

## Service du Patrimoine Naturel

Lise Maciejewski



MUSÉUM  
NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE



# ÉTAT DE CONSERVATION DES HABITATS FORESTIERS D'INTÉRÊT COMMUNAUTAIRE

ÉVALUATION À L'ÉCHELLE DU SITE NATURA 2000  
Version 2

*Tome 2*  
*Guide d'application*



## Le Service du Patrimoine Naturel (SPN)

Inventorier - Gérer - Analyser - Diffuser



**SERVICE DU  
PATRIMOINE NATUREL**

Au sein de la direction de la recherche, de l'expertise et de la valorisation (DIREV), le Service du Patrimoine Naturel développe la mission d'expertise confiée au Muséum national d'Histoire naturelle pour la connaissance et la conservation de la nature. Il a vocation à couvrir l'ensemble de la thématique biodiversité (faune/flore/habitat) et géodiversité au niveau français (terrestre, marine, métropolitaine et ultra-marine). Il est chargé de la mutualisation et de l'optimisation de la collecte, de la synthèse et de la diffusion d'informations sur le patrimoine naturel.

Placé à l'interface entre la recherche scientifique et les décideurs, il travaille de façon partenariale avec l'ensemble des acteurs de la biodiversité afin de pouvoir répondre à sa mission de coordination scientifique de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (code de l'environnement : L411-5).

**Un objectif** : contribuer à la conservation de la Nature en mettant les meilleures connaissances à disposition et en développant l'expertise.

En savoir plus : <http://www.spn.mnhn.fr>

Directeur : Jean-Philippe SIBLET

Adjoint au directeur en charge des programmes de connaissance : Laurent PONCET

Adjoint au directeur en charge des programmes de conservation : Julien TOUROULT



Porté par le SPN, cet inventaire est l'aboutissement d'une démarche qui associe scientifiques, collectivités territoriales, naturalistes et associations de protection de la nature en vue d'établir une synthèse sur le patrimoine naturel en France. Les données fournies par les partenaires sont organisées, gérées, validées et diffusées par le MNHN. Ce système est un dispositif clé du SINP et de l'Observatoire National de la Biodiversité.

Afin de gérer cette importante source d'informations, le Muséum a construit une base de données permettant d'unifier les données à l'aide de référentiels taxonomiques, géographiques et administratifs. Il est ainsi possible d'accéder à des listes d'espèces par commune, par espace protégé ou par maille de 10x10 km. Grâce à ces systèmes de référence, il est possible de produire des synthèses quelle que soit la source d'information.

Ce système d'information permet de mutualiser au niveau national ce qui était jusqu'à présent éparpillé à la fois en métropole comme en outre-mer et aussi bien pour la partie terrestre que pour la partie marine. C'est une contribution majeure pour la connaissance, l'expertise et l'élaboration de stratégies de conservation efficaces du patrimoine naturel.

En savoir plus : <http://inpn.mnhn.fr>

**Programme**

Évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000

Subvention MEDDE, action « État de conservation »

**Chef de projet**

Farid Bensettiti : bensettiti@mnhn.fr

**Chargée de mission**

Lise Maciejewski : maciejewski@mnhn.fr

**Relecture**

Farid Bensettiti et Julien Touroult

Les experts mobilisés pour ce projet sont présentés dans la partie Remerciements

**De la version 1 à la version 2**

La première version de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000 a vu le jour en 2009 à partir d'une collaboration entre le Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle et l'Office national des forêts (Carnino, 2009). Nous avons souhaité faire évoluer cette méthode, dans le premier tome de ce rapport nous présentons tous les travaux nous ayant permis d'élaborer cette deuxième version. Le deuxième tome présente le guide d'application.

**Téléchargement**

[https://inpn.mnhn.fr/docs/N2000\\_EC/Eval\\_EC\\_habitats\\_forestiers\\_version2\\_MNHN-SPN\\_2016.zip](https://inpn.mnhn.fr/docs/N2000_EC/Eval_EC_habitats_forestiers_version2_MNHN-SPN_2016.zip)

**Référence du rapport conseillée**

Maciejewski, L., 2016. *État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Evaluation à l'échelle du site Natura 2000, Version 2. Tome 2 : Guide d'application*. Mars 2016. Rapport SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 62 p.

**Crédits photographiques****1<sup>ère</sup> de couverture :**

©F. Lebourgeois, sauf *Platystomos albinus* ©J. Touroult, massif forestier en automne ©A. Lagrave, cloisonnement d'exploitation ©R. Puissauve

**4<sup>ème</sup> de couverture :**

Forêt de Grosbois, ©R. Puissauve  
Hêtres (bandeau vertical), ©F. Lebourgeois



## Remerciements

À Catherine Biache, pour sa collaboration majeure et précieuse dans ce travail.

À Nathalie Carnino, pour son travail remarquable lors de l'élaboration de la version 1.

À Farid Bensettiti (MNHN/SPN), Julien Touroult (MNHN/SPN), Yann Carasco (étudiant AgroParisTech), Nicolas Drapier (ONF), Vincent Boulanger (ONF), Michel Hermeline (ONF), Maryse Ivanoff (MAAF), Thanya Lahlou (MAAF), Olivier Argagnon (CBN Méditerranée), Fabienne Benest (IGN), Serge Cadet (ONF), Bastien Coignon (MEDDE), Pascal Blanquet (MEDDE), Nicolas Debaive (RNF), Loïc Duchamp (RNF), Sébastien Etienne (ONF), Sandra Guy (ONF), Muriel Tiger (ONF), Stéphane Murraciale (ONF), Pierre Gonin (CNPf), Nabila Hamza (DREAL Languedoc-Roussillon), Pierre Juillard (Communauté de communes de Gevrey-Chambertin), Yoan Paillet (IRSTEA), Christophe Panaïotis (CBN Corse), Vincent Augé (PN de la Vanoise), David Bécu (CEN Champagne-Ardenne), Daniel Cambon (ONF), Arnault Lalanne (MEDDE), Frédéric Gosselin (IRSTEA), Philippe Caramelle (ONF), Camille Feral (DREAL), Pierre Polifroni (ONF), Julie Reymann (CBNC), Denis Soulé (ONF), Julie Chaurand (FCBN), Pierre-Alexis Rault (MNHN/SPN), Henri Michaud (CBN Méditerranée), Dominique Guicheteau (RNN Plaine des Maures), Mathieu Lasceve (Toulon Provence Méditerranée), Claude Moutarde (ONF), Fabrice Mallet (ONF), Gérard Gapin (ONF), Stéphane Thollon (DDTM 83), Thibault Sauvaget (ONF), Jean-Marc Salles (DREAL PACA), Catherine Fournil (Fondation d'entreprise du Golf de Vidauban pour l'environnement), Christian Gauberville (CNPf), Damien Marage (AgroParisTech), Daniel Cambon (ONF), Didier Bonassieux (ONF), Jean-Christophe Gattus (ONF), Nathalie Lamande (DREAL Languedoc-Roussillon), Marc Laporte (CRPF Île-de-France), Sabine Moraud (MEDDE), Suzanne Rabaud (AgroParisTech), Lucile Rambaud (MEDDE), Jean-Marie Valdenaire (DRAAF Franche-Comté), Lise Wlérick (MAAF), Vincent Parmain (ONF), Jérôme Jaminon (ONF), Paul Janin (ONF), Grégoire Gautier (PN Cévennes), Lucie Labbé (Syndicat mixte Camargue gardoise), Eric Serantoni (PN de Port-Cros), Pascal Frézar (ONF), Paul Tourneur (ONF), Sylvain Pouvaret (CEN Auvergne), Emilie Sautret (ONF), Laure Bourraqui-Sarré (ONF), Jean-Luc Mabboux (ONF), Vincent Bénard (ONF), Camille Jarry (ONF), Jérémie Garin (ONF), Thomas Darni (ONF), Isabelle Bassi (ONF), Géraud Lavandier (ONF), Magali Crèvecoeur (ONF), Sarah Colas (ONF), Hervé Daviau (ONF), Joaquim Hatton (ONF), Jean-Michel Mériaux (DRAAF), Gilles Corriol (CBN Pyrénées et Midi-Pyrénées), Jean-Paul Torre (MEDDE), Jacques Trouvilliez (MNHN-SPN), Emmanuel Michau (ONF), Anthony Auffret (ONF), Véronique Bertin (ONF), Thierry Cornier (CBN Bailleul), François Dehondt (CBN Franche-Comté), Yannick Despert et Anne Douard (RNF), Yorick Ferrez (CBN Franche-Comté), Claire Bracht (MEEDDM), Jacques Gourc (ONF), Yves Le Jean (DREAL Franche-Comté), Jérôme Gagneur (ONF), Laurent Paulin (ONF), Nicolas Sigaud (ONF), Denis Gynouves (ONF), Marcel Barbero (CSRPN PACA), pour leur participation, leur aide et leur soutien lors de la réalisation de ce projet.

À Isabelle Witté (MNHN/SPN) pour son aide et sa patience lors de la réalisation des analyses statistiques, à Jean-Philippe Sibley, Mélanie Hubert, Sylvie Chevallier, Guilène Procida, Sébastien Languille, Sarah Figuet, Piotr Daskiewicz, Olivier Escuder, Mathieu Clair, Vincent Gaudillat et Katia Herard (MNHN/SPN), pour leur aide et leur soutien.

À l'équipe « Évaluation de l'état de conservation » du MNHN/SPN, dont Fanny Lepareur, Déborah Viry et Renaud Puissauve.

## Chapitre 1 – Préparer l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers dans un site Natura 2000

---

1. Objectifs de l'évaluation .....	8
1.1. Rappels des objectifs .....	8
1.2. L'état de conservation favorable .....	8
2. Moyens nécessaires.....	11
3. L'objet de l'évaluation : l'habitat .....	13
3.1. Les habitats forestiers (rappels du tome 1).....	13
3.2. Cartographie et détermination des habitats .....	14
3.2.1. Correspondance entre les typologies d'habitat (HABREF) .....	14
3.2.2. Quel habitat détermine-t-on ? .....	15
3.3. Périmètre d'évaluation.....	16
3.3.1. Périmètre de site non adapté .....	16
3.3.2. Superposition de plusieurs périmètres d'espaces protégés.....	16
3.3.3. Cas des zones débroussaillées ou aménagées .....	16
4. Récolte de données et échantillonnage (rappels du tome 1) .....	17
4.1. Échantillonnage .....	17
4.1.1. Inventaire en plein (ou pied à pied) .....	17
4.1.2. Inventaire statistique .....	18
4.1.3. Unité d'échantillonnage .....	19
4.2. Du relevé à la note .....	19

## Chapitre 2 – Critères et indicateurs pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers dans un site Natura 2000

---

5. Le tableau de synthèse et la grille d'analyse .....	22
6. Surface couverte (dynamique spatiale).....	24
6.1. Evolution de la surface couverte .....	25
6.2. Morcellement/fragmentation (indicateurs de contexte) .....	25
6.2.1. À l'intérieur du site.....	25
6.2.2. Avec l'environnement .....	26
7. Composition, structure, fonctions .....	27
7.1. Intégrité de la composition .....	27
7.1.1. Intégrité dendrologique .....	27
7.1.2. Fréquence d'apparition des espèces exotiques envahissantes .....	29
7.2. Cycle sylvigénétique .....	30
7.2.1. Très gros bois vivants (TGB) .....	31
7.2.2. Dynamique de renouvellement.....	33
7.3. Cycle de la matière .....	34
7.3.1. Bois mort.....	35
7.3.2. Insectes saproxyliques .....	36
8. Altérations .....	37
8.1. Atteintes localisées.....	37
8.2. Atteintes « diffuses » au niveau du site.....	38

## Chapitre 3 – Mise en contexte, commentaires et valorisation de l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers dans un site Natura 2000

---

9.	Analyse des données et types de rendus .....	40
9.1.	Qualité des données.....	40
9.2.	Intervalle de confiance .....	40
9.3.	Note d'état de conservation de l'habitat au niveau du site.....	41
9.4.	Valorisation de l'évaluation .....	42
9.4.1.	Note moyenne .....	42
9.4.2.	Répartition par indicateur .....	42
9.4.3.	Diagramme en étoile.....	42
9.4.4.	Feux tricolores.....	43
10.	Mise en contexte de l'évaluation, commentaires et participation à la gestion .....	43
10.1.	Mise en contexte.....	43
10.2.	Liens avec la gestion (rappels du tome 1).....	46
10.2.1.	Un outil d'aide à la gestion ... ..	46
10.2.2.	... Et pas un outil d'évaluation de la gestion.....	46
10.2.3.	Un outil d'évaluation et pas un outil de suivi .....	46
	Bibliographie.....	48
	Annexes.....	51





## Préambule

L'évaluation de l'état de conservation des habitats est un élément clé du diagnostic écologique des documents de gestion. Les habitats sont intégrateurs des conditions écologiques, couvrant de nombreuses espèces et permettant de mettre en évidence les aspects fonctionnels d'un écosystème. Dans le cadre de la transposition de la Directive Habitats-Faune-Flore (Conseil de la CEE, 1992) (DHFF) dans le code de l'environnement (Anonyme, 2008), le ministère en charge de l'écologie a confié au Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) la mise en place de méthodes à l'intention des gestionnaires afin d'évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000. Ce réseau de sites est au centre de la politique de conservation de la nature de l'Union européenne (UE), il est le principal dispositif (art. 3) qui doit permettre à chaque État membre d'atteindre les objectifs de maintien ou de restauration des habitats et des espèces dans un état de conservation favorable, « *tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales* ». Il a pour objectif de concilier la préservation de la nature et les préoccupations socio-économiques, à travers la gestion concertée et contractuelle d'un ensemble de sites.

La toute première méthode mise en place pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats a été créée en 2009 grâce à une collaboration entre l'Office national des forêts (ONF) et le Service du patrimoine naturel (SPN) du MNHN, elle concernait les habitats forestiers (Carnino, 2009). Elle a jeté les bases méthodologiques des différentes méthodes qui ont suivies, mais après plusieurs années d'utilisation, et après avoir fait évoluer la réflexion grâce aux travaux sur d'autres types d'habitat, il est apparu important de la faire évoluer aussi à partir des retours d'expérience des utilisateurs, de la nouvelle littérature scientifique disponible, mais aussi de l'avis des experts et acteurs du monde forestier qui ont été réunis en groupe de travail.

Ce guide se présente en deux tomes. Le premier présente les définitions ainsi que les nouveaux concepts indispensables à l'élaboration d'une méthode. À partir d'une synthèse bibliographique et s'appuyant sur certains éléments d'écologie forestière, nous essayons de dégager les points importants à mettre en évidence dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers. Dans le premier tome, nous nous attachons également à mettre en évidence les avantages et les limites de la méthode d'évaluation, ainsi que la continuité entre la version 1 et la version 2.

Ce deuxième tome est un guide d'application présentant le volet pratique et le choix des indicateurs retenus. Les trois chapitres de ce tome correspondent aux trois étapes nécessaires à la mise en place d'une évaluation de l'état de conservation : la phase préparatoire (inventaire des moyens et des données disponibles, cartographie des habitats, stratégie d'échantillonnage), la réalisation de la phase de terrain, et enfin l'analyse des données, et le commentaire et la valorisation de l'évaluation.

Les deux tomes sont complémentaires. Nous avons essayé de faire en sorte de pouvoir lire les deux tomes indépendamment, même si de fréquents appels à des chapitres de l'autre tome apparaissent. Néanmoins, pour avoir pleinement conscience des possibilités et des limites de la méthode afin de pouvoir réaliser l'exercice dans de bonnes conditions, **nous recommandons fortement la lecture des deux tomes.**

NB : toute l'équipe 'Etat de conservation' du MNHN-SPN s'est réunie pour écrire un article présentant notre interprétation du concept d'évaluation de l'état de conservation d'un habitat qui est repris plusieurs fois dans ce guide (Maciejewski *et al.*, 2016).



