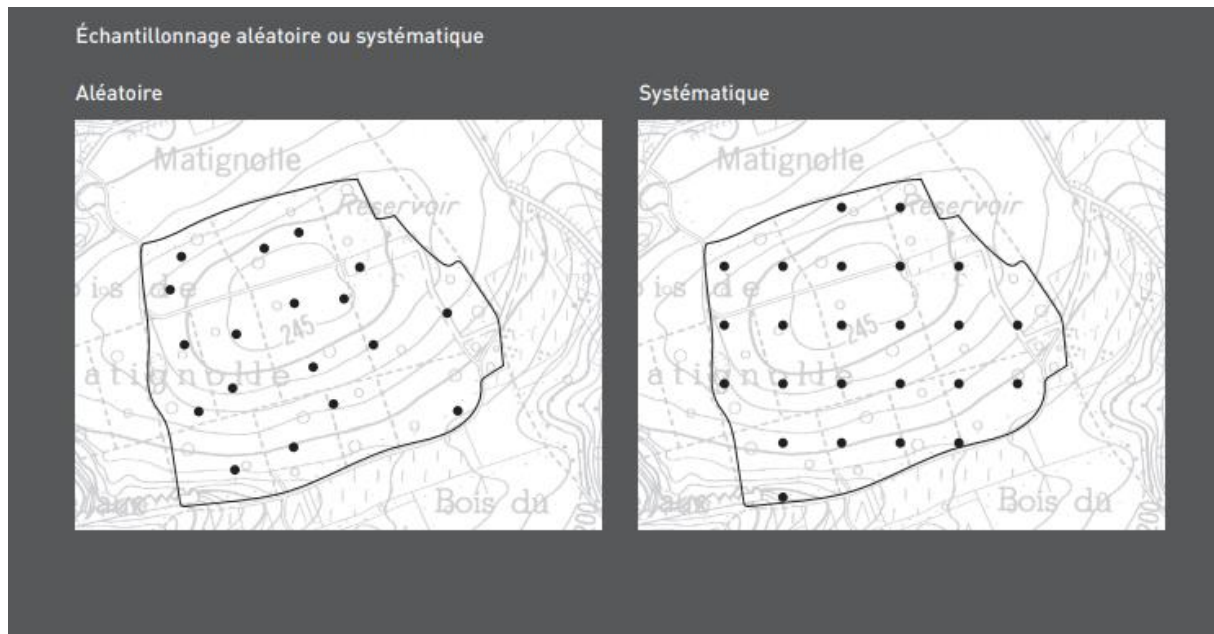


Figure 7: Type d'échantillonnage (Lejeune et Petit, 2016)

Pour mieux cerner le potentiel de la forêt sur le long terme, le seuil d'inventaire pour les arbres sur pieds est abaissé à 20 cm de circonférence - habituellement les inventaires prennent en compte les arbres sur pieds ayant une circonférence ≥ 40 cm - à 1,50 m de hauteur.

3.3.2. Matériel utilisé

Le matériel qui est nécessaire afin d'effectuer les différentes mesures et observations est le suivant : un GPS, une carte de la propriété avec la zone d'inventaire et la grille d'échantillonnage (maille des placettes), une fiche de terrain par placette pour noter les informations récoltées, de quoi noter, un Vertex, une boussole, un mètre ruban, un compas forestier et des bombes de peinture.

Pour les observations sur la faune, des pièges photographiques seront utilisés.

3.3.3. Mesures récoltées dans les inventaires

Les données qui seront récoltées dans les inventaires et dans les placettes sont celles qui vont suivre ; la liste ci-dessous est assez complète mais non exhaustive en fonction des améliorations pouvant être apportées au système dans le futur :

- Localisation des placettes à l'aide d'un GPS³.

³ En cas d'obstacles (limite de propriété, cours d'eau, ...) rendant impossible la mise en place d'une placette sur sa position théorique, il faut alors déplacer la placette et noter la nouvelle position sur la fiche de terrain.

- Mesure de la pente et de l'exposition.
- Nombre de strates de végétation présentes sur la placette
 - o La strate herbacée et semi-ligneuse
 - o La strate ligneuse basse (<7m)
 - o La strate ligneuse intermédiaire (7-20m)
 - o La strate ligneuse supérieure (> 20m).
- Essence et circonférence de l'arbre.
- Types d'espacements entre les arbres (réguliers ou irréguliers) et espaces ouverts observés.
- Etat de l'arbre : sain, malade ou mort.
- Description de l'état sanitaire du tronc des arbres malades ou des arbres plus âgés des essences objectifs.
- Description de l'état sanitaire du houppier des arbres malades ou des arbres plus âgés des essences objectifs selon la méthode DEPERIS.
- Hauteur dominante : par placette, la hauteur des 3 plus gros arbres devra être mesurée. Pour une économie de temps, si la placette se trouve dans un peuplement résineux monospécifique, le gestionnaire peut ne mesurer que les 2 plus gros arbres.
- Données sur la régénération : l'essence concernée, estimation du passage à la futaie, le pourcentage de semis (H <30cm), de semis installés (H : 30-150cm), de fourrés (H : 150cm - 3m) et de gaulis-perchis (H > 3 m et C150 <40cm).
- Mesure des bois morts au sol : longueur et circonférence⁴ si plus de 1/3 du billon ne se trouve pas dans la placette, ne pas le prendre en compte.
- Mesure du volume des bois morts sur pied.
- Evaluation visuelle de la surface couverte par chaque espèce invasive en estimant le pourcentage de recouvrement.

Les mesures suivantes ne sont pas de mesures effectuées sur le terrain, mais bien des valeurs qui vont pouvoir en découler par calcul :

- Nombre de tiges par hectare par essence.
- Surface terrière (G) par essence. Elle est obtenue à l'aide des mesures individuelles de circonférence.
- Structure et composition : distribution de la G des arbres par essences/groupes d'essences et par classe de circonférence.
- Volume de bois fort en tige par hectares par essence.
- Accroissement : il devient réalisable de le mesurer à partir de l'instant où un mesurage a déjà été effectué⁵.

⁴ Sont pris en compte les bois morts avec une circonférence minimale de 20cm à mi-longueur

⁵ En cas de disparition d'un arbre précédemment pris en compte, ne pas réattribuer son numéro à un autre

La collecte de ces données par placette d'inventaire permet à l'utilisateur de les utiliser directement à l'échelle de la propriété ou bien, pour calculer certains indicateurs, il est possible de regrouper certaines de ces données par type de peuplements. Pour ce faire, il faut définir une liste des types de peuplements auxquels les variables collectées permettront d'y rattacher chaque placette.

Les différents types de peuplements sont souvent caractérisés par différents critères. Ils peuvent être feuillus, résineux ou mixtes. En plus de ça ils peuvent avoir différents stades de développement, une densité très variable, et même suivre un traitement sylvicole différent (régulier ou irrégulier). Ce travail n'étant pas réalisé sur un cas pratique, il existe une multitude de type de peuplements que le propriétaire est libre de sélectionner en fonction des caractéristiques de sa propriété.

Par conséquent, différents critères sont à prendre en considération pour définir la typologie des peuplements (Gaudin et al., 2005 ; Molines et al., 2019). Le premier est la composition en essence, le second est le capital sur pied qui est représenté par la surface terrière et le troisième est la structure qui est caractérisée par les proportions de petits bois (PB), de bois moyen (BM) et de gros bois et très gros bois (GB et TGB). La catégorie des PB comprend les arbres avec un diamètre entre 17,5 et 27,5 cm, le diamètre des BM est compris entre 27,5 et 47,5cm et la catégorie des GB et TGB comporte les arbres avec un diamètre supérieur à 47,5 cm (67,5cm et plus pour les TGB).

A partir de ces relevés typologiques sur chaque placette, il est possible de réaliser des cartes synthétiques représentant les différents types de peuplements présents sur la propriété. De plus il devient aussi possible d'attribuer à chaque type de peuplement la surface qu'il représente sur la propriété.

3.3.4. Fréquence de la prise des mesures

Pour les inventaires, la fréquence de la prise de mesures va varier en fonction du nombre de rotations de coupe et du nombre de placettes liées à la maille, 100x100m ou 200x200m, définie à l'échelle de la propriété en fonction de sa taille. L'idée à appliquer est de mesurer chaque année un sous-ensemble des "n" placettes de la propriété. Ce sous-ensemble de placettes à mesurer chaque année correspond au nombre total de placettes divisé par le nombre de rotations effectuées sur la propriété. Cette méthode permet d'assurer une couverture spatiale complète de la propriété.

Etant donné qu'en Wallonie, pour les propriétés publiques, les rotations de coupes sont généralement fixées tous les 12 ans pour les feuillus, avec des passages à mi-rotation, et tous les 6 ans pour les résineux (Sanchez, 2013b), l'inventaire d'une même placette sera donc généralement mis à jour à intervalle de 6 ans.

Cette fréquence de mesure permet d'avoir des intervalles ni trop rapprochés, ni trop espacés pour l'obtention de données pertinentes et utilisables.

Pour les mesures concernant l'équilibre cynégétique, la fréquence de mesures sera plus courte car la dynamique à observer est différente. En fonction de la pression du gibier dans la zone d'étude, la fréquence de mesure variera entre 1 et 3 ans maximum. Les mesures sont à récolter pendant la saison de végétation.

Afin de pouvoir suivre de manière pertinente l'évolution fort dynamique des espèces animales, les pièges photographiques devront être installés tous les ans.

4. Résultats et discussion

4.1. Synthèse du système et pondération

La version finale du système d'indicateurs est composée de 4 thèmes, 9 principes, 19 critères et 32 indicateurs présenté ci-dessous :

Tableau 2: Synthèse des différents thèmes, principes, critères et indicateurs développés dans le système, ainsi que leur poids relatif à leur composante supérieure

Thème		
Principe	Critère	Indicateur
Conservation et biodiversité		/1
1. La gestion forestière permet la conservation et l'amélioration de la biodiversité forestière		100 %
1.1.	La végétation ligneuse est diversifiée	25%
	1.1.1. Indice de Shannon	100%
1.2.	La présence d'espèces invasives nuisibles à l'état des forêts est limitée.	17,5%
	1.2.1. Taux de recouvrement des espèces invasives	100%
1.3.	Les stades sénescents sont suffisamment représentés à l'échelle de la propriété	17,5%
	1.3.1. Volume de bois mort à l'hectare (bois sur pied et au sol)	100%
1.4.	La propriété possède une faune diversifiée	10%
	1.4.1. Richesse spécifique en espèces de mammifères observées par pièges photographiques	100%
1.5.	La structure de la forêt est bien développée	30%
	1.5.1. Nombre de très gros arbres sur pied à l'hectare	20%
	1.5.2. Diversité structurale des lisières en forêt	30%
	1.5.3. Structure verticale de la végétation	30%
	1.5.4. Présence de milieux ouverts	20%
Fourniture de services écosystémiques		/1
1. La gestion forestière permet le maintien et l'encouragement des fonctions de production des bois et forêts		40%
1.1.	La gestion améliore ou maintient le capital sur pied et permet la production régulière de bois adaptée aux besoins de l'industrie	60%
	1.1.1. Surface terrière (G)	25%
	1.1.2. Distribution équilibrée de la surface terrière dans les différentes classes de circonférence	25%

1.1.3. Equilibre entre l'accroissement et les volumes prélevés	25%
1.1.4. Proportion du volume de bois d'œuvre par rapport au volume bois fort sur pied de la propriété	25%
1.2. L'aménagement de la propriété permet la mobilisation des bois	15%
1.2.1. Niveau d'accessibilité de la propriété	100%
1.3. La gestion forestière permet de générer un revenu soutenu	25%
1.3.1. Valeur potentielle de la propriété	100%
2. La contribution de la forêt au stockage carbone est maintenue, voire améliorée	22,5%
2.1. Le stock de carbone est conséquent pour la superficie de la forêt concernée	100%
2.1.1. Quantité de carbone stocké par la biomasse ligneuse et évolution du stockage	100%
3. La gestion forestière permet le maintien de flux optimaux et l'approvisionnement en eau	22,5%
3.1. La qualité de l'eau est maintenue ou améliorée	100%
3.1.1. Niveau de turbidité de l'eau (Optionnel)	50%
3.1.2. Concentration en nitrates (Optionnel)	50%
4. Les caractéristiques de la forêt apportées par la gestion répondent aux préférences des utilisateurs dans le cadre d'une utilisation récréative	15%
4.1. L'attractivité de la propriété est élevée	100%
4.1.a) La hauteur/l'âge des arbres est élevée	/
4.1.1. Hauteur des arbres	20%
4.1.b) La variation des peuplements est élevée	/
4.1.2. Nombre de types de peuplements forestiers rencontrés le long d'un sentier de 5 km à travers la forêt	20%
4.1.c) La présence de coupes rases est modérée voire inexistante	/
4.1.3. Surfaces des coupes rases	20%
4.1.d) L'aspect de naturalité des lisières est élevé	/
4.1.4. Proportion de lisières d'aspect « naturel » (c'est-à-dire non abrupt)	20%
4.1.e) L'espacement entre les arbres est variable	/
4.1.5. Espacement régulier, irrégulier, présence d'ouvertures	20%
Durabilité	/1
1. La gestion forestière est durable et permet le maintien de la fertilité	50%

1.1.	La gestion de la propriété suit un plan de gestion ou un plan d'aménagement	33,33%
1.1.1.	Existence d'un plan simple de gestion ou d'un plan d'aménagement	100%
1.2.	La protection physique du sol est assurée	33,33%
1.2.1.	Existence d'un cahier des charges	100%
1.3.	La fertilité chimique est conservée	33,33%
1.3.1.	Maintien des rémanents sur place	100%
2.	La gestion forestière permet d'assurer la capacité de la forêt à se régénérer et à maintenir sa surface boisée	50%
2.1.	La régénération naturelle et/ou artificielle des terres forestières est assurée.	100%
2.1.1.	Effort de régénération (futaie régulière)	50%
2.1.2.	Nombre d'arbres passant à la futaie à chaque rotation (futaie irrégulière)	25%
2.1.3.	Proportion de surface couverte par de la régénération par stade de développement (futaie irrégulière)	25%
Résilience (R)		/1
1.	La gestion permet de diminuer la vulnérabilité de la forêt	50%
1.1.	Une adéquation entre les essences et la station est respectée	50%
1.1.1.	Aptitude des essences cibles	100%
1.2.	Le suivi de l'état sanitaire des arbres permet de limiter la propagation de ravageurs et des maladies à large échelle	25%
1.2.1.	Etat de dépérissement des arbres	100%
1.3.	La structure des peuplements est stable (peuplements équiennes monospécifiques)	25%
1.3.1.	Coefficient de stabilité ou facteur d'élancement	100%
2.	La gestion permet de maintenir et d'augmenter les capacités de récupération de la forêt	50%
2.1.	Un équilibre forêt-gibier est maintenu	100%
2.1.1.	Impact de l'abrouissement sur la hauteur moyenne des semis	100%

4.2. Présentation et discussion des indicateurs

Les indicateurs de chaque critère vont être développés en s'inspirant de la structure de D'Andrea et al. (2016). A cette structure vont être ajoutés le point « Gamme de réponses » et le point « Explication des valeurs potentielles ». Ces 2 derniers points sont issus de la structure des indicateurs du mémoire de Dubourg (2018). La composition finale s'articule comme suit :

- **Le nom de l'indicateur,**
- Sources : source ayant servi à l'adoption et/ou la construction de l'indicateur,
- Description : brève description de l'indicateur,
- Raisonnement : description et justification de l'indicateur,
- Niveau de l'échelle de mesure : niveau à partir duquel les mesures vont être réalisées,
- Échelle d'application : échelle à laquelle on peut appliquer l'indicateur,
- Méthode : comment l'indicateur peut être mesuré,
- Gamme de réponses : quelles sont les valeurs potentielles,
- Explication des valeurs potentielles : signification des valeurs potentielles,
- Unité de mesure,
- Fréquence de mesure : questions particulières relatives à la période de mesure de l'indicateur et/ou à la nécessité de le mesurer avant et/ou après les traitements sylvicoles,

4.2.1. Conservation et biodiversité

4.2.1.1. Critères et indicateurs du principe 1

Le principe 1, « La gestion forestière permet la conservation et l'amélioration de la biodiversité forestière », est composé de 5 critères et 8 indicateurs développés ci-dessous :

Critère 1.1 : La végétation ligneuse est diversifiée

Indicateur

1.1.1. Indice de Shannon

Sources : Barbault, (2008) ; Cordonnier et al. (2012) ; Magurran (2004)

Description : L'indicateur a pour but d'évaluer la diversité d'espèces ligneuses d'un milieu

Raisonnement : Cet indicateur est un des indices les plus populaires utilisés afin de mesurer la diversité en espèces d'un milieu (Magurran, 2004 ; Cordonnier et al., 2012). Il consiste à prendre en compte à la fois le nombre d'espèces et leur abondance relative pour donner une mesure de la diversité spécifique. Au plus l'indice sera élevé, au plus la diversité spécifique sera grande et inversement.



L'indice de Simpson est aussi un indice souvent utilisé pour caractériser la diversité mais le choix a été fait d'utiliser l'indice de Shannon car plus sensible.

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : A l'aide des données récoltées sur les essences d'arbre et leur nombre par l'inventaire par placettes permanentes en fonction de la taille de la propriété, effectuer le calcul de l'indice de Shannon selon la formule suivante :

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln (p_i)$$

Où H représente l'indice de Shannon, p_i est la fréquence relative de la i-ème espèce sur base des effectifs recensés ($p_i = \frac{n_i}{\sum n_i}$) et n_i est le nombre d'individus de la i-ème espèce.

Ensuite, afin d'obtenir une valeur moyenne de l'indice à l'échelle de la propriété, il faut sommer le score de chaque placette obtenue en fonction de la valeur de l'indice de Shannon de la placette et diviser le total par le nombre de placettes de la propriété.

Gamme de réponses : Le score de l'indice de Shannon peut généralement aller de 0 à plus de 3

Explication des valeurs potentielles : Au plus l'indice est élevé, au plus la diversité est forte

Score	Valeur de l'indice de Shannon	Commentaires
0	0	Très faible diversité : La diversité est quasi inexistante, probablement dominée par une seule espèce
0,33	1	Faible diversité : Il y a quelques espèces présentes, mais une ou deux dominent nettement.
0,5	1,5	Diversité moyenne : Il y a une présence notable de plusieurs espèces, mais certaines dominent.
0,67	2	Bonne diversité : Une variété équilibrée d'espèces est présente, indiquant une structure d'espèces plus variée.
0,83	2,5	Très bonne diversité : La plupart des espèces sont bien représentées, reflétant un écosystème très équilibré et sain.
1	≥3	Diversité maximale : distribution des espèces très équilibrée et aucune espèce dominante.

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

Critère 1.2 : La présence d'espèces invasives nuisibles à l'état des forêts est limitée



Indicateur

1.2.1. Taux de recouvrement des espèces invasives

Sources : Carnino (2009) ; Mrosek (2002) ; Pairon et al. (2006) ; Woodley et al. (1999)

Description : Cet indicateur permet de renseigner sur l'importance de la propagation des espèces invasives.

Raisonnement : D'un point de vue écologique, les espèces envahissantes représentent une menace pour la survie des espèces indigènes ainsi que pour l'équilibre des écosystèmes face aux changements globaux (Baudry, 2014). Étant donné l'impact significatif des espèces envahissantes sur l'écosystème, il est crucial de surveiller leur expansion. En cas de prolifération excessive, des mesures telles que l'élimination mécanique doivent être prises pour contenir la propagation de ces espèces, comme le souligne Mrosek (2002).

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Lors de la réalisation de l'inventaire, pour chaque placette, évaluation visuelle de la surface couverte par les espèces invasives en estimant le pourcentage de recouvrement des espèces invasives présentes sur la placette.

Une fois que le taux de recouvrement a été obtenu, il faut attribuer un score pour chaque placette à partir des valeurs potentielles ci-dessous.

Ensuite, afin d'avoir un score à l'échelle de la propriété, il faut utiliser la formule suivante :

$$\text{Score de la propriété} = \frac{\sum(\text{score de la placette } i)}{\text{Le nombre total de placettes échantillonnées}}$$

En option, si le propriétaire veut avoir une idée plus précise des zones fortement impactées par la présence d'espèces envahissantes, il est possible pour lui d'adapter la formule ci-dessus pour qu'elle soit applicable à l'échelle du type de peuplement :

Score du type de peuplement y

$$= \frac{\sum(\text{score de la placette } i)}{\text{Le nombre de placettes échantillonnées dans le type peuplement y}}$$

Gamme de réponses : de 0 à 100%

Explication des valeurs potentielles :

Score	Taux de recouvrement	Commentaires
0	>30%	Habitat très fortement endommagé au-delà de 30%
0,25	15% - 30%	Habitat fortement endommagé à 15%
0,5	10% - 15%	
0,667	5% - 10%	
0,833	1% - 5%	Très faible atteinte
1	0%	Pas de présence d'espèces envahissante

Unité de mesure : %

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires



Critère 1.3 : Les stades sénescents sont suffisamment représentés à l'échelle de la propriété (Woodley et al., 1999 ; Rondeux et al., 2012)

Indicateur

1.3.1. Volume de bois mort à l'hectare (bois sur pied et au sol)

Sources : Barbati et al. (2014) ; Emberger et al. (2017) ; MCPFE (2003) ; Rondeux et al. (2012)

Description : L'indicateur renseigne si la quantité de bois mort présente à l'hectare est suffisante pour promouvoir la présence d'espèces lui étant directement liées.

Raisonnement

Un indicateur sur le bois mort est important pour évaluer la biodiversité car le bois mort constitue un habitat essentiel pour de nombreuses espèces. Environ 20 à 25% des espèces forestières dépendraient du bois en décomposition (Rondeux et al., 2012). En se décomposant, le bois mort crée des conditions favorables à une diversité d'organismes tels que les champignons, les insectes xylophages, les invertébrés, et même certaines espèces de plantes et d'animaux.

En Europe, les volumes de bois mort varient généralement entre 9 et 26 m³ par hectare, avec des valeurs plus élevées atteignant environ 160 m³ par hectare dans les forêts anciennes européennes (Barbati et al., 2014). Les fortes quantités de bois mort sont souvent associées à une faible accessibilité et à une intensité de récolte réduite. En Belgique, les quantités de bois mort en forêt atteignent en moyenne 10,1 m³ par hectare, ce qui est relativement faible par rapport à d'autres pays. En France par exemple, les valeurs en m³ de bois mort par hectare,

recommandées pour maintenir une majorité d'espèces qui lui sont dépendantes, se situent entre 20 et 50 m³/ha (Emberger et al., 2017).

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Obtention des données via les placettes permanentes. De ces données, ne doivent être pris en compte que les bois sur pied avec un diamètre minimum de 10cm à 1,5m de hauteur et les bois morts au sol avec un diamètre minimum de 10cm et une longueur minimum de 1m. Pour des raisons de simplification, l'hypothèse est faite ici que la distinction entre bois mort feuillu et résineux n'est pas réalisée et qu'ils sont donc regroupés en une seule catégorie de bois mort.

Ensuite, pour calculer le volume des bois, il faut se servir des dimensions mesurées de ces bois (circonférence et hauteur). Une fois que le volume de bois mort a été calculé par placette (il consiste en la somme des volumes de bois mort sur pied et au sol présents sur la placette), il faut ensuite le convertir en volume par hectare, ce qui se fait comme suit (pour une placette) :
volume de bois mort/ha = volume de bois mort présent sur la placette / 0,0452 ha⁶.

Pour avoir le volume de bois mort moyen à l'hectare pour la propriété, il suffit de suivre la formule suivante :

$$\text{Volume moyen par hectare } \left(\frac{\text{m}^3}{\text{ha}}\right) = \frac{\sum \text{Volume par hectare de la placette } i}{\text{Nombre total de placettes du sous ensemble de la propriété}}$$

Gamme de réponses : une valeur en m³/ha de bois mort

Explication des valeurs potentielles :

Score	Volume de bois mort (m ³ /ha)	Commentaires
0	0	
0,167	5	
0,33	10	10,1m ³ /ha correspondait à la moyenne de bois mort dans les forêts en Belgique en 2014
0,5	15	
0,67	20	Valeur minimum recommandée pour maintenir une majorité d'espèces liées au bois mort
0,83	25	
1	≥30	

Unité de mesure : m³/ha

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

⁶ 0,045239 ha correspond à la surface d'une placette de 12 m de rayon



Critère 1.4 : La propriété possède une faune diversifiée

Indicateur

1.4.1. Richesse spécifique en espèces de mammifères observées par pièges photographiques

Sources : Caravaggi et al. (2020) ; Deconchat et Balent (2004) ; De Harlez (2023) ; Huberdeau (2019) ; Rovero et al. (2010) ; Sollmann (2018)

Description : Permet d'évaluer la richesse spécifique en mammifères de la propriété.

Raisonnement : La richesse en espèces est considérée comme un important outil d'analyse de la biodiversité. L'identification des espèces grâce aux pièges photographiques est une méthode qui se prête à l'estimation de la richesse spécifique (Huberdeau, 2019 ; Sollmann, 2018) car elle permet d'observer la présence d'espèces en continu et elle permet d'obtenir un nombre clair et facilement interprétable et comparable.

Il faut cependant faire attention au fait que la méthode des pièges photographiques n'est pas exempte de biais comme la perturbation causées par les caméras, la variation des paramètres de détection en fonction du modèle de caméra utilisé et la détection biaisée entre les individus et les classes d'âge, de sexe et de comportement (Caravaggi et al., 2020)

Niveau de l'échelle de mesure : Propriété (pièges photographiques) | Échelle d'application : Propriété

Méthode : A l'aide des échantillons photos récoltés, compter le nombre de différentes espèces observées par les pièges photographiques. Pour ce faire l'utilisateur peut choisir entre le faire manuellement en fonction de son temps et de ses connaissances, ou via une intelligence artificielle entraînée comme celle de la plateforme en ligne « Agouti » qui est une plateforme développée par l'Université de Wageningen et par l'Institut flamand de recherche sur la nature et la forêt (De Harlez, 2023). Il est important de ne pas inclure dans le décompte les animaux qui ne peuvent pas être identifiés avec certitude, que ce soit en tant qu'individus ou en tant qu'espèces.

Gamme de réponses : Nombre d'espèces observées

Explication des valeurs potentielles : Le score peut aller de 0 à 1, le nombre d'espèces fixé à 0 et ≥ 10 ne sont que des valeurs seuils minimales et maximales. Par exemple, si le nombre d'espèces observées est de 4, le score sera de 0,4.

Score	Nombre d'espèces présentes observées	Commentaires
0	0	
...	...	
1	≥ 10	Nombre maximal d'espèces de mammifères observées lors du travail de De Harlez (2023)

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : Tous les ans

Critère 1.5 : La structure de la forêt est bien développée (Maes et al., 2011)



Indicateurs

1.5.1. Nombre de très gros arbres sur pied à l'hectare

Sources : Larrieu et Gonin (2013) ; Maes et al. (2011) ; Van Loy et al. (2003)

Description : L'indicateur montre la présence et la quantité ou l'absence de gros bois à l'hectare (Leurs dimensions sont détaillées dans la partie méthode de cet indicateur).

Raisonnement : Les gros bois ont un rôle important dans l'apport d'habitats variés pour de nombreuses espèces. Cet indicateur permet d'avoir des informations sur la prise en compte de la gestion sur leur maintien afin de favoriser la biodiversité des peuplements et de la propriété.

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Cette méthode s'inspire de la méthode présentée sur la fiche de définition de l'IBP présente en annexe 2.

A l'aide des placettes permanentes, compter le nombre de très gros bois, peu importe l'essence. Les bois à prendre en compte sont : ceux dont le diamètre à 1,50m est ≥ 70 cm. Pour le cas de stations peu à très peu fertiles, ou pour des essences n'atteignant jamais de grosse dimension (par exemple, les poiriers, pommiers, sorbiers, ...) il faut prendre, toujours à 1,50m de hauteur les essences avec un diamètre ≥ 40 cm.

Pour obtenir le nombre moyen de très gros bois par hectare à l'échelle de la propriété, il faut d'abord convertir le nombre de très gros bois par placette en très gros bois par hectare. Pour ce faire il suffit de faire comme suit : nombre de très gros bois/ ha = nombre de très gros bois / 0,0452 ha⁷.

Ensuite, pour avoir le nombre de très gros bois moyen par hectare à l'échelle de la propriété, la formule à suivre est la suivante :

$$\begin{aligned} & \text{Nombre de très gros bois moyen par ha} \\ & = \frac{\sum \text{Nombre de très gros bois par ha de la placette } i}{\text{Nombre total de placettes la propriété}} \end{aligned}$$

⁷ Surface d'une placette de l'inventaire

Si le propriétaire souhaite par la suite avoir une vision plus spécifique, par exemple par rapport à un de ses types de peuplements, il lui suffit de changer la variable « Nombre total de placettes sur la propriété » par le « Nombre total de placettes dans le type peuplement ».

Gamme de réponses : de 0 à plus de 5 arbres/ha

Explication des valeurs potentielles :

Score	Gros arbres sur pied par hectare
0	< 1
0,2	1
0,4	2
0,6	3
0,8	4
1	> 5

Unité de mesure : arbre(s)/ha

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

1.5.2. Diversité structurelle des lisières en forêt

Sources : Thiry (2019)

Description : L'indicateur décrit la structure de la lisière de la forêt et un milieu non forestier.

Raisonnement : Une lisière diversifiée est constituée des 3 éléments structurels (Figure 8) : le manteau forestier, une zone de buissons et la zone herbacée ; elle fournit une grande variété d'habitats pour les espèces animales et végétales et favorise ainsi une biodiversité élevée

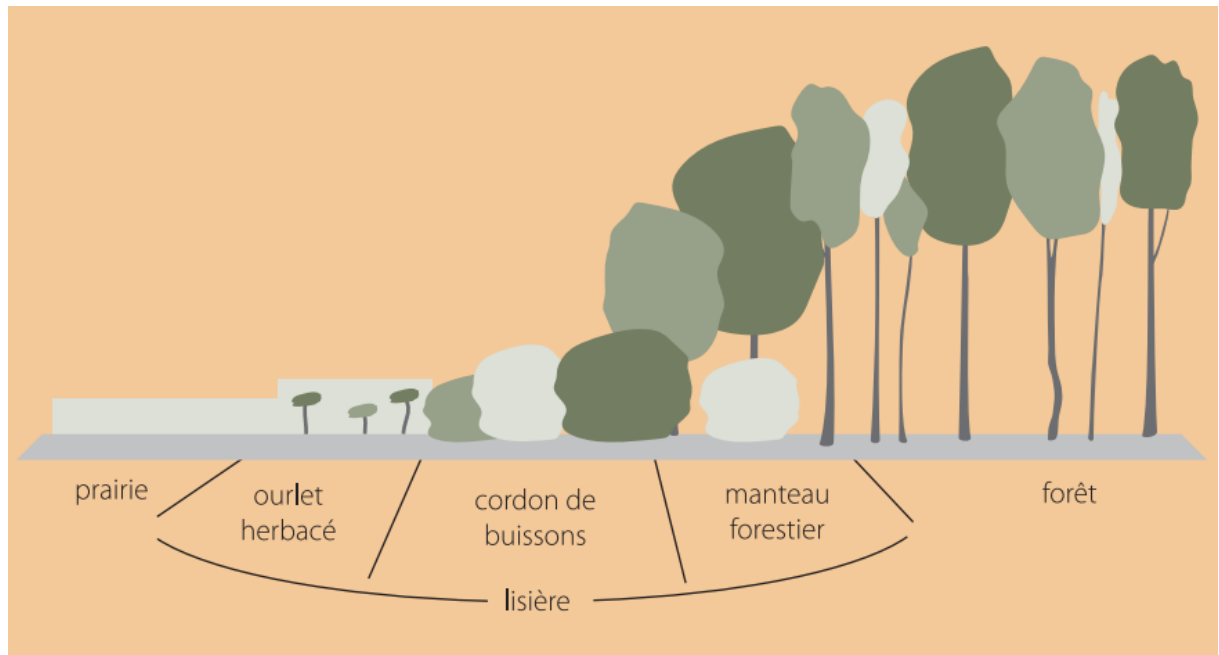


Figure 8: Exemple de lisière externe étagée et bien structurée (Branquart, 2010)

Niveau de l'échelle de mesure : Propriété | Échelle d'application : Propriété

Méthode : A partir de la combinaison d'analyses via des images satellites et d'observations sur le terrain des longueurs, en mètre, observer le nombre d'éléments constitutifs (manteau forestier, zone de buisson et zone herbacée) qui compose les lisières. Ensuite relever la proportion de lisières n'ayant qu'un seul élément de structure, deux éléments de structure et trois éléments de structure.

Gamme de réponses :

Proportion de chaque type de lisière (1 élément, 2 éléments ou 3 éléments) par rapport à la longueur totale des lisières présentes dans la propriété forestière.

Explication des valeurs potentielles :

Score	Eléments de structure	Commentaires
0	La majorité (plus de 50%) des zones de lisière ne comporte qu'un seul élément de structure	Insuffisant
0,5	La majorité (plus de 50%) des zones de lisière comporte uniquement deux éléments de structure ou les proportions de type de lisière ne répondent pas aux conditions des deux extrêmes présentés ci-dessus/dessous	Satisfaisant
1	La majorité (plus de 50%) des zones de lisière comporte les 3 éléments de structure	Bon

Unité de mesure : %

Fréquence des mesures : Tous les 5 ans

1.5.3. Structure verticale de la végétation

Sources : Larrieu et Gonin (2013, 2022) ; Latham et al. (1998) ; Lindgren et Sullivan (2001) ; Onaindia et al. (2004)

Description : Cet indicateur renseigne sur le nombre de strates que possède la végétation

Raisonnement : La biodiversité et les niches d'habitats potentielles varient en fonction de la diversité des strates présentes. Le type et le nombre de strates offrent donc des informations importantes sur la biodiversité du milieu.

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes circulaires | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Cette méthode s'inspire fortement de la méthode présentée sur la fiche de définition de l'IBP présente en annexe 2.

A l'aide de placettes circulaires de 0,33 ha⁸, l'utilisateur devra effectuer au moins 3 relevés par type de peuplement et représenter au minimum 15% de la surface totale de la propriété. Dans ces placettes, il lui faudra compter le nombre de strates présentes, quelle que soit l'essence, que l'on y retrouve. Il y a 4 types de strates à distinguer : 1) la strate herbacée et semi-ligneuse, 2) le feuillage bas des arbres (<7m), 3) le feuillage intermédiaire (7-20m) et 4) le feuillage haut (> 20). Lorsque le feuillage d'un arbre se retrouve dans plusieurs strates, il faut compter toutes les strates qui sont occupées par ce dernier.

Les strates qui doivent être comptées doivent couvrir au moins 20% de la surface décrite.

Pour obtenir le couvert de chaque strate par type de peuplement, il faut calculer la moyenne des couverts (exprimés en %) de chaque placette de chaque type de peuplement. Une fois cette étape effectuée, il faut attribuer un score à chaque type de peuplement à l'aide des valeurs potentielles ci-dessous.

⁸ C'est-à-dire environ 32,42 m de rayon

Afin d'obtenir un score à l'échelle de la propriété, il faudra effectuer une moyenne pondérée des scores obtenus par type de peuplement. Pour ce faire, la valeur de chaque type de peuplement va être pondérée par sa surface relative par rapport à la propriété et ensuite les valeurs résultantes seront additionnées entre elles pour avoir un score unique pour la propriété.

Gamme de réponses : 0 strate ; 1 strate ; 2 strates ; 3 strates ; 4 strates

Explication des valeurs potentielles :

Score	Nombre de strates	Commentaires
0	0	Nombre minimal de strate possible (exemple : situation juste après une coupe rase)
0,25	1	
0,5	2	
0,75	3	
1	4	Nombre maximum de strates possibles

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

1.5.4. Présence de milieux ouverts

Sources : Fichet et al. (2011) ; Larrieu et Gonin (2013) ; Maes et al. (2011)

Description : L'indicateur permet de voir les proportions de milieux ouverts, c'est-à-dire les surfaces sans couvert forestier, par rapport à la surface totale de la propriété

Raisonnement : La présence de milieux ouverts et les chablis apportent une hétérogénéité à la structure de la forêt. De ce fait, elle permet à des espèces végétales et animales typiques de ces milieux forestiers ouverts de se développer et de subsister pendant un certain temps avant la fermeture du couvert (Fichet et al., 2011). Il est donc important de la caractériser.

La valeur de 5%, citée dans les valeurs potentielles, correspond à la quantité naturelle d'espaces ouverts qui est généralement atteinte par la mort d'arbres individuels desquels découlent des trouées dans les forêts naturelles (Maes et al., 2011). Il est évident que dans le cadre de forêts gérées, cette valeur est plus difficilement réalisable.

Niveau de l'échelle de mesure : images aériennes ou parcellaire | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Il est plus aisé d'effectuer les observations des surfaces couvertes par les milieux ouverts à l'échelle de la propriété à l'aide d'images aériennes.

Dans la forêt seront considérés comme milieux ouverts : Les surfaces avec une taille minimale de 0,5ha et ayant une absence de couvert forestier, c'est-à-dire, les trouées (ouvertures dans

la structure du couvert, dépourvues de grands arbres et formées après que les arbres meurent et tombent) ou clairières, les zones couvertes par une végétation spécifique de milieu ouvert, les milieux ouverts permanents (exemple : pelouse calcaire, lande) et les milieux ouverts temporaires comme les coupes de minimum 0,5 ha.

Il est à noter que seuls les milieux non occupés par l'eau sont considérés comme des milieux ouverts.

Gamme de réponses : De 0 à 100% de surface couverte par des milieux ouverts

Explication des valeurs potentielles :

Il est à savoir que les valeurs potentielles peuvent varier en fonction des objectifs du propriétaire. Cependant, une forte proportion d'espaces ouverts ne se justifie que dans des milieux spécifiques que l'on désire conserver.

Le but des valeurs potentielles présentées ci-dessous est d'avoir une valeur cible pour les milieux ouverts pour des gestions forestières « standards » qui n'ont pas pour objectif de conserver des milieux spécifiques.

Score	% de milieux ouverts	Commentaires
0	0%	
0,5	<1% ou >5%	
1	De 1 à 5%	Valeur optimale recommandée par les fiches sur l'IBP

Unité de mesure : %

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

4.2.2. Fourniture de services écosystémiques

4.2.2.1. Critères et indicateurs du principe 1

Le principe 1, « La gestion forestière permet le maintien et l'encouragement des fonctions de production des bois et forêts » (Lammerts van Bueren and Blom, 1997 ; article 1er du code forestier wallon), est composé de 3 critères et 6 indicateurs développés ci-dessous :

Critère 1.1 : La gestion améliore ou maintient le capital sur pied et permet la production régulière de bois adaptée aux besoins de l'industrie.

Indicateurs

1.1.1. Surface terrière (G)



Sources : Baar (2010) ; D'Andrea et al. (2016) ; MAAF et IGN (2016) ; Sanchez (2013a)

Description : représente la surface de la section des arbres mesuré à 1m50 du sol à l'hectare.

Raisonnement : En traitement régulier, le suivi de la surface terrière en cours du cycle sylvicole permet de vérifier si la densité est compatible avec l'écologie des essences (et donc le besoin en éclaircie de son peuplement) et la production d'un bois de qualité et ce notamment à

travers la vitesse de croissance radiale. La densité affecte aussi la stabilité de l'arbre ; ce point est plus développé pour l'indicateur « Coefficient de stabilité ou facteur d'élanement » du thème résilience.

En traitement irrégulier, elle permet en outre de vérifier la compatibilité avec le renouvellement continu des essences objectifs.

L'avantage de l'indicateur de la surface terrière par rapport à celui du volume des bois est que la surface terrière est issue d'une mesure directe tandis que le volume lui est obtenu en appliquant un modèle de cubage (MAAF et IGN, 2016).

Il faut savoir que dans la réalité, il est difficile d'avoir une valeur de surface terrière identique en tout point du peuplement. Les surfaces terrières qui sont recommandées sont plutôt des valeurs moyennes que le propriétaire doit chercher à atteindre et maintenir sur l'ensemble de ce type de peuplement.

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : A l'aide des mesures récoltées sur les placettes permanentes (avec les diamètres et les circonférences des arbres), il est possible de calculer la surface terrière de la placette. Sinon, si le propriétaire le souhaite, il peut choisir de mesurer directement la surface terrière sur chaque placette à l'aide d'un relascope. Dans les mesures et les calculs, ne doivent être inclus que les arbres de 40cm de circonférence ou plus. Si le gestionnaire dispose d'un plan d'aménagement de la propriété, les données peuvent être issues de celui-ci.

Ensuite, chaque placette sera attribuée au type de peuplement lui correspondant (selon l'essence d'arbre, le stade de développement, s'il est régulier ou irrégulier, ...) comme par exemple un peuplement de chênes irréguliers ou une pessière. Une fois le type de peuplement attribué, chaque placette reçoit un score basé sur les critères définis dans les valeurs potentielles. La moyenne des scores des placettes par types de peuplements est ensuite réalisée.

Pour obtenir un score à l'échelle de la propriété, il faut effectuer la somme des scores de chaque type de peuplement pondérée par leur surface relative.

Gamme de réponses : La surface terrière en m² par ha

Explication des valeurs potentielles :

Etant donné que la surface terrière optimale varie en fonction des essences présentes et du régime auquel le peuplement est soumis, le choix a été fait de réaliser uniquement des exemples de valeurs potentielles pour des peuplements de chênes et d'épicéa réguliers et irréguliers. Pour aller plus loin, l'annexe 3 présente des surfaces terrières-objectifs en irrégulier.

Les valeurs de surfaces terrières optimales qui vont suivre sont tirées des ouvrages suivants : CNPF (2020b, 2021), Ancel et al. (2008) et Sanchez (2013b).

L'allure de la relation du score par rapport à surface terrière va correspondre, pour n'importe quel type de peuplement, à un V inversé (Λ) où la pointe serait élargie car l'optimum correspond à une gamme et non une valeur unique.

Lorsque la surface terrière de la placette correspond à la surface terrière optimale de son type de peuplement, son score sera donc de 1. Pour chaque incrément de 2 m²/ha au-dessus ou en dessous de la surface optimale, une pénalité de 0,25 est appliquée. Cela signifie que si la surface terrière s'écarte de l'optimum, le score diminue proportionnellement à l'ampleur de l'écart.

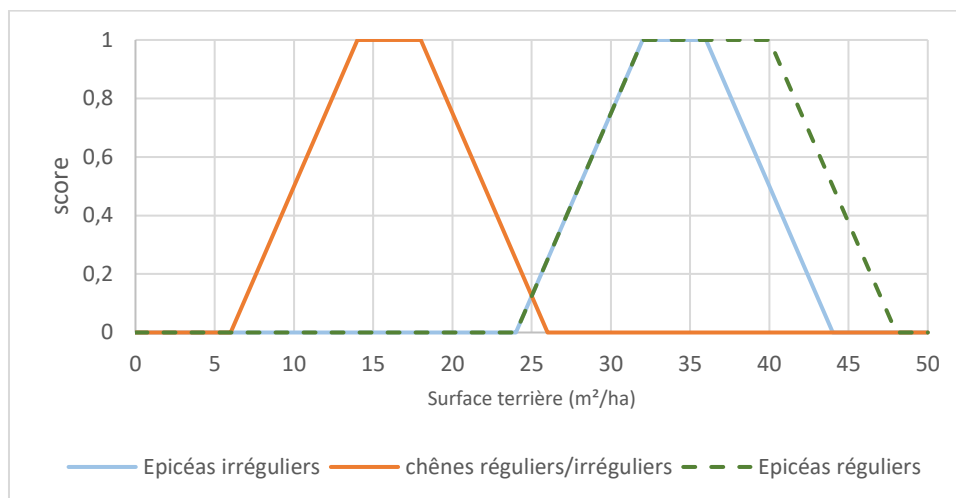


Figure 9: Exemple de valeurs potentielles de surface terrière optimale en fonction de l'essence et du régime appliqué

Pour les peuplements de chênes, que le peuplement soit régulier ou irrégulier, le niveau de surface terrière optimal est compris entre 14 et 18 m²/ha avant éclaircie. Cette surface terrière s'explique par les caractéristiques de l'essence. Le chêne nécessite une bonne exposition à la lumière pour bien croître, une densité adaptée permet aussi d'améliorer sa résilience et la qualité du bois.

Pour les peuplements d'epicéas irréguliers, la surface terrière optimale avant éclaircie est de 32 à 36 m²/ha. L'épicéa est une essence tolérante à l'ombrage, et une densité adaptée permet de diminuer le risque de chablis. Au vu de leur cycle de rotation assez court, une surface terrière plus élevée permet de maximiser le rendement en bois.

Pour les peuplements d'epicéas réguliers, la Figure 9 montre un exemple de surface terrière optimale pour un peuplement avec une classe de fertilité 2. Etant donné que la G optimale d'un peuplement régulier varie aussi en fonction de l'âge du peuplement, l'exemple se base sur la G optimale issue des tables de production de Perin et al. (2016) pour un peuplement de 40 ans :

Unité de mesure : m²/ha

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

1.1.2. Distribution équilibrée de la surface terrière dans les différentes classes de circonférence

Sources : Baar (2010) ; Cordonnier et al. (2007) ; D'Andrea et al. (2016) ; Dubourdiou (1997) ; Sanchez (2013a)

Description : Répartition de la surface terrière dans les différentes classes de circonférence (par incrément de 10cm) en fonction du type de forêt (régulier, irrégulier ; feuillu/résineux) et d'essences présentes.

Raisonnement : La répartition de la surface terrière en fonction des classes de circonférence est un indicateur fréquemment utilisé qui permet de prédire dans une certaine mesure le futur développement de la forêt. L'indicateur permet aussi d'observer si l'équilibre des âges est atteint afin d'assurer la pérennité de la forêt. L'intérêt lié à l'équilibre des âges est multiple : il permet une répartition plus homogène dans le temps des recettes et des dépenses au niveau de la planification des opérations sylvicoles, mais aussi une plus grande indépendance vis-à-vis d'une conjoncture temporairement défavorable comme une crise économique ou une perturbation majeure (une tempête par exemple). A l'échelle de la propriété, cet indicateur est particulièrement intéressant pour observer le bon équilibre des âges et le bon renouvellement de la propriété. Si cet indicateur est utilisé à l'échelle du type de peuplement, il permettrait d'obtenir des informations intéressantes à propos de l'hétérogénéité et de la structure des peuplements (cette remarque est surtout valable pour les peuplements gérés en irrégulier).

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : En premier lieu, l'objectif est d'obtenir la surface terrière moyenne à l'échelle de la propriété. Elle est estimée à l'aide de la somme des surfaces terrières individuelles de chaque arbre (ces surfaces terrières sont obtenues grâce aux mesures effectuées lors des inventaires par placettes) divisée par la surface inventoriée de la propriété :

$$G_{Prop} = \frac{\sum g_{arbre\ i}}{S_{inventoriée}} \text{ (m}^2\text{/ha)}$$

Ensuite, Il est nécessaire de distinguer les feuillus des résineux et, pour encore plus de précision, les surfaces terrières des essences de la propriété seront distinguées entre elles.

Une fois que la surface terrière moyenne de chaque essence à l'échelle de la propriété est obtenue, il faut la répartir en fonction des classes de circonférence représentées par cette essence. Après cela, il faut établir une **courbe d'équilibre** qui détermine la surface terrière moyenne attendue théorique de chaque classe en fonction de la surface terrière moyenne de

l'essence à l'échelle de la propriété. A l'aide de cette courbe d'équilibre et afin d'obtenir un score, il faudra calculer la somme des carrés des écarts (SCE) de la valeur attendue et de la valeur observée pour chaque classe de circonférence.

$$SCE = \sum_{i=1}^n (\text{valeur observée} - \text{valeur attendue})^2$$

Pour standardiser le résultat afin d'évaluer l'indicateur, la formule suivante va être utilisée :

$$\text{Score} = 1 - \frac{SCE \text{ mesurée}}{SCE \text{ maximale}}$$

Où la SCE maximale est spécifique à l'essence concernée et correspond à une situation extrême comme si, par exemple, toute la propriété était équienne.

Une fois les scores de chaque essence de la propriété obtenus, ils seront compilés afin d'obtenir un score unique pour la propriété : $Score_{prop} = \frac{\sum \text{score de l'essence } i}{\text{Nombre total d'essence}}$

Toutefois, dans certains cas, il peut s'avérer que, bien que la répartition de la G d'une essence soit fortement déséquilibrée, des propriétaires aient eu recours à une compensation du déséquilibre à l'aide d'une autre essence ayant un terme d'exploitabilité identique à l'essence en déséquilibre (exemple en annexe 10). Un exemple serait une propriété avec une grande proportion de hêtres dans les grandes classes de circonférence mais avec une absence de ce dernier dans les plus petites qui serait compensée par de l'érable dans les petites classes de circonférences. Dans ces cas-là, il faudrait alors adapter l'indicateur afin qu'il ne prenne non pas uniquement essence par essence, mais bien par groupe d'essence avec le même terme d'exploitabilité. De cette manière, cela permettrait d'appréhender les compensations possibles sur l'équilibre global, toutes essences confondues.

Pour illustrer l'indicateur, voici un exemple (Figure 10) avec une propriété qui possède une surface terrière moyenne de 6,1m²/ha de hêtre. La dimension d'exploitabilité du hêtre étant fixée à 240cm et le seuil d'inventaire à 40cm, il y aura donc 21 classes de circonférences. La

surface moyenne théorique occupée par chaque classe sera de $0,29\text{m}^2/\text{ha}$. La SCE est de 0,328.