## Chapitre 1 – Préparer l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers dans un site Natura 2000

---

# 1. Objectifs de l'évaluation

## 1.1. Rappels des objectifs

L'objectif du réseau Natura 2000 est de conserver les habitats et espèces d'intérêt communautaire (annexes I et II de la DHFF) par la mise en place d'actions de gestion. Il est le principal dispositif (art. 3) qui doit permettre à chaque État membre d'atteindre les objectifs établis par la DHFF. Lors de la transposition de cette directive dans le code de l'environnement [art. R414-11 (Anonyme, 2008)] est apparu l'intérêt d'inclure dans le document d'objectifs (DOCOB) de chaque site Natura 2000 un diagnostic de l'état de conservation des habitats naturels et des espèces qui ont justifié la désignation du site. Afin d'aider les acteurs dans cette, le ministère français en charge de l'écologie a confié au MNHN la mise en place de méthodes d'évaluation de l'état de conservation des habitats permettant une approche standardisée sur l'ensemble du territoire métropolitain. Ces méthodes visent à fournir aux gestionnaires un cadre factuel pour diagnostiquer scientifiquement l'état des composantes d'un site Natura 2000, connaître son évolution ainsi que fournir des éléments scientifiques pour alimenter les comités de pilotage.

Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation proposées constituent des outils à l'intention des gestionnaires, et non pas des méthodes à objectif unique. Le principal intérêt de ce travail est **la mise à disposition d'informations** permettant d'éclairer le gestionnaire sur l'écologie des habitats qui composent son site, et de lui proposer des indicateurs afin de le renseigner sur les facteurs les plus importants à prendre en compte dans l'état de conservation de ces milieux.



Photo 1 : Vue générale du Mont Ventoux, ©F. Lebourgeois

Il est important de noter que **les résultats d'une évaluation de l'état de conservation doivent être commentés** par le gestionnaire. En effet ils ne peuvent être utilisés seuls, et doivent être accompagnés de commentaires ainsi qu'être replacés dans le contexte du site et être analysés au regard des objectifs de conservation du gestionnaire. Ce dernier point est particulièrement important car les choix de conservation peuvent parfois s'opposer. Il existe également différentes façons de présenter les résultats d'une évaluation. Ces points sont abordés dans le chapitre 3 de ce tome.

## 1.2. L'état de conservation favorable

Dans le premier tome (chap. 1, §2), nous avons défini que l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat nécessite d'évaluer la structure, la composition et les fonctions d'un habitat, qui sont interdépendantes (Noss, 1990). L'état de conservation devient favorable lorsque ces éléments concourent à un fonctionnement de l'habitat permettant sa pérennité dans le temps et sa stabilité ou son expansion dans l'espace (en cohérence avec l'article 1 de la DHFF), dans les limites du type d'habitat défini dans la typologie.

Nous rappelons également dans le chapitre 1 du 1<sup>er</sup> tome que l'habitat est un objet de nature complexe, nous proposons donc de passer par les étapes suivantes : comprendre le fonctionnement de l'objet afin de pouvoir aller vers une simplification (Le Moigne, 1999), puis identifier les processus importants à prendre en compte et ensuite de définir des valeurs-seuils ou de « référence » telles qu'énoncées dans la DHFF, c'est-à-dire les valeurs à partir desquelles on considère que l'on passe d'un état de conservation à un autre.

Pour tous les grands types d'habitat, nous proposons la définition de deux niveaux, que nous appelons « état optimal souhaité » et « état favorable choisi » (cf. tome 1, chap. 1, §2) :

- Pour amener une cohérence dans les différentes méthodes proposées par le MNHN qui concernent un large panel d'habitat, et pour enlever toute ambiguïté dans l'utilisation du terme « référence » et en suivant les conseils de Stoddard et ses collaborateurs (2006), l'état de référence est appelé « état optimal souhaité » dans les guides proposés (Lepareur *et al.*, 2013 ; Maciejewski *et al.*, 2015 ; Viry, 2013), c'est-à-dire l'état vers lequel on veut tendre à très long terme, ou celui dont on s'inspire pour comprendre le fonctionnement de l'habitat, ou encore un état pour lequel tous les indicateurs sont évalués comme favorables (Fig. 1). Cette terminologie a été choisie pour s'appliquer à tous les habitats d'intérêt communautaire, elle peut donc revêtir différents aspects (cet « état optimal souhaité » peut être complètement théorique ou très pragmatique). Selon le type d'habitat (agropastoraux, dunaires, forestiers, etc.), le terme état de référence peut correspondre à un état « naturel », non perturbé par les activités humaines, mais il peut également signifier le meilleur état atteignable dans une région donnée, où l'homme est considéré à part entière dans l'écosystème. Il s'agit d'un parti pris qui dépend de l'habitat et de la région considérée, les définitions pouvant être toutes appropriées (Stoddard *et al.*, 2006 ; Johnson *et al.*, 2013).
- Puis nous définissons un deuxième niveau, qui est « l'état favorable choisi », c'est le seuil au-delà duquel l'habitat est considéré en état de conservation favorable (malgré certains indicateurs qui pourraient s'avérer défavorables), il est donc la cible minimale à atteindre (en première intention) (Fig. 1). D'un point de vue pratique, c'est la caractérisation de l'écart entre ce seuil ainsi défini et l'état observé qui constitue l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat.

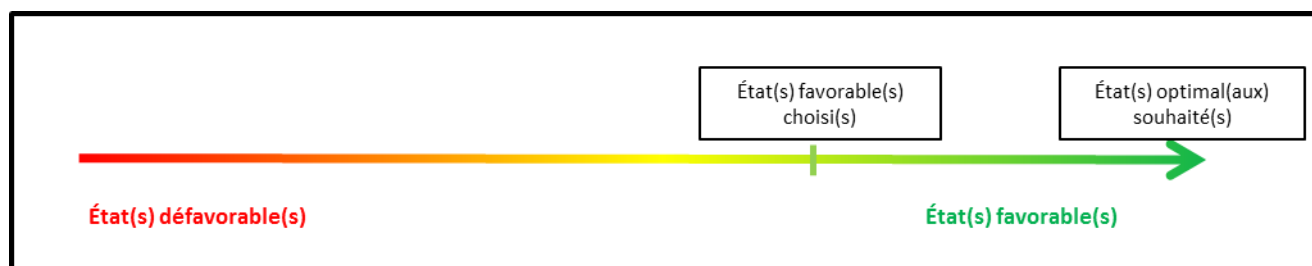


Figure 1 : Etat(s) favorable(s) choisi(s) et état(s) optimal(aux) souhaité(s)

Il est important de rappeler ici (cf. tome 1, chap. 1, §2) que les termes « état optimal souhaité » et « état favorable choisi » soulignent qu'il **s'agit de choix**, qui vont être influencés par la culture de la structure dans laquelle s'opèrent l'évaluation ou la politique publique dans laquelle s'insère le programme. Nous pensons qu'ils ne sont pas absolus, ils sont établis dans un contexte socio-économique et politique donné. Pour la DHFF, « *le but principal [...] est de favoriser le maintien de la biodiversité, tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales, elle contribue à l'objectif général d'un développement durable ; le maintien de cette biodiversité peut, dans certains cas, requérir le maintien, voire l'encouragement, d'activités humaines* ».

**L'état optimal souhaité et l'état favorable choisi ne sont pas absolus mais relèvent d'objectifs éclairés par des éléments scientifiques (Carnino & Touroult, 2010 ; Louette *et al.*, 2015), dans un contexte socio-économique et culturel.**

Pour les habitats « naturels » (cf. tome 1, chap. 2, §7.2) et notamment dans le cas particulier des habitats forestiers, on peut chercher l'état optimal souhaité en regardant le fonctionnement des forêts à caractère naturel. En effet, il ne s'agit pas à proprement parlé d'un objectif à long terme (cela constituerait un non-sens) mais plutôt un moyen d'explorer et de comprendre l'écologie de ces milieux afin de pouvoir mettre en évidence les paramètres importants à prendre en compte pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats [rappelons que la DHFF a défini les habitats forestiers d'intérêt communautaire comme les « *forêts (sub)naturelles d'essences indigènes à l'état de futaies avec sous-bois typique, répondant aux critères suivants : rares ou résiduelles, et/ou hébergeant des espèces d'intérêt communautaires* » (DHFF, modifiée le 27 octobre 1997)], ce qui rejoint la pensée de Franklin et

ses collaborateurs (2002) qui pensent que les modèles conceptuels les plus précis de la dynamique forestière sont davantage susceptibles de provenir de l'étude de forêt à caractère naturel. Ces forêts ont une pérennité dans le temps qui a été avéré, ce qui rejoint nos objectifs énoncés dans la définition de l'état de conservation favorable, même si nous ne connaissons pas ou partiellement les états antérieurs, ni les stress et pressions que ces forêts ont subi jusque-là.

Néanmoins, pour la définition de l'état favorable choisi (donc de la cible opérationnelle de première intention), nous ne pouvons avoir comme objectif un fonctionnement calqué sur celui des forêts à caractère naturel, car la DHFF nous demande de prendre en compte les activités socio-économiques, le seuil d'état favorable ne correspond pas forcément au degré maximal de naturalité (les définitions étant multiples, nous lui donnons ici un sens général). Cela est particulièrement vrai en Europe de l'ouest où l'influence des activités humaines est importante et omniprésente depuis des siècles, mais également rémanente puisque l'occupation du sol à l'époque gallo-romaine a encore un impact fort sur la biodiversité et la fertilité forestières actuelles (Dupouey *et al.*, 2002 ; 2007 ; Cateau *et al.*, 2015). Dans ce cas, l'état favorable pour les habitats forestiers n'implique pas un arrêt de la gestion sylvicole. Il est également intéressant de préciser que les conclusions de l'action européenne EU COST Action E4 (l'objectif était de créer un réseau européen de réserves forestières sur la base des réserves déjà en place) montrent que les forêts à caractère naturel n'occupent que 1,7% du territoire étudié, soit 3 millions d'hectare, ce qui suppose une importante fragmentation, les forêts à caractère naturel en zone tempérée sont donc relictuelles (Parviainen *et al.*, 2000).

À partir d'une synthèse bibliographique sur l'écologie des forêts, nous avons essayé de dégager les points importants à prendre en compte pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers (tome 1, chap. 2).

Le cycle sylvigénétique des forêts est en étroite dépendance avec les réseaux trophiques forestiers, en effet la présence de certaines phases sensibles telles que celles de sénescence et de déclin influencent fortement la biomasse (notamment morte) présentes en forêt, et donc le bon déroulement du cycle de la matière. Également, la complétude et la fonctionnalité du cycle sylvigénétique est d'autant plus importante que l'exploitation intensive a tendance à amputer ce cycle des phases matures notamment. De plus, le caractère autochtone de la composition dendrologique est très important, car la composition définit le type de bois présent en forêt, donc la structure et la décomposition de ces bois. Le peuplement est la charpente de l'habitat. La théorie des îles soutient également que plus la surface et la connectivité diminue, plus les pertes de viabilité des populations seront importantes. La surface et la connectivité sont deux paramètres cruciaux dans la pérennité des écosystèmes, même s'il apparaît encore difficile de séparer leurs différents impacts de la diminution de surface et de l'augmentation de la fragmentation (et également parfois de la dégradation des milieux).

En conclusion, on doit donc veiller à la conservation de surface suffisante, si possible dans une matrice à fort taux de boisement, afin de pouvoir préserver la possibilité des échanges, mais aussi veiller à la complétude des cycles sylvigénétiques et du cycle de la matière (Tab. 1).



**Tableau 1 :** tableau de synthèse avec les informations que l'on cherche à mettre en évidence à travers l'utilisation des indicateurs pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire

PARAMÈTRE	CRITÈRE			Indicateurs	Echelle de récolte de la donnée	Informations portées par les indicateurs
Surface couverte (dynamique spatiale)	Surface de l'habitat			Evolution de la surface	SITE	Existence même de l'habitat, capacité à héberger des populations viables d'espèces, notamment les espèces spécialistes et capacité de ses espèces à se maintenir en métapopulation et à maintenir les échanges et une variabilité génétique suffisante à la pérennité des populations. La viabilité des populations assure en retour un maintien des caractéristiques biotiques de l'habitat et des interactions biotiques/abiotiques.
	Morcellement/fragmentation			Au sein du site	SITE	
				Avec l'environnement	SITE	
Composition, structure, fonctions	Intégrité de la composition	Intégrité dendrologique		Présence (en %) des essences allochtones de l'habitat (recouvrement ou G)	PLACETTE	Support du fonctionnement de l'habitat, notamment via la production primaire (base de la chaîne trophique). Pérennité du type d'habitat dans sa composante biotique (et présence et rapidité du risque d'invasion par les EEE), et effet retour sur sa composante abiotique (cycle biogéochimique).
		EEE (arborée et herbacée)		Fréquence d'apparition dans les relevés	PLACETTE	
	Cycle sylvigénétique	Très gros bois vivants		Nombre de TGB à l'hectare OU ratio G TGB/G tot	PLACETTE	Pérennité du cycle sylvigénétique mesurée par la présence des phases les plus critiques (les phases jeunes et les phases matures). Caractéristique support des cycles de vie d'espèces spécialistes de ces phases.
		Dynamique de renouvellement	Futaie régulière ou taillis	Pourcentage de la surface en jeune peuplement	PLACETTE ou SITE	
			Autres cas	Évaluation à dire d'expert de la capacité de régénération	PLACETTE ou SITE	
	Cycle de la matière (Bois mort et saproxyliques)			Nombre de bois morts>30 cm à l'ha	PLACETTE	Fonctionnement du cycle de la matière. Structure support de la diversité et l'abondance des communautés d'espèces impliquées dans cette phase de dégradation du bois.
				Présence d'espèces saproxyliques exigeantes	Selon protocole	
Altérations	Atteintes localisées			Atteintes au sol (tassement, perturbations hydrologiques, etc.) et leur recouvrement	PLACETTE	Reliquat des atteintes non prises en compte dans les autres paramètres : perturbation du compartiment abiotique, lui-même interagissant avec la microfaune du sol et influençant la fonction de production primaire de l'habitat.
	Atteintes "diffuses" au niveau du site			Dire d'expert sur les atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	SITE	Atteintes à large échelle, impacts diffus

## 2. Moyens nécessaires

L'utilisation d'une méthode standardisée permet de limiter les biais observateurs et permet de réaliser plus facilement des comparaisons dans le temps et dans l'espace (cf. tome 1, chap. 1, §3.2). Il existe une relation que l'on peut schématiser de manière linéaire entre les moyens que l'on peut assigner à la récolte de données (temps et compétences) et la précision de l'évaluation que l'on va pouvoir obtenir (Fig. 2), il est donc impératif de bien connaître au moins l'une des deux composantes, pour pouvoir connaître l'autre.

Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation que nous proposons sont destinées aux gestionnaires de sites Natura 2000 (ou autres gestionnaires d'espaces naturels) qui possèdent des moyens et un temps limités, et des compétences naturalistes et forestières variées. La recherche d'un compromis entre le coût et l'efficacité des indicateurs proposés est essentielle. Ainsi, un soin tout particulier a été apporté à la prise en compte des moyens nécessaires (humains, temps disponible, moyens financiers et compétences des opérateurs), à la vérification que l'information portée par chaque indicateur n'est pas redondante avec un autre, et aux tests de leur pertinence et leur robustesse.