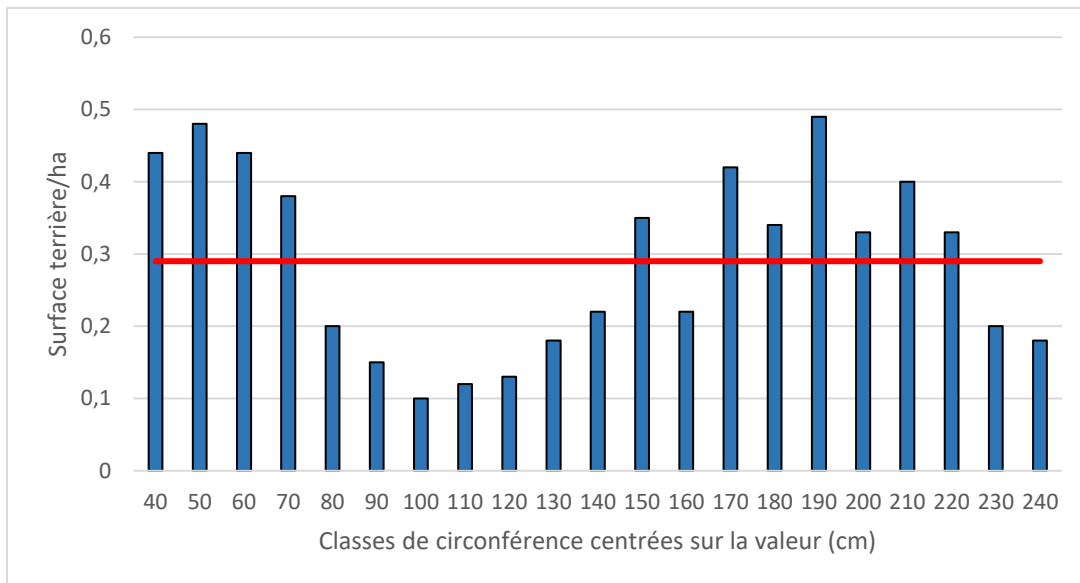


Figure 10: Exemple du hêtre : Surface terrière par classe de circonférence

De par ce graphe, on peut voir que les classes 80 à 140 cm montrent un déficit marqué et la situation est la même pour les classes 230 et 240 cm en termes d'exploitabilité. Le déficit des premières classes citées induit notamment, pour le propriétaire et sa forêt, un déséquilibre des âges et un moins grand revenu lors de la récolte des hêtres.

Afin d'obtenir un score pour cet exemple, il faut déterminer une SCE maximale. Pour ce faire, une situation de déséquilibre extrême a été prise (Figure 11) et a été rapportée à la même surface terrière moyenne que la Figure 10. Sa SCE, qui est donc aussi la SCE maximale, est de 2,893. Le score de l'exemple du hêtre sur la propriété va donc être de 0,89.

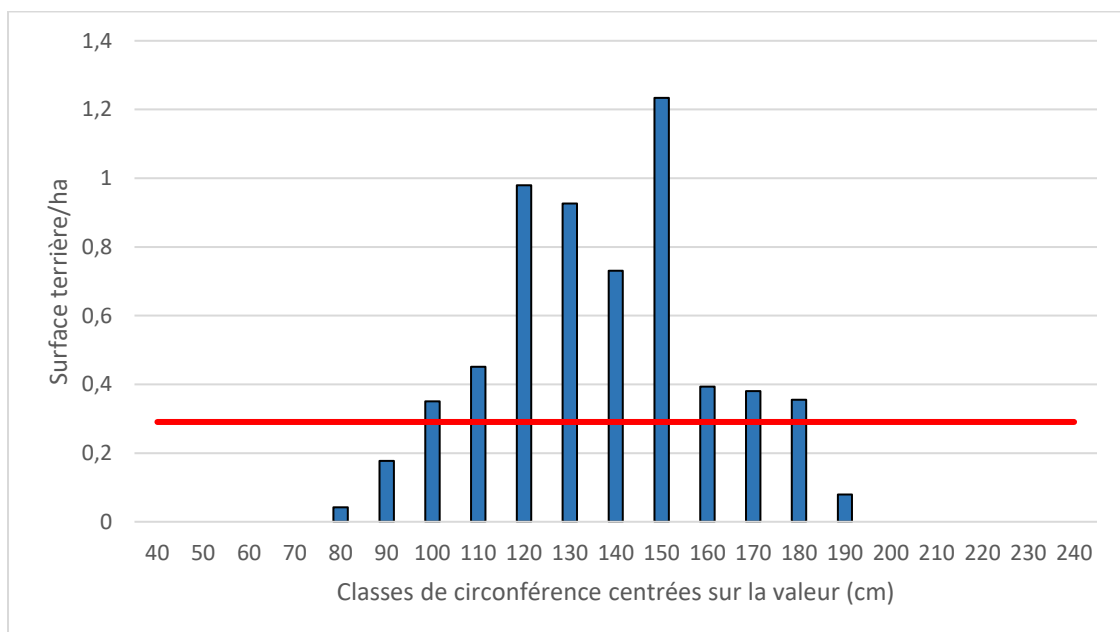


Figure 11: Exemple du hêtre : cas extrême de propriété totalement équilibrée

Il est à noter que la Figure 10 et la Figure 11 proviennent d'un peuplement type issu du modèle HETEROFOR. Le cas « extrême » a été obtenu en lissant les valeurs aux extrémités.

Gamme de réponses : Score entre 0 et 1

Explication des valeurs potentielles :

$$Score = 1 - \frac{SCE \text{ mesurée}}{SCE \text{ maximale}}$$

Unité de mesure : m²/ha

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

1.1.3. Equilibre entre l'accroissement et les volumes prélevés

Sources : Dubourg (2018) ; Hébert et al. (2005) ; Lecomte et al. (1999) ; Sanchez (2013a)

Description : Cet indicateur apporte des informations sur le rapport entre l'accroissement et les volumes de bois prélevés et leurs quantités respectives, il permet d'estimer l'évolution du volume de bois de la propriété (à ventiler en fonction des feuillus/ résineux et en fonction des essences).

Raisonnement : L'indicateur sur l'équilibre entre croissance et récolte est essentiel pour une gestion durable des forêts. Il vise à maintenir une production forestière à long terme en maintenant la situation d'équilibre en cherchant à éviter à la fois un prélèvement excessif, qui pourrait compromettre la production de bois dans le futur, et un prélèvement insuffisant, qui aurait un impact négatif sur l'apparition de la régénération. Bien que l'équilibre entre croissance et récolte soit difficile à atteindre sur une petite propriété à court terme en raison des variations d'âge des peuplements, le propriétaire a intérêt à prélever suffisamment et régulièrement pour optimiser la croissance des arbres restants et éviter la déstabilisation du peuplement (Dubourg, 2018). La situation idéale serait une situation d'équilibre où l'accroissement total en bois d'une période est égal à la quantité de bois prélevée (au volume de bois prélevé, il faut ajouter le volume de bois mort pendant cette période) (Naturefrance, 2023). Cependant dans les peuplements avec un capital sur pied insuffisant, il faudra effectuer un prélèvement inférieur à l'accroissement et pour les peuplements en situation de surcapitalisation, il faudra prélever plus que l'accroissement. Ces opérations sont nécessaires afin d'arriver à un capital sur pied optimum et de le maintenir. Dans les peuplements irréguliers, on veillera à ce que les prélèvements en bois d'œuvre ne dépassent pas 15 à 20% du volume sur pied pour les feuillus, et 20 à 25% pour les résineux, afin de garder un peuplement stable (Sanchez, 2013a).

Pour les peuplements réguliers de la propriété, leur exploitation est régie par leur terme d'exploitabilité et par l'effort de régénération à fournir sur la propriété.

Niveau de l'échelle de mesure : placettes permanentes | Échelle d'application : type de peuplement

Méthode : Les volumes des prélèvements et des arbres sur pied sont estimés grâce aux mesures effectuées par les inventaires sur le terrain (circonférence et hauteur dominante) qui sont ensuite converties en volume à l'aide des tables de cubage appropriées. Le calcul de l'accroissement et l'évaluation du volume prélevé en coupe peuvent être à l'avenir estimés à partir de la comparaison d'inventaires successifs (Lecomte et al., 1999). Cependant, à l'échelle des placettes d'inventaire, il est toutefois souvent complexe d'estimer les arbres enlevés en éclaircie.

Le travail de Hébert et al. (2005) propose une solution : « En ce qui concerne les arbres récoltés lors du passage en éclaircie, seule la date de prélèvement est connue. L'estimation des circonférences correspondantes est effectuée sur la base des circonférences des arbres présents aux deux passages. Pour chaque type de gestion, une régression linéaire simple est établie entre l'accroissement périodique moyen en circonférence et la circonférence mesurée lors du premier passage. »

Alors que les volumes des bois prélevés sont calculés à partir des arbres exploités, l'accroissement est déduit de la formule suivante issue du guide de Lejeune et Petit (2016) et de Hébert et al. (2005) :

$$\Delta V = \frac{V_B - V_A + V_E + V_M}{p} \quad (\text{m}^3/\text{ha}/\text{an})$$

Avec : ΔV pour l'accroissement périodique moyen en volume ; V_A pour le volume de tous les arbres vivants dont la circonférence est égale ou supérieure au seuil d'inventaire mesuré lors de l'inventaire précédent ; V_B pour volume de tous les arbres vivants dont la circonférence est égale ou supérieure au seuil d'inventaire, y compris ceux qui ont franchi le seuil entre les deux passages, mesuré lors de l'inventaire suivant (remesurage) ; V_E pour le volume des arbres prélevés en éclaircie ; V_M pour le volume des arbres morts sur pied ou à terre ; p pour le nombre de saisons de végétation entre les 2 inventaires.

Ensuite, observer si la relation entre l'accroissement et le prélèvement du type de peuplement contribue à atteindre ou à rester à la situation d'équilibre. Une fois qu'une valeur potentielle indiquée ci-dessous a été attribuée à chaque type de peuplement et afin d'obtenir un score à l'échelle de la propriété, il faut effectuer la somme des valeurs de chaque type de peuplement pondéré par leur surface relative.

Gamme de réponses :

- a) Le peuplement est fort éloigné de la situation d'équilibre (sur ou sous-capitalisation) et les prélèvements effectués ne permettent pas de tendre vers une situation d'équilibre.

- b) Le peuplement est à l'équilibre, mais les prélèvements ne permettent pas de maintenir cet état.
- c) Le peuplement est éloigné de la situation d'équilibre, mais les prélèvements ont pour but de se rapprocher de cet état. En état de sous-capitalisation, les prélèvements sont inférieurs à l'accroissement et inversement pour l'état de surcapitalisation.
- d) Le peuplement est à l'équilibre et les prélèvements sont similaires à l'accroissement pour maintenir cet état.

Explication des valeurs potentielles :

Score	Equilibre prélèvement-accroissement
0	a)
0,3	b)
0,7	c)
1	d)

Unité de mesure : m³/ha/an ; %

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

1.1.4. Proportion du volume de bois d'œuvre par rapport au volume bois fort sur pied de la propriété

Sources : Dagnelie et al. (1999) ; EforOwn (2018)

Description : Cet indicateur exprime en pourcentage la part du bois qui répond aux critères nécessaires pour être classé comme bois d'œuvre, par rapport à l'ensemble du volume de bois fort présent.

Raisonnement : C'est un indicateur important car il permet au propriétaire d'estimer la valeur des arbres de sa propriété et de la qualité générale des arbres de sa propriété dans le cadre de la réalisation d'une vente. Il permet aussi, en fonction des résultats, de guider les choix de gestion et d'exploitation du propriétaire.

Pour aller plus loin, il est possible pour les feuillus de prendre en compte la qualité des arbres afin de raffiner plus précisément cet indicateur.

Niveau de l'échelle de mesure : placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : A l'aide des mesures issues des placettes permanentes, déterminer le volume bois fort. Pour les résineux, le volume commercial correspond au volume bois fort et peut être estimé à l'aide de la formule suivante (celle-ci s'applique uniquement pour des monocultures résineuses). Cette dernière n'est donc pas exhaustive :

$$V_{com} = V_{bf} = G * H_{dom} * f \quad (m^3)$$

Où Vbf = volume bois fort (m³), G= surface terrière (m²), Hdom = hauteur dominante (m) et f = coefficient de forme.

Pour les autres types de peuplements résineux, il faudra utiliser les tarifs de cubage paramétré ou à deux entrées présentées dans l'ouvrage de Dagnelie et al. (1999).

Pour les feuillus, le volume bois fort peut se calculer de cette manière :

$$Vbf = \frac{\pi * d_{1,5}^2}{4 * 10000} * H * f \quad (m^3)$$

Où Vbf = volume bois fort (m³), d_{1,5}= diamètre à 1,50m (cm), H= hauteur (m) et f = coefficient de forme.

Cependant, le volume commercial ne correspond pas exactement au volume bois fort. Une manière de l'estimer est la suivante : $Vcom = \frac{D_m^2 * \pi}{4 * 10000} * H_{com} \quad (m^3)$

Où D_m= diamètre à mi-hauteur recoupe (cm²) et H_{com}= hauteur de la grume jusqu'au premier gros défaut (m).

Toujours pour les feuillus, il est aussi possible pour l'utilisateur d'estimer le volume à l'aide des tables de cubage de Dagnelie et al. (1999) en utilisant la CR50%, qui correspond à la hauteur recoupe où la circonférence est égale à la moitié de la circonférence mesurée à hauteur d'homme, pour estimer le volume marchand.

Ensuite, une hypothèse est faite afin d'avoir un seuil de diamètre minimal à 1m50 à partir duquel commencer à calculer le volume marchand des arbres (feuillus et résineux). Pour ce faire, le diamètre minimal de sciage est utilisé et est fixée à minimum 20cm de diamètre) et consiste à dire que tous les volumes des bois avec un diamètre ≤20 cm ne sont pas comptabilisés dans le volume marchand.

Une fois ces étapes effectuées, le volume marchand résultant peut être considéré comme le volume du bois d'œuvre des arbres de la propriété. Afin d'obtenir les résultats sur la proportion de bois d'œuvre il suffit de diviser le volume de bois d'œuvre obtenu par le volume de bois fort et de multiplier le tout par 100.

Gamme de réponses : Proportion de volume de bois d'œuvre par rapport au volume de bois fort total de la propriété

Explication des valeurs potentielles :

Score	Proportion de bois d'œuvre (%)
0	0-20
0,25	20-40
0,5	40-60
0,75	60-70
1	>70

Unité de mesure : m³ ; %

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

Critère 1.2 : L'aménagement de la propriété permet la mobilisation des bois



Indicateur

1.2.1. Niveau d'accessibilité de la propriété

Sources : Bouillie (2006) ; CNPF et al. (2021) ; Dubourg (2018) ; FAO (n.d)

Description : Le niveau d'accessibilité de la propriété est déterminé par le type de voirie et sa densité présents.

Raisonnement : Etant donné qu'une bonne accessibilité est essentielle pour faciliter le bon déroulement du suivi des travaux et des exploitations des peuplements de la propriété, il est important de pouvoir évaluer le niveau d'accès de la propriété. Une bonne accessibilité contribue également à réduire les dommages, tels que la compaction du sol, susceptibles de survenir dans les écosystèmes lors des interventions. Cependant il ne faut pas omettre le fait qu'une trop grande couverture de voiries peut être néfaste pour le sol, l'érosion et la biodiversité de la forêt. De plus, la création et l'entretien des voiries à un coût non négligeable pour le propriétaire.

Niveau de l'échelle de mesure : Propriété | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Obtention de l'inventaire du type de route (revêtues, empierrées ou en terrain naturel) et de leur longueur présentes sur la propriété forestière (carte de la voirie existante et carte de la propriété forestière). Une fois la longueur totale obtenue, diviser par la surface en hectare de la propriété.

Gamme de réponses : densité de routes sur la propriété en m/ha

Explication des valeurs potentielles :

Score	Densité de route (m/ha)
0	<13
0,5	[13 ;17]
0,75	[17 ;20]
1	[20 ;25] et > 25

Selon la FAO (n.d.), la densité efficace des chemins forestiers en Europe est généralement d'environ 25 m/ha. Pour le score de 1, le >25 doit être pris avec précaution en fonction des cas, car une trop grande densité de voirie peut s'avérer néfaste pour d'autres fonctions de la forêt et économiquement. Les autres valeurs sont interprétées à partir de l'article de Bouillie (2006), qui indique qu'en France, en 2005, la densité moyenne des chemins forestiers était de 18 m/ha. Les réseaux les moins denses étaient compris entre 10 et 15 m/ha. Il faut bien

entendu garder à l'esprit que le développement du réseau routier forestier peut grandement varier en fonction des situations géographiques auxquelles les propriétaires font face.

Unité de mesure : m/ha

Fréquence des mesures : tous les 5 ans

Critère 1.3 : La gestion forestière permet de générer un revenu soutenu



Indicateur

1.3.1. Valeur potentielle de la propriété

Sources : Bruciamacchie et al. (2008)

Description : La valeur potentielle permet d'effectuer un suivi sur le revenu annuel et le capital sur pied de la propriété. Cet indicateur permet d'évaluer la rentabilité d'une forêt sur le court et long terme, son bilan permet aussi d'avoir une analyse fine de la gestion pratiquée.

Raisonnement : Le calcul de cet indicateur de rentabilité consiste à projeter un itinéraire sylvicole dans le futur ce qui permet de comparer la rentabilité de différents projets, d'optimiser les itinéraires sylvicoles et de déterminer la valeur du capital producteur.

La valeur potentielle permet un suivi économique plus précis des peuplements. Se baser uniquement sur le gain annuel sans considérer l'importance du capital immobilisé est une analyse trop restreinte. En certaines circonstances, une décapitalisation peut donner un coup de fouet à l'économie et restaurer la rentabilité. La conséquence pratique de cette approche est de déterminer le moment idéal pour exploiter un bois : lorsque sa valeur potentielle descend en dessous de sa valeur de consommation.

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : La valeur potentielle (VP) est définie par Bruciamacchie et al. (2008) comme étant le « capital, qui placé à un taux d'intérêt θ donné, rapporte un gain constaté ».

$$VP = \frac{\text{gain}}{\theta}$$

Ici le gain correspond à la somme de l'accroissement en valeur marchande (VM) sur un certain laps de temps et des recettes des coupes engendrées sur cette période.

$$\text{Gain} = VM_{i+1} - VM_i + \text{recettes}$$

Ensuite, par défaut, le taux fixé sera de 4%. C'est le taux qui a été choisi par l'AFI qui s'est basée sur l'observation du fonctionnement de plusieurs de ses futaies irrégulières mélangées. Cependant, c'est idéalement au propriétaire de réévaluer ce taux en fonction des caractéristiques de sa propriété afin que ce dernier soit optimum.

Afin de pouvoir attribuer un score à l'aide de la VP, il faut aussi calculer le bilan en valeur de consommation. C'est-à-dire la somme entre les revenus nets annuels et l'accroissement annuel en valeur de consommation.

Gamme de réponses : Bilans en valeur potentielle

Explication des valeurs potentielles :

Lorsque le bilan en valeur potentielle est supérieur au bilan en valeur de consommation, cela permet au propriétaire d'augmenter le potentiel d'accroissement de sa forêt.

$$\text{Rapport entre les bilans} = \frac{\text{bilan en valeur potentielle}}{\text{bilan en valeur de consommation}}$$

Où, les différents bilans sont dépendants de la composition spécifique de la propriété et de sa fertilité.

Score	Rapport entre les bilans	Commentaires
0	<0,5	
0,5	0,75	
1	>1	La gestion permet au propriétaire d'augmenter le potentiel d'accroissement de sa forêt

Unité de mesure : €

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

4.2.2.2. Critères et indicateurs du principe 2

Le principe 2, « La contribution de la forêt au stockage carbone est maintenue, voire améliorée » (Lammerts van Bueren and Blom, 1997), est composé de 1 critère et 1 indicateur développé ci-dessous :

Critère 2.1 : Le stock de carbone est conséquent pour la superficie de la forêt concernée

Indicateur

2.1.1. Quantité de carbone stocké par la biomasse ligneuse et évolution du stockage

Sources : CNPF (2020a) ; Jandl et al. (2007) ; Koestel et al. (2002) ; Latte et al. (2013)

Description : Conversion des volumes des bois de la propriété en quantité de carbone stocké.

Raisonnement : étant donné que sur le long terme les flux de carbone d'une forêt sont neutres et pour des raisons de faisabilité économique et de temps, le calcul du carbone stocké par les forêts a été simplifié à l'estimation du carbone stocké dans les bois de la propriété. Le résultat permet d'observer si la quantité de carbone stockée dans la propriété est conséquente, mais aussi de voir son évolution, positive ou négative, au cours du temps.



Niveau de l'échelle de mesure : placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Ici, pour calculer le stock de carbone présent dans une forêt, la méthode de quantification du carbone du CNPF (CNPF,2020a) va être utilisée. Cependant, pour des raisons de faisabilité économique et de temps, la biomasse aérienne sera l'unique composante à être évaluée.

Elle consiste, comme le montre l'équation ci-dessous, à convertir les volumes fournis par les tables de production ou par les mesures réalisées sur le terrain en tonnes de CO₂.

Estimation de la biomasse aérienne :

$$B_A(n) = V_{bf}(n) \times FEB \times d_i$$

Où :

B_A = biomasse aérienne (en tMS) ;

V_{bf} = volume bois fort tige (m³) ;

FEB = facteur d'expansion « branches » ;

d_i = infradensité de l'essence i (en tMS/m³) : voir l'annexe 1 ;

(n) = lors de l'année n

Le facteur d'expansion « branches » aura une valeur de 1,3 pour les conifères et 1,56 pour les feuillus.

Si le gestionnaire possède les données de volumes totaux, il est préférable d'utiliser l'équation suivante du fait de l'imprécision des facteurs d'expansions « branches » :

$$B_A(n) = V_t(n) \times d_i$$

Où :

V_t = volume total (en m³)

d_i = infradensité de l'essence i (en tMS/m³)

Ensuite pour convertir les tonnes de matière sèche en tonnes de carbone, le Giec (2006) présente la valeur de 0,475 tC/tMS

Pour finir, pour évaluer l'évolution de stock de carbone de la propriété, faire la différence entre les prises de mesures précédentes et la nouvelle.

Gamme de réponses :

- 1) Dans un premier temps la quantité de carbone stockée
- 2) Ensuite, les différentes variations de l'évolution du stock de carbone : maintien, diminution ou augmentation du stock

Explication des valeurs potentielles :

Mauvais (0) : diminution de plus de 10% par rapport au stock initial⁹

Moyen (0,5) : entre -10% et +10% de variation par rapport au stock initial

Bon (1) : augmentation de plus de 10% par rapport au stock initial

Unité de mesure : tonnes de carbone (tC)

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

4.2.2.3. Critères et indicateurs du principe 3

Le principe 3, « La gestion forestière permet le maintien de flux optimaux et l’approvisionnement en eau » (Wood et al., 2021), est composé de 1 critère et 2 indicateurs.

Critère 3.1 : La qualité de l’eau est maintenue ou améliorée (Maes et al., 2011).

Indicateurs

Etant optionnels, le développement des 2 indicateurs suivants est disponible en annexe 8 et 9.



3.1.1. Niveau de turbidité de l’eau (Optionnel)

Voir annexe 8

3.1.2. Concentration en nitrates (Optionnel)

Voir annexe 9

4.2.2.4. Critères et indicateurs du principe 4

Le principe 4, « Les caractéristiques de la forêt apportées par la gestion répondent aux préférences des utilisateurs dans le cadre d’une utilisation récréative », est composé de 1 critère, 5 sous-critères et 5 indicateurs

L’article de Van Keymeulen et al. (2022) cite le travail d’Edwards et al. (2012) qui reprend les différents attributs de la forêt qui ont une importance sur la préférence accordée à la forêt par les utilisateurs. En voici la liste exhaustive : hauteur des arbres, quantité de bois mort, variation de l’espacement entre les arbres, surface des coupes rase, nombre d’espèces d’arbres, variation de la taille des arbres, variation entre les peuplements, densité de la végétation au sol, continuité du couvert, naturalité des lisières, résidus de coupe, pénétration visuelle.

Critère 4.1 : L’attractivité de la propriété est élevée



⁹ Le stock initial est défini comme étant le stock estimé lors du premier inventaire réalisé sur la propriété. Ce dernier peut être réactualisé ultérieurement en fonction de l’état initial de la propriété (si la propriété était extrêmement détériorée à l’origine, il est logique que son état aille drastiquement changer si le propriétaire y porte une attention particulière).

Dans le cadre de ce système d'indicateurs, afin de ne pas surcharger le gestionnaire de données à récolter, le choix a été fait de prendre uniquement les 5 attributs les plus importants en termes de contribution à la valeur récréative. C'est-à-dire la hauteur des arbres, la variation entre les peuplements, la surface des coupes rases, la naturalité des lisières et la variation de l'espacement entre les arbres. Bien que dans l'étude "EFORWOOD" réalisée par Edwards et al. (2010a) ces indicateurs ont une contribution moyenne à la valeur récréative, leur contribution étant assez similaire, dans ce système il est considéré qu'ils possèdent chacun la même importance.

Il est aussi important de mentionner que la visibilité dans les forêts peut être subjective et est fortement variable en fonction des saisons.

Critère 4.1.a) : La hauteur/l'âge des arbres est élevé

Au plus le peuplement est composé de grands arbres, au plus son attractivité augmente

Indicateur

4.1.1. Hauteur des arbres

Sources : Van Keymeulen et al. (2022) ; Tahvanainen et al. (2001)

Description : La hauteur de l'arbre le plus haut de la placette permet d'identifier la hauteur des arbres les plus grands et donc de voir si l'attractivité théorique du bois augmente ou non en fonction de la hauteur et l'âge des arbres

Raisonnement : Des études ont montré que l'attractivité d'une forêt augmentait avec la hauteur des arbres. Bien qu'on pourrait imaginer qu'avec cet indicateur des peuplements matures uniformes soient préférés à des futaies irrégulières, ce n'est pas nécessairement le cas. Une des raisons qui expliquerait cette préférence est que la densité d'arbres est généralement aussi liée à la taille de ceux-ci dans le peuplement (Van Keymeulen et al., 2022).

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : A partir de la hauteur des 3 plus gros arbres mesurés par placette lors de l'inventaire, il faut effectuer la moyenne de ces 3 hauteurs afin d'obtenir la hauteur moyenne des arbres les plus grands de la placette. Une fois cela réalisé, un score est attribué à chaque placette en fonction de leur valeur potentielle.

Pour obtenir un score à l'échelle de la propriété, il suffit de calculer la moyenne des scores de toutes les placettes inventoriées sur la propriété.

Gamme de réponses : Cette gamme se base sur les 4 différentes strates énoncée par le document de Lejeune et Petit (2016) « Inventaires forestiers d'aménagement Guide à destination des utilisateurs » : Herbacée ; petits arbres : < 7m ; arbres moyens : 7-20m ; Grands arbres >20m

Explication des valeurs potentielles :

Score	Strate de hauteur	Commentaires
0	Herbacées	/
0,33	< 7m	Petits arbres
0,67	7 - 20m	Arbres moyens
1	> 20m	Grands arbres

De 0 à 1, avec la strate herbacée pour le seuil minimum (0) et la hauteur dominante > 20m pour le seuil maximum (1)

Unité de mesure : mètres (m)

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

Critère 4.1.b) : La variation de peuplements est élevée

Au plus la variabilité entre les peuplements augmente, au plus la valeur récréative et esthétique du massif, et par conséquent celle de la propriété, augmente elle aussi.

Indicateur

4.1.2. Nombre de types de peuplements forestiers rencontrés le long d'un sentier de 5 km à travers la forêt

Sources : Filyushkina et al. (2017) ; Van Keymeulen et al. (2022)

Description : Observation de la variation de peuplement à l'aide du comptage du nombre de types de peuplements rencontrés.

Raisonnement : Il a été observé que l'attrait porté à la variabilité entre les peuplements aurait un impact plus important sur l'attractivité de la propriété que celui porté à la variabilité dans un même peuplement (Van Keymeulen et al., 2022). A travers l'article de Filyushkina et al (2017) ; il est reconnu que les variations visuelles des peuplements dépendent de nombreux facteurs : les espèces d'arbres, leur taille, la densité du peuplement, le sous-étage, ... Néanmoins pour des raisons de simplicité, seules 3 caractéristiques inter-peuplement vont être observées : la composition des essences d'arbres, leur âge et leur type de gestion (peuplement régulier ou irrégulier). Ces 3 caractéristiques permettent de différencier les différents peuplements qu'ils soient feuillus ou résineux, réguliers ou irréguliers, jeunes ou vieux. Le caractère de la variation de l'espacement des tiges entre elles n'est pas analysé dans cet indicateur car il est déjà repris dans un des indicateurs qui va suivre : « *Espacement régulier, irrégulier, présences d'ouvertures.* »

Niveau de l'échelle de mesure : Massif forestier / Propriété | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Faire un parcours de 5 km à travers la propriété et compter le nombre de types de peuplements rencontrés ; si la propriété est trop petite que pour parcourir un sentier de 5 km, continuer sur le même sentier en comptant les peuplements du massif.

Gamme de réponses : Nombre de types de peuplements rencontrés allant de 1 à plusieurs.

Explication des valeurs potentielles : Le nombre de types de peuplements maximum présents dans une forêt pouvant varier en fonction de la localisation de la propriété et des caractéristiques des sols, fixer un maximum arbitraire ne paraît pas adapté pour cet indicateur. C'est pourquoi le score sera obtenu selon la fonction de normalisation suivante :

$$\text{Score normalisé} = \frac{\log(\text{Nombre de types de peuplements rencontrés})}{\log(\text{Maximum de types de peuplements observés})}$$

Où le nombre maximum de types de peuplements observés sera considéré comme le nombre maximum de types de peuplements internes pour une propriété ou il était possible de parcourir 5 km sans en sortir. Pour les autres propriétés, seront aussi compris les types de peuplements présents dans une zone tampon de 200m autour de la propriété.

Les scores obtenus varieront de 0 à 1, avec 0 indiquant une très faible variabilité des peuplements et 1 indiquant la plus haute variabilité des peuplements observables.

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : tous les 10 ans

Critère 4.1.c) : La présence de coupes rases est modérée voire inexistante

Les traces d'opérations sylvicoles et les coupes rases sont très peu appréciées par le public. Au plus les surfaces de coupes rases seront élevées, au plus la valeur récréative et esthétique diminuera.

Indicateur

4.1.3. Surfaces des coupes rases

Sources : Gundersen et Fridvold (2008) ; Van Keymeulen et al. (2022) ; Landmann et al. (2023)

Description : Observation de la taille des coupes rases visibles le long des chemins de passage en forêt

Raisonnement : C'est un critère qui a un impact significatif sur l'attrait porté par les utilisateurs. En effet plusieurs études (i.e. Silvennoinen et al., 2002 ; Gundersen et Fridvold, 2008) ont montré que les traces d'opérations sylvicoles et les coupes rases diminuent fortement l'appréciation des visiteurs. A cela il est préféré les coupes sélectives qui sont plus discrètes et donnent l'impression d'une plus grande naturalité.

La définition de ce qui est considéré comme une coupe rase est reprise du travail de Landmann et al. (2023) : Une coupe rase est « une coupe qui retire en une fois la quasi-totalité des arbres du peuplement et laisse le sol majoritairement nu (dépourvu de végétation herbacée ou ligneuse de plus de 50 cm de haut environ) avant régénération, artificielle le plus souvent, du peuplement ». Il est aussi important de définir pendant combien de temps une surface est

comptabilisée comme une coupe rase et le choix a été fait de les comptabiliser sur une période de 3 ans après coupe.

Niveau de l'échelle de mesure : zone tampon | Échelle d'application : Propriété

Méthode : L'indicateur consiste en l'analyse de la superficie des coupes à blanc visibles, sur et aux alentours de la propriété, le long des chemins fréquentés sur la propriété forestière, soit via images satellites (moins chronophage et moins coûteux), soit via un inventaire forestier.

Selon la topographie, certaines coupes rases peuvent être vues de loin. Pour y remédier, voici la méthode choisie pour cet indicateur. Il faut commencer par établir une zone tampon de 1 km (celle-ci peut être ajustée en fonction de la topographie et de la visibilité). Ensuite il faut calculer la surface des coupes rases observées dans cette zone tampon. Le score sera ensuite basé sur le pourcentage de coupes rases par rapport à la surface totale de la zone tampon.

Gamme de réponses : Pourcentage de coupes rases par rapport à la surface totale de la zone tampon.

Explication des valeurs potentielles :

Sur une échelle de 0 à 1, on distingue :

Score	Pourcentage de coupes rases	Commentaires
0	≥50%	Non acceptable
...	...	
0,5	25%	
...	...	
1	0%	

Unité de mesure : ha ; %

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

Critère 4.1.d) : L'aspect de naturalité des lisières est élevé

Au plus les lisières auront un aspect naturel, au plus l'attractivité perçue par l'utilisateur augmentera. De plus cet indicateur est fortement lié à l'indicateur de biodiversité 1.4.2. « Diversité structurelle des lisières en forêt »

Indicateur

4.1.4. Proportion de lisières d'aspect « naturel » (c'est-à-dire non abrupt)

Sources : Van Keymeulen et al. (2022)

Description : l'indicateur indique le degré de naturalité des lisières externes de la propriété en distinguant les proportions de lisières naturelles et les lisières abruptes (pas de distinction entre le peuplement et la lisière).

Raisonnement : Le public apprécie plus des lisières dites « naturelles » qui forment une transition douce entre les forêts et les milieux adjacents. Cette transition en douceur est généralement appréciée par le public car elle crée une sensation de continuité et d'harmonie avec l'environnement naturel. Ainsi, en évaluant la proportion de lisières naturelles par rapport aux lisières abruptes, l'indicateur permet de mesurer le degré de naturalité des lisières de la propriété forestière. Une proportion élevée de lisières naturelles peut améliorer l'expérience des utilisateurs de la forêt et renforcer leur attachement à cet environnement.

Niveau de l'échelle de mesure : Propriété | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Analyse de la superficie des lisières externes d'aspect « naturel », soit via images satellites (moins chronophage et moins coûteux), soit en parcourant la propriété.

Gamme de réponses : Pourcentage de lisières naturelles par rapport à la superficie totale de lisière.

Explication des valeurs potentielles : De 0 à 100 %, 0 % étant le seuil minimum et 100% le seuil maximum possible.

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : tous les 5 ans

Critère 4.1.e) : L'espacement entre les arbres est variable

Les visiteurs ont tendance à apprécier un espacement aléatoire entre les arbres qui paraît plus naturel qu'un espacement régulier (Van Keymeulen et al., 2022).

Indicateur

4.1.5. Espacement régulier, irrégulier, présence d'ouvertures

Sources : Van Keymeulen et al. (2022)

Description : Le type d'espacement des arbres dans un peuplement témoigne de l'aspect naturel du peuplement.

Raisonnement : À l'échelle du peuplement, pour le public, il semble y avoir une préférence pour un espacement aléatoire entre les arbres plutôt qu'un espacement régulier. La caractérisation de celui-ci semble alors importante pour juger de l'attractivité.

Niveau de l'échelle de mesure : placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Observation des espacements et des ouvertures via l'inventaire à placettes permanentes. Ensuite, chaque placette se voit attribuer un score en fonction de sa valeur potentielle.

Pour obtenir un score à l'échelle de la propriété, il faut calculer la moyenne des scores des placettes.

Gamme de réponses : Espacement régulier ; espacement régulier et présence d'ouvertures ; espacement irrégulier ; espacement irrégulier et présence d'ouvertures.

Explication des valeurs potentielles :

Faible attrait (0) : Espacement régulier

Attrait moyen (0,5) : espacement régulier et présence d'ouvertures ou espacement irrégulier

Attrait élevé (1) : espacement irrégulier et présence d'ouvertures

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

4.2.3. Durabilité

4.2.3.1. Critères et indicateurs du principe 1

Le principe 1, « La gestion forestière est durable et permet le maintien de la fertilité », est composé de 3 critères et 3 indicateurs développés ci-dessous :

Critère 1.1 : La gestion de la propriété suit un plan de gestion ou un plan d'aménagement

Indicateur



1.1.1. Existence d'un plan simple de gestion ou d'un plan d'aménagement

Sources : Van Keymeulen et al. (2022) ; SPW (2022b) ; USAID (2004)

Description : Le propriétaire a-t-il réalisé un plan simple de gestion et/ou un plan d'aménagement pour sa propriété ?

Raisonnement : Les plans de gestion et les plans d'aménagements sont des guides de gestion durable des forêts. Ils permettent d'assurer la multifonctionnalité (SPW, 2022b) et la fourniture de services des forêts sur le long terme. L'élaboration de ceux-ci par un propriétaire forestier témoigne de sa volonté de développer une gestion plus durable de sa forêt.

Afin de différencier clairement les notions de PSG et de plan d'aménagement, voici leur définition tirée du document de l'USAID (2004) :

Le **plan simple de gestion** constitue « la partie du plan d'aménagement qui contient les décisions sur le découpage de la forêt et le calendrier de coupe. Il contient les principales prescriptions de l'aménagement concernant le programme des exploitations, ainsi que le programme des travaux pendant la durée d'application de l'aménagement »

Le **plan d'aménagement** consiste en « une programmation de l'aménagement (ensemble de techniques de conduite et de traitement des forêts, aux fins de les pérenniser et d'en tirer le maximum de profit) dans le temps et dans l'espace pour la réalisation de ce profit aux plans économique, social, culturel ou environnemental »

Niveau de l'échelle de mesure : Propriété | Échelle d'application : Propriété

Méthode : /

Gamme de réponses :

Non : Il n'existe pas de PSG ou de plan d'aménagement pour la propriété ;

Oui : Il y a un PSG mais pas de plan d'aménagement ;

Oui + : Il n'y a qu'un plan d'aménagement ou les 2 plans ont été rédigés.

Explication des valeurs potentielles :

Insuffisant (0) : Il n'existe pas de PSG ou de plan d'aménagement pour la propriété

Satisfaisant (0,5) : Il y a un PSG mais pas de plan d'aménagement

Bon (1) : Il n'y a qu'un plan d'aménagement ou les 2 plans ont été rédigés.

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : tous les 10 ans

Critère 1.2 : La protection physique du sol est assurée (Lecomte et al., 1999 ; Ranger et al., 2011)

Indicateur

1.2.1. Existence d'un cahier des charges

Sources : Dubourg (2018) ; PEFC et al. (2013) ; PRACTIC'SOL (2021) ; SRFB (2024b)

Description : Le propriétaire a-t-il réalisé un cahier des charges visant à définir les droits et les devoirs de chaque partie pour la vente et l'exploitation d'un lot de bois sur pied (SRFB, 2021) ?

Raisonnement : La formulation d'un cahier des charges encadre l'exploitation forestière afin de minimiser les dommages causés aux sols, aux cours d'eau et aux arbres ainsi qu'aux peuplements restant sur pied. Cette action s'inscrit dans un objectif durable de préservation de l'état des peuplements de sa propriété et de leur sol.

Niveau de l'échelle de mesure : Propriété | Échelle d'application : Propriété

Méthode : constatation de l'existence ou non d'un cahier des charges complet. Un cahier des charges complet signifie un document spécifiant les mesures à prendre pour éviter les dommages aux voiries, aux arbres et peuplements restants, aux sols et aux cours d'eau. Ces mesures comprennent l'utilisation de matériel adapté, la remise en état des voiries si nécessaire, la mise en place de cloisonnements pour préserver les sols, ainsi que l'interdiction d'abandonner des déchets tels que les emballages et les hydrocarbures.

Le guide « PRACTIC'SOL » (2021) émet des recommandations, pour les acteurs concernés, à ce sujet (annexe 4). Parmi celles-ci, les plus importantes à absolument reprendre pour les propriétaires et les gestionnaires lors de la réalisation et l'application du cahier des charges sont : le classement des parcelles/zones selon leur sensibilité potentielle et leur identification



dans le document, la réflexion du niveau de cloisonnement optimal, la transmission des prescriptions de praticabilité aux intervenants, la définition des seuils d'alerte de profondeur d'ornières pour les différentes zones circulées, la réalisation d'un état des lieux avant et après le chantier et si besoin définir les mesure à adopter.

Gamme de réponses :

Pas de cahier des charges ; cahier des charges incomplet ; cahier des charges tenant compte de la préservation du potentiel d'avenir.

Explication des valeurs potentielles :

Insuffisant (0) : pas de cahier des charges ;

Satisfaisant (0,5) : cahier des charges incomplet ;

Bon (1) : cahier des charges tenant compte de la préservation du potentiel d'avenir.

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : Avant chaque vente de bois sur pied.

Critère 1.3 : La fertilité chimique est conservée (Maes et al., 2011 ; Ranger et al., 2011)

Indicateur



1.3.1. Maintien des rémanents sur place

Sources : ADEME (2006) ; Legout et al. (2014) ; Ranger et al. (2011)

Description : Le propriétaire laisse-t-il les rémanents sur place après l'exploitation d'un peuplement ?

Raisonnement : Le choix de laisser ou non les rémanents des arbres a un impact sur la conservation de la fertilité du sol. Les connaissances issues des bilans des cycles biogéochimiques mettent en évidence que sur les sols pauvres, les principaux réservoirs d'éléments minéraux sont les feuilles, les petites branches et l'écorce des arbres (Charnet, 2018). La décomposition de ceux-ci permettrait donc de restituer des nutriments au sol (Gosselin, 2004). De plus le maintien des rémanents a d'autres effets bénéfiques, il freine la propagation d'espèces herbacées, limite les hausses de température à la surface du sol et procure un refuge à certains semis d'essences forestières. Il y a un accord général pour préserver les rémanents, aussi bien pour favoriser la biodiversité que pour stimuler la croissance des arbres à moyen terme, voire pour éviter les dommages causés par le gibier. Selon Gosselin (2004), lorsqu'on laisse les rémanents sur place, il est préférable de les éparpiller localement ou bien de les mettre en andains. Le brûlage de ceux-ci n'est quant à lui pas recommandé. Le brûlage de rémanents n'est d'ailleurs autorisé, par le code forestier, que sur certains sols.

Niveau de l'échelle de mesure : Propriété | Échelle d'application : Propriété

Méthode : La méthode ainsi que la gamme de réponses et les valeurs potentielles vont s'appuyer sur les recommandations de l'ADEME (2006) en la matière. En fonction des caractéristiques des sols de la propriété différentes recommandations sont émises. L'ADEME présente des recommandations pour trois types de sol. Les premiers sont les sols dit peu sensibles et à risque faible où il est possible de récolter les rémanents plusieurs fois au cours du cycle sylvicole sans qu'une compensation en fertilisant ne soit nécessaire. Les seconds sont les sols moyennement sensibles, à risque moyen où il n'est possible de récolter les rémanents qu'une seule fois dans le cycle sylvicole avant d'avoir recours à la fertilisation. Les derniers sols sont les sols très sensibles, à risque fort où, lorsque les rémanents sont récoltés, il est presque obligatoire d'avoir systématiquement recours à la fertilisation.

Gamme de réponses :

Le propriétaire dépasse le seuil maximum de récolte des rémanents et/ou doit avoir recours à une fertilisation compensatoire.

Le propriétaire récolte les rémanents sans dépasser le seuil maximum recommandé par révolution, et n'a donc pas besoin de recourir à une fertilisation compensatoire.

Le propriétaire ne récolte pas les rémanents et les laisse sur place.

Explication des valeurs potentielles :

Insuffisant (0) : Le propriétaire dépasse le seuil maximum de récolte des rémanents et/ou doit avoir recours à une fertilisation compensatoire.

Satisfaisant (0,5) : Le propriétaire récolte les rémanents sans dépasser le seuil maximum recommandé par révolution, et n'a donc pas besoin de recourir à une fertilisation compensatoire.

Bon (1) : Le propriétaire ne récolte pas les rémanents et les laisse sur place.

Unité de mesure:

Fréquence des mesures : Tous les 5 ans

4.2.3.2. Critères et indicateurs du principe 2

Le principe 2, « La gestion forestière permet d'assurer la capacité de la forêt à se régénérer et à maintenir sa surface boisée », est composé de 1 critère et 3 indicateurs développés ci-dessous :

Critère 2.1 : La régénération naturelle et/ou artificielle des terres forestières est assurée.

Indicateurs

2.1.1. Effort de régénération (futaie régulière)

Sources : Bartoli et Largier (1992) ; Dubourdiou (1997) ; Sanchez (2013b)



Description : Le but de l'indicateur est de vérifier dans quelle mesure le propriétaire est parvenu à assurer la régénération des surfaces nécessaires pour garder sa forêt à l'équilibre.

Raisonnement : Les structures des forêts peuvent être classées en deux grands types : les futaies régulières et les futaies irrégulières. Pour évaluer l'impact de la gestion d'un propriétaire sur ses peuplements réguliers, l'observation de la bonne régénération des surfaces désignées par l'effort de régénération est un indicateur très pertinent. Atteindre cet objectif renforce l'aspect durable de la forêt, tandis que son non-accomplissement met en péril la durabilité de la gestion à long terme.

Niveau de l'échelle de mesure : parcelles contribuant à l'effort de régénération

Échelle d'application : Propriété

Méthode : En premier lieu, il faut déterminer la surface à régénérer pour chaque série de type de peuplement régulier. La surface à régénérer se détermine différemment en fonction des caractéristiques de la série. Si la série est déjà à l'équilibre, on prendra en compte la surface à régénérer d'équilibre (S_e) : $S_e = \frac{\text{Surface de la série}}{\text{terme d'exploitabilité}} * \text{durée de l'aménagement}$. Si la série est constituée de beaucoup de peuplements âgés, il faudra prendre en compte la surface à régénérer maximale théorique (S_m) et si la série a un excès de jeunes bois, ce sera la surface à régénérer minimale théorique (S_d). En cas de cas complexe, il faudra calculer et confronter les 3 références théoriques pour déterminer la plus adéquate.

Une fois que la surface à régénérer théorique a été trouvée, il faudra observer l'écart des surfaces réellement régénérées par rapport aux surfaces théoriques. A savoir qu'une surface est considérée comme régénérée (régénération artificielle ou naturelle) à partir du moment où 50% de la surface est couverte par du semis ou des plants de l'essence objectif. Un semis est considéré comme acquis quand sa présence est jugée viable et en quantité suffisante pour participer au renouvellement du peuplement forestier. Une certaine souplesse est généralement accordée en cas de régénération naturelle. Ensuite, en fonction du tableau ci-dessous, un score sera attribué à chaque série.

Pour obtenir un score à l'échelle de la propriété, il faudra faire la somme du score de chaque série pondéré par la surface relative occupée par sa série.

Gamme de réponses : Valeurs des surfaces régénérées par rapport aux surfaces théoriques à régénérer déterminées par l'effort de régénération.

Explication des valeurs potentielles :

Score	Ecart des surfaces régénérées par rapport aux surfaces théoriques à régénérer (%)	Commentaires
0	≤50	
0,5	±25	
1	0	Le propriétaire est parvenu à accomplir l'effort de régénération

Unité de mesure : ha

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires ou au minimum 1 fois par aménagement (+-15 ans) si le propriétaire est fortement occupé.

2.1.2. Nombre d'arbres passant à la futaie à chaque rotation (futaie irrégulière)

Sources : Ancel et al. (2008)

Description : L'indicateur repose sur le nombre d'arbres passant à la futaie à chaque rotation, il permet d'avoir une évaluation de la régénération effective dans les futaies irrégulières. Pour être plus précis, le gestionnaire peut aussi recenser la distribution entre les espèces afin de pouvoir prédire dans une certaine mesure ses futurs travaux.

Raisonnement : En futaie irrégulière, étant donné que les arbres sont récoltés individuellement en fonction de leur diamètre d'exploitabilité, la régénération se fait dans la majorité des cas dans les trouées créées par le prélèvement des gros bois. Il est aussi important de préciser que les futaies irrégulières reposent presque exclusivement sur une régénération naturelle qui permet de limiter les coûts.

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes relevant d'une structure irrégulière

Échelle d'application : Propriété

Méthode : Les données concernant les arbres passant à la futaie (arbres ayant une $C_{1,50} < 40$ cm auparavant et qui dépassent 40 cm lors de l'inventaire suivant) sont collectées à chaque inventaire successif des placettes permanentes.

Gamme de réponses : Nombre d'arbres passant à la futaie.

Explication des valeurs potentielles :

Score	Réponse binaire
0	Le passage d'arbres passant à la futaie est insuffisant pour assurer le renouvellement
1	Le passage d'arbres passant à la futaie est suffisant pour assurer le renouvellement

Le caractère suffisant du passage d'arbres à la futaie vise le maintien d'un renouvellement continu. Le nombre adéquat du passage d'arbres à la futaie varie en fonction des essences et

du type de peuplement irrégulier observé. Par exemple, pour un peuplement irrégulier de chênes ou un peuplement de hêtres, le renouvellement sera suffisant à partir d'un arbre par hectare par an passant à la futaie.

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

2.1.3. Proportion de surface couverte par de la régénération, par stade de développement (futaie irrégulière)

Sources : AFI (2020) ; Lejeune et Petit (2016) ; ONF (2008) ; Sanchez (2012)

Description : L'indicateur distingue le recouvrement des différents stades de développement afin de voir l'état de la régénération potentielle d'avenir. Si le gestionnaire souhaite aller plus loin, une étape supplémentaire serait de distinguer les surfaces recouvertes selon les essences ou les groupes d'essences.