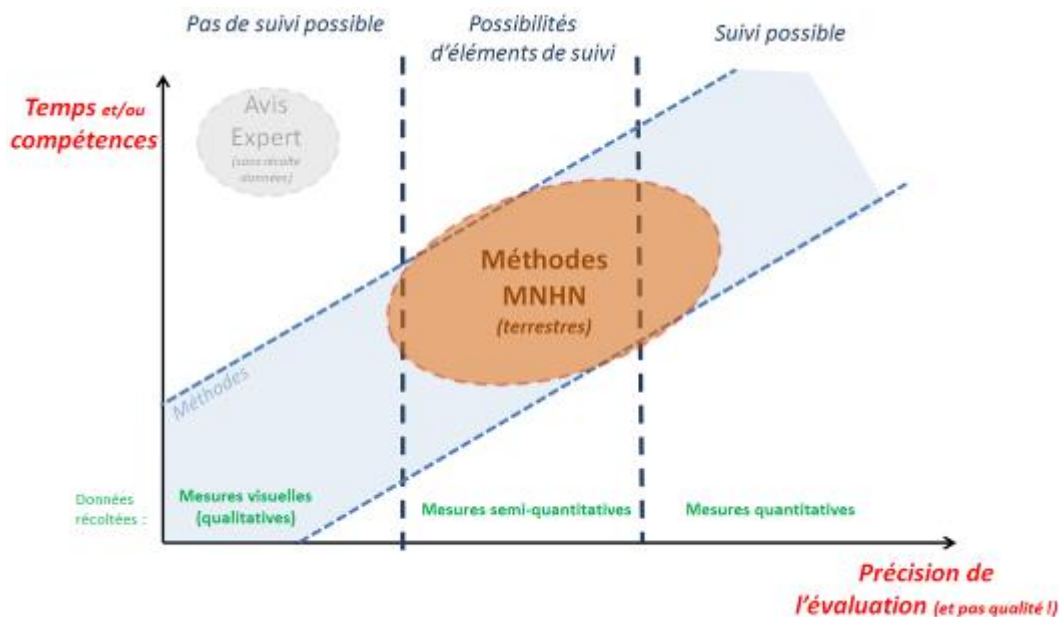


Figure 2 : Graphique schématique du compromis coût/efficacité lors du choix d'une méthode

Nous avons souhaité proposer des indicateurs qui peuvent convenir aux forestiers et aux non forestiers. Pour cela nous proposons pour certains indicateurs des alternatives, qui proposent l'utilisation de la mesure de la surface terrière. Cette mesure est classique et courante chez les forestiers, c'est une information disponible en général dans les plans de gestion. La surface terrière d'un arbre est la surface du cercle ayant pour circonférence la section de l'arbre à 1,30 m du sol, donc la surface terrière d'un peuplement correspond au cumul de ces surfaces (Fig. 3). Grâce à un appareil appelé relascope, il est très facile et rapide d'avoir une estimation de la surface terrière à l'hectare d'un peuplement (annexe 2).

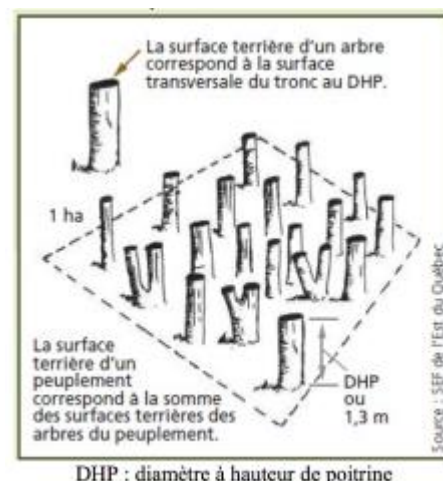


Figure 3 : la surface terrière d'un arbre et d'un peuplement

L'évaluation de l'état de conservation se déroule en trois étapes : la préparation de l'évaluation, la réalisation de la phase de terrain, et enfin l'analyse des données et le commentaire et la valorisation de l'évaluation. Ces trois étapes correspondent aux trois chapitres de ce tome. Il est très compliqué de donner des indications quant au temps nécessaire à la mise en place de la méthode. D'après les retours d'expérience, il est extrêmement variable. Un protocole très standardisé comme le protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières (PSDRF) (cf. tome 1, chap. 3, §12.1) précise que la mise en place de ce protocole coûte environ 100 euros/placette en plaine et 150 euros/placette en montagne.

Comme précisé plus haut, il n'est pas possible de donner des indications précises sur le coût de mise en place de la méthode, néanmoins en guise d'estimation grossière, nous pouvons dire qu'il faut répartir équitablement le temps entre les 3 étapes, afin de ne pas négliger le temps de préparation et le temps d'analyse.

Le protocole nécessite de savoir :

- Reconnaître un habitat (donc utiliser une typologie d'habitat, et utiliser les critères de reconnaissance d'un habitat) ;
- Reconnaître les essences, et les espèces exotiques envahissantes herbacées ;
- Relever le diamètre sur des arbres vivants et morts ;
- Détecter la régénération et des éventuels problèmes à son installation ;
- Relever toutes les atteintes qui auront été jugées importantes ;
- Mettre en place un plan d'échantillonnage en amont et sur le terrain (utiliser un logiciel de SIG) ;
- Récolter, saisir et analyser les données ;
- En option, reconnaître les espèces saproxyliques exigeantes ;
- En option, relever la surface terrière.

### 3. L'objet de l'évaluation : l'habitat

#### 3.1. Les habitats forestiers (rappels du tome 1)

Dans le chapitre 2 du tome 1 (cf. §7), nous avons défini l'objet de notre évaluation, l'habitat, et l'échelle d'évaluation : le site Natura 2000 (cf. tome 1, chap. 1, §1.2). Nos objets d'évaluation sont les habitats forestiers d'intérêt communautaire présents sur le territoire français, décrit dans le manuel EUR 28 (European Commission, 2013) qui est une mise à jour du manuel EUR 15 (Commission européenne, 1999), ensuite déclinés dans les cahiers d'habitats forestiers français (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001). Malgré quelques ambiguïtés sur le terme, nous acceptons comme définition celle donnée par la DHFF qui définit les habitats comme « *des zones terrestres ou aquatiques se distinguant par leurs caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles* ». Cette définition se concentre sur les deux premiers principes de la notion d'habitat mis en évidence par Boullet (2003) : un habitat est défini précisément dans l'espace, où un ensemble de paramètres environnementaux agissent et associent facteurs physico-chimiques et facteurs biotiques. Cette définition est reprise dans le manuel EUR 28 (European Commission, 2013) qui décrit les habitats d'intérêt communautaire, mais l'échelle de description (dans l'espace et le temps) n'est pas constante ni toujours précisée. Par exemple dans le cas de ripisylves, différents habitats peuvent être décrits de la phase pionnière à la phase mature (cf. tome 1, chap. 2, §7). Par contre, pour une majorité des habitats forestiers hors domaine alluvial, on peut considérer que toutes les phases sont incluses dans la description d'un même habitat. Ces incohérences rendent le travail d'identification, d'évaluation et de gestion des habitats encore plus complexes (Maciejewski *et al.*, 2016).

Il existe une autre différence que l'on peut retrouver entre les habitats d'intérêt communautaire (notamment forestier), ils peuvent être distinguées (Frontier *et al.*, 2008) en fonction de leur origine et de leur trajectoire (Maciejewski *et al.*, 2016) :

- (i) les habitats que l'on peut qualifier de « primaires » (au regard des habitats que l'on qualifie de « secondaires »), dont l'existence n'est pas lié à des pressions anthropiques même si ils n'en sont pas exempts, dans la DHFF ils sont appelés « habitats naturels » (par exemple la majorité des habitats forestiers, mais aussi les habitats d'eau courante, ou encore les habitats rocheux) ;
- (ii) les habitats que l'on peut qualifier de « secondaires », dont la répartition et la composition actuelles sont indissociables d'une activité humaine. Ils sont appelés « habitats semi-naturels » dans la DHFF (par exemple la majorité des habitats agropastoraux, mais il existe quelques cas particuliers en forêt, notamment les châtaigneraies, ou certaines suberaies – cf. tome 1, chap. 2, §10.2.4 –).

Il existe 30 habitats génériques potentiellement présents en France (Tab. 2). L'objectif était de concevoir une méthode pour tous ces habitats. Cependant, certains habitats ont été exclus du domaine de validité de la méthode, les explications sont données dans le chapitre 2 du tome 1 (§10.2). Pour certains habitats, certaines précautions et parfois certaines adaptations sont nécessaires à l'utilisation de la méthode.

**Tableau 2 :** liste des habitats d'intérêt communautaire présents en France, par domaine biogéographique. Les données surfaciques sont celles recueillies dans le cadre du rapportage de l'article 17 de la DHFF rendu en 2013. Il est à noter que si on additionne toutes ces surfaces, le chiffre total représente le double de la surface forestière calculée par l'IGN.

		Surface indiquée lors du rapportage art.17 de la DHFF, 2013					Méthode conseillée
		ALP	ATL	CONT	MED	TOTAL	
		km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	
<b>Forêts de l'Europe tempérée</b>							
9110	Hêtraies du <i>Luzulo-Fagetum</i>		3			3	OUI
9120	Hêtraies acidophiles atlantiques à sous-bois à <i>Ilex</i> et parfois à <i>Taxus</i> ( <i>Quercion robori-petraeae</i> ou <i>Illici-Fagenion</i> )	550	135700	82500	2	218752	OUI
9130	Hêtraies de l' <i>Asperulo-Fagetum</i>		6000			6000	OUI
9140	Hêtraies subalpines médio-européennes à <i>Acer</i> et <i>Rumex arifolius</i>	116		5,17		121,17	OUI
9150	Hêtraies calcicoles médio-européennes du <i>Cephalanthero-Fagion</i>	550	150	1000	260	1960	OUI
9160	Chênaies pédonculées ou chênaies-charmaies sub-atlantiques et médio-européennes du <i>Carpinion betuli</i>		15200	800		16000	OUI
9170	Chênaies-charmaies du <i>Gallio-Carpinetum</i>			54		54	OUI
9180	* Forêts de pentes, éboulis ou ravins du <i>Tilio-Acerion</i>	55	55	120	65	295	OUI
9190	Vieilles chênaies acidophiles des plaines sablonneuses à <i>Quercus robur</i>		153	22		175	OUI
91A0	Vieilles chênaies des îles Britanniques à <i>Ilex</i> et <i>Blechnum</i>		1			1	OUI
91B0	Frênaies thermophiles à <i>Fraxinus angustifolia</i>				1	1	NON
91D0	* Tourbières boisées	30	30	30		90	NON
<b>Forêts alluviales</b>							
91E0	* Forêts alluviales à <i>Alnus glutinosa</i> et <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i> )	400	1150	1410	100	3060	UNIQUEMENT pour les forêts à bois dur (attention à adapter au contexte!)
91F0	Forêts mixtes à <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> ou <i>Fraxinus angustifolia</i> , riveraines des grands fleuves ( <i>Ulmion minoris</i> )		156,4	133	15,5	304,9	OUI
<b>Forêts de conifères des montagnes tempérées</b>							
9410	Forêts acidophiles à <i>Picea</i> des étages montagnard à alpin ( <i>Vaccinio-Piceetea</i> )	250		50		300	OUI
9420	Forêts alpines à <i>Larix decidua</i> et/ou <i>Pinus cembra</i>	200				200	OUI
9430	* Forêts montagnardes et subalpines à <i>Pinus uncinata</i> (* si sur substrat gypseux ou calcaire)	550		4	60	614	DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)
<b>Forêts méditerranéennes à feuilles caduques</b>							
9220	Hêtraies des Apennins à <i>Abies alba</i> et hêtraies à <i>Abies nebrodensis</i>						NON
9230	Chênaies galicio-portugaises à <i>Quercus robur</i> et <i>Quercus pyrenaica</i>		94600			94600	OUI
9260	Forêts de <i>Castanea sativa</i>	16		2000	250	2266	OUI (à nuancer tendance agropastorale)
92A0	Forêts-galeries à <i>Salix alba</i> et <i>Populus alba</i>			1	1100	1101	UNIQUEMENT pour les forêts à bois dur (attention à adapter au contexte!)
92D0	Galleries et fourrés riverains méridionaux ( <i>Nerio-Tamaricetea</i> et <i>Securinegion tinctoriae</i> )				2	2	DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)
<b>Forêts sclérophylles méditerranéennes</b>							
9320	Forêts à <i>Olea</i> et <i>Ceratonia</i>				33,8	33,8	DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)
9330	Forêts à <i>Quercus suber</i>		1000		436	1436	OUI (à nuancer tendance agropastorale)
9340	Forêts à <i>Quercus ilex</i> et <i>Quercus rotundifolia</i>	30	50		1790	1870	OUI
9380	Forêts à <i>Ilex aquifolium</i>				16,5	16,5	OUI
<b>Forêts de conifères des montagnes méditerranéennes et macaronésiennes</b>							
9530	* Pinèdes (sub-)méditerranéennes de pins noirs endémiques				297	297	OUI
9540	Pinèdes méditerranéennes de pins mésogéens endémiques				173	173	OUI
9560	* Forêts endémiques à <i>Juniperus</i> spp.	14			4	18	DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)
9580	* Bois méditerranéens à <i>Taxus baccata</i>				1	1	DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)

### 3.2. Cartographie et détermination des habitats

Un des préalables à l'évaluation est un inventaire des habitats présents dans le site, le moyen le plus courant étant une cartographie des habitats.

#### 3.2.1. Correspondance entre les typologies d'habitat (HABREF)



Le manuel d'interprétation des habitats EUR 28 (European Commission, 2013) et les cahiers d'habitats (Bensettiti (coord.), 2001-2005) ne sont pas des typologies exhaustives, en effet toutes les communautés et habitats potentiellement présents en France ne sont pas d'intérêt communautaire, c'est pourquoi il est parfois nécessaire

de réaliser une correspondance entre le référentiel qui a été utilisé pour réaliser la cartographie des habitats existante, et ces typologies, afin de mettre en évidence les habitats d'intérêt communautaire et prioritaire. Des correspondances entre les typologies d'habitats (à une échelle nationale) sont disponibles via le référentiel HABREF, téléchargeable à cette adresse : <https://inpn.mnhn.fr/programme/referentiel-habitats>.

### 3.2.2. Quel habitat détermine-t-on ?

Si la cartographie des habitats a déjà été réalisée sur le site, il est important de bien savoir comment elle a été réalisée, par qui, quand et avec quelles consignes et quelle typologie, afin de pouvoir prendre en compte ces informations dans la mise en place et dans l'analyse de l'état de conservation. Ceci concerne tout particulièrement certains points délicats lors de la détermination des habitats.

Nous donnons ici quelques conseils pour la réalisation d'une cartographie des habitats avant l'évaluation de l'état de conservation si cette cartographie n'existe pas (Tab. 3).

**Tableau 3** : différents cas de figure lors de la détermination d'un habitat, conseils et conséquences sur l'évaluation de l'état de conservation (inspiré des consignes données par l'ONF de Corse)

Cas de figure		Quel habitat détermine-t-on ?	Conséquences sur l'évaluation
Habitat non planté	Habitat non planté	On détermine et on évalue l'habitat observé.	
	Habitat non planté en transition dynamique d'un habitat A vers un habitat B	S'il y a assez de semencier pour régénérer l'habitat B, on détermine l'habitat B. Sinon, on détermine l'habitat A.	On peut perdre de la surface en habitat A, donc l'état de conservation au niveau du site en sera affecté, cela est à justifier (il peut s'agir d'un choix de gestion assumé).
Habitat planté	Habitat planté	On détermine l'habitat sous la plantation quand c'est possible, c'est -à-dire que l'on estime l'habitat FORESTIER qui s'exprimerait sans la présence de la plantation grâce aux conditions stationnelles, à la flore qui s'exprime (s'il y en a), et aux peuplements présents aux alentours.	L'état de conservation de l'habitat peut en être affecté. Si la détermination d'un habitat est impossible, on calcule la surface en plantation sans détermination d'habitat au niveau du site et on l'ajoute en contexte. On regardera de près l'évolution de cette surface.
Habitat incendié	Habitat incendié depuis moins de 10 ans et on observe de la régénération naturelle	Si la régénération naturelle est composée des essences présentes avant incendie, on considère qu'on a changé de phase mais pas de stade dans la série de végétation, on détermine le même habitat qu'avant incendie.	On évalue le même habitat qu'avant l'incendie, l'état de conservation peut avoir changé.
		Si la régénération naturelle est différente, on considère qu'on a changé de phase et de stade dans la série de végétation, on essaye de déterminer l'habitat correspondant aux essences en train de pousser.	On évalue un habitat différent que l'habitat avant incendie. L'habitat avant incendie a perdu de la surface, donc son état de conservation à l'échelle du site en sera affecté.
	Habitat incendié depuis plus de 10 ans	On détermine et on évalue l'habitat en place.	

### 3.3. Périmètre d'évaluation

#### 3.3.1. *Périmètre de site non adapté*

Le périmètre d'évaluation est le périmètre du site Natura 2000.

Néanmoins, parfois la désignation du site Natura 2000 n'inclut qu'une partie du massif, scindant la forêt selon la maturité du peuplement ou la propriété par exemple ; parfois le site ou le massif forestier peuvent également être de très petite taille. Nous proposons d'évaluer la complétude du cycle sylvigénétique, c'est pourquoi le périmètre tel qu'il a été désigné est parfois inadapté dans ces situations. La demande réglementaire reste l'évaluation à l'échelle du site, dans ce cas on s'en tient au périmètre du site et on doit commenter l'évaluation au regard de ce périmètre non adapté.

Dans certains cas, si par exemple un site Natura 2000 est inclus dans un massif forestier beaucoup plus grand avec un seul et même gestionnaire (notamment pour certaines forêts publiques), on peut envisager d'étendre le périmètre d'évaluation à tout le massif.

#### 3.3.2. *Superposition de plusieurs périmètres d'espaces protégés*

Il peut arriver qu'il y ait une superposition de périmètres d'espaces protégés, avec des objectifs et des exigences réglementaires différentes. Le cas le plus courant est la superposition d'une réserve naturelle avec un site Natura 2000. Les réserves naturelles étant de surface généralement plus faible que les sites Natura 2000, on part de l'hypothèse que ce sont ces réserves qui sont incluses complètement ou pour partie dans les sites Natura 2000. Dans les réserves naturelles forestières, le PSDRF est déployé (cf. tome 1, chap. 3, §12.1), il permet ensuite de pouvoir évaluer l'état de conservation de la forêt (au sens de réserves naturelles de France – RNF –) avec la méthode d'évaluation mise en place par RNF (cf. tome 1, chap. 3, §12.1). Si les moyens le permettent, le mieux est d'étendre le PSDRF à l'ensemble du site Natura 2000, afin de pouvoir réutiliser les données récoltées sur la réserve naturelle pour l'évaluation du site Natura 2000. Cependant le coût de la mise en place du PSDRF est élevé (environ 100 euros/placette en plaine, 150 euros/placette en montagne), et les compétences et le temps demandé sont également importants, et parfois difficilement envisageables en sites Natura 2000.

Nous proposons donc, soit d'étendre la réalisation des placettes plus complètes et plus complexes du PSDRF dans le site Natura 2000 si les moyens le permettent, soit d'utiliser une partie des placettes PSDRF sur la zone en réserve naturelle avec un ré-échantillonnage de ces placettes (car la densité est plus forte pour le PSDRF que ce qui est envisageable en site Natura 2000), et de mettre en place d'autres placettes sur le reste du site.

#### 3.3.3. *Cas des zones débroussaillées ou aménagées*

Dans un massif forestier, certaines parties de la forêt peuvent être aménagées en route (hors cloisonnement d'exploitation), ou peuvent être débroussaillées pour des raisons de lutte contre les incendies (DFCI) ou par exemple sous les lignes haute-tension. Ces zones sont donc impactées, quelles que soient les raisons, c'est pourquoi il est important de savoir si elles sont intégrées ou non au périmètre d'évaluation.

En premier lieu, il faut se reporter à la cartographie des habitats puis au tableau 4.



**Tableau 4 :** choix méthodologiques dans la cartographie des habitats et conséquences sur l'évaluation et son périmètre

Cartographie	Type d'habitat cartographié	Périmètre d'évaluation	Conséquences sur l'évaluation
La cartographie des habitats inclut les linéaires cités	L'habitat déterminé sur ces linéaires est forestier et d'intérêt communautaire	On l'inclut dans l'évaluation	Les impacts des aménagements sont pris en compte dans l'évaluation
		On ne l'inclut pas dans l'évaluation	On peut calculer pour les routes et les lignes haute-tension un indicateur de densité et regarder son évolution (indicateur de morcellement/fragmentation à l'intérieur du site, t.2, chap.2, §5.2.1). On peut également calculer une surface débroussaillée dans le cadre de la DFCI, et regarder son évolution.
	L'habitat cartographié n'est pas forestier ou pas d'intérêt communautaire	On ne l'inclut pas dans l'évaluation	
La cartographie des habitats n'inclut pas les linéaires cités		On ne l'inclut pas dans l'évaluation	

## 4. Récolte de données et échantillonnage (rappels du tome 1)

L'évaluation de l'état de conservation repose sur trois grands paramètres : les évolutions de sa surface (et de sa fragmentation) au sein du site, la composition, la structure et les fonctions de l'habitat, et les altérations qu'il subit. Ces paramètres sont-eux-mêmes composés de critères auxquels sont associés un ou plusieurs indicateurs (Fig. 4).

PARAMÈTRE	CRITÈRE	INDICATEUR
Composition, structure, fonctions	Cycle de la matière (bois mort)	Nb de bois mort > 30cm / ha

**Figure 4 :** exemple d'un indicateur mettant en évidence un critère qui est une composante d'un paramètre

Par critère on entend une composante de l'habitat qui permet la mise en place d'indicateurs.

### 4.1. Échantillonnage

#### 4.1.1. Inventaire en plein (ou pied à pied)

Ce type d'inventaire consiste en un dénombrement exhaustif des tiges par essence et par classe de diamètre à partir d'un seuil de précomptage (le plus souvent fixé à 17,5 cm). C'est le type d'inventaire le plus classique, car depuis longtemps le plus utilisé. Il ne demande pas une grande technicité. Il est considéré comme suffisamment précis pour les principales variables dendrométriques.

Ce type d'inventaire se prête bien aux comparaisons d'inventaires. On peut ainsi avoir accès aux variables dynamiques.

L'inventaire en plein donne des résultats au niveau de la parcelle. Il peut être réalisé sur une forêt, mais dès lors qu'elle dépasse une certaine taille, il est préférable d'avoir recours à un inventaire statistique pour des questions de coût.

Les rendements en inventaire en plein sont fonction du type de peuplement, ainsi que de la facilité de cheminement, du relief, de la visibilité et de la pénétrabilité du peuplement.

On attend d'un inventaire en plein qu'il fournisse les résultats avec une précision de l'ordre de 5 % à 10 % sur la surface terrière (et le volume dans le cadre de la mise en place d'un plan de gestion).

On utilisera donc ce type d'inventaire dans un site de très petite taille, ou pour un habitat marginal ou faiblement représenté, s'il est possible d'inventorier l'intégralité des surfaces couvertes par l'habitat.

#### 4.1.2. Inventaire statistique

S'il n'est pas possible de récolter des données sur tous les polygones d'habitat (trop de surface, ou peu de moyens), on doit réaliser un échantillonnage. On mettra donc en place un inventaire statistique, il a pour but de limiter la prise de relevés à un échantillon de placettes. Il donne des résultats issus de l'interprétation statistique au niveau de l'ensemble de la forêt ou de la zone à évaluer.

Deux types d'échantillonnage peuvent être utilisés : l'échantillonnage aléatoire pour lequel la localisation des placettes se fait totalement au hasard, ou l'échantillonnage systématique dont les points de sondage sont répartis de manière uniforme. Il est intéressant de noter que selon la littérature et les retours d'expérience, certains trouvent que l'échantillonnage aléatoire est parfois plus facile à mettre en place et moins coûteux que l'échantillonnage systématique, et parfois l'inverse. L'échantillon peut également être scindé en différentes strates dans lesquelles on désire une plus grande précision pour certaines variables. On parle alors d'échantillonnage stratifié. Pour un site Natura 2000 dont le massif forestier comporte plusieurs habitats d'intérêt communautaire, on devra stratifier l'échantillonnage par habitat afin d'avoir assez de placettes par strates pour avoir une précision suffisante de l'évaluation.

La notion d'échantillonnage est liée à celle de stratégie, qui doit assurer le meilleur compromis entre (Giraudoux, 2004) :

- l'**objectif** de l'étude (question/hypothèse préalablement correctement posée),
- les **contraintes naturelles** (hétérogénéité spatiale, etc.),
- les **contraintes techniques** (temps disponible, fiabilité des mesures, etc.) et financières,
- les **contraintes mathématiques** (qualité des données et des instruments mathématiques pour l'analyse statistique, etc.).

Le compromis trouvé, écrit sous forme de mode opératoire, porte le nom de plan d'échantillonnage.

Une abondante littérature existe à ce sujet qui pourra éclairer les choix des opérateurs quant à la meilleure stratégie à adopter (encadré 1).

##### Encadré 1 : quelques pistes bibliographiques concernant l'échantillonnage

###### *Quelques pistes bibliographiques :*

- Besnard A. et J.M. Salles, 2010. Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000. 62 pp. (téléchargeable : [http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/NT\\_MethodoSuiviBio\\_Faune\\_final2\\_cle658bab.pdf](http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/NT_MethodoSuiviBio_Faune_final2_cle658bab.pdf))
- Quéré E., 2005. Guide méthodologique pour la mise en place de suivis de la végétation dans les sites NATURA 2000. Conservatoire Botanique National de Brest. 95pp.
- Giraudoux, 2004. Outils méthodologiques, Principes de l'échantillonnage. 7 pp. (téléchargeable : <http://guillaume.canar.free.fr/echantillonnage.pdf>)
- Fiers V. et coll., 2003. Études scientifiques en espaces naturels. Cadre méthodologique pour le recueil et le traitement de données naturalistes. Cahier technique de l'ATEN n°72. : Réserves Naturelles de France, Montpellier : 96 pp.
- Scherrer B., 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin Editeur, Boucherville. 850 pp.
- Frontier S., 1983. Stratégies d'échantillonnage en écologie. Masson, Paris. 494 pp.

#### 4.1.3. Unité d'échantillonnage

Compte tenu des modalités d'application et d'analyse des critères, on envisage que dans la majorité des sites on soit obligé de collecter les données avec une méthode statistique (échantillonnage par placette) pour pouvoir obtenir des valeurs chiffrées pour certains indicateurs.

Nous conseillons des placettes de surface fixe de 1250 m<sup>2</sup> (ce qui correspond à une placette circulaire de 20 m de rayon), qui semble être un bon compromis pour avoir une bonne visibilité et couvrir une surface assez grande pour que les données renseignées par placette soient pertinentes.

Cette placette à surface fixe devra être couplée à une placette à angle fixe de même centre si l'opérateur décide de relever la surface terrière.

Dans les placettes circulaires à surface fixe, tous les arbres situés dans un rayon fixé sont inventoriés. Dans les placettes à angle fixe, les arbres sont inventoriés en fonction de leur diamètre et de leur distance par rapport au centre de la placette (Fig. 5). L'intérêt des placettes à surface fixe réside dans leurs possibilités d'évolutions. Elles permettent en effet de faire progresser le dispositif en fonction de l'évolution de la forêt, des besoins ou encore du budget du propriétaire. Les placettes à angle fixe permettent d'obtenir des données plus précises sur les gros bois.

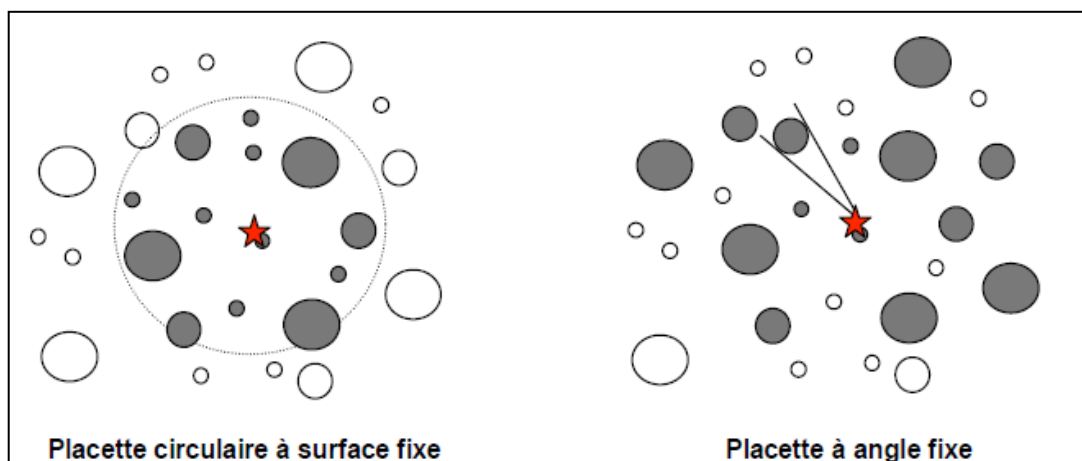


Figure 5 : placette à surface fixe et placette à angle fixe (Cordonnier *et al.*, 2007)

#### 4.2. Du relevé à la note

Que l'on ait choisi un inventaire en plein, ou un inventaire statistique, on recueille sur le terrain les données à relever par indicateur. On réalise ensuite une moyenne de la donnée par indicateur ramenée à l'hectare. Puis cette moyenne est comparée aux valeurs-seuils que nous avons mises en place. Selon la modalité dans laquelle on se trouve, une note est associée (Fig. 6).

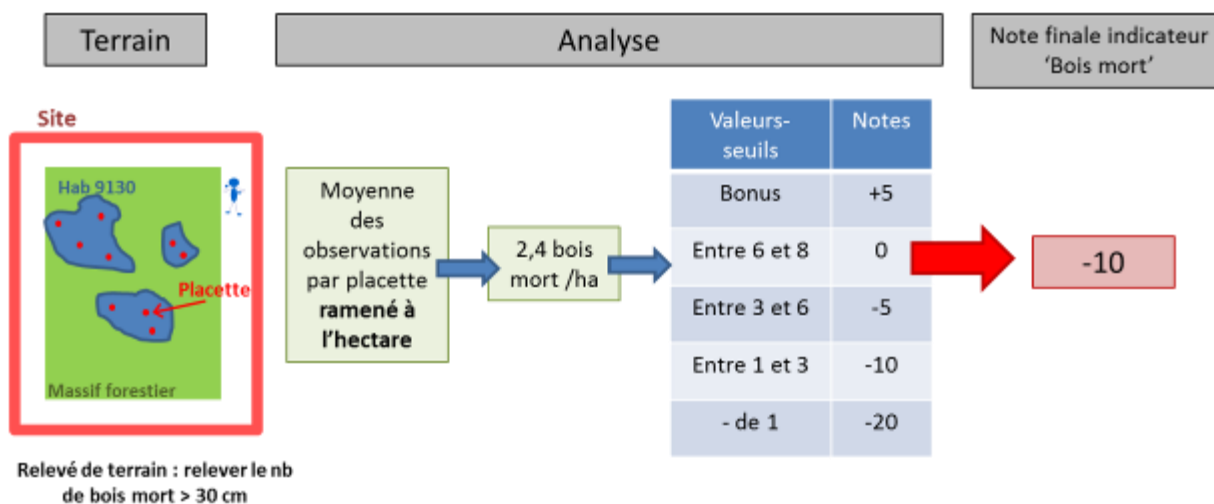


Figure 6 : Du relevé à la note par indicateur

Ensuite on effectue la somme des notes par indicateurs, que l'on retranche à la note de 100 (Fig. 7).