Raisonnement : L'indicateur est essentiel pour suivre de près la régénération des différents stades de développement de la forêt irrégulière. En surveillant régulièrement cette proportion, les gestionnaires forestiers peuvent évaluer si les conditions favorables à la croissance des jeunes arbres sont réunies dans chaque stade. Une augmentation de la proportion de surface couverte peut indiquer une régénération réussie, tandis qu'une diminution peut signaler des problèmes tels que la prédation par le gibier, la concurrence des espèces envahissantes ou des conditions environnementales défavorables.

Ce suivi permet également d'identifier les stades de développement qui nécessitent une attention particulière. Par exemple, si la proportion de régénération est faible dans un stade donné, cela peut indiquer un besoin d'intervention pour favoriser la régénération.

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Observation des taux de recouvrement des différents stades à travers les placettes de l'inventaire permanent. Selon (AFI, 2020), le seuil avec 20% de surface régénérée est considéré comme suffisant pour assurer la durabilité de l'état de la forêt.

Gamme de réponses :

Sous-groupes	Semis (%) : hauteur <30 cm	Semis installé (%) : hauteur 30-150 cm	Fourré (%) : hauteur 150cm - 3m	Gaulis-perchis (%) : hauteur > 3 m et C150 <40cm	Total (%)
Irrégulier					

Explication des valeurs potentielles :

Score	Pourcentage de surface régénérée	Commentaire
0	Moins de 20% de la surface est régénérée	
0,5	20 % de la surface est régénérée	Seuil considéré comme suffisant par l'AFI (2020)
...	...	
1	50% ou plus de la surface est régénérée	Une forte densité permet après plusieurs années d'avoir une différenciation marquée de l'élite par rapport aux dominés et aussi un élagage naturel de l'élite de par la forte compression des dominés

Unité de mesure : % de surface couverte de régénération par strate.

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires.

4.2.4. Résilience

4.2.4.1. Critères et indicateurs du principe 1

Le principe 1, « La gestion permet de diminuer la vulnérabilité de la forêt », est composé de 3 critères et 3 indicateurs développés ci-dessous :

Critère 1.1 : Une adéquation entre les essences et la station est respectée.



Indicateur

1.1.1. Aptitude des essences cibles

Sources : Dubourg (2018) ; Fichier écologique des essences (s.d.)

Description : L'indicateur permet d'observer la proportion de placettes de la propriété dont l'aptitude des essences cibles est en « optimum » ou en « tolérance ». De manière plus précise, il permet de voir l'aptitude des essences par rapport à la placette sur laquelle elles se situent.

Raisonnement : Afin d'assurer une meilleure résilience des peuplements par rapport à des perturbations biotiques (maladies, insectes, ...) ou abiotiques (tempête, sécheresse, gel, ...), il est nécessaire d'avoir des essences adaptées à leur station.

Niveau de l'échelle de mesure : placettes permanentes | Échelle d'application : Propriété

Méthode : A partir des essences objectifs observées par placette permanente, consulter le fichier écologique des essences pour connaître leurs aptitudes sur le site « www.fichierologique.be ». S'il y a plusieurs espèces objectifs sur la placette, il faudra pondérer leurs valeurs en fonction de leur proportion.

Une fois que les valeurs potentielles sont obtenues pour chaque placette, effectuer la moyenne des scores des placettes permanentes pour obtenir un score général pour la propriété.

Gamme de réponses : Exclusion, tolérance élargie, tolérance et optimum

Explication des valeurs potentielles :

Ci-dessous, ce sont des valeurs potentielles associées à chaque placette, elles sont ensuite à agréger à l'échelle de la propriété.

Score	Aptitude des essences cibles	Commentaire
0	Exclusion ou tolérance élargie	Insuffisant
0,5	Tolérance	Satisfaisant
1	Optimum	Bon

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires

Critère 1.2 : Le suivi de l'état sanitaire des arbres permet de limiter la propagation de ravageurs et des maladies à large échelle (Dubourg, 2018).

Indicateur

1.2.1. Etat de dépérissement des arbres

Sources : Bruxelles environnement (2023) ; DSF (2018, 2023) ; Titeux (2020)

Description : La méthode d'estimation de l'état des houppiers des arbres, DEPERIS, a pour but de mettre en évidence la proportion d'arbres mis à mal par des perturbations biotiques (maladies, insectes ravageurs, ...) et/ou abiotiques (Tempêtes, sécheresse, ...).

Raisonnement : Cet indicateur permet de voir l'état de santé des arbres de la propriété. Il donne des indications sur la vulnérabilité réelle de certaines essences. Les résultats de cet indicateur permettront au gestionnaire de savoir à quels endroits il sera nécessaire d'effectuer des interventions en priorité et sur lesquels il faudra prendre des précautions. Une gestion efficace des peuplements en dépérissement ou vulnérables apportera de nombreux bénéfices à la biodiversité, la fourniture de services écosystémiques, la durabilité et la résilience de l'ensemble de la propriété.

Niveau de l'échelle de mesure : Placettes permanentes | Échelle d'application : propriété

Méthode : En premier lieu, les observations seront effectuées sur un sous-ensemble de placettes, ce qui, dans ce cas, correspondra à une placette sur deux par rapport au nombre total de placettes sur la propriété. Parmi ces placettes, seuls les 2 plus gros arbres verront leur houppier évalué.

La méthode DEPERIS développée par le Département de la santé des forêts s'appuie sur deux critères symptomatologiques pérennes : la mortalité de branches (MB) utilisée pour toutes les essences et le manque de ramification (MR) pour les feuillus ou le manque d'aiguilles (MA) pour les résineux. Il est à noter que les deux critères s'observent dans le houppier fonctionnel.



Afin de visualiser à quoi correspondent la MB, MR et MA un exemple pour les feuillus et les résineux est disponible en annexe 5.

Pour chaque arbre observé, une note qualitative de 0 à 5 est attribuée à MB et MA/MR (voir le tableau en annexe 6). Cette évaluation se fait de manière intuitive et rapide, garantissant une simplicité qui rend la donnée robuste et peu variable d'un observateur à l'autre.

La combinaison des deux notes permet d'obtenir une note synthétique DEPERIS pour chaque arbre (voir Gamme de réponses).

Pour obtenir une valeur à l'échelle de la propriété, il faut ensuite quantifier la part d'arbres dans chaque catégorie et regrouper la part d'arbres sains et la part d'arbres dégradés dans la propriété. La propriété sera considérée en mauvais état si plus de 20% des arbres la composant sont dans un état dégradé (D, E et F).

Gamme de réponses :

		Manque de Ramification (feuillus) Manque d'Aiguilles (résineux sauf mélèze)					
		0	1	2	3	4	5
Mortalités de Branches	0	A	B	C	D	E	F
	1	B	B	C	D	E	F
	2	C	C	D	D	E	F
	3	D	D	D	E	F	F
	4	E	E	E	F	F	F
	5	F	F	F	F	F	F

Figure 12: note synthétique DEPERIS d'état du houppier de l'arbre d'après DSF (2023)

Les notes D, E et F correspondent à des arbres dégradés et les arbres ayant les notes A et B sont considérés comme sains.

Explication des valeurs potentielles :

Score à l'échelle de la propriété

Score	Pourcentage d'arbres dépérissant
1	0% - 5%
0,8	5% - 10%
0,6	10% - 15%
0,4	15% - 20%
0,2	20% - 30%
0	>30 %

Unité de mesure : %

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires.

Critère 1.3 : La structure des peuplements est stable (peuplements équiennes monospécifiques)

Indicateur

1.3.1. Coefficient de stabilité ou facteur d'élanement

Sources : Becquey et Riou-Nivert (1987) ; Lejeune et al. (2002) ; Molines (2019)

Description : Cet indicateur qui évalue la stabilité d'un peuplement équiennes monospécifique est analysé par le rapport H/d (Hauteur moyenne/ diamètre moyen à hauteur d'homme)

Raisonnement : Les peuplements irréguliers étant souvent très stables par leur conformation, cet indicateur s'adresse à la stabilité des peuplements équiennes monospécifiques. Il faut savoir que ces peuplements, une fois qu'ils ont dépassé la hauteur seuil minimale d'environ 20m, sont supposés sensibles au vent. La réalisation de cet indicateur peut être néanmoins utile sur des peuplements de moins de 20 m à des fins préventives.

Cet indicateur permet définir une classe de sensibilité/stabilité d'un peuplement à des perturbations (ici, les tempêtes). Bien que les classes de stabilité n'aient pas les mêmes valeurs selon les essences, 3 classes sont généralement définies (Becquey et Riou-Nivert, 1987) : Classe I : peu sensible ; Classe II : moyennement sensible ; Classe III : très sensible. Il faut garder à l'esprit que la sensibilité des classes s'exprime en termes de probabilité, un peuplement de classe II ou III ne sera pas forcément détruit au premier coup de vent, mais il aura plus de chances d'être endommagé qu'un peuplement de classe I.

Niveau de l'échelle de mesure : Uniquement à partir de données d'un sous-ensemble de placettes représentatif de peuplements équiennes présents sur la propriété.

Échelle d'application : propriété.

Méthode : Prise des mesures des hauteurs et diamètres des arbres sur le terrain dans chaque placette permanente sélectionnée. Ensuite, il faut calculer la moyenne des coefficients de stabilité des arbres mesurés pour chaque placette. Une fois cette étape réalisée, il faut agréger ces moyennes pour obtenir une valeur moyenne représentative pour l'ensemble de la propriété. Pour diminuer l'influence des valeurs extrêmes, il est également possible de calculer la médiane des coefficients de stabilité des placettes. Elle permet d'offrir une autre mesure à tendance plus centrale.

La dernière étape est, à l'aide de la classe dans laquelle la moyenne (ou la médiane) de la propriété se situe, d'observer la valeur qui lui est attribuée.

Gamme de réponses : Les limites des classes de stabilité peuvent varier en fonction des caractéristiques des peuplements et des essences rencontrés.



Classe I : peu sensible : $H/d < 80$

Classe II : moyennement sensible : $80 < H/d < 100$

Classe III : très sensible : $H/d > 100$

Explication des valeurs potentielles :

Score	Classe de stabilité	Commentaires
0	Classe III	Risques élevés, instable
0,5	Classe II	Risques moyens, peu stable
1	Classe I	Peu de risques, réputé stable

Unité de mesure : /

Fréquence des mesures : Identique à celle des inventaires.

4.2.4.2. Critères et indicateurs du principe 2

Le principe 2, « La gestion permet de maintenir et d'augmenter les capacités de récupération de la forêt », est composé de 1 critère et 1 indicateur développé ci-dessous :

Critère 2.1 : Un équilibre forêt gibier est maintenu

Indicateur

2.1.1. Impact de l'abrouissement sur la hauteur moyenne des semis.



Sources : Candaele et al. (2023) ; Lehaire et al. (2013)

Description : Comparaison entre les hauteurs moyennes de semis des essences-objectifs dans les enclos par rapport aux exclos.

Raisonnement : L'indicateur permet d'observer l'impact du gibier sur les essences-objectifs et leur régénération. Étant donné que la présence du gibier dans nos forêts est presque inéluctable, il est crucial de pouvoir quantifier son impact. En effet, un nombre excessif de gibier par rapport à la capacité d'accueil du milieu peut entraver la régénération et causer des dommages aux arbres existants. Dans de tels cas, le propriétaire forestier est contraint d'investir des ressources ou de réguler les populations animales par des tirs adaptés pour protéger la régénération et préserver les arbres vulnérables.

Niveau de l'échelle de mesure : Enclos-exclos | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Prise de mesures, dans les enclos-exclos, de la hauteur des 10 plus grands semis dans les enclos et les exclos. Ensuite compilation de celles-ci afin d'avoir un aperçu de la différence de hauteur moyenne de semis de la propriété.

Gamme de réponses : Calcul de la différence en pourcentage de la hauteur moyenne des semis entre les enclos et exclos.

Explication des valeurs potentielles : Les valeurs potentielles peuvent aller de 0 à 1 :

Score	Différence de Hauteur Moyenne des Semis (en %)	Commentaires
0	75-100%	Impact extrême du gibier ; la régénération est fortement compromise, nécessitant des interventions
0,33	50-75%	Impact important du gibier ; la régénération est significativement entravée
0,67	25-50%	Impact modéré du gibier ; la régénération commence à être affectée de manière notable
1	0-25%	Impact faible ou inexistant du gibier sur la régénération des semis

Unité de mesure : cm ; %

Fréquence des mesures : Mesure à réaliser tous les ans ; si trop compliqué, les réaliser au minimum tous les 3 ans (SRFB, 2024c).

Discussion générale et perspectives

Dans cette section, différents points développés dans ce travail vont être discutés. En premier lieu la discussion va porter sur l'application des critères de sélection des indicateurs. Cette partie sera suivie par la pondération et les liens entre les indicateurs. Par la suite, viendra la problématique des échelles spatiales et temporelles et leurs conséquences sur la réalisation du système d'indicateurs. En dernier lieu, la discussion de l'application du système à nos régions et des pistes de perspectives d'amélioration du système d'indicateurs seront présentées.

Tout d'abord, lors de l'application de critères de sélection pour choisir les indicateurs à considérer, certains de ces critères se sont avérés plus contraignants que d'autres. En effet, une des difficultés de l'utilisation de systèmes d'indicateurs est le fait que la précision et la pertinence des indicateurs dépendent fortement de la qualité des données recueillies, mais obtenir ces informations peut être coûteux et chronophage. Les ressources limitées et les délais serrés rendent difficile la mise en place d'un suivi efficace et régulier des indicateurs, mettant ainsi en difficulté la capacité à évaluer correctement la durabilité des pratiques de gestion forestière.

De plus, malgré le fait que le système présenté se veut le moins coûteux possible à mettre en place, certains indicateurs, comme ceux sur la qualité des eaux, peuvent s'avérer assez coûteux en raison de leur analyse par un laboratoire. Ce choix a été fait malgré le fait qu'il existe des moyens moins coûteux, comme l'utilisation de bandelettes de test pour les nitrates disponible dans les magasins d'aquariophilie, mais dont la fiabilité reste encore à démontrer.

Des indicateurs plus indirects pour évaluer l'impact de la gestion sur la qualité de l'eau, comme la présence et la taille de coupes rases ou bien la distance minimale de plantation par rapport à des cours d'eau, n'ont pas été présentés car en Wallonie, il existe déjà un certain cadre légal les concernant. Pour ce travail, l'hypothèse, a donc été faite que les propriétaires respectent par défaut la législation en vigueur et leur implémentation dans ce système d'indicateurs a donc moins de sens.

Ensuite, étant donné que chaque principe, critère et indicateur n'a pas la même importance par rapport aux autres que ce soit intra- ou inter-catégories, une pondération indiquant le poids de chacun a été présentée dans le tableau représentant le système (Tableau 2). Celle-ci a été réalisée de manière arbitraire et peut donc être sujette à des modifications ultérieures.

Pour les indicateurs concernant la régénération, il va de soi que si une propriété est composée uniquement de futaies régulières ou bien uniquement de futaies jardinées il ne faut pas prendre en compte, dans la pondération, l'indicateur relatif au type de futaie absente dans la propriété. Il est donc nécessaire d'adapter le fonctionnement du système pour certains cas particuliers.

Il est aussi évident qu'étant donné le fait que tous les indicateurs sont liés les uns aux autres, certains d'entre eux pouvaient se retrouver dans plusieurs thèmes, principes ou critères (ex : l'indicateur sur les aptitudes des essences cibles). Mais un choix a dû être fait pour éviter une redondance de ceux-ci et car il était important de trouver un équilibre entre tous les aspects afin de ne pas en favoriser un plus que les autres.

En plus de tout cela, l'objectif d'avoir un score maximal pour ce système d'indicateurs est à nuancer. Certes, certains indicateurs reflètent des conditions qui doivent être satisfaites et maximisées indépendamment des objectifs du propriétaire ; parmi ceux-ci, les indicateurs sur les thèmes de la durabilité et de la résilience sont les principaux concernés. En revanche, le poids accordé à d'autres peut varier selon les objectifs du propriétaire. Par exemple, si le propriétaire a uniquement un objectif de production, son but sera sûrement de maximiser certains principes du thème de la fourniture de services écosystémiques. Certains autres principes, notamment de la biodiversité, seront donc moins élevés sans pour autant sortir du cadre d'une GDF.

Les services récréatifs sont relativement complexes à caractériser de manière objective et universelle. Cependant une alternative aux cinq indicateurs proposés, qui peuvent requérir un temps non négligeable pour être calculés, serait de développer un dispositif (p. ex. QR code) qui permette aux usagers récréatifs de compléter un questionnaire de satisfaction. Cette alternative est certes moins objective ; néanmoins, elle permet d'obtenir des données rapidement et d'avoir un avis direct sur l'attractivité propre à la propriété par les principaux concernés.

Une solution pour améliorer le problème du choix arbitraire des indicateurs par une seule personne serait de soumettre les indicateurs de ce système à des experts, comme proposé par certains chercheurs (e.g. Maes et al., 2011). Il leur serait alors demandé d'évaluer chaque indicateur selon les critères de sélection présentés dans la partie « 3.2.3 Critères de sélection des indicateurs » afin de mesurer leur pertinence.

En plus de cela, il pourrait aussi leur être proposé d'ajouter des commentaires et, par la même occasion, de proposer de nouveaux indicateurs à intégrer au système. Pour avoir une pondération du système plus objective, une solution serait aussi de demander au panel d'experts de pondérer les indicateurs selon l'importance qu'ils leur accordent.

Ensuite, un des buts de ce travail était d'obtenir des indicateurs permettant d'avoir des informations à l'échelle de la propriété. Bien que cela a été réalisable pour plusieurs indicateurs de ce mémoire, pour de nombreux autres il est fréquemment nécessaire de revenir à l'échelle de la parcelle ou du type de peuplement. De surcroît, les indicateurs présentés ne sont pas omnipotents et possèdent certaines limites. Certains indicateurs comme celui sur le bois mort peuvent être limités dans leur précision et par conséquent dans leur pertinence en fonction du degré d'hétérogénéité de la propriété et du milieu forestier.

Toujours pour des raisons d'échelle spatiale et pour les mêmes raisons que celles retenues dans l'ouvrage de Dubourg (2018), l'impact de la gestion lié aux incendies n'a pas été exploré, car bien que la vulnérabilité de la forêt par rapport à ces derniers puisse être partiellement modulée par différentes actions telles que le choix des essences, l'entretien du sous-étage et l'ouverture de coupe feux, l'impact de ces actions s'évalue plutôt au niveau du massif forestier. Les effets de dépôts de polluants atmosphériques n'ont pas non plus été explorés car ils ont souvent un impact à une échelle bien plus grande que celle de la propriété et résultent de phénomènes échappant au contrôle du propriétaire.

Une des principales difficultés rencontrées lors de la conception des indicateurs, a été que les indicateurs ne fonctionnent correctement que lorsqu'ils sont comparés à des normes ou des vérificateurs. Or, il y a de grandes lacunes lorsqu'il faut traduire les normes des différentes échelles de système à l'échelle de la propriété. En effet, certaines normes qui sont applicables au niveau du peuplement, ne peuvent être reprises à l'échelle de la propriété de par leur grande hétérogénéité et leur multifonctionnalité.

Comme mentionné dans la partie 3.2.2, il n'y a pas vraiment de consensus sur la définition d'un principe, d'un critère et d'un indicateur. Il y a donc beaucoup de confusion, à travers la littérature, sur les différents systèmes d'indicateurs existants. De plus, les différents ensembles d'indicateurs rencontrés sont fréquemment mal référencés et documentés. Dans la plupart des cas, les explications justifiant qu'une mesure particulière soit une bonne évaluation de l'indicateur étaient souvent peu convaincantes ou absentes.

En plus de grands défis de pertinence que ce soit au niveau des différentes échelles d'observation auxquelles les indicateurs se réfèrent, il y en a aussi aux différentes vitesses d'évolution des caractéristiques des milieux, individus ou des objets liés à chaque indicateur étudié. Le fait que les données ne peuvent pas être collectées systématiquement au même moment et à la même fréquence pour tous les indicateurs (e.g. « tous les 10 ans », « identique à la fréquence des inventaires », ...) nécessite un suivi assidu des différents indicateurs au fil des années afin de pouvoir les mettre en commun et observer un score général pour la propriété.

Il est à noter que la plupart des indicateurs permettent de tirer des informations immédiatement utilisables. D'autres indicateurs tels le « taux de recouvrement des espèces invasives » permettent aussi, s'ils sont répétés dans le temps, d'obtenir d'autres données. Dans ce cas-ci, il devient possible d'observer l'accroissement annuel du taux de recouvrement des espèces invasives, ce qui apporte des informations supplémentaires au propriétaire.

S'ils sont répétés dans le temps, en plus d'apporter une vision immédiate de la propriété, les indicateurs permettent de rendre compte de l'évolution de la propriété et de juger du bien-fondé des actions réalisées par le propriétaire dans ce laps de temps. Lors de la réalisation de ce travail une attention a aussi été portée sur le fait de s'assurer que les évolutions temporelles

des indicateurs étaient bien en mesure de refléter les différents impacts et changements de gestion au cours du temps.

Il est aussi important de préciser que ce système d'indicateurs a été conçu pour répondre aux spécificités de la Wallonie et des régions environnantes.

En premier lieu, le système est plus adapté à la taille des propriétés en Wallonie qui sont généralement de petites dimensions (bien que la surface moyenne des propriétés soit de 2,3 ha, une grande partie de la surface forestière est représentée par des propriétés ayant des tailles de l'ordre de la dizaine d'hectares). En deuxième lieu, les indicateurs et leurs valeurs potentielles sont eux aussi adaptés pour les conditions biophysiques de la Wallonie et prennent donc en compte le type de faune et le type d'essence se développant et pouvant se développer dans ces régions. Ensuite, à travers le monde, il existe de nombreuses cultures différentes. Les traditions culturelles, les méthodes et modes de gestion peuvent donc être totalement différents d'un pays à l'autre.

Il est donc évident que ce système ne pourra pas être appliqué en région tropicale ou dans n'importe quel pays.

A l'avenir, ce système pourrait conduire à l'élaboration d'un « tableau de bord » permettant d'analyser de manière intégrée l'ensemble des indicateurs. Ces indicateurs ne seraient donc pas regardés individuellement mais bien par ensembles (par exemple : le score de la propriété, du thème, du principe ou du critère) selon les intérêts du propriétaire. Ce « tableau de bord » pourrait même aider à déterminer et justifier quelle intervention de gestion prioriser en fonction des résultats obtenus.

Un ajout qui pourrait être réalisé pour ce travail, serait de joindre un outil d'évaluation reprenant les indicateurs. Cet outil serait un tableur Excel ou un site internet (accessible via un QR code) incorporant les indicateurs et leurs formules de telle sorte que l'utilisateur n'aurait qu'à encoder les valeurs enregistrées sur le terrain pour obtenir facilement et rapidement les résultats finaux de l'évaluation de sa gestion.

Pour finir, ces deux dernières décennies il y a eu beaucoup de chercheurs et de personnes qui ont réalisé des travaux à propos d'indicateurs pour la gestion durable des milieux forestiers. Ce travail étant un travail personnel et à réaliser dans un temps limité, il est possible que certains indicateurs bien documentés puissent encore compléter l'approche. De plus, il est possible qu'à l'avenir des indicateurs plus adaptés fassent leur apparition.

5. Conclusion

Le concept de durabilité forestière ne devrait être considéré comme atteint que si son application permet d'optimiser de manière équilibrée et durable tous ses aspects écologiques, économiques et sociaux sur le long terme. Toutefois, bien que théoriquement réalisable, il reste difficile de garantir une GDF qui obtienne un score maximal sur chacun de ces aspects. Cette difficulté est notamment liée à l'hétérogénéité des milieux forestiers au sein desquels la diversité des conditions écologiques, ainsi que la variété des types de propriétés, compliquent l'application uniforme des critères de durabilité. Il est donc plus concevable de faire en sorte que pour qualifier une gestion de durable, les valeurs obtenues pour les différents critères dépassent un seuil minimal pour chacun sans pour autant imposer qu'ils soient systématiquement maximums.

Il est clair que le développement de SI pour évaluer la gestion durable des forêts n'est pas chose aisée. A ce jour, il existe de nombreux SI ayant été développés à différents niveaux : international, national, régional et au niveau du peuplement. Cependant rares sont ceux existants au niveau de la propriété.

Le SI présenté dans ce travail est composé de 4 thèmes, 9 principes, 19 critères et 32 indicateurs. Il a été conçu pour être fonctionnel en Wallonie, devrait permettre de mesurer l'impact de la gestion à l'échelle de la propriété et se veut le moins coûteux possible.

Une des particularités des systèmes forestiers est leur dynamique lente d'évolution. Afin d'observer un impact et être réellement efficace, il faudrait donc que l'évaluation via les indicateurs soit maintenue sur le long terme plutôt que de manière ponctuelle.

Une autre particularité qui rend complexe la conception d'indicateurs et qui est une des causes de l'existence d'une multitude de système d'indicateurs est l'interconnexion de toutes les composantes de la forêt. Si le propriétaire applique une exploitation intensive de sa forêt, ce choix de gestion aura un impact non seulement sur la production et la fourniture de services écosystémiques, mais aussi sur la biodiversité, la durabilité – notamment la fertilité des sols – et la résilience de la forêt aux diverses perturbations. L'attribution des indicateurs aux différents thèmes est donc fortement sujette à la vision de l'auteur. Le but de ce travail est donc d'observer et de rendre compte des caractéristiques de la forêt de manière intégrée au lieu de regarder les indicateurs séparément.