Indicateurs	Valeurs-seuils (ou modalités)	Note
A	$0 < A < 3$	0
	$3 < A < 6$	-5
	$6 < A < 9$	-10
B	$100 \% > B > 80 \%$	0
	$80 \% > B > 20 \%$	-10
	$20 \% > B > 0 \%$	-20
C	$C > 10$	0
	$C < 10$	-15
Note finale		$100 - 0 - 20 - 15 = 65$

Figure 7 : Somme des notes par indicateurs, puis on retranche cette somme à la note de 100

Enfin, on doit également analyser ces résultats, commenter et valoriser l'évaluation de l'état de conservation (cf. tome 2, chap. 3).

## Chapitre 2 – Critères et indicateurs pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers dans un site Natura 2000

---

## 5. Le tableau de synthèse et la grille d'analyse

Un des principaux intérêts de ce travail est la mise à disposition d'informations permettant d'éclairer le gestionnaire sur l'écologie des habitats qui composent son site, et de lui proposer des indicateurs afin de le renseigner sur les facteurs les plus importants à prendre en compte dans l'état de conservation de ces milieux. Le tableau 5 est la synthèse des indicateurs retenus pour évaluer l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, dans laquelle nous mettons en évidence les informations recherchées par les indicateurs. Ce tableau de synthèse est la clé de voûte de ce guide.

**Tableau 5 :** tableau de synthèse avec les informations que l'on cherche à mettre en évidence à travers l'utilisation des indicateurs pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire

PARAMÈTRE	CRITÈRE			Indicateurs	Echelle de récolte de la donnée	Informations portées par les indicateurs
Surface couverte (dynamique spatiale)	Surface de l'habitat			Evolution de la surface	SITE	Existence même de l'habitat, capacité à héberger des populations viables d'espèces, notamment les espèces spécialistes et capacité de ses espèces à se maintenir en métapopulation et à maintenir les échanges et une variabilité génétique suffisante à la pérennité des populations. La viabilité des populations assure en retour un maintien des caractéristiques biotiques de l'habitat et des interactions biotiques/abiotiques.
	Morcellement/fragmentation			Au sein du site	SITE	
				Avec l'environnement	SITE	
Composition, structure, fonctions	Intégrité de la composition	Intégrité dendrologique		Présence (en %) des essences allochtones de l'habitat (recouvrement ou G)	PLACETTE	Support du fonctionnement de l'habitat, notamment via la production primaire (base de la chaîne trophique). Pérennité du type d'habitat dans sa composante biotique (et présence et rapidité du risque d'invasion par les EEE), et effet retour sur sa composante abiotique (cycle biogéochimique).
		EEE (arborée et herbacée)		Fréquence d'apparition dans les relevés	PLACETTE	
	Cycle sylvigénétique	Très gros bois vivants		Nombre de TGB à l'hectare OU ratio G TGB/G tot	PLACETTE	Pérennité du cycle sylvigénétique mesurée par la présence des phases les plus critiques (les phases jeunes et les phases matures). Caractéristique support des cycles de vie d'espèces spécialistes de ces phases.
		Dynamique de renouvellement	Futaie régulière ou taillis	Pourcentage de la surface en jeune peuplement	PLACETTE ou SITE	
			Autres cas	Évaluation à dire d'expert de la capacité de régénération	PLACETTE ou SITE	
	Cycle de la matière (Bois mort et saproxyliques)			Nombre de bois morts>30 cm à l'ha	PLACETTE	Fonctionnement du cycle de la matière. Structure support de la diversité et l'abondance des communautés d'espèces impliquées dans cette phase de dégradation du bois.
				Présence d'espèces saproxyliques exigeantes	Selon protocole	
Altérations	Atteintes localisées			Atteintes au sol (tassement, perturbations hydrologiques, etc.) et leur recouvrement	PLACETTE	Reliquat des atteintes non prises en compte dans les autres paramètres : perturbation du compartiment abiotique, lui-même interagissant avec la microfaune du sol et influençant la fonction de production primaire de l'habitat.
	Atteintes "diffuses" au niveau du site			Dire d'expert sur les atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	SITE	Atteintes à large échelle, impacts diffus

Le tableau 6 présente la grille d'analyse avec les critères et indicateurs retenus, ainsi que les notes et valeurs-seuils permettant d'évaluer l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000. Chaque critère et indicateur est ensuite présenté, avec parfois différents ajustements à réaliser selon les habitats ou la productivité de la station, sous cette forme :

INDICATEUR	(BONUS)	Information(s) mise(s) en évidence
	MODALITÉ 1	
	MODALITÉ 2	
	MODALITÉ 3	
Échelle de récolte de donnée(s)		

Les indicateurs non retenus, les changements entre la version 1 et la version 2, et les explications des choix qui ont été faits sont présentés dans le chapitre 3 du tome 1 (§14).



**Tableau 6 :** Grille d'analyse pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire

PARAMÈTRE	CRITÈRE		Indicateurs		Echelle de récolte de la donnée	MODALITÉ	NOTE							
			Option	Description des indicateurs										
Surface couverte (dynamique spatiale)	Surface de l'habitat		Evolution de la surface		SITE	Stabilité ou progression	0							
						Régression	-10							
	Morcellement/fragmentation		Au sein du site		SITE	Connectivité stable ou en amélioration	CONTEXTE							
						Diminution de la connectivité								
		Avec l'environnement		SITE	Connectivité stable ou en amélioration	CONTEXTE								
					Diminution de la connectivité									
Composition, structure, fonctions	Intégrité de la composition	Intégrité dendrologique (A ou B)		A	Pourcentage de recouvrement des essences allochtones de l'habitat	PLACETTE (à surface fixe)	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	0						
							1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	-5						
							5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	-10						
							15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-30						
							Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-40						
				B	Pourcentage de surface terrière des essences allochtones de l'habitat	PLACETTE (à angle fixe)	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	0						
							1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	-5						
							5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	-10						
							15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-30						
							Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-40						
		EEE (arborée et herbacée)		Fréquence d'apparition dans les relevés		PLACETTE	Absence totale	0						
							Présence, et fréquence < 30 %	-10						
	Présence, et fréquence > 30 %						-20							
	Cycle sylvigénétique	Très gros bois vivants (A ou B)		A	Nombre de TGB à l'hectare	PLACETTE (à surface fixe)	Plus de 8 TGB/ha	+5						
							5 à 8 TGB/ha	0						
							3 à 5 TGB/ha	-5						
							1 à 3 TGB/ha	-10						
							Moins de 1 TGB/ha	-20						
				B	Ratio entre la surface terrière des TGB et la surface terrière totale	PLACETTE (à surface ET à angle fixe)	15 % < G TGB/Gtot	+5						
							8 % < G TGB/Gtot < 15 %	0						
							5 % < G TGB/Gtot < 8%	-5						
							2 % < G TGB/Gtot < 5%	-10						
							G TGB/Gtot < 2%	-20						
		Dynamique de renouvellement	Futaie régulière ou taillis	Pourcentage de la surface en jeune peuplement		PLACETTE ou SITE	Surface en JP comprise entre 5 et 20 %	0						
							Surface en JP < 5 % ou > 20 %	-10						
		Autres cas	Évaluation à dire d'expert de la capacité de régénération		PLACETTE ou SITE	Aucun problème de régénération	0							
						Régénération "moyenne" (quelques pbs de régénération)	-5							
					Problèmes de régénération très important		-10							
	Cycle de la matière (Bois mort et saproxyliques)	Bois mort		Nombre de bois morts>30 cm (sur pied et au sol) à l'hectare		PLACETTE (à surface fixe)	Plus de 8 arbres morts (sur pied et sol) de 30 cm de diamètre /ha OU plus de 6 arbres morts (sur pied et au sol) de 30 cm de diamètre /ha DONT (au moins) 1 GB mort	+5						
							entre 6 et 8 arbres morts (sur pied et au sol) de 30 cm de diamètre /ha	0						
							entre 3 et 6 arbres morts (sur pied et au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-5						
							entre 1 et 3 arbres morts (sur pied et au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-10						
							moins de 1 arbre mort (sur pied ou et sol) de 30 cm de diamètre /ha	-20						
							Présence d'insectes saproxyliques exigeants	Optionnel	Bonus/Malus attribué au bois mort si présence d'espèces saproxyliques exigeantes	Selon protocole	Plus de 5 espèces très exigeantes (indice fonctionnel + indice patrimonial >= 5)	+2		
											Présence d'espèces exigeantes : 1 à 4 espèces à Ip+If>=5 et plus de 5 espèces à Ip+If>=4	0		
											Des prospections poussées n'ont pas permis de trouver d'espèces exigeantes : 0 espèces Ip+If>=5 et moins de 5 espèces Ip+If>=4		-2	
							Altérations	Atteintes au niveau de l'unité		Atteintes au sol (tassement, perturbations hydrologiques, etc.) et leur recouvrement		PLACETTE (à surface fixe)	0 à 2 % de dégât au sol	0
													2 à 10 % de dégât au sol	-10
10 à 20 % de dégât au sol		-15												
Plus de 20 % de dégât au sol		-20												
Atteintes "diffuses" au niveau du site		Dire d'expert sur les atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface		SITE	Atteintes négligeables ou nulles	0								
					Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	-10								
				Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause		-20								

## 6. Surface couverte (dynamique spatiale)

La perte d'habitat constitue la plus importante menace à long terme pour la survie des espèces et découle de trois processus principaux : la destruction de l'habitat, l'augmentation de la fragmentation et l'altération de la qualité de l'habitat. La fragmentation de l'habitat, qui se traduit par la formation de plusieurs petits fragments d'habitat spatialement isolés à partir d'un seul fragment continu, a pour conséquence la diminution de l'abondance, de la densité et de la diversité spécifique, l'augmentation des effets de lisière et de l'isolement des fragments d'habitat restants (Vandewoestijne *et al.*, 2005).

On peut s'appuyer sur la théorie des îles (MacArthur et Wilson, 1967) pour entrevoir l'importance de la surface d'un écosystème pour garantir sa pérennité : un écosystème isolé sur une île océanique ou sur un continent par des barrières géographiques ne peut receler la même biodiversité qu'un écosystème de très grande dimension, car ses populations en rupture d'échanges génétiques, deviennent plus vulnérables, notamment à la dépression de la consanguinité. Plus cet isolement est fort, plus les pertes de viabilité des populations seront importantes. On sait ainsi qu'un site strictement isolé est plus pauvre en espèces d'oiseaux qu'un site de même taille qui a gardé des ponts avec d'autres sites (Diamond, 1978). Quinn et Hastings (1987) ont démontré pour les espèces en danger d'extinction l'intérêt des habitats protégés, même fragmentés, si les surfaces octroyées sont suffisantes. C'est bien la surface de ces zones-refuges autant que les ponts entre ces sites, qui sont cruciaux pour ralentir le mouvement d'extinction (Schnitzler-Lenoble, 2002), de plus certaines études attirent l'attention sur le fait qu'il n'est pas certain que la connectivité puisse compenser la perte d'habitat (Harrison et Bruna, 1999). L'importance relative entre la connectivité et la proportion d'habitat dans un paysage fait encore débat en écologie du paysage. Fahrig (2013) par exemple met en avant la proportion d'habitat dans le paysage comme un facteur déterminant, la configuration spatiale n'intervenant qu'à un niveau intermédiaire de présence du milieu dans le paysage. Ces effets de la fragmentation paraissent moins marqués qu'en forêt tropicale, peut-être à cause de la longue histoire de fragmentation des forêts européennes ou du moindre contraste méso-climatique entre forêt et milieux ouverts (Bregman *et al.*, 2014).

La surface et la connectivité sont deux paramètres cruciaux dans la pérennité des écosystèmes, même s'il apparaît encore difficile de séparer les différents impacts de la diminution de surface et de l'augmentation de la fragmentation (et également parfois de la dégradation des milieux). On doit donc veiller à la conservation de surface suffisante, alliée à une bonne connectivité des milieux, afin de pouvoir préserver la possibilité des échanges et la réalisation de toutes les autres fonctions que l'on a considéré comme importante dans le fonctionnement des habitats forestiers.

Il est particulièrement difficile de définir quelle est la surface à l'intérieur d'un site qui permettrait le bon fonctionnement d'un habitat (définition de la valeur-seuil), c'est pourquoi on privilégie une évaluation de la tendance (en augmentation, en stagnation, ou en régression).

Encore une fois, l'évaluation doit se réaliser habitat par habitat. Néanmoins pour la surface couverte, il est intéressant aussi de regarder la surface forestière totale du site. La question est encore plus prégnante pour la fragmentation, car regarder la fragmentation habitat par habitat serait assez incertain.

NB : D'anciennes cartes de végétation des Alpes (françaises, italiennes, autrichiennes) et d'autres montagnes (Massif Central, etc.) sont numérisées et disponibles en ligne :

<http://ecologie-alpine.ujf-grenoble.fr/cartes/1/>

## 6.1. Evolution de la surface couverte

Tendance d'évolution de la surface (et causes)	Stabilité ou progression	Existence même de l'habitat, capacité à héberger des populations viables d'espèces, notamment les espèces spécialistes et capacité de ses espèces à se maintenir en métapopulation et à maintenir les échanges et une variabilité génétique suffisante à la pérennité des populations. La viabilité des populations assure en retour un maintien des caractéristiques biotiques de l'habitat et des interactions biotiques/abiotiques.
	Régression	
SITE		

Il existe différentes façons d'estimer la tendance d'évolution de la surface : comparaison de cartographies, étude d'orthophotographies, étude de photos « classiques », dire d'experts ou consultation des acteurs locaux. Il s'agit de déterminer la surface occupée par l'habitat à deux dates différentes (et son degré d'incertitude) et de comparer ces deux estimations. La méthode et la source des données devront être renseignées.

Il est important de renseigner la cause de l'évolution de la surface lorsqu'elle est connue, car s'il y a une diminution de la surface, c'est qu'il y a eu évolution de l'habitat vers un autre (dynamique naturelle) ou destruction de l'habitat.

Il est également important de noter que pour les habitats marginaux et de surface faible, l'estimation de la surface avec précision est compliquée, donc dans l'analyse il faut essayer de discerner ce qui provient d'une différence réelle de surface, de ce qui provient d'un biais lié à la méthode ou aux observations.

## 6.2. Morcellement/fragmentation (indicateurs de contexte)

Il est important d'avoir une idée de la fragmentation du milieu et de la connectivité avec son environnement. Néanmoins, nous avons décidé que ces indicateurs soient mis en contexte (hors évaluation, cf. tome 2, chap. 3, § 10) car il existe des techniques et logiciels permettant de calculer des indices de fragmentation quand on fait face à des patchs d'habitats dans des matrices différentes (exemple d'un patch de pelouse au sein d'une matrice forestière), mais la prise en compte de linéaire reste très complexe car on connaît mal leur réel pouvoir fragmentant (Villard et Haché, 2012). Il est également difficile (mais peut-être aussi incertain), de regarder la fragmentation habitat par habitat dans une matrice forestière, c'est pourquoi ces indicateurs seront renseignés pour toute la surface forestière du site.

### 6.2.1. À l'intérieur du site

Les linéaires présents dans le site sont inclus ou non dans le périmètre d'évaluation selon les choix qui ont été faits (cf. tome 2, chap. 1, §3.3.3).