Pour évaluer la GDF, différents indicateurs ont été sélectionnés. Ce choix peut être sujet à discussion, car certains de ces indicateurs ne sont pas ceux que l'on trouve habituellement dans la littérature. Dans ce mémoire, pour des contraintes de temps, la validation des indicateurs n'a pas pu se faire en appliquant le système sur un cas réel. Une validation partielle s'est donc faite à travers les différentes sources citées pour chaque indicateur. A l'avenir, pour que le système établi obtienne plus de valeur scientifique, il faudrait qu'il soit présenté à des

experts et critiqué par ces derniers. Il pourrait aussi être mis en application et appliqué à des cas d'étude afin d'évaluer sa pertinence.

En définitive, cet ensemble d'indicateurs vise une situation idéale d'une propriété forestière, mais il est évident que le score obtenu pour une propriété dépendra du type de gestion apporté selon la vision du propriétaire. En effet, bien que certains indicateurs reflètent des conditions qui doivent être satisfaites et maximisées et ce indépendamment des objectifs du propriétaire, le poids accordé à d'autres peut quant à lui varier selon les objectifs de ce dernier. Le système ne se veut en rien obligatoire et restrictif, son but est de présenter une vision objective de l'impact d'une gestion par rapport à la GDF.

6. Références bibliographiques

- AFI. (2020). Les apports de la futaie irrégulière sur les différentes fonctions de la forêt. 24 p.
- Adam, M. C., & Kneeshaw, D. (2008). Local level criteria and indicator frameworks: A tool used to assess aboriginal forest ecosystem values. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2024-2037. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.051>
- ADEME. (2006). La récolte raisonnée des rémanents en forêt. ADEME Haute Loire. 20p. <https://www.hauteloire.fr/sites/cg43/IMG/pdf/remanents.pdf>
- Alderweireld, M., Burnay, F., Pitchugin, M., & Lecomte, H. (2015). Inventaire Forestier Wallon-Résultats 1994-2012
- Ancel, P., Lacombe, E., Krishchel, M., Messant, D., Rheinbold, G., Roger, E., Vernier, F. (2008). Guide pratique à destination des sylviculteurs de Lorraine, du Luxembourg et de la région Wallonne. Imprimerie Gyss. 50 p.
- Aureau, F. (2008). Le boisement, un bienfait pour l'eau en Bretagne. RDV techniques, n°22 (automne 2008), 44-46.
- Baar, F. (2010). Le martelage en futaie irrégulière feuillue ou résineuse. Forêt Wallonne asbl. 70p. disponible sur https://www.prosilvawallonie.be/sites/default/files/documents/fiches_techniques/MartelageFutaieIrreguliere.pdf
- Badré M. « Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : comment s'en servir ? » *Revue Forestière Française*, n° 5, 2004, p. 369. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.4267/2042/5107>.
- Bansept, A. (2013a). Eau et forêt. 1re partie : L'influence des arbres sur la quantité des eaux. *Revue forestière française*, 65(2), 145-162. <https://doi.org/10.4267/2042/51600>
- Bansept, A. (2013b). Eau et forêt. Deuxième partie : L'influence des arbres sur la qualité des eaux. *Revue forestière française*, 65(3), 207-220. <https://doi.org/10.4267/2042/51850>
- Bansept, A., Fiquepron, J., (2014). Protéger et valoriser l'eau forestière. CNPF. 164p. Disponible sur [485143_guide_eau_forestiere_05_02_2015_web_1.pdf \(cnpf.fr\)](https://www.cnpf.fr/485143_guide_eau_forestiere_05_02_2015_web_1.pdf)
- Bartenstein, K. (2005). Les origines du concept de développement durable. *Revue juridique de l'Environnement*, 30(3), 289-297. <https://doi.org/10.3406/rjenv.2005.4442>
- Barbati, A., Marchetti, M., Chirici, G., & Corona, P. (2014). European Forest Types and Forest Europe SFM indicators: Tools for monitoring progress on forest biodiversity conservation. *Forest Ecology and Management*, 321, 145-157. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.004>
- Barbault R., 2008. Ecologie générale : structure et fonctionnement de la biosphère. 6 Editions. Edition Dunod : Paris, 390p.
- Bartoli, M., & Largier, G. (1992). Vieillissements des forêts et effort de régénération. *Revue forestière française*, 44(3), 237-247. <https://doi.org/10.4267/2042/26321>
- Baudry, O. (2014). *Plan d'aménagement du Bois de Lauzelle 2015-2035*. Commandité par l'Université Catholique de Louvain. 168 p.

- Branquart, E. (2010). Normes de gestion pour favoriser la biodiversité dans les bois soumis au régime forestier (complément à la circulaire n° 2619 du 22 septembre 1997 relative aux aménagements dans les bois soumis au régime forestier). 86p. Disponible sur <http://environnement.wallonie.be/publi/dnf/normes.pdf>
- Becquey J. Et Riou-Nivert P. (1987). L'existence de " zones de stabilité " des peuplements : conséquence sur la gestion. Rev. For. Fr. 39, 323-334.
- Bouillie, J. (2006). État du réseau routier en forêt domaniale. RDV technique n° 13 (été 2006). 53-55.
- Boureau, J.-G., Cluzeau, C., Dupouey, J.-L., Gosselin, F., Gosselin, M., Hamza, N., Julliard, R., & Vallauri, D. (2007). *Evaluation des indicateurs nationaux de biodiversité forestière*.
- Bridge, S. R. J., Cooligan, D., Dye, D., Moores, L., Niemann, T., & Thompson, R. (2005). Reviewing Canada's National Framework of Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management. *The Forestry Chronicle*, 81(1), 73-80. <https://doi.org/10.5558/tfc81073-1>
- Bruciamacchie, M., & de Turckheim, B. (2008). *La Futaie Irrégulière : Théorie et pratique de la sylviculture irrégulière, continue et proche de la nature*. Édisud. 168-180.
- Bruciamacchie M., Bailly M., Schneider J.-B. [2008]. La valeur potentielle comme outil d'aide à la gestion des peuplements irréguliers. Forêt Wallonne 93 : 34-43.
- Bruxelles environnement. (2023). Fiche méthodologique : indicateurs : défoliation et structure de la couronne des hêtres et chênes en forêt de soignes bruxelloise. 5 p. Disponible sur https://environnement.brussels/sites/default/files/EE23_FM_etatsantefds_defoliation_fr.pdf
- Candaele, R., Ligot, G., Licoppe, A., Lievens, J., Fichet, V., Jonard, M., André, F., & Lejeune, P. (2023). Interspecific Growth Reductions Caused by Wild Ungulates on Tree Seedlings and Their Implications for Temperate Quercus-Fagus Forests. *Forests*, 14(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/f14071330>
- Caravaggi, A., Burton, A. C., Clark, D. A., Fisher, J. T., Grass, A., Green, S., Hobaiter, C., Hofmeister, T. R., Kalan, A. K., Rabaiotti, D., & Rivet, D. (2020). A review of factors to consider when using camera traps to study animal behavior to inform wildlife ecology and conservation. *Conservation Science and Practice*, 2(8), e239. <https://doi.org/10.1111/csp2.239>
- Carnino N., 2009. État de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site – Méthode d'évaluation des habitats forestiers. Muséum National d'Histoire Naturelle / Office National des Forêts, 49 p. https://www.tela-botanica.org/actu/IMG/Carnino_2009_methode_EC_hab_foret.pdf
- CCFM. (2003). Defining sustainable forest management in Canada: Criteria and indicators 2003. Ottawa, ON : Canadian Council of Forest Ministers.
- Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF). (2024). *Le cadre de critères et indicateurs de l'aménagement forestier durable au Canada du Conseil canadien des ministres des forêts*. Consulté 6 juillet 2024, à l'adresse <https://www.ccmf.org/communiqués/le-cadre-de-criteres-et-indicateurs-de-lamenagement-forestier-durable-au-canada/>
- Charnet F. (2018). Les sols forestiers. Edition IDF-CNPF. Paris (France). p. 160.

- Chevassus-Au-Louis, B., & Pirard, R. (2011). Les services écosystémiques des forêts et leur rémunération éventuelle. *Revue forestière française*, 63(5), 579-599.
<https://doi.org/10.4267/2042/46106>
- Claessens, H. (2016). Quelques considérations pour adapter nos forêts aux changements climatiques. *Silva Belgica*, (janvier-février 2016), 20-29.
- Claessens, L., Petit, S., & Lejeune, P. (2017). Inventaires forestiers d'aménagement : retour de formation. *Forêt.Nature*, 144 (Juillet-Août-Septembre), 40-50.
<https://hdl.handle.net/2268/226526>
- CNPF. (s.d. a). Site Internet du CNPF, Forêt et Carbone. Consulté 5 juillet 2024, à l'adresse <https://www.cnpf.fr/nos-actions-nos-outils/focus-sur-quelques-projets/foret-et-carbone>
- CNPF (s.d. b). *Les documents de gestion durable des forêts privées : PSG, CBPS, RTG*. Consulté 8 juillet 2024, à l'adresse <https://www.cnpf.fr/gestion-durable-des-forets/gestion-durable/les-documents-de-gestion-durable-des-forets-privees-psg>
- CNPF. (2020a). Label bas carbone : Méthode boisement. En ligne sur https://www.cnpf.fr/sites/socle/files/cnpf-old/methode_boisement_v2.pdf. Consulté le 11 avril 2024.
- CNPF. (2020b) Itinéraires techniques de Picea abies. Disponible sur https://www.cnpf.fr/sites/socle/files/cnpf-old/epicea_commun_compressed.pdf
- CNPF, Bretagne pays de la Loire. (2021). Connaître et utiliser la surface terrière. 2p. Disponible sur https://bretagne-paysdelaloire.cnpf.fr/sites/bretagne-paysdelaloire/files/2021-12/fiche_connaître_et_utiliser_la_surface_terrière_PDL.pdf
- CNPF, Office économique wallon du bois, cellule d'appui à la petite propriété privée, Hout Info Bois. (2021). Des accès sécurisés pour une gestion durable des massifs forestiers à l'échelle d'un territoire. Disponible sur <https://www.filiereboiswallonie.be/sites/default/files/media-documents/102-280-guide-d-amenagement-territoriale-des-acces-securises.pdf>
- Colson, V., Hebert, J., & Rondeux, J. (2002). *Forêt privée et politique forestière en Région wallonne*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/20621>
- Commission européenne. (2021). Communication de la commission au parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions : Une nouvelle stratégie de l'UE pour les forêts pour 2030. En ligne sur <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:52021DC0572> . Consulté le 05 juillet 2024.
- Compagnie Nationale des Ingénieurs et Experts Forestiers et des Experts Bois (CNIEFEB). (2014). Guide méthodologique de l'expertise en évaluation forestière. 36p. Disponible sur <https://www.asffor-investisseurs.fr/wp-content/uploads/2015/03/Guide-Version-06032015.pdf>
- Cordonnier, T., Dreyfus, P., & Trouvé, R. (2012). Quelles dimensions et quels indices d'hétérogénéité privilégier pour l'expérimentation dans les peuplements forestiers mélangés ou irréguliers ? *Revue forestière française*, 64(6), 773-788.
<https://doi.org/10.4267/2042/51115>
- Cordonnier, T., Tran-Ha, M., Piat, J., François, D., (2007). La surface terrière, méthodes de mesure et intérêts. *RDV techniques*, n°18 (automne 2007), 9-16.

- Dagnelie P., Palm R., Rondeux J., Thill A. (1999). Tables de cubage des arbres et des peuplements forestiers. Les presses agronomiques de Gembloux. Gembloux (Belgique). p. 126.
- D'andrea E., Ferretti F., Matteucci G., Zapponi L. (2016). Data collection and new indicators of sustainable forest management: the Life project ManFor C. BD. *Annals of Silvicultural Research* 40(1). 52-54.
- Deconchat, M., & Balent, G. (2004). Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : La biodiversité. *Revue forestière française*, 56(5), 419-430.
<https://doi.org/10.4267/2042/5111>
- De Harlez, T. (2023). *Inventaire de mammifères par pièges photographiques en Wallonie et optimisation des méthodes d'échantillonnage* (Master's thesis, Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège). Disponible à : <http://hdl.handle.net/2268.2/18067>.
- Département de la santé des forêts (DSF). (2018). Quantifier l'état de santé de la forêt, méthode simplifiée d'évaluation. 6p.
- Département de la santé des forêts (DSF). (2023). La méthode DEPERIS : comment quantifier et mesurer l'état de santé d'une forêt et son évolution ? Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire. Consulté 2 août 2024, à l'adresse <https://agriculture.gouv.fr/la-methode-deperis-comment-quantifier-et-mesurer-letat-de-sante-dune-foret-et-son-evolution>
- Dubourdieu, J.. (1997). Manuel d'aménagement forestier. ONF. 244 p.
- Dubourg, C. (2018). *Élaboration d'un outil d'auto-évaluation de la fonction de production pour une forêt gérée durablement à destination des propriétaires privés wallons* (Master's thesis, Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège). Disponible à : <http://hdl.handle.net/2268.2/5175>
- Duvernoy, J. (2022). Panorama en Europe et en France des effets présents et à venir du changement climatique. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 106(2), 21-26. <https://doi.org/10.3917/re1.106.0021>
- Edwards, D., Jay, M., Jensen, F., Lucas, B., Marzano, M., Montagne, C., Peace, A., & Weiss, G. (2010). *Assessment of the recreational value of European forest management alternatives*.
- Edwards, D., Jay, M., Jensen, F. S., Lucas, B., Marzano, M., Montagné, C., Peace, A., & Weiss, G. (2012). Public preferences for structural attributes of forests: Towards a pan-European perspective. *Forest Policy and Economics*, 19, 12-19.
<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.07.006>
- EforOwn. 2018. Que valent mes bois ? Disponible sur https://eforown.ctfc.cat/pdf/33_Que_valent_mes_bois.pdf
- Emberger, C., Beaudesson, P., Bertrand, P., Blanchard, P., Brossier, P., Fiquepron, J., Gonin, P., Mani, R. 2017. *La biodiversité en forêt privée : une richesse à préserver*. Centre National de la Propriété Forestière (CNPFF). Septembre 2017. 32 p.
- European Forest Institute (EFI). (2013). Implementing Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management in Europe. 132 p. https://www.ci-sfm.org/uploads/CI-SFM-Final_Report.pdf
- FAO. (2019). The Road to Restoration: A Guide to Identifying Priorities and Indicators for Monitoring Forest and Landscape Restoration. 78 p.

- FAO. (n.d). Aménagement de chemin forestiers. Consulté 30 juillet 2024, à l'adresse <https://www.fao.org/4/V6530F/v6530f06.htm>
- Fichefet, V., Branquart, E., Claessens, H., Delescaille, L.-M., Dufrière, M., Graitson, E., Paquet, J.-Y., & Wibail, L. (2011). *Milieux ouverts forestiers, lisières et biodiversité : De la théorie à la pratique*. Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (Service Public de Wallonie – Direction générale de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement). Série « Faune – Flore – Habitats », n° 7.
- Fichier écologique des essences. s.d. En ligne sur <https://www.fichierologique.be>. Consulté le 30 avril 2024
- Filyushkina, A., Agimass, F., Lundhede, T., Strange, N., & Jacobsen, J. B. (2017). Preferences for variation in forest characteristics: Does diversity between stands matter? *Ecological Economics*, 140, 22-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.010>
- Fiquepron, J., Garcia, S., & Stenger, A. (2013). Land use impact on water quality: Valuing Forest services in terms of the water supply sector. *Journal of Environmental Management*, 126, 113-121. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.002>
- Fiquepron, J., Picard, O., Toppan, E. (2012). Des forêts pour l'eau potable : la forêt protège votre eau, les forestiers fournissent et proposent des services pour une eau de qualité. Forêt privée française, Octobre 2012. 32P.
- Forest Europe, 2011: Oslo Ministerial Decision: European Forests 2020. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. 14–16 June, Oslo.
- Frisson, G., Monty, A., & Mahy, G. (2011). L'adaptation au changement climatique en région wallonne : Fiche thématique. ECORES-TEC. Région wallonne. Etude adaptation changement climatique. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/113404/1/fiche_foret.pdf
- FSC. (2017). Référentiel FSC® pour la Gestion Responsable des Forêts Françaises. FSC France. Vannes. 68 p.
- Gaudin, S., Theisen, P., Vanderheeren, N.. (2005). Mieux connaître sa forêt grâce à la typologie des peuplements. CRPF. 24p. <http://www.sylvaingaudin.fr/PDF/Typopeup.pdf>
- Gosselin, M. (2004). Impacts des modalités d'exploitation : Perturbations du sol, devenir des rémanents. In *Biodiversité et gestion forestière : Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique* (p. 257-269). Cemagref Editions. <https://hal.science/hal-00493138>
- Gundersen, V.S., Frivold, L.H.. (2008). Public preferences for forest structures: a review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban For. Urban Green*. 7: 241–258. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2008.05.001>.
- Hagan, John M., et Andrew A. Whitman. Biodiversity Indicators for Sustainable Forestry: Simplifying Complexity. *Journal of Forestry* 104, n° 4 (1 juin 2006): 203-10. <https://doi.org/10.1093/jof/104.4.203>
- Hébert, J., Bourland, N., & Rondeux, J. (2005). Estimation de l'accroissement et de la production forestière à l'aide de placettes permanentes concentriques. *Annals of Forest Science*, 62(3), 229-236. hal-00883878f
- Hénon, JM., Martinant, S. (2005). Non-sens forestier, hérésie économique !, *Espaces naturels*, juillet 2005, n°11. Disponible sur : <http://www.espaces-naturels.info/non-sens-forestier-heresie-economique>

- Hickey, G. M., & Innes, J. L. (2008). Indicators for demonstrating sustainable forest management in British Columbia, Canada: An international review. *Ecological Indicators*, 8(2), 131-140. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.005>
- History of the Montréal Process*. (2018). https://montreal-process.org/The_Montreal_Process/About_Us/history.shtml
- Holvoet, J., Deflandre, N., Fonteyn, D., Doucet, J-L., Vermeulent, C. (2021). Choix du site d'installation du piège photographique en forêt. Liège université Gembloux Agro-Bio Tech. 4p. https://www.gembloux.ulg.ac.be/faunefac/wp-content/uploads/sites/75/2021/09/GuideInstallationPiege_V2.pdf
- Huberdeau, P. (2019). *Apport de la photo-identification pour l'étude de la faune sauvage : Enjeux et perspectives pour la conservation des espèces*. Thèse n° 108, VetAgro Sup, Campus Vétérinaire de Lyon. Thèse présentée à l'Université Claude-Bernard - Lyon I (Médecine - Pharmacie).
- Hunter, M. (1996). *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell Science, Inc., Cambridge, MA. 482 p.
- ITTO. (2011). *Twenty-five success stories: illustrating ITTO's 25-year quest to sustain tropical forests*. Yokohama, Japan.
- ITTO. (2016). *Criteria and indicators for the sustainable management of tropical forests*. ITTO Policy Development Series No. 21. International Tropical Timber Organization, Yokohama, Japan.
- ITTO. (2024). *Sustainable forest management*. ITTO International Tropical Timber Organization. Consulté 7 mars 2024, à l'adresse https://www.itto.int/sustainable_forest_management/
- Jactel, H., Marie Laure M. L. Desprez Loustau, Benoit Marçais, Dominique Piou, Christelle Robinet, et al.. (2012). Evolution des risques biotiques en forêt. *Innovations Agronomiques*, 18, pp.87-94. <https://hal.inrae.fr/hal-02641969>
- Jandl, R., Vesterdal, L., Olsson, M., Bens, O., Badeck, F., & Roc, J. (2007). Carbon sequestration and forest management. *CABI Reviews*, 2007, 16 pp. <https://doi.org/10.1079/PAVSNR20072017>
- Jenni R. (2008). Quel peuplement pour quelle protection des eaux souterraines ? Entre idées reçues et faits démontrés. *RDV techniques*, n°22 (automne 2008), 30-33.
- Keenan, R., Reams, G., Freitas, J., Lindquist, E., Achard, F., Grainger, A., (2015). Dynamics of global forest area: results from the 2015 Global Forest Resources Assessment. *Forest Ecol. Manage.* 352, 9–20.
- Kneeshaw, D. D., Leduc, A., Messier, C., Drapeau, P., Gauthier, S., Paré, D., Carignan, R., Doucet, R., & Bouthillier, L. (2000). Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *The Forestry Chronicle*, 76(3), 481-493. <https://doi.org/10.5558/tfc76481-3>
- Koestel, G., Lecomte, H., & Rondeux, J. (2002). *La gestion forestière durable en Région wallonne : l'apport de l'inventaire permanent*. Les Cahiers Forestiers de Gembloux, n°26.
- Krumm, F., Rigling, A., Bollmann, K., Brang, P., Duerr, christoph, Gessler, A., Schuck, A.,

- Schulz, T., & Winkel, G. (2020). *Synthesis : Improving biodiversity conservation in European managed forests needs pragmatic, courageous, and regionally-rooted management approaches.*
- Lammerts van Bueren, M.E., Blom, E.M., (1997). Hierarchical Framework for the Formulation of Sustainable Forest Management Standards (Principles, Criteria and Indicators). The Tropenbos Foundation, Leiden, The Netherlands
- Landmann, G., Delay, M., Marquet, G., Bergès, L., Collet, C., et al.. (2023). Expertise collective CRREF “ Coupes Rases et Renouvellement des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique ”: Rapport scientifique de l’expertise. GIP ECOFOR; RMT AFORCE. 782p. <https://hal.science/hal-04246488>
- Larrieu, L., & Gonin, P. (2008). L’indice de biodiversité potentielle (ibp) : Une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française*, 6. <https://doi.org/10.4267/2042/28373>
- Larrieu L, Gonin P, Deconchat M. (2012). Le domaine d’application de l’Indice de biodiversité potentielle (IBP). *Revue Forestière Française*, LXIV, 5-2012: 701-710.
- Larrieu L, Gonin P. (2013). Fiche de définition IBP. Domaines atlantique et continental. Région méditerranéenne. v2.7. CNPF-IDF, INRA Dynafor, mise à jour du 29/03/13, p. 2. Disponible sur : <http://www.foretriveefrancaise.com/ibp/>.
- Larrieu, L., Gonin P.. (2022). Méthodes de relevé de l’Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). CNPF, INRAE Dynafor, 25 p. <https://www.cnpf.fr/sites/socle/files/2022-11/IBP%20m%C3%A9thodes%20v221010.pdf>
- Latham, P. A., Zuuring, H. R., & Coble, D. W. (1998). A method for quantifying vertical forest structure. *Forest Ecology and Management*, 104(1), 157-170. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00254-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00254-5)
- Latte, N., Colinet, G., Fayolle, A., Lejeune, P., Hébert, J., Claessens, H., & Bauwens, S. (2013). Description of a new procedure to estimate the carbon stocks of all forest pools and impact assessment of methodological choices on the estimates. *European Journal of Forest Research*, 132(4), 565-577. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0701-6>
- Latte, N., Perin, J., Lejeune, P., Claessens, H. (2022). Le point sur l’équilibre feuillus/résineux et son évolution en forêt wallonne. *Forêt.Nature*, n°165 (octobre-novembre-décembre), 30-39.
- Latte, N., Perin, J., Lejeune, P. (2016). Évolution récente des surface forestières et de la régénération des coupes rases en Wallonie. *Forêt.Nature*, n°141 (octobre-novembre-décembre 2016) , 46-51.
- Laurent, C. Himpens, S. (2017). Le changement climatique et son impact sur les forêts wallonnes recommandations aux décideurs, aux propriétaires et aux gestionnaires. SPW Editions. <http://biodiversite.wallonie.be/servlet/Repository/changements-climatiques-brochurerecommandations-2017.pdf?ID=38830>
- Laurent C., Perrin D., Bemelmans D., Carnol M., Claessens H., De Cannière C., François L., Gerard E., Gregoire J.-C., Herman M., Marbaix P., Peremans V., Ponette Q., Quevy B., Rondeux J., Serusiaux E., Van Ypersele J.-P. & Vincke C. (2009). Le changement climatique et son impact sur les forêts wallonnes recommandations aux décideurs, aux propriétaires et aux gestionnaires. SPW Editions.