S'ils ne sont pas dans le périmètre d'évaluation, on peut calculer la densité de linéaire par hectare. Pour cela il faut calculer leur longueur cumulée (en mètre linéaire) et ensuite le rapporter à l'hectare. On suivra ensuite l'évolution de cette donnée.

On peut également décomposer l'indicateur selon le type de linéaire présent et faire la même opération (Fig. 8).

Plus la densité de linéaire dans le site augmente, plus la fragmentation potentielle augmente. Si ces linéaires ont été tracées afin par exemple de diminuer l'entrée d'engin d'exploitation à l'intérieur des peuplements, on devrait par ailleurs voir diminuer l'indicateur de dégât au sol.

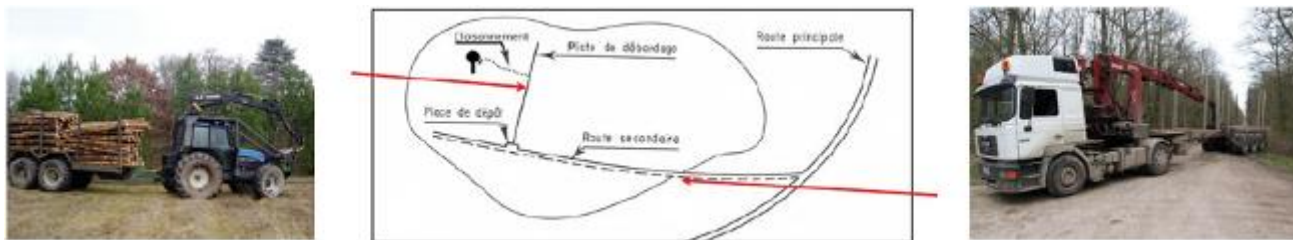


Figure 8 : hiérarchie des types de routes en forêt, et engin les empruntant (CRPF IDF, 2013)

L'ONF a fait le calcul de cette densité dans ses forêts domaniales (Fig. 9) :

	1999	2005
<b>Longueur totale</b> (tous types de routes)	28 920 km	30 160 km
<b>dont % routes revêtues</b>	14 %	16 %
<b>dont % routes empierrées</b>	42 %	43 %
<b>dont % routes en terrain naturel</b>	44 %	41 %
<b>Densité</b> (tous types de routes)	1,7 km pour 100 ha	1,8 km pour 100 ha

Figure 9 : Longueur de routes en forêt domaniale entre 1999 et 2005 en France métropolitaine (Bouillie, 2013)

- les routes en terrain naturel sont assises sur le terrain en place sans apport de matériaux,
- les routes empierrées sont constituées par un corps de chaussée mis en place au-dessus du terrain naturel,
- les routes revêtues comportent en plus du type précédent une couche de surface en matériaux bitumineux qui en assure l'imperméabilité. Le cas particulier des routes en béton est rattaché à cette catégorie.

### 6.2.2. Avec l'environnement

La théorie des îles soutient l'importance de la surface dans la conservation des habitats, mais elle soutient aussi l'idée importante de connectivité avec l'environnement, afin de limiter au maximum l'isolement, et à terme l'épuisement des populations.

La méthode proposée par RNF (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013) propose d'évaluer le degré de connectivité avec d'autres espaces forestiers indirectement via le taux de boisement de la sylvoécocorégion (division territoriale où règnent en moyenne des conditions similaires du point de vue forestier) où se trouve le massif boisé comprenant le site. Lorsque le site est à cheval sur deux sylvoécocorégions (SER), il est possible de prendre la moyenne du taux de boisement des deux SER pour renseigner cet indicateur. Pour connaître les sylvoécocorégions et leur taux de boisement, rendez-vous sur le site de l'IGN (Fig. 10) : <http://inventaire-forestier.ign.fr> (rubrique «Activités thématiques»).

Les modalités qu'ils proposent pour cet indicateur sont présentées dans la figure 11. On peut éventuellement s'y référer pour voir une idée de la connectivité du site avec son environnement. On propose de suivre l'évolution dans le temps de cet indicateur, mais principalement de s'en servir pour commenter l'évaluation de l'état de conservation et de prendre cet aspect en compte dans la mise en place d'action de gestion.

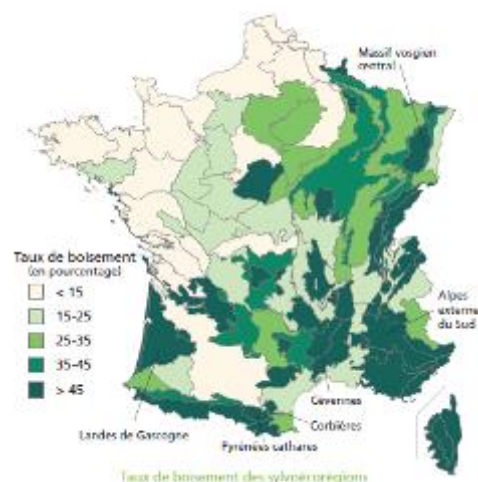


Figure 10 : Taux de boisement des SER (IFN, 2014)

SEUILS	NOTE
Forêt de la réserve située dans une SER boisée à plus de 50 % et jointive à une autre SER boisée à plus de 50 %	5
Forêt de la réserve située dans une SER boisée à plus de 50 % et jointive avec aucune SER boisée à plus de 50 %	4
Forêt de la réserve située dans une SER boisée à plus de 30 % et moins de 50 %	3
Forêt de la réserve située dans une SER boisée à plus de 15 % et moins de 30 %	2
Forêt de la réserve située dans une SER boisée à moins de 15 %	1

**Figure 11** : Modalités proposées par RNF pour l'indicateur « Taux de boisement de la sylvoécocorégion (SER) à laquelle appartient la réserve », de 5 à 1 du plus favorable au moins favorable (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013)

## 7. Composition, structure, fonctions

### 7.1. Intégrité de la composition

#### 7.1.1. Intégrité dendrologique

Il y a le choix entre deux indicateurs A ou B.

A Présence d'essences allochtones de l'habitat <u>en</u> <u>recouvrement</u>	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	Support du fonctionnement de l'habitat, notamment via la production primaire (base de la chaîne trophique). Pérennité du type d'habitat dans sa composante biotique (et présence et rapidité du risque d'invasion par les EEE), et effet retour sur sa composante abiotique (cycle biogéochimique).
	1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	
	5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	
	15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	
	Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	
PLACETTE (à surface fixe)		

B Présence d'essences allochtones de l'habitat <u>en surface</u> <u>terrière</u>	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	Support du fonctionnement de l'habitat, notamment via la production primaire (base de la chaîne trophique). Pérennité du type d'habitat dans sa composante biotique (et présence et rapidité du risque d'invasion par les EEE), et effet retour sur sa composante abiotique (cycle biogéochimique).
	1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	
	5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	
	15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	
	Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	
PLACETTE (à angle fixe)		

On cherche à mettre en évidence la présence des essences allochtones de l'habitat. Le caractère autochtone de la composition dendrologique est très important, car la composition définit le type de bois présent en forêt, donc la structure et la décomposition de ces bois (Harmon *et al.*, 1986). Les arbres jouent également le rôle indispensable de charpente de tout l'édifice, et ils s'accompagnent d'une cohorte d'espèces spécifiques à chaque essence (notamment au travers de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques).

La première étape est d'établir la liste des espèces allochtones de chaque habitat, pour le site. Sont considérées comme allochtones de l'habitat les essences allochtones sur le territoire français (incluant toutes les espèces exotiques envahissantes arborées (cf. définition, tome 2, chap. 2, §7.1.2), et les essences situées hors de leur aire de répartition naturelle, biogéographique ou bioclimatique (étage de végétation). Cela permet notamment de mettre en évidence les habitats et les stations où l'épicéa n'est pas à sa place par exemple, d'où l'importance d'établir cette liste à un niveau local. Cette définition permet de faire en sorte que la présence d'essences nomades ou post-pionnières ne soient pas pénalisées.

Pour mettre en place cette liste, on peut s'aider du Cahier d'habitats (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001), mais également des documents régionaux de description des habitats ou des communautés végétales. Afin de connaître

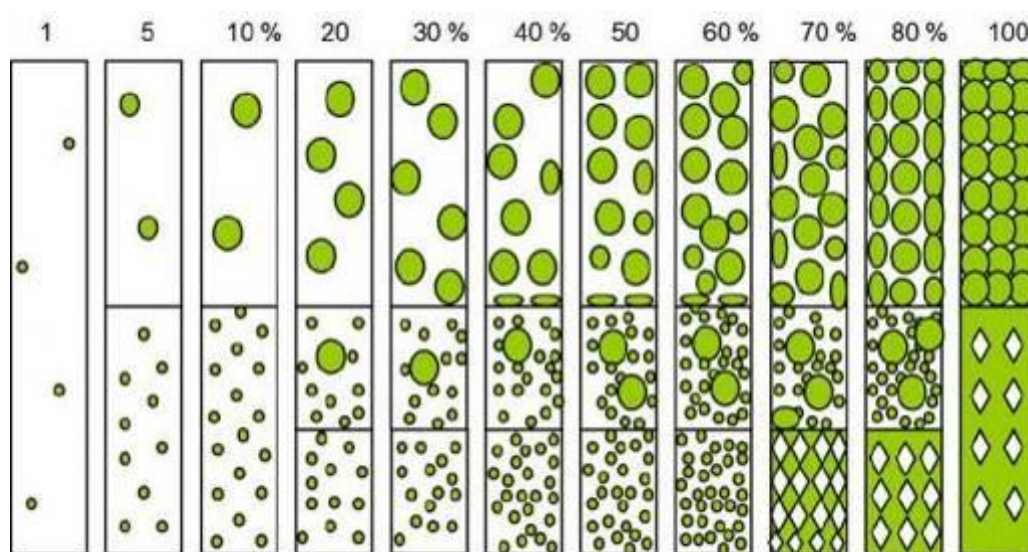


l'aire de répartition naturelle d'une essence, on peut s'appuyer sur les flores forestières françaises (Rameau *et al.*, 1989 ; Rameau *et al.*, 1994 ; Rameau *et al.*, 2008), ou encore des résultats du programme EUFORGEN qui met à disposition des cartes d'aire de répartition naturelle pour les essences forestières les plus communes à l'échelle européenne (<http://www.euforgen.org/distribution-maps/>).

La deuxième étape est le relevé de l'information sur le terrain. L'objectif de l'indicateur est de connaître la proportion d'essences allochtones de l'habitat par placette, soit en regardant le recouvrement cumulé des essences allochtones de l'habitat, soit en regardant leur surface terrière cumulée.

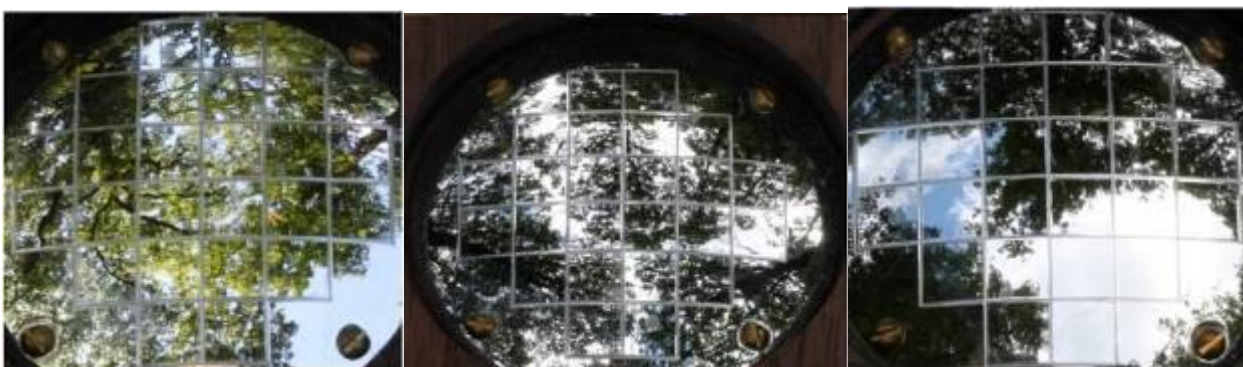
Sur le terrain on relèvera donc par placette soit le recouvrement par essence, soit la surface terrière par essence. On calcule un pourcentage de présence des essences allochtones de l'habitat et on calcule une moyenne au niveau du site.

Pour l'estimation du recouvrement, il est très recommandé de s'aider de table d'aide à l'estimation du recouvrement et de faire un étalonnage (qu'il y ait un ou plusieurs opérateurs) (Fig. 12).



**Figure 12** : aide à l'estimation du recouvrement des espèces (Source : N. Fromont d'après PRODON)

Un outil nommé densiomètre (Fig. 13) peut également permettre une meilleure standardisation de l'estimation du recouvrement. Baudry et ses collaborateurs (2013) donne plus d'informations sur l'utilisation de cet outil.



**Figure 13** : extrait des exercices de comptage à l'aide d'un densiomètre (de gauche à droite, estimation du couvert forestier : 90 %, 80 % et 60 %) (Source : Université catholique de Louvain)



### 7.1.2. Fréquence d'apparition des espèces exotiques envahissantes

Fréquence d'apparition des espèces allochtones envahissantes	Absence totale	Support du fonctionnement de l'habitat, notamment via la production primaire (base de la chaîne trophique). Pérennité du type d'habitat dans sa composante biotique (et présence et rapidité du risque d'invasion par les EEE), et effet retour sur sa composante abiotique (cycle biogéochimique).
	Présence, et fréquence < 30%	
	Présence, et fréquence > 30%	
PLACETTE		

La prolifération des espèces exotiques envahissantes affecte directement la dynamique des populations d'espèces indigènes mais elle peut également entraîner de profondes modifications dans les écosystèmes (e.g. problème de régénération des arbres sur des parcelles où le Cerisier tardif prolifère) (Carnino, 2009). Des recherches sont actuellement en cours, cependant il semble que les perturbations soient un facteur favorable aux invasions biologiques, en raison notamment de l'anthropisation des milieux et de leur eutrophisation, en particulier par des enrichissements en azote et du piétinement, mais également la création de sentiers. Cette artificialisation des milieux concourt très probablement à diminuer les capacités de résistance et de résilience des écosystèmes (Haury *et al.*, 2010).



**Photo 2 :** Seneçon du Cap (*Senecio inaequidens*) © S. Filoche

La définition souvent admise d'une espèce exotique envahissante (EEE) est la suivante : « Une espèce exotique envahissante est une espèce allochtone dont l'introduction par l'homme (volontaire ou fortuite), l'implantation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences écologiques, économiques ou sanitaires négatives » (UICN, 2000 ; McNeely *et al.* 2001 ; McNeely, 2001). Une autre définition acceptée est celle de la stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes : « espèce, sous-espèce ou taxon de rang inférieur, introduit hors de son aire de répartition naturelle, passée ou présente. L'introduction ou la propagation menace la diversité biologique. La définition inclut toutes les

parties, graines, œufs ou propagules d'espèces de ce type qui pourraient survivre et se reproduire » (Genovesi & Shine, 2003) (Muséum national d'Histoire naturelle [Ed]. 2003-2016. *Inventaire National du Patrimoine Naturel*, Site web : <https://inpn.mnhn.fr>. Le 21 janvier 2016).

Grâce à l'indicateur 'intégrité dendrologique de l'habitat' (cf. tome 2, chap. 2, §7.1.1), on prend déjà en compte la possible présence et dominance des EEE arborées dans l'habitat. Néanmoins, afin également d'avoir une idée de la présence des EEE herbacées et aussi de la rapidité de la progression de toutes les EEE, nous avons décidé d'ajouter un indicateur sur la fréquence d'apparition dans les relevés de ces espèces. Ceci constituera une alerte pour la gestion. On calcule donc le ratio entre le nombre de placettes avec au moins une EEE, et le nombre total de placettes.

Pour avoir une idée de la progression et des zones où il faut éventuellement intervenir, il est également intéressant de spatialiser la présence/absence des EEE par placette sur une carte. Il est également impératif de noter le nom des espèces présentes car cela aura des conséquences sur le type de gestion à adopter.

Deux référentes (en charge de la faune au sein du SPN et en charge de la flore au sein de la FCBN) ont été chargées par le ministère en charge de l'écologie de la mise en place de listes d'espèces exotiques envahissantes accompagnées d'une hiérarchisation de leur caractère invasif sur le territoire métropolitain (notamment grâce à un réseau d'expertise national), en vue de la mise en place de plans d'action, également afin d'alimenter la réglementation en la matière. Les conclusions des études en cours vont amener à la publication de rapports, ainsi

qu'une proposition visant à la structuration d'un réseau de surveillance sur les espèces présentes sur le territoire métropolitain ainsi que les espèces non encore présentes. Ces études permettront à terme la mise en place d'indicateurs de risque liés à la dynamique de ces espèces (végétales uniquement pour le moment).

Différentes listes sont disponibles (cette compilation est non exhaustive) :

- Sur le site de l'inventaire national du patrimoine naturel : <https://inpn.mnhn.fr/espece/listeEspeces/statut/metropole/>
- MULLER, S., 2004. *Plantes invasives en France*. Collection Patrimoines Naturels, Publications scientifiques du Museum, n°62.
- <http://www.fcbn.fr/liste-eee>, en cours de réalisation
- Liste réalisée pour les indicateurs de développement durable 2015 (MAAF-IGN, 2016) en annexe 3.

Vous pouvez également vous reporter à des listes établies au niveau régional lorsqu'elles sont disponibles.

Au regard de cet indicateur, l'état favorable est l'absence totale d'espèces exotiques envahissantes. Nous avons décidé de commencer à pénaliser dès l'apparition d'une espèce. Enfin, en cohérence avec l'indicateur mis en place dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation des habitats aquatiques (Viry, 2013) et en l'absence de meilleures informations, nous avons choisi de mettre le seuil suivant à 30%.

## 7.2. Cycle sylvigénétique

La dynamique est une propriété intrinsèque d'un écosystème qui met en relation les causes, les mécanismes et les processus provoquant des changements de composition, de structure et de maturité, qu'ils soient d'origine spontanée, anthropique ou mixte. La dynamique fait appel à de nombreuses relations fonctionnelles entre les espèces (dissémination, compétition, etc.), avec les perturbations (tempêtes, incendies) et est également sous dépendance des conditions stationnelles (Cateau *et al.*, 2015).

Quatre stades principaux peuvent être distingués au cours de la vie d'une éco-unité (cf. définition tome 1, chap. 2, § 8.2.1) : l'éco-unité connaît un stade de jeunesse caractérisé par la régénération et la croissance en hauteur des jeunes arbres, un stade de maturation caractérisé par la croissance en épaisseur (tronc) et en largeur (couronne) des arbres et un stade de vieillesse lors duquel la croissance des arbres ralentit et leur mortalité augmente, permettant ainsi à un nouveau stade de jeunesse d'apparaître. Ces stades sont constitués de 5 phases sylvigénétiques différentes : phase de régénération, initiale (ou d'accroissement), optimale, de sénescence et de déclin. Chaque phase s'accompagne d'une cohorte d'espèces différentes. Ces étapes de développement constituent la sylvigénèse, en étroite dépendance avec les réseaux trophiques.

Les phases finales de sénescence et de déclin, après la phase de maturité sont les plus « menacées », car elle se situe au-delà de la période d'exploitation des forêts, elles peuvent donc être manquantes dans les forêts françaises exploitées intensivement. En effet, l'exploitation forestière peut réduire le cycle sylvigénétique des phases de sénescence et de déclin (phases hétérotrophes) au profit des phases autotrophes (production primaire liée à la photosynthèse) (Fig. 14). La gestion sylvicole intensive en prélevant les arbres avant leur sénescence et en prélevant parfois les arbres morts supprime donc des micro-habitats. Sur cet aspect, des mesures particulières (îlots de vieux bois, maintien d'arbres sénescents), favorables à la biodiversité sont d'ailleurs préconisés au niveau international (Lindenmayer *et al.*, 2006) et mise en place par la majorité des gestionnaires forestiers pour permettre l'expression de cette phase hétérotrophe (voir par exemple les schémas de certification de gestion durable PEFC et FSC).

L'objectif n'est pas que tous les habitats forestiers d'intérêt communautaire soient dans une phase de sénescence ou de déclin, mais bien qu'elles soient plus représentées à l'échelle française. Cela ne doit pas faire oublier l'importance des phases de régénération dans la pérennité du fonctionnement de l'habitat. Au final, c'est bien le

fonctionnement du cycle sylvigénétique et la présence de toutes les phases qui est important pour la pérennité du fonctionnement de l'habitat.

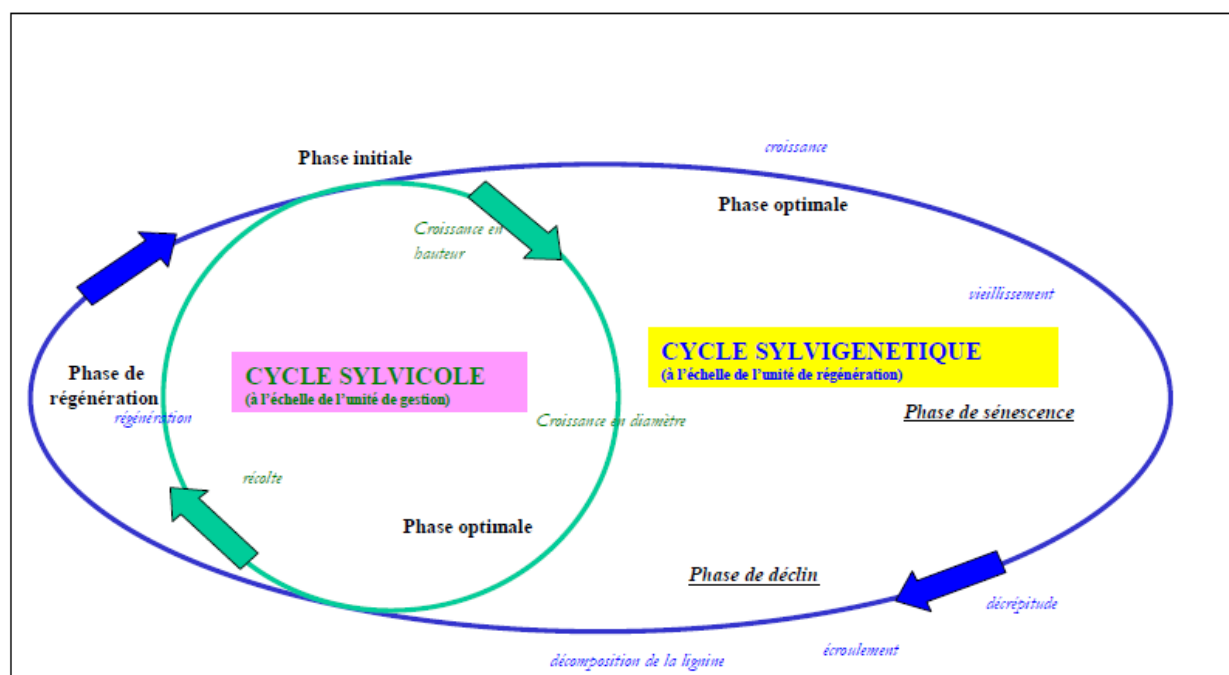


Figure 14: Parties du cycle sylvigénétique ayant tendance à être tronquées par le cycle sylvicole (Brézard, in Carnino, 2009)

L'objectif de ce critère est de voir si le cycle sylvigénétique est complet (ou peu tronqué) et fonctionnel.

Nous nous sommes posé la question de savoir s'il fallait mettre en évidence toutes les phases du cycle sylvigénétique pour montrer que le cycle est fonctionnel. Cette question avait déjà été débattue en 2013, et les débats avaient aboutis à la conclusion qu'on pouvait simplifier en vérifiant la présence des phases les plus « sensibles », notamment car la recherche de l'ensemble des stades dynamiques serait complexe à mettre en œuvre, alors que la méthode doit rester simple d'utilisation (cf. tome 1, chap. 3, §14.2.2).

Pour le cas général, on cherche donc à mettre en évidence les phases finales et les phases de régénération, grâce aux indicateurs indirects présentés ci-dessous.

### 7.2.1. Très gros bois vivants (TGB)

Il y a le choix entre deux indicateurs A ou B.

A Nombre de TGB à l'hectare	Plus de 8 TGB/ha	Pérennité du cycle sylvigénétique mesuré par la présence des phases les plus critiques (les phases jeunes et les phases matures). Caractéristique support des cycles de vie d'espèces spécialistes de ces phases.
	5 à 8 TGB/ha	
	3 à 5 TGB/ha	
	1 à 3 TGB/ha	
	Moins de 1 TGB/ha	
PLACETTE (à surface fixe)		

B Ratio entre la surface terrière des TGB et la surface terrière totale	15 % < G TGB/Gtot	Pérennité du cycle sylvigénétique mesuré par la présence des phases les plus critiques (les phases jeunes et les phases matures). Caractéristique support des cycles de vie d'espèces spécialistes de ces phases.
	8 % < G TGB/Gtot < 15 %	
	5 % < G TGB/Gtot < 8%	
	2 % < G TGB/Gtot < 5%	
	G TGB/Gtot < 2%	
PLACETTE (à surface ET à angle fixe)		

Pour mettre en évidence les phases matures, on utilise comme proxy la présence de très gros bois vivants (TGB). Ils structurent naturellement les phases matures des forêts. La présence des TGB est également un bon indicateur de la présence de micro-habitats (Regnery *et al.*, 2013). L'objectif de la méthode étant d'évaluer l'état de conservation d'un type d'habitat, seules les essences autochtones de l'habitat sont à prendre en compte pour la comptabilisation des très gros arbres vivants.

La première question à se poser est la définition d'un TGB (Photo 3). On peut trouver deux types de définition :

- La définition « écologique » : les TGB correspondent aux vieux arbres et de très gros diamètres, qui structurent naturellement les phases matures des forêts. Ces arbres sont importants comme éléments structurants du peuplement utilisés par la faune (nids de rapace par exemple), contenant des cavités et branches mortes dans le houppier et constituant un vivier potentiel de gros bois déperissant. La présence de cavités est corrélée à l'âge et au diamètre de l'arbre (Ranius *et al.*, 2009) même si dans certains contextes, le lien entre la faune saproxylique et la densité de gros arbres n'a pu être établi (Bouget, 2009). Ils constituent globalement des « micro-habitats » nécessaires à un vaste cortège d'espèces et figurent parmi les substrats les plus importants pour les espèces menacées des forêts tempérées (Nilsson, 2003).
- La définition « sylvicole » : De manière pratique les TGB sont définis comme correspondant aux arbres vivants ayant dépassé le diamètre optimal d'exploitabilité. Ces diamètres varient d'une essence à l'autre selon le niveau de fertilité de la station et l'altitude.



**Photo 3** : TGB de Chêne vert, FT de L'Ospédale (Corse) ©L. Maciejewski

On souhaite se rapprocher d'une définition écologique des TGB, néanmoins la définition sylvicole est beaucoup plus pratique à mettre en œuvre, c'est pourquoi nous avons souhaité définir un TGB à partir de la mesure de son diamètre à hauteur de poitrine (la mesure de l'âge est trop complexe), mais en essayant de concilier cette mesure avec la définition écologique d'un TGB.

On peut utiliser la définition sylvicole d'un TGB quand elle permet d'atteindre également les caractéristiques d'un TGB écologique. Or les habitudes de sylviculture, les débouchés et les contraintes de la filière bois font que ces diamètres ne permettent pas toujours d'obtenir les caractéristiques écologiques attendues. De plus, nous ne connaissons pas pour le moment toutes les possibilités d'accroissement en diamètre par essence, par habitat et par station (selon le niveau de fertilité et l'altitude). À terme, les données de l'IFN pourront nous permettre d'avoir une idée assez ajustée de ces possibilités (cf. tome 1, chap. 3, §13.1).

En l'absence d'informations plus précises, l'opérateur pourra se référer à la classe de diamètre immédiatement supérieure aux « diamètres optimaux d'exploitabilité » figurant dans les « tableaux maîtres des critères d'exploitabilité des essences objectives » des Directives Régionales d'Aménagement (DRA) des forêts domaniales. Ces diamètres sont définis selon les types de station auxquels sont associés des potentiels de qualité (selon la fertilité du sol). Mais attention, ces diamètres peuvent être assez faibles dans certains régions, c'est pourquoi nous proposons des diamètres « plancher ».

Des seuils sont proposés dans l'IBP (cf. tome 1, chap. 3, §12.2), qui donne un ordre de grandeur assez réaliste et consensuel :

- cas général : diamètre  $\geq 70$  cm, sauf pour le domaine méditerranéen où le seuil sera un diamètre de 60 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 : diamètre  $\geq 40$  cm, sauf pour le domaine méditerranéen où le seuil sera un diamètre de 30 cm.

À défaut de référence, ou si les diamètres proposés dans les DRA sont trop faibles, nous proposons ces diamètres comme diamètres « plancher ».

Après avoir établi un diamètre pour les TGB par essence et par habitat (adapté aux stations que l'on trouve dans le site évalué), selon les informations disponibles on propose deux indicateurs différents :

- Soit on calcule la moyenne du nombre de TGB à l'hectare ;
- Soit on calcule la surface terrière des TGB à l'hectare, que l'on divise par la surface terrière totale du peuplement.

Puis on calcule une moyenne au niveau du site.

Nous avons souhaité ici proposer un Bonus en plus des modalités déjà proposées dans la version 1, lorsque la quantité de TGB est vraiment importante (en lien avec le travail de RNF et les données récoltées avec le PSDRF, cf. tome 1, chap. 3, §12.2.1).

## 7.2.2. Dynamique de renouvellement

### 7.2.2.1. Surface en jeune peuplement

Pourcentage de la surface en jeune peuplement	Surface en JP comprise entre 5 et 20 %	Pérennité du cycle sylvigénétique mesuré par la présence des phases les plus critiques (les phases jeunes et les phases matures). Caractéristique support des cycles de vie d'espèces spécialistes de ces phases.
	Surface en JP < 5 % ou > 20 %	
PLACETTE ou SITE		

Si le type de traitement le permet (futaie régulière ou taillis), on mettra en évidence la présence de jeunes peuplements en pourcentage de recouvrement de la surface. Il faut qu'il y ait une partie de la forêt en renouvellement (borne inférieure), mais il faut également que toutes les phases du cycle sylvigénétique puissent s'exprimer, donc que les phases de renouvellement ne soit pas surreprésentées (borne supérieure).

Un peuplement est dit « jeune » jusqu'à la première coupe d'éclaircie. Ainsi, sont généralement classés en jeunes peuplements les stades semis, fourrés, gaulis et perchis. Ceux-ci correspondent à des hauteurs d'arbre maximales de l'ordre de 10 à 15 m pour les peuplements réguliers résineux et feuillus et un âge approximatif de 20 à 30 ans pour l'arbre selon l'essence et les conditions stationnelles.