<http://biodiversite.wallonie.be/servlet/Repository/changements-climatiques-brochurerecommandations-2017.pdf?ID=38830>

- Lecomte, H., Koestel, G., & Rondeux, J. (1999). La gestion forestière durable en Région wallonne : L'apport de l'inventaire permanent - Partie 2 : Intégration des indicateurs à l'inventaire. *Silva Belgica*, 106(2). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/98625>
- Legay M., Mortier F., Mengin-Lecreux P. & Cordonnier T. (2007). La gestion forestière face aux changements climatiques : tirons les premiers enseignements. Rendez-vous techniques de l'ONF, hors-série 3: 95-102.
- Législation/Code de l'eau. (2018). Consulté 8 juillet 2024, à l'adresse <http://environnement.wallonie.be/LEGIS/Codeenvironnement/codeeaudecret.htm>
- Legout, A., Richter, C., Pousse, N., van Der Heijden, G., Morel, J.-L., Charnet, F., Simonnot, M.-O., & Ranger, J. (2014). Compensation des exportations minérales et remédiations aux dégradations des sols. Compte rendu de l'atelier 3. *Revue forestière française*, 66(4), 547-557. <https://doi.org/10.4267/2042/56567>
- Lehaire, F., Morelle, K., Licoppe, A., & Lejeune, P. (2013). *Les enclos-exclos : une technique éprouvée pour l'évaluation et le monitoring de l'équilibre forêt-grande faune*.
- Lejeune, P., Petit, S. (2016). Inventaires forestiers d'aménagement : Guide à destination des utilisateurs. Forêt Wallonne asbl. Disponible sur <https://www.gembloux.ulg.ac.be/gestion-des-ressources-forestieres/wp-content/uploads/sites/25/2020/03/IFA-2016-Inventaire-Forestier-dAmenagement.-Guide-%C3%A0-destination-des-utilisateur-annotated.pdf>
- Lejeune, P., Thibaut, A., Pauwels, D. (2002). Un modèle de gestion informatisé pour les plantations d'épicéa commun en Ardenne belge. Les Cahiers Forestiers de Gembloux, n°24.
- LEVREL (H.). — Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ? — IFB, CERSP, octobre 2007.—94 p.
- Lindenmayer, David B., Margules, C.R., Botkin, D.B.. (2000). Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, vol. 14, n° 4, août 2000, p. 941-50. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x>
- Lindgren, P. M. F., & Sullivan, T. P. (2001). Influence of alternative vegetation management treatments on conifer plantation attributes: Abundance, species diversity, and structural diversity. *Forest Ecology and Management*.
- Linsler, S., Wolfslehner, B., Asmar, F., Bridge, S. R. J., Gritten, D., Guadalupe, V., Jafari, M., Johnson, S., Laclau, P., & Robertson, G. (2018). 25 Years of Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management: Why Some Intergovernmental C&I Processes Flourished While Others Faded. *Forests*, 9(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/f9090515>
- Maaf, IGN. (2016). Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, édition 2015, Résultats. Maaf-IGN, Paris, 343 p.
- MacDicken, Kenneth G., Sola, P., Hall, J., Sabogal, C., Tadoum, M., de Wasseige, C.. (2015). Global Progress toward Sustainable Forest Management. *Forest Ecology and Management*, vol. 352, septembre 2015, p. 47-56. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.005>.

- Maes, W. H., Fontaine, M., Rongé, K., Hermy, M., & Muys, B. (2011). A quantitative indicator framework for stand level evaluation and monitoring of environmentally sustainable forest management. *Ecological Indicators*, 11(2), 468-479. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.07.001>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing
- Manise, T., & Vincke, C. (2014). Impacts du climat et des déficits hydriques stationnels sur la croissance radiale du hêtre, du chêne, de l'épicéa et du douglas en Wallonie. *Forêt Wallonne*, 129.
- McNeely, J. A. (1994). Lessons from the past: Forests and biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, 3(1), 3-20. <https://doi.org/10.1007/BF00115329>
- MCPFE. (2000): MCPFE Work Programme on the Follow-up of the Third Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe - Executive Summary. Vienna, MCPFE Liaison Unit.
- MCPFE. (2002a): Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. MCPFE Expert Level Meeting, 7–8 October 2002, Vienna, Austria.
- MCPFE. (2002b): Background Information on Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management, MCPFE Expert Level Meeting 7–8 October 2002. Vienna, MCPFE Liaison Unit
- MCPFE. (2003). Improved Pan-European indicators for sustainable forest management as adopted by the MCPFE expert level meeting 7– 8 October 2002, Vienna, Austria. Disponible en ligne sur www.mcpfe.org
- Mendoza, G.A. et Prabhu, R.. (2000). Development of a Methodology for Selecting Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management: A Case Study on Participatory Assessment ». *Environmental Management*, vol. 26, n° 6, décembre 2000, p. 659-73. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s002670010123>.
- Mendoza, G. A., R. Prabhu, D. Sukadri, H, Purnomo, and H. Hartanto. (1998). Manual: Using multi-criteria analysis as decision tool for applying the CIFOR generic C&I template. CIFOR Special Publication.
- Meybeck, A. (2012). Building resilience for adaptation to climate change in the agriculture sector.
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press. p. 100
- Ministres responsables des forêts en Europe. (2008). 5^{ème} Conférence ministérielle pour la protection des forêts en Europe. En ligne sur https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2017/01/warsaw_french.pdf. Consulté le 30 avril 2024.
- Molines, L.. (2019). Le traitement irrégulier des forêts : Grille simplifiée d'analyse des peuplements. CNPF. 4p. https://occitanie.cnpf.fr/sites/socle/files/cnpf-old/grille_d_analyse_des_peuplements_fie.pdf
- Molines, L., Sevrin, E., Valengin, F.-X.. (2019). Principaux types de peuplements et sylvicultures associées : Décrire mes peuplements pour optimiser la gestion en deux étapes. E-for-own. 23p. https://eforown.ctfc.cat/pdf/13.e_Principaux_types_de_peuplements_et_sylvicultures_associees.pdf

- Montagné-Huck, C. et Niedzwiedz, A.. (2012). De la définition et l'usage des indicateurs de gestion durable des forêts : un point de vue économique et social . *Revue Forestière Française*, n° 5, 2012. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.4267/2042/50650>.
- Morel, M., & Terreaux, J.-P. (1995). L'estimation de la valeur des forêts a travers un exemple : Entre simplification abusive et complexité du réel. *Revue forestière française*, 47(2), 151-161. <https://doi.org/10.4267/2042/26639>
- Morgenstern, E. K. (2007). The origin and early application of the principle of sustainable forest management. *The Forestry Chronicle*, 83(4), 485-489. <https://doi.org/10.5558/tfc83485-4>
- Mrosek, T. (2002). *Development and testing of a criteria and indicators system for sustainable forest management at the local level. Case study at the Haliburton Forest Wild Reserve Ltd., Canada* [Thesis]. <https://tspace.library.utoronto.ca/handle/1807/119222>
- Naturefrance. (2023). *Prélèvements de bois en forêt au regard de l'accroissement des arbres*. (2023, janvier 31). Naturefrance. <http://naturefrance.fr/indicateurs/prelevements-de-bois-en-foret-au-regard-de-laccroissement-des-arbres>
- OEWB. (2021). *PanoraBois Wallonie, édition 2021*. Office économique wallon du bois (OEWB). Marche-en-Famenne (Belgique). 111 p.
- O'Hara, K.L. (2016). What is close-to-nature silviculture in a changing world? *Forestry* 2016; 89, 1–6, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpv043>
- Onaindia, M., Dominguez, I., Albizu, I., Garbisu, C., & Amezaga, I. (2004). Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. *Forest Ecology and Management*, 195(3), 341-354. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.059>
- Office National des Forêts (ONF). (2008). *Forêt communale de Montreux – Vieux : Révision d'aménagement forestier 2008-2027*. 52 p. <http://hdl.handle.net/2078.1/76296>
- Paillet, Y., & Gosselin, M. (2011). Relations entre les pratiques de préservation de la biodiversité forestière et la productivité, la résistance et la résilience : Etat des connaissances en forêt tempérée européenne. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 11 Numéro 2*, Article Volume 11 Numéro 2. <https://doi.org/10.4000/vertigo.11133>
- Pairon, M., Vervoort, A., & Jacquemart, A. L. (2006). Le cerisier tardif (*Prunus serotina*), biologie et moyens de lutte. *Forêt wallone*, 83, 22-31.
- Paracchini, M. L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J. P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez-Soba, M., Scholefield, P. A., & Bidoglio, G. (2014). Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators*, 45, 371-385. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.018>
- Pardo, L. H., Duarte, N., Van Miegroet, H., Fisher, L. S., & Robin-Abbott, M. J. (2018). *Critical Loads of Sulfur and Nitrogen and Modeled Effects of Deposition Reduction for Forested Ecosystems of Great Smoky Mountains National Park*. United States Department of Agriculture.
- PEFC, DNF, SRFB. (2013). *Guide pratique pour la gestion durable des forêts : Charte PEFC 2013-2018 à destination des propriétaires privés et publics*. SPW Editions, ressources naturelles. Jambes (Belgique). 112 p.

- PEFC. (2024). *What is sustainable forest management?* Consulté 2 mars 2024, à l'adresse <https://www.pefc.org/what-we-do/our-approach/what-is-sustainable-forest-management>
- Pereira V. et Ferry O. (2008). Gestion de l'eau : quels enjeux pour la forêt et les forestiers ? RDV techniques, n°22 (automne 2008), 22-24.
- Peyron, J.-L., Terreaux, J.-P., Calvet, P., & Guo, B. (1998). Principaux critères économiques de gestion des forêts : Analyse critique et comparative. *Annales des sciences forestières*, 55(5), 523-551.
- PRACTIC'SOL. (2021). Guide sur la praticabilité des parcelles forestières. ONF. 48 p. Numéro ISBN : 978-2-84207-500-10
- Prins, K., Köhl, M., & Linsler, S. (2023). Is the concept of sustainable forest management still fit for purpose? *Forest Policy and Economics*, p. 157, 103072. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2023.103072>
- Rametsteiner, E., & Simula, M. (2003). Forest certification—An instrument to promote sustainable forest management? *Journal of Environmental Management*, 67(1), 87-98. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00191-3](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00191-3)
- Ranger, J., Augusto, L., Berthelot, A., Bouchon, J., Cacot, E., Dambrine, É., Gavaland, A., Laclau, J.-P., Legout, A., Nicolas, M., Nys, C., Ponette, Q., Ottorini, J.-M., & Saint-André, L. (2011). Sylviculture et protection des sols. *Revue forestière française*, 63(2), 245-264. <https://doi.org/10.4267/2042/45211>
- Reimoser, F., Armstrong, H., & Suchant, R. (1999). Measuring forest damage of ungulates: What should be considered. *Forest Ecology and Management*, 120(1), 47-58. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00542-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00542-8)
- Rondeux, J., Bertini, R., Bastrup-Birk, A., Corona, P., Latte, N., McRoberts, R. E., Ståhl, G., Winter, S., & Chirici, G. (2012). Assessing Deadwood Using Harmonized National Forest Inventory Data. *Forest Science*, 58(3), 269-283. <https://doi.org/10.5849/forsci.10-057>
- Rovero, F., Tobler, M., & Sanderson, J. (2010). *Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates*.
- Rupil L., Castro A., CNPF-CRPF Nouvelle-Aquitaine, Salamens J.-C. (2019). Quels outils pour estimer les stocks de carbone du pin maritime dans les Landes ? Forêt-entreprise, n° 245 (2019), 38-42.
- Sanchez, C. (2012). Synthèse des méthodes d'irrégularisation des pessières pour la Wallonie : vers une sylviculture durable, des écosystèmes diversifiés et des revenus soutenus. Forêt Wallonne asbl. 48 p. https://www.prosilvawallonie.be/sites/default/files/documents/fiches_techniques/irregulierFR.pdf
- Sanchez, C. (2013a). La sylviculture mélangée à couvert continu en pratique : Exemple de la circulaire n° 2718 du DNF en Wallonie. Forêt.Nature. 60 p. <https://foretnature.be/wp-content/uploads/2023/02/infoPS-2022.pdf>
- Sanchez, C. (2013b). La sylviculture Pro Silva en Wallonie : Mesures et recommandations du DNF. Forêt Wallonne asbl. 64 p. <https://www.prosilvawallonie.be/sites/default/files/documents/infoProSilva.pdf>
- Santos, A., Carvalho, A., Barbosa-Póvoa, A. P., Marques, A., & Amorim, P. (2019).

- Assessment and optimization of sustainable forest wood supply chains – A systematic literature review. *Forest Policy and Economics*, 105, 112-135. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.05.026>
- Sherry, E., Halseth, R., Fondahl, G., Karjala, M., Leon, B., 2005. Local-level criteria and indicators: an Aboriginal perspective on sustainable forest management. *Forestry* 78, 513–539
- Sollmann, R. (2018). A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology*, 56(4), 740-749. <https://doi.org/10.1111/aje.12557>
- Silvennoinen, H., Pukkala, T., Tahvanainen, L., 2002. Effects of cuttings on the scenic beauty of a tree stand. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17, 263–273.
- SPW. (2008). 8. Wallex. Consulté 4 avril 2024, à l'adresse <http://wallex.wallonie.be/cms/render/live/fr/sites/wallex/contents/acts/4/4532/8.html>
- SPW. (2018). *Évolution des populations d'ongulés sauvages—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. Consulté 11 avril 2024, à l'adresse http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicat_orsheets/FFH_10.html
- SPW. (2019). *Indicateurs de biodiversité en forêt—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. Consulté 3 avril 2024, à l'adresse http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicat_orsheets/FFH_3.html
- SPW. (2022). *Listes rouges des espèces et priorités de conservation—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. Consulté 30 avril 2024, à l'adresse http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicat_orsheets/FFH_5.html
- SPW. (2022b). *Plans d'aménagement forestier—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. Consulté 25 avril 2024, à l'adresse http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicat_orsheets/FFH_14.html
- SPW. (2022c). *Certification des forêts—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. Consulté 6 juillet 2024, à l'adresse http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicat_orsheets/FFH_13.html
- SPW. (2022d). *Matières en suspension dans les eaux de surface*. Etat de l'environnement wallon. Consulté 25 avril 2024, à l'adresse <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAU%2011.html>
- SPW. (2023). *Ressources forestières—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. Consulté 6 juillet 2024, à l'adresse http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicat_orsheets/RESS_4.html
- SRFB. (2024a). Brochure informative sur l'équilibre forêt-gibier pour le propriétaire forestier. 2p. https://srfb.be/wp-content/uploads/2024/01/PEFC_2024_FORET_GIBIER_BR_PROPRIETAIRE-1.pdf
- SRFB. (2021). Cahier des charges pour la vente et l'exploitation de bois sur pied en forêt

- privée. 29p. Disponible sur https://srfb.be/wp-content/uploads/2024/01/PEFC_2021_CAHIER_CHARGE_VENTE_BOIS_OEUVR_E-1.pdf
- SRFB. (2024b). Charte d'engagement pour la gestion forestière durable PEFC en région Wallonne à partir de janvier 2024. 4 p. PEFC_2024_CHARTE_SRFB_PEFC_2024_VF_2-1.pdf
- SRFB. (2024c). Etat des lieux des impacts négatifs liés aux grands ongulés : cerfs, chevreuils, sangliers. 2p. Disponible sur https://srfb.be/wp-content/uploads/2024/01/PEFC_2024_FORET_GIBIER_BR_IMPACT_NEGATIF-1.pdf
- SRFB. (2019). Une forêt, que puis-je en faire ? Vade-mecum du nouveau propriétaire. brochure_notaire_WALLON_bassedef.pdf (srfb.be) Consulté le 23 février 2024.
- Steenberg, J. W. N., Duinker, P. N., Van Damme, L., & Zielke, K. (2012). Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management in a Changing Climate: An Evaluation of Canada's National Framework. *Journal of Sustainable Development*, 6(1), p32. <https://doi.org/10.5539/jsd.v6n1p32>
- Stork, N.E., Boyle, T.J.B., Dale, V., Eeley, H., Finegan, B., Lawes, M., Manokaran, N., Prabhu, R., Soberon, J. (1997). *Criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: Conservation of biodiversity*. Center for International Forestry Research (CIFOR). <https://doi.org/10.17528/cifor/000077>
- Tahvanainen, L., Tyrväinen, L., Ihalainen, M., Vuorela, N., & Kolehmainen, O. (2001). Forest management and public perceptions—Visual versus verbal information. *Landscape and Urban Planning*, 53(1), 53-70. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00137-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00137-7)
- The Montréal Process Criteria and Indicators*. (2024). [https://montreal-process.org/The Montreal Process/Criteria and Indicators/index.shtml](https://montreal-process.org/The_Montreal_Process/Criteria_and_Indicators/index.shtml)
- Thiry, V. (2019). Notice méthodologique : indicateurs de biodiversité en forêt. Etat de l'environnement wallon. 11p. Disponible sur : http://etat.environnement.wallonie.be/files/indicateurs/FFH/FFH%203/Notice%20m%c3%a9thodologique_Indicateurs%20de%20biodiversit%c3%a9%20en%20for%c3%aat_%c3%89dition%202019_.pdf
- Titeux, H. (2020). Suivi de l'état sanitaire des arbres en forêt de Soignes bruxelloise 2020. 81 p. Disponible sur https://document.environnement.brussels/opac_css/elecfile/Etat_Sanitaire_FdS_2020
- United Nations Conference on Environment and Development (UNCED). (1992). Agenda 21: The United Nations program of action from Rio. New York, NY: United Nations.
- U.S. Agency for International Development (USAID). (2004). Informations relatives au processus d'élaboration et de mise en œuvre de plan d'aménagement et/ou plan simple de gestion des forêts. 15 p. https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/pnadc482.pdf
- Van Cauwenbergh, N., Biala, K., Bielders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., Garcia Ciudad, V., Hermey, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vanclooster, M., Van der Veken, B., Wauters, E., & Peeters, A. (2007). SAFE—A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(2), 229-242. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.006>

- Van Keymeulen, V., Claessens, H., & Ligot, G. (2022). *Qu'est ce qui plait aux visiteurs de la forêt ? Tour d'horizon des préférences liées aux caractéristiques de la forêt et aux modes de gestions des peuplements*. *Forêt.Nature* 163, 24-33. <https://www.gembloux.ulg.ac.be/gestion-des-ressources-forestieres/2022/08/03/quest-ce-qui-plait-aux-visiteurs-de-la-foret-tour-dhorizon-des-preferences-liees-aux-caracteristiques-de-la-foret-et-aux-modes-de-gestion-des-peuplements/>
- Van Keymeulen, V. (2022). *Les services écosystémiques socio-culturels rendus par les forêts : Quel lien à la gestion et aux caractéristiques des peuplements ? Un état de la littérature*.
- Van Kooten, G. C., Nelson, H. W., & Vertinsky, I. (2005). Certification of sustainable forest management practices: A global perspective on why countries certify. *Forest Policy and Economics*, 7(6), 857-867. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2004.04.003>
- Van Loy, K., Vandekerkhove, K., & Van Den Meersschaut, D. (2003). Assessing and monitoring the status of biodiversity-related aspects in Flemish forests by use of the Flemish Forest inventory data. In P-M. Corona, M. Köhl, & M. Marchetti (Eds.), In: Corona P., Köhl M. & Marchetti M. (eds). *Advances in forest inventory for sustainable forest management and biodiversity monitoring* (pp. 405-430). (Forestry Sciences series; Vol. 76).
- Waldner, P., Thimonier, A., Graf Pannatier, E., Etzold, S., Schmitt, M., Marchetto, A., Rautio, P., Derome, K., Nieminen, T. M., Nevalainen, S., Lindroos, A.-J., Merilä, P., Kindermann, G., Neumann, M., Cools, N., de Vos, B., Roskams, P., Verstraeten, A., Hansen, K., Pihl Karlsson, G., Dietrich, H.-P., Raspe, S., Fischer, R., Lorenz, M., Iost, S., Granke, O., Sanders, T. G. M., Michel, A., Nagel, H.-D., Scheuschner, T., Simončič, P., von Wilpert, K., Meesenburg, H., Fleck, S., Benham, S., Vanguelova, E., Clarke, N., Ingerslev, M., Vesterdal, L., Gundersen, P., Stupak, I., Jonard, M., Potočić, N., & Minaya, M. (2015). Exceedance of critical loads and of critical limits impacts tree nutrition across Europe
- Wang, Sen, et Bill Wilson. « Pluralism in the Economics of Sustainable Forest Management ». *Forest Policy and Economics*, vol. 9, n° 7, avril 2007, p. 743-50. *DOI.org (Crossref)*, <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2006.03.013>.
- Wijewardana, D. (2008). Criteria and indicators for sustainable forest management: The road travelled and the way ahead. *Ecological Indicators*, 8(2), 115-122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.003>
- Wolfslehner, B., & Vacik, H. (2011). Mapping indicator models: From intuitive problem structuring to quantified decision-making in sustainable forest management. *Ecological Indicators*, 11(2), 274-283. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.05.004>
- Woodley, S., Alward, G., Iglesias Gutierrez, L., Hoekstra, T., Holt, B., Livingston, L., Loo, J., Skibicki, A., Williams, C., Wright, P. (1999). *North America Test of Criteria and Indicators of Sustainable Forestry*. USDA Forest Service: Inventory and Monitoring Institute.

7. Annexes

Annexe 1 :

Tableau issu de l'annexe 2 du document du CNPF (2020a)

Essence	Infradensité (tMS/m ³)
Alisier torminal	0,62
Arbousier	0,64
Aulne vert	0,42
Grands aulnes	0,42
Bouleaux	0,52
Cèdre de l'Atlas	0,36
Charme	0,61
Charme-houblon	0,66
Châtaignier	0,47
Chêne chevelu	0,67
Chêne-liège	0,70
Chêne pédonculé	0,54
Chêne pubescent	0,65
Chêne rouge d'Amérique	0,56
Chêne rouvre (sessile)	0,58
Chêne tauzin	0,64
Chêne vert	0,73
Chênes indifférenciés	0,56
Cornouiller mâle	0,74
Cyprès	0,40
Cytise aubour	0,60
Douglas	0,43
Epicéa commun	0,37
Epicéa de Sitka	0,36
Grands érables	0,51
Petits érables	0,56
Eucalyptus	0,56
Genévrier thurifère	0,48
Hêtre	0,55
Frênes	0,56
Fruitiers	0,58
If	0,58
Mélèze d'Europe	0,48
Mélèze du Japon	0,42
Merisier	0,50
Micocoulier	0,55
Mûrier	0,53
Noisetier	0,52
Noyer	0,52
Olivier	0,75
Ormes	0,52
Peupliers cultivés	0,35
Peupliers non cultivés	0,37

Annexe 2 :

Fiche de définition de l'IBP

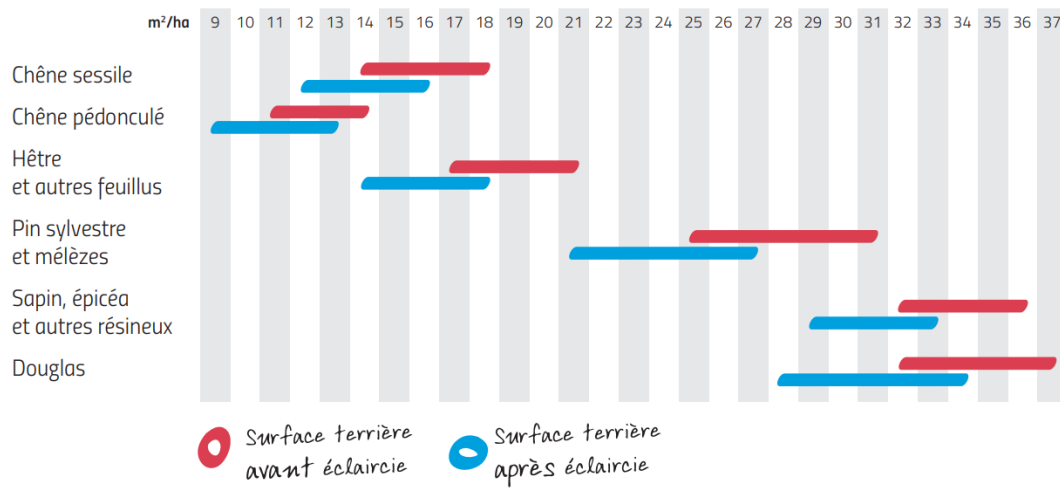
FICHE DE DEFINITION IBP - domaines atlantique et continental		score																
Facteurs liés au peuplement et à la gestion forestière																		
A - Essences autochtones	Compter les essences autochtones : - dans la liste de genres suivante (sans distinction d'espèces) à restreindre aux essences autochtones de la région : Alisier, Cormier et Sorbier (= Sorbus) / Aulne / Bouleau / Charme / Charme houblon / Châtaignier / Chêne à feuilles caduques / Chêne à feuilles persistantes / Epicéa / Erable / Frêne / Hêtre / If / Mélèze / Merisier et Cerisier (=Prunus) / Noyer (commun) / Orme / Peuplier et Tremble / Pin / Poirier / Pommier / Sapin / Saule / Tilleul - arbre vivant h > 50 cm (quel que soit son stade de développement) ou arbre mort	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="3">Nombre de genres</th> </tr> <tr> <th></th> <th>collinéen & mont.</th> <th>subalpin</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0, 1 ou 2</td> <td>0 ou 1</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>3 ou 4</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>5 et +</td> <td>3 et +</td> </tr> </tbody> </table>		Nombre de genres				collinéen & mont.	subalpin	0	0, 1 ou 2	0 ou 1	2	3 ou 4	2	5	5 et +	3 et +
		Nombre de genres																
	collinéen & mont.	subalpin																
0	0, 1 ou 2	0 ou 1																
2	3 ou 4	2																
5	5 et +	3 et +																
score plafonné à 2 si le couvert libre de l'ensemble des essences autochtones < 10 % de la surface décrite																		
B - Structure verticale de la végétation	Compter le nombre de strate, quelle que soit l'essence (autochtone ou non) : - parmi les 4 strates suivantes : - strate herbacée et semi-ligneuse - sur les ligneux, strate occupée par le feuillage bas (< 7 m) / intermédiaire (7 - 20 m) / haut (> 20 m) - 1 ligneux est compté dans toutes les strates occupées par son feuillage - ne compter que les strates couvrant au moins 20 % de la surface décrite	<table border="1"> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>: 1 ou 2 strates</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>: 3 strates</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>: 4 strates</td> </tr> </tbody> </table>		0	: 1 ou 2 strates	2	: 3 strates	5	: 4 strates									
0	: 1 ou 2 strates																	
2	: 3 strates																	
5	: 4 strates																	
C - Bois mort sur pied de grosse circonférence	Compter le nombre de bois mort sur pied, quelle que soit l'essence (autochtone ou non) : - que ce soit des arbres morts, des chandelles ou des souches - hauteur ≥ 1 m et grosseur à 1,3 m : - cas général : C ≥ 120 cm (D ≥ 40 cm) - cas des stations peu à très peu fertiles et de l'étage subalpin (sauf pour les Pins) ou des essences n'atteignant jamais de très grosse dimension (Aulne blanc et A. de Corse, Erable à feuilles d'obier et E. de Montpellier, Poiriers, Pommier, Sorbiers autres qu'Alisier terminal et Cormier...) : C ≥ 60 cm (D ≥ 20 cm)	<table border="1"> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>: < 1 pied/ha</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>: ≥ 1 et < 3 pieds/ha</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>: 3 pieds/ha et plus</td> </tr> </tbody> </table>		0	: < 1 pied/ha	2	: ≥ 1 et < 3 pieds/ha	5	: 3 pieds/ha et plus									
0	: < 1 pied/ha																	
2	: ≥ 1 et < 3 pieds/ha																	
5	: 3 pieds/ha et plus																	
D - Bois mort au sol de grosse circonférence	Compter le nombre de bois mort au sol, quelle que soit l'essence (autochtone ou non) : - longueur ≥ 1m et grosseur à 1 m du gros bout : - cas général : C ≥ 120 cm (D ≥ 40 cm) - cas des stations peu à très peu fertiles et de l'étage subalpin (sauf pour les Pins) ou des essences n'atteignant jamais de très grosse dimension (Aulne blanc et A. de Corse, Erable à feuilles d'obier et E. de Montpellier, Poiriers, Pommier, Sorbiers autres qu'Alisier terminal et Cormier...) : C ≥ 60 cm (D ≥ 20 cm)	<table border="1"> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>: < 1 troncs/ha</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>: ≥ 1 et < 3 troncs/ha</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>: 3 troncs/ha et plus</td> </tr> </tbody> </table> <p>score plafonné à 2 si les bois morts plus petits sont absents</p>		0	: < 1 troncs/ha	2	: ≥ 1 et < 3 troncs/ha	5	: 3 troncs/ha et plus									
0	: < 1 troncs/ha																	
2	: ≥ 1 et < 3 troncs/ha																	
5	: 3 troncs/ha et plus																	
E - Très gros bois vivants	Compter le nombre de très gros bois, quelle que soit l'essence (autochtone ou non) : - grosseur à 1,3 m : - cas général : C ≥ 220 cm (D ≥ 70 cm) - cas des stations peu à très peu fertiles et de l'étage subalpin (sauf pour les Pins) ou des essences n'atteignant jamais de très grosse dimension (Aulne blanc et A. de Corse, Erable à feuilles d'obier et E. de Montpellier, Poiriers, Pommier, Sorbiers autres qu'Alisier terminal et Cormier...) : C ≥ 120 cm (D ≥ 40 cm)	<table border="1"> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>: < 1 arbre/ha</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>: ≥ 1 et < 5 arbres/ha</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>: 5 arbres/ha et plus</td> </tr> </tbody> </table>		0	: < 1 arbre/ha	2	: ≥ 1 et < 5 arbres/ha	5	: 5 arbres/ha et plus									
0	: < 1 arbre/ha																	
2	: ≥ 1 et < 5 arbres/ha																	
5	: 5 arbres/ha et plus																	
F - Arbres vivants porteurs de dendromicrohabitats	Compter le nombre d'arbres vivants porteurs de dendromicrohabitats, quelle que soit l'essence (autochtone ou non), en utilisant la typologie ci-après : - un arbre est compté plusieurs fois s'il porte des types de dendromicrohabitats différents - un arbre portant plusieurs dendromicrohabitats d'un même type n'est compté qu'une seule fois - compter au maximum 2 arbres/ha par type de dendromicrohabitats - liste des types de dendromicrohabitats : Cavité de pics (Ø ≥ 4 cm) / Cavité des contreforts racinaires (Ø ≥ 10 cm) / Plage de bois sans écorce (stade saproxylation 1, 2 ou 3 ; S > 600 cm ² = A4) / Cavité évolutive à terreau, de tronc (Ø ≥ 10 cm) / Cavité évolutive à terreau, de pied (Ø ≥ 10 cm) / Cavité remplie d'eau (dendrotelme ; Ø ≥ 15 cm) / Fente profonde (largeur > 1 cm, profondeur > 10 cm et longueur ≥ 30 cm) ou écorce décollée formant un abri (décollement > 1 cm, largeur et hauteur > 10 cm) / Champignon polypore (pérenne ou annuel ; Ø ≥ 10 cm) / Coulée de sève fraîche (≥ 20 cm, sans résine) / Charpentière ou cime récemment brisée (Ø ≥ 20 cm et longueur ≥ 50 cm) / Bois mort dans le houppier (> 20 % vol. branches vivantes + mortes ou 1 branche morte Ø ≥ 20 cm et longueur ≥ 50 cm) / Liane (> 25 % surface du tronc ou du houppier) ou qui (> 25 % du houppier)	<table border="1"> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>: < 1 arbre/ha</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>: ≥ 1 et < 6 arbres/ha</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>: 6 arbres/ha et plus</td> </tr> </tbody> </table>		0	: < 1 arbre/ha	2	: ≥ 1 et < 6 arbres/ha	5	: 6 arbres/ha et plus									
0	: < 1 arbre/ha																	
2	: ≥ 1 et < 6 arbres/ha																	
5	: 6 arbres/ha et plus																	
G - Milieux ouverts	Relever la surface occupée par les milieux ouverts : - définis par la présence d'une végétation spécifique de milieu ouvert : plantes à fleurs et strate herbacée, floraison abondante sur ronce, genêt... - milieux ouverts permanents (pelouses...) ou temporaires (coupes...) - en additionnant le % de milieux ouverts par rapport à la surface décrite, des 3 cas suivants : - trouée ou clairière dans le peuplement décrit - lisière de chemin (traversant le peuplement décrit : compter 2 lisières ; en bordure : compter 1 lisière) ou lisière avec un espace ouvert (en bordure du peuplement décrit) : lande, pré, culture, trouée, clairière, peuplement ouvert ; surface calculée en prenant une largeur standard de 2 m (ex. : 35 m de lisière → 70 m ²) - peuplement peu dense ou à feuillage clair , sans trouées nettement identifiables	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>collinéen & montagnard</th> <th>subalpin</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0%</td> <td>< 1%</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>< 1% ou > 5%</td> <td>1 à 5%</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>1 à 5%</td> <td>> 5%</td> </tr> </tbody> </table>			collinéen & montagnard	subalpin	0	0%	< 1%	2	< 1% ou > 5%	1 à 5%	5	1 à 5%	> 5%			
	collinéen & montagnard	subalpin																
0	0%	< 1%																
2	< 1% ou > 5%	1 à 5%																
5	1 à 5%	> 5%																
Facteurs liés au contexte, résultant de l'histoire ou des conditions stationnelles, mais pouvant être modifiés par l'activité forestière		score																
H - Continuité temporelle de l'état boisé	La continuité temporelle de l'état boisé sera évaluée en synthétisant différentes informations : - au bureau : - observer la carte de l'état-major (1818-1866, www.geoportail.fr) qui localise les forêts anciennes - consulter d'éventuels documents historiques postérieurs à cette carte (document d'aménagement...) qui pourraient indiquer un défrichement ; - sur le terrain : - noter les signes de discontinuité temporelle (murette, terrasse...) qui confirme ou infirme les données de la carte de l'état-major - en zones défrichées, noter les éléments de continuité (très vieux arbres de verger ou de prébois, zone rocheuse restée boisée...) qui attestent d'une discontinuité seulement partielle (→ score 2)	<table border="1"> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>: peuplement ne faisant pas partie d'une forêt ancienne ou ayant été totalement défriché</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>: forêt ancienne probable (limite imprécise) ou ayant été défriché en partie</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>: peuplement faisant nettement partie d'une forêt ancienne et a priori non défriché depuis</td> </tr> </tbody> </table>		0	: peuplement ne faisant pas partie d'une forêt ancienne ou ayant été totalement défriché	2	: forêt ancienne probable (limite imprécise) ou ayant été défriché en partie	5	: peuplement faisant nettement partie d'une forêt ancienne et a priori non défriché depuis									
0	: peuplement ne faisant pas partie d'une forêt ancienne ou ayant été totalement défriché																	
2	: forêt ancienne probable (limite imprécise) ou ayant été défriché en partie																	
5	: peuplement faisant nettement partie d'une forêt ancienne et a priori non défriché depuis																	
I - Milieux aquatiques	Compter les types de milieux aquatiques : - dans la liste suivante : Source ou suintement / Ruisselet, fossé humide non entretenu ou petit canal (largeur < 1 m) / Petit cours d'eau (l de 1 à 8 m) / Rivière ou fleuve, estuaire ou delta (l > 8 m) / Bras mort / Lac ou plan d'eau profond / Etang, lagune ou plan d'eau peu profond / Mare ou autre petit point d'eau / Tourbière / Zone marécageuse - d'origine naturelle ou artificielle - permanents ou temporaires (mais présents en dehors des épisodes de crue) - situés à l'intérieur ou en bordure du peuplement décrit	<table border="1"> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>: aucun type</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>: 1 seul type</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>: 2 types et plus</td> </tr> </tbody> </table>		0	: aucun type	2	: 1 seul type	5	: 2 types et plus									
0	: aucun type																	
2	: 1 seul type																	
5	: 2 types et plus																	
J - Milieux rocheux	Compter les types de milieux rocheux : - dans la liste suivante : Falaise (de hauteur supérieure à celle du peuplement) / Dalle / Lapiatz ou grande diacase fraîche / Grotte ou gouffre / Amorcelement de blocs stables (dont éboulis stable, tas de pierre, ruine, murette > 20 m) / Affleurement de banc de galets (hors lit mineur) / Eboulis instable / Chaos de blocs > 2 m / Rocher de hauteur inférieure à celle du peuplement (gros blocs > 20 cm, paroi ou corniche rocheuse, affleurement autre que dalle ou lapiatz) - ne compter un type que si sa surface cumulée > 20 m² - situés à l'intérieur ou en bordure du peuplement décrit	<table border="1"> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>: aucun type</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>: 1 seul type</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>: 2 types et plus</td> </tr> </tbody> </table>		0	: aucun type	2	: 1 seul type	5	: 2 types et plus									
0	: aucun type																	
2	: 1 seul type																	
5	: 2 types et plus																	

¹ Couvert libre = couvert des houppiers des arbres qui ont accès direct à la lumière

Annexe 3 :

SURFACES TERRIÈRES-OBJECTIF

Exemple de surfaces terrières-objectif en irrégulier selon l'essence. Les fourchettes données sont issues d'observations faites sur le terrain par des forestiers en Wallonie et en France dans des conditions stationnelles équivalentes.







Annexe 4 : PRACTIC'SOL (2021)

Table des recommandations par acteurs concernés



Recommandations	Propriétaires, gestionnaires	Entreprises d'exploitation forestière	Donneurs d'ordres
A/ Dans la gestion forestière			
1 Classer les parcelles/zones selon leur sensibilité potentielle et les identifier dans le document de gestion	X		
2 Réfléchir au réseau de cloisonnement optimal vers les places de dépôts et adapter le réseau existant	X		
3 Réfléchir au devenir des menus bois/rémanents	X		X
B/ Avant le chantier			
4 Adapter les délais d'exploitation ou de réalisation à la sensibilité du sol des parcelles	X		
5 Adapter le nombre de produits pour limiter le nombre de passages des engins de débardage	X		X
6 Choisir l'entreprise et son matériel en fonction de la sensibilité potentielle des sols		X	X
7 Assurer la visibilité du mode de marquage/désignation des tiges	X		X
8 Mettre en route le chantier si la portance des sols est favorable		X	X
9 Transmettre les prescriptions de praticabilité aux intervenants	X		X
10 Définir lors de la rencontre préalable les seuils d'alerte de profondeur d'ornières pour les différentes zones circulées	X	X	X
11 Réaliser un état des lieux contradictoire avant le démarrage du chantier	X	X	X
12 S'organiser pour avoir un portefeuille de chantiers, incluant des chantiers de repli		X	X
C/ Pendant le chantier			
13 Orienter les bois en arête de poisson vers les cloisonnements lorsque l'abattage est manuel		X	
14 Ne pas sortir des itinéraires définis ou des cloisonnements avec les engins forestiers		X	
15 S'organiser pour respecter les seuils d'alerte de profondeur d'ornière en fonction des évolutions de portance des sols		X	X
16 Limiter le nombre de passages en réalisant si possible le tri des produits sur la place de dépôt		X	X
D/ Après le chantier			
17 Réaliser un état des lieux final contradictoire et définir, si besoin, les mesures à adopter	X	X	X
18 Maintenir la visibilité des cloisonnements pour la prochaine intervention	X		
E/ Dans l'entreprise			
19 Suivre la pluviométrie sur les zones de chantiers		X	X
20 Planifier les vérifications des matériels et les formations obligatoires pendant les périodes à risques d'arrêt		X	
21 Profiter des arrêts imposés de chantier pour se former		X	
22 Analyser le retour sur investissement des équipements limitant le tassement des sols		X	
23 Utiliser la modulation et l'annualisation du temps de travail		X	

Annexe 5 : Exemple de l'évaluation de la Mortalité des Branches, du Manque de Ramification et du Manque d'Aiguilles :

<p>1 Evaluation de la mortalité de branches Note qualitative de 0 à 5</p>  <p>MB</p> <p>MB = 2</p> <p>Houppier fonctionnel*</p>	<p>2 Evaluation du manque de ramification (<i>absente ou anormalement petite</i>) dans la partie vivante non affectée par MB) Note qualitative de 0 à 5</p>  <p>MR</p> <p>= Lacune + Manque ramification</p> <p>MR = 2</p>
<p>1 Evaluation de la mortalité de branches Note qualitative de 0 à 5</p>  <p>MB</p> <p>MB = 1</p> <p>Houppier fonctionnel*</p>	<p>2 Le manque d'aiguilles (échancrures, fenêtres, trous anormaux, nombre d'année d'aiguille insuffisant, aiguilles anormalement petites, aiguilles rouges... dans la partie vivante non affectée par MB) Note qualitative de 0 à 5</p>  <p>MA</p> <p>MA = 2</p>

Annexe 6 : Grille de notation qualitative à 6 classes pour le Manque de Branches et le Manque d'Aiguilles :

Note	Intensité	Fréquence	Nombre	% indicatif
0	Absence ou trace	Nulle à très faible	0 à quelques rares	0 à 5
1	Légère	Faible	Quelques à peu nombreux	6 à 25
2	Assez forte	Modérée	Assez nombreux	26 à 50
3	Forte	Importante	Nombreux	51 à 75
4	Très forte	Très importante	Très nombreux	76 à 95
5	Total	Toute la partie notée concernée	Total	96 à 100

Annexe 7 :

Présentation des critères des systèmes d'indicateurs ITTO, MP et MCPFE		
ITTO	MP	MCPFE
1. Permettre les conditions pour une gestion durable des forêts	1. Conservation de la diversité biologique	1. Ressources forestières et cycles mondiaux du carbone
2. Etendues et conditions des forêts	2. Maintien de la capacité productive des écosystèmes forestiers	2. Santé et vitalité des écosystèmes forestiers
3. Forêt écosystème santé et résilience	3. Maintien de la santé et de la vitalité des écosystèmes forestiers	3. Fonctions productives des forêts
4. Production de la forêt	4. Conservation et entretien des ressources en sols et en eau	4. Diversité biologique des forêts
5. Biodiversité de la forêt	5. Maintien de la contribution des forêts aux cycles mondiaux du carbone	5. Fonctions de protection (sol et eau)
6. Protection du sol et de l'eau	6. Maintien et amélioration des multiples avantages socio-économiques à long terme pour répondre aux besoins des sociétés	6. Fonctions socio-économiques
7. Aspects économique, social et culturel	7. Cadre juridique, institutionnel et économique pour la conservation et la gestion durable des forêts	

Annexe 8 :

Indicateur sur le niveau de turbidité de l'eau (Optionnel)

Sources : Bansept et Fiquepron (2014) ; SPW (2022d)

Description : Consiste à l'évaluation de l'impact des matières en suspension (MES) sur la turbidité des eaux issues de la forêt

Raisonnement : La concentration observée en MES de l'eau issue de la forêt doit être la plus faible possible afin d'améliorer la qualité des eaux de surface. Cet indicateur permet d'analyser l'impact de la gestion forestière sur les capacités de rétention et de filtration des eaux de la forêt.

Niveau de l'échelle de mesure : échantillon d'eau | Échelle d'application : propriété

Méthode : Mesure de la concentration de MES à l'aide d'un prélèvement d'un échantillon d'eau de surface en sortie de la propriété forestière qui sera envoyé et analysé par un laboratoire agréé. Si la propriété ne dispose pas de point d'eau, il ne faut pas prendre en compte cet indicateur, en revanche, si elle en possède plusieurs, les prélèvements sont à réaliser aux multiples sorties

Gamme de réponses :

La valeur de l'indicateur est jugée en fonction de la concentration en MES (en mg/l)

Explication des valeurs potentielles :

Score	Concentration en MES (mg/l)	Commentaires
0	>150	Mauvais
0,25	100 - 150	Médiocre
0,5	50 - 100	Moyen
0,75	25 - 50	Bon
1	≤25	Très bon

Unité de mesure : mg/l

Fréquence des mesures : Selon Bansept et Fiquepron (2014), Après une perturbation, les eaux ont un retour à leur état initial qui s'opère entre 1 et 10 ans. Il a donc été choisi de prendre les mesures tous les 5 ans pendant le mois de juin et au minimum une semaine après une perturbation du milieu (tempête ou exploitation).

Échelle d'application : propriété

Annexe 9 :

Indicateur sur la concentration en nitrates (Optionnel)

Sources : Code de l'eau (2018) ; Figuepron et al. (2012)

Description : Cet indicateur consiste à évaluer la concentration en polluant (dans ce cas-ci les nitrates) présent dans les eaux issues de propriétés forestières

Raisonnement : Lorsqu'on parle de pollution des eaux, les nitrates sont fréquemment mentionnés. Les forêts par rapport aux autres milieux et types de couvert végétal ont une forte capacité d'immobilisation et de filtration. Cela fait que les eaux issues des forêts ont une qualité supérieure. Un exemple d'analyse effectué en Lorraine montre que l'eau provenant des forêts présente une concentration en nitrates (NO_3^-) inférieure à 5 mg/l ce qui en termes de concentration en azote est inférieur à 1 mg/l, cette concentration reste donc en dessous de la charge critique en azote (Pardo et al., 2018 ; Waldner et al, 2015). Or, les grandes cultures ont souvent des niveaux dépassant les 50 mg/l de nitrates (> 10mg/l d'azote). Cet exemple montre l'importance des forêts dans la qualité des eaux ; de plus, il faut savoir que la concentration maximum autorisée pour de l'eau potable est de 50mg/l de nitrates.

L'information de cet indicateur sur la concentration en nitrates est donc très intéressante pour observer l'impact du type de gestion forestière sur la qualité des eaux issues de la forêt.

Niveau de l'échelle de mesure : échantillon d'eau | Échelle d'application : Propriété

Méthode : Mesure de la concentration en nitrates dans les eaux à l'aide d'un prélèvement d'un échantillon d'eau de surface en sortie de forêt et/ou des eaux souterraines qui sera envoyé et analysé par un laboratoire agréé. Si la propriété ne dispose pas de point d'eau, il ne faut pas prendre en compte cet indicateur pour l'eau de surface, en revanche, si elle en possède plusieurs, les prélèvements sont à réaliser aux multiples sorties.

Gamme de réponses : La concentration en nitrates (NO_3^-) en mg/L convertie en azote (N)

Explication des valeurs potentielles :

Score	Concentration de N (mg/l)	Commentaires
0	>10	Dépassement des normes de potabilité de l'OMS
0,2	5 --> 10	Hypereutrophisation
0,5	1 --> 5	Eutrophisation
1	0,2 --> 1	En dessous du seuil critique en azote de 1 mg/l
0,8	<0,02	Oligotrophique (niveaux très faibles en nutriments)

Unité de mesure : mg/L

Fréquence des mesures : Selon Bansept et Fiquepron (2014), après une perturbation, les eaux ont un retour à leur état initial qui s'opère entre 1 et 10 ans. Il a donc été choisi de prendre les mesures tous les 5 ans pendant le mois de juin et au minimum une semaine après une perturbation du milieu (tempête ou exploitation).

Commentaire pour annexe 8 et 9 :

Pour ces 2 indicateurs, une autre manière de faire qui peut s'avérer complémentaire à celles décrites serait d'effectuer une mesure en amont de la propriété forestière et une autre en aval qui seraient ensuite comparées. Grâce à cette mesure, il serait possible d'observer l'impact positif (ou négatif) qu'a le milieu forestier de la propriété sur l'eau. Dans le cas où le cours d'eau démarrerait au sein de la propriété, une prise de mesure à sa source remplacerait la mesure en amont.

Cette autre manière de faire ne permet cependant pas de juger de la qualité absolue de l'eau à l'inverse des indicateurs présentés ci-dessus.

Annexe 10 :

Exemples de groupements d'essences avec un terme d'exploitabilité similaire pouvant être utilisées pour compenser un déséquilibre dans la répartition de la surface terrière :

Groupe	Essence	Terme d'exploitabilité (âge)
1	Hêtre	120
	Erable	100-120
2	Aulne	75
	Bouleau	75
	Frêne	70-80
3	Chênes	120-200
4	Epicéa	60-80
	Douglas	60-90
5	Mélèze	80-90
	Pin noir	70-90

Résumé :

Conception d'un système d'indicateurs visant à optimiser la gestion des forêts privées et à évaluer l'impact des pratiques de gestion à l'échelle de la propriété

Matteo Righenzi

Depuis toujours, les forêts ont fourni une multitude de services aux hommes. Cependant, avec le changement climatique, les milieux forestiers font face à de nouvelles contraintes. La Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement de 1992 marque l'apparition du concept de gestion forestière durable et le développement de divers systèmes d'indicateurs.

Etant donné qu'il n'existe pas de moyen unique qui permette de caractériser le caractère « durable » de la gestion forestière, le développement de nouveaux systèmes est encore d'actualité et ce à toutes les échelles de réalisation possibles.

Le but de ces systèmes est de disposer d'une gamme d'indicateurs permettant de répondre au mieux aux questions de la gestion durable. Néanmoins, leur réalisation est confrontée à plusieurs défis tels que la pertinence de l'échelle d'application et l'hétérogénéité des milieux forestiers. En effet, même si des indicateurs fonctionnent correctement au niveau national, ils ne sont pas toujours pertinents au niveau de la propriété et vice versa. De plus la grande particularité des milieux forestiers qui est leur hétérogénéité en termes de sol, de composition d'essence, de type de gestion, etc. rend compliquée l'application d'indicateurs universels.

C'est dans ce contexte que s'inscrit le développement de ce système d'indicateurs avec pour objectif de permettre de mesurer l'impact de la gestion forestière à l'échelle de la propriété. Le système développé dans ce mémoire est composé de 4 thèmes principaux : « Conservation et biodiversité », « Fourniture de services écosystémiques », « Durabilité » et « Résilience ». Le développement de ces thèmes est réalisé à l'aide de 9 principes, 19 critères et 32 indicateurs. La finalité du système proposé est de permettre au propriétaire d'évaluer la gestion de sa propriété forestière et d'infléchir ses interventions en conséquence.

Ce système n'ayant pas pu être vérifié sur le terrain, il est recommandé de le valider à l'aide d'une étude de cas avant toute utilisation généralisée de ce dernier.