Pour les forêts gérées par l'ONF, dans le cadre de l'élaboration ou de la mise en régénération, les agents patrimoniaux doivent décrire et délimiter des zones homogènes appelées unité élémentaire de suivi (UES), qui est une zone homogène du point de vue des objectifs assignés pour l'essence et le mode de traitement. Une classe est attribuée à chaque UES :

- Classe 0 : UES inscrite au groupe de régénération. Il n'y a eu aucune intervention.
- Classe 1A : La coupe d'ensemencement, ou la coupe rase, ou le relevé de couvert est marquée. Il n'y a pas de semis. Les travaux n'ont pas été commencés.
- Classe 1B : Des travaux ont été engagés (préparation du sol, plantation, etc.). Les plants ont moins d'une saison de végétation ou les semis sont présents mais encore fragiles et mesurent moins de 30 cm.
- Classe 2A : Le peuplement mesure plus de 30 cm de hauteur ou la plantation a au moins une saison de végétation.
- Classe 2B : Le peuplement mesure plus de 1,50 m et moins de 3 m de hauteur.
- Classe 3A : Le peuplement mesure plus de 3 m et moins de 6 m de hauteur.
- Classe 3B : Le peuplement mesure plus de 6 m de hauteur (les peuplements restent en classe 3b tant qu'ils ne sont pas au stade éclaircie, même s'il n'y a plus de travaux).
- Classe 4 : La coupe de première éclaircie est marquée.

On met dans la catégorie « jeune peuplement » des parcelles qui se situent au passage à la classe 2A, jusqu'à 3B. En bref, il s'agit des parcelles de semis dépassant les 30 cm sur au moins 75% de la parcelle, jusqu'à la première coupe d'éclaircie.

On calcule enfin le pourcentage de la surface en jeune peuplement par rapport à la surface totale.

#### 7.2.2.2. Régénération

Problèmes de régénération	Aucun problème de régénération	Pérennité du cycle sylvigénétique mesuré par la présence des phases les plus critiques (les phases jeunes et les phases matures). Caractéristique support des cycles de vie d'espèces spécialistes de ces phases.
	Régénération "moyenne" (quelques problèmes de régénération)	
	Problèmes de régénération très important	
PLACETTE ou SITE		

Pour les peuplements non concernés par l'indicateur précédent, on regardera s'il y a des problèmes de régénération, à dire d'experts. On ne considèrera que la régénération des essences autochtones de l'habitat. Il s'agit de vérifier que le couvert forestier pourra se renouveler après la senescence des arbres. Il est difficile de déterminer un seuil quantitatif pour cet indicateur, aussi nous proposons des seuils qualitatifs, établis sur la présence de régénération et son avenir. Cet indicateur demande une certaine expertise, et une connaissance préalable de la forêt.

À titre d'exemple, dans une forêt à allure irrégulière il peut y avoir un problème de régénération lorsque l'essence qui se régénère est allochtone de l'habitat, lorsqu'il n'y a que des phases âgées sans trouées, ou lorsque la régénération est entièrement consommée par les herbivores.

On conseille également d'utiliser cet indicateur dans les peuplements concernés par l'indicateur « surface en jeune peuplement », mais à titre indicatif.

### 7.3. Cycle de la matière

En lien avec la troncature du cycle sylvigénétique observable en forêts exploitées intensivement, on peut y trouver peu de bois mort, car les arbres peuvent être exploités avant qu'ils ne meurent, et ceux qui périssent avant l'heure (couchés par les tempêtes par exemple) peuvent être valorisés.

Le bois mort assure plusieurs fonctions en forêt (Gilg, 2004) :

- Sa décomposition libère le carbone et les éléments minéraux stockés dans la cellulose pour les remettre à disposition des plantes. Ces éléments sont souvent redistribués de façon homogène autour de l'arbre mort grâce à l'action des champignons saproxyliques et de leurs réseaux mycéliens. Le bois mort peut également faire office de pépinière pour les semis de certaines essences (notamment dans les forêts de montagne et les forêts boréales à litière épaisse) ;
- Les chablis ont également une action sur la géomorphologie en limitant l'érosion des sols lors de fortes pluies. Les chablis couchés en travers de la pente limitent également la chute des pierres en contrebas (Gilg et Foltzer, 1994) ;
- Le bois mort est aussi un habitat particulier correspondant à une partie de la niche écologique de nombreuses espèces, certains auteurs avançant le chiffre de plus de 20 % des espèces forestières, même si ce chiffre resterait à préciser dans le cas des forêts françaises.



### 7.3.1. Bois mort

Nombre de bois morts > 30 cm (sur pied et au sol) à l'hectare	Plus de 8 arbres morts (sur pied et au sol) de 30 cm de diamètre /ha OU plus de 6 arbres morts (sur pied ou et sol) de 30 cm de diamètre /ha DONT (au moins) 1 GB mort	Fonctionnement du cycle de la matière. Structure support de la diversité et l'abondance des communautés d'espèces impliquées dans cette phase de dégradation du bois.
	entre 6 et 8 arbres morts (sur pied et sol) de 30 cm de diamètre /ha	
	entre 3 et 6 arbres morts (sur pied et sol) de 30 cm de diamètre /ha	
	entre 1 et 3 arbres morts (sur pied et sol) de 30 cm de diamètre /ha	
	moins de 1 arbre mort (sur pied et sol) de 30 cm de diamètre /ha	
PLACETTE (à surface fixe)		

**En région méditerranéenne, ou sur station très peu productive, en accord avec les seuils proposés par l'IBP et le PSDRF (cf. tome 1, chap. 3, §12), le diamètre peut être ramené à 20 cm.**

Il est compliqué et chronophage de vouloir relever l'intégralité du bois mort (Photo 4) que l'on trouve en forêt (en lien avec le compromis coût/efficacité que l'on s'est fixé - cf. tome 2, chap. 1, §2 -). De plus, parmi les enjeux de conservation, les bois morts de gros diamètre sont ceux qui sont les plus sensibles à l'exploitation, et qui sont à privilégier (Brunnel, 1999 in Gosselin et Laroussinie, 2004).

Il est donc demandé de relever simplement le nombre de bois morts de plus de 30 cm (diamètre gros bout) (ou de plus de 20 cm selon le contexte) présents sur la placette (sur pied et au sol), et de faire une moyenne à l'hectare.

Nous avons souhaité ici proposer un bonus en plus des modalités déjà proposées dans la version 1 (en lien avec le travail de RNF et les données récoltées avec le PSDRF, cf. tome 1, chap. 3, §12.2.1). Nous attribuons un bonus soit pour un nombre de bois mort très important (>8), soit pour un nombre de bois mort important (>6) dont au moins un bois mort (en moyenne) appartient à la catégorie des gros bois (diamètre > 47,5 cm), ce diamètre pouvant être revu à la baisse en région méditerranéenne ou sur station peu productive. En effet, le diamètre des bois morts est important, car les cohortes d'espèces qui leur sont liées sont différentes, mais également la diversité des types de bois mort, et leurs stades de décomposition. Néanmoins, nous avons décidé que ces deux derniers points ne faisaient pas partie des informations à relever dans le cadre de cette méthode, car ces informations sont complexes à relever (et soumises à un biais observateurs assez important), cela ne correspondait pas au compromis coût/efficacité que l'on s'est fixé (cf. tome 2, chap. 1, §2).

Pour les habitats où on envisage un départ « mécanique » du bois mort (pente forte, crue, etc.), il est conseillé d'utiliser quand même cet indicateur mais d'analyser le résultat au regard de cette information.



**Photo 4** : bois mort au sol à gauche, bois mort sur pied à droite

### 7.3.2. Insectes saproxyliques

Présence d'insectes saproxyliques exigeants	Plus de 5 espèces très exigeantes (indice fonctionnel + indice patrimonial $\geq 5$ )	Pérennité du cycle sylvigénétique mesuré par la présence des phases les plus critiques (les phases jeunes et les phases matures). Caractéristique support des cycles de vie d'espèces spécialistes de ces phases.
	Présence d'espèces exigeantes : 1 à 4 espèces à $Ip+If \geq 5$ et plus de 5 espèces à $Ip+If \geq 4$	
	Des prospections poussées n'ont pas permis de trouver d'espèces exigeantes : 0 espèces $Ip+If \geq 5$ et moins de 5 espèces $Ip+If \geq 4$	
Selon protocole		

En lien avec les fonctions et les exigences écologiques des coléoptères saproxyliques, cette communauté constitue une ressource descriptive pertinente de la valeur biologique et de l'état de conservation des sites dans lesquels ils sont présents (Brustel, 2004). Ces espèces étant révélatrices de l'état de la forêt, c'est donc une donnée commune à tous les types d'habitats présents dans le site. Lorsqu'elle est disponible, l'information viendra compléter l'évaluation obtenue via l'étude du bois mort. Il faut cependant être vigilant dans l'interprétation des absences d'espèces exigeantes (compte tenu de la détectabilité des espèces et des efforts d'échantillonnage nécessaires) : il faut que ces absences soient avérées (plusieurs années d'inventaires réalisées par des entomologistes expérimentés, par exemple 4 pièges d'interception utilisés pendant 3 années - protocole ONF) pour que cette absence rentre dans l'étude du critère bois mort. En cas de manque de prospection, une valeur neutre sera attribuée à ce critère. Les données peuvent être récupérées d'études récentes menées par ailleurs ou être issues de piégeages dédiés si c'est possible au cours de l'évaluation de l'état de conservation, en orientant les prospections sur les secteurs qui sont déjà bon au regard de la structure (bois morts et micro-habitats).

Une liste de coléoptères saproxyliques exigeants, témoignant de la valeur écologique et de l'état de conservation de la forêt est disponible d'après la thèse de Brustel de 2004. Elle est disponible en annexe dans un fichier Excel disponible avec ce rapport lors de son téléchargement sur le site de l'INPN (les noms d'espèces ont été mis à jour avec la version de TAXREF 9).

Cet indicateur demande des compétences expertes, et est très chronophage, c'est pourquoi il reste optionnel. Néanmoins, les études sur les insectes saproxyliques se multiplient, c'est pourquoi nous avons souhaité, comme dans la version 1, proposer un indicateur permettant d'utiliser cette donnée quand elle est disponible. Il est intéressant de noter que l'inventaire national des Coléoptères saproxyliques (SAPROX) a été lancé en 2011 ([saprox.mnhn.fr](http://saprox.mnhn.fr)).



Méthode d'interprétation proposée pour ce critère, sur la base de l'indice fonctionnel (If) et l'indice patrimonial (Ip) des espèces (Brustel, 2004) :

Une espèce est jugée :

- exigeante quand la somme de son indice fonctionnel If (exigences écologiques) et de son indice patrimonial Ip (« rareté ») -  $Ip+If$  - est supérieure ou égal à 4 ;
- très exigeante quand  $Ip+If \geq 5$  (Photo 5).

La forêt est estimée :

- en très bon état au regard des insectes saproxyliques ou à forte valeur biologique (ce qui justifie un petit rehaussement de la note « bois mort ») à partir de 5 espèces très exigeantes présentes dans le site ;
- en état moyen à faible quand il n'y a aucune espèce très exigeante et moins de 5 espèces exigeantes ;
- le résultat est neutre quand 1 à 4 espèces très exigeantes et plus de 5 espèces exigeantes sont présentes ou quand il n'y a pas eu de prospection suffisante pour détecter les espèces (plusieurs années d'inventaires réalisées par des entomologistes expérimentés, au minimum 4 pièges pendant 3 années, situés dans les endroits les plus favorables pour juger de l'état de la faune saproxylique du site – secteurs définis par la présence de gros bois et de phase sénescence).



Photo 5: *Rhysodes sulcatus*,  $Ip+If = 7$  ©A. Horellou

## 8. Altérations

### 8.1. Atteintes localisées

Atteintes au sol et leur recouvrement	0 à 2 % de dégât au sol	Reliquat des atteintes non prises en compte dans les autres paramètres : perturbation du compartiment abiotique, lui-même interagissant avec la microfaune du sol et influençant la fonction de production primaire de l'habitat.
	2 à 10 % de dégât au sol	
	10 à 20 % de dégât au sol	
	Plus de 20 % de dégât au sol	
PLACETTE (à surface fixe)		

Nous avons essayé de prendre en compte dans les indicateurs des paramètres 'Surface (dynamique spatiale)' et 'Composition, structure, fonctions' le maximum d'impacts des perturbations que l'habitat peut subir. Néanmoins, il reste une partie des dégradations susceptibles d'être subies par l'habitat qui ne peuvent être prises en compte dans les autres indicateurs, ce sont elles que l'on pointe et que l'on évalue ici. Il s'agit du reliquat des perturbations non prises en compte de manière indirecte dans le reste de la méthode.

Il est ici fait référence aux dégâts engendrés notamment par le mode de gestion des forêts quand elle est intensive (mécanisation lors des récoltes de bois ou de l'entretien des peuplements) : tassement, orniérage, décapage, etc. Les habitats sont plus ou moins sensibles selon la nature du sol (texture) : le tassement peut devenir irréversible sur des sols limoneux et entraîner une baisse de fertilité et un changement profond de la flore. Les dégâts sont à prendre en compte à l'intérieur et à l'extérieur des cloisonnements prévus pour le passage des tracteurs, lorsqu'ils affectent le fonctionnement de l'habitat voire sa pérennité (augmentation du niveau d'hydromorphie entraînant des mortalités dans le peuplement ou un blocage de la régénération par envahissement des joncs, molinie et autres espèces « explosives »).

On notera également les perturbations hydrologiques. On pourra également noter ici d'autres types d'impacts, comme par exemple les décharges sauvages.

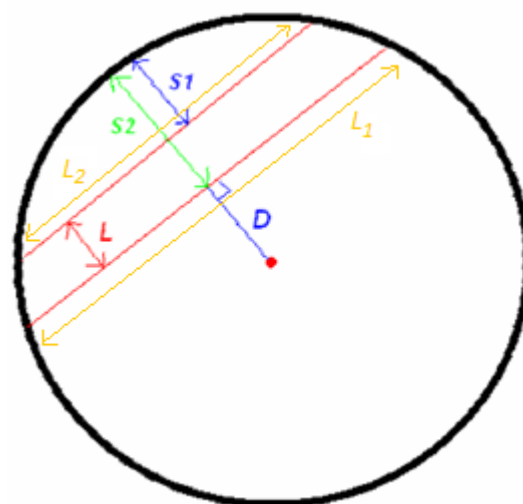
Il est impératif de bien noter à chaque fois la nature et les causes (présumées) des impacts à des fins de gestion.

On notera donc l’emprise en surface de l’impact sur la placette. Par exemple, pour un passage d’engin sur la placette qui a engendré un tassement visible, on peut utiliser ce type de calcul (Fig. 15):

- D : la distance entre le centre de la placette et le dégât rectiligne pris à la perpendiculaire
- L : la largeur du dégât sur la surface du cercle de la placette
- On calcule les surfaces des cercles tronqués S1 et S2, et on soustrait S2-S1 pour connaître l’emprise du dégât.

On peut également simplifier le calcul en assimilant la surface impactée à un rectangle :

- L<sub>1</sub> : la plus grande longueur du dégât
- L<sub>2</sub> : la plus petite longueur du dégât
- L : la largeur du dégât
- On calcule la surface du rectangle de largeur L et de longueur  $(L_1 + L_2)/2$



**Figure 15** : Schéma pour le calcul de l’emprise d’un dégât sur une placette circulaire

On calcule ensuite une moyenne au niveau du site

## 8.2. Atteintes « diffuses » au niveau du site

Dire d'expert sur les atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	Atteintes négligeables ou nulles	Atteintes à large échelle, impacts diffus, par exemple la consommation primaire (herbivorie)
	Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	
	Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause	
SITE		

En l’absence d’indicateur simple et opérationnel, l’impact de ces atteintes sera estimé à vue par l’opérateur. Toutefois, si des études sont menées sur ces impacts, les résultats pourront alimenter l’évaluation. Cet indicateur comprend toutes les atteintes dont l’impact est difficilement quantifiable en surface, comme par exemple l’impact des incendies, ou la surpopulation de faune sauvage, ou encore les dégâts engendrés par la surfréquentation humaine. Ces pressions peuvent avoir des impacts sur la régénération naturelle déjà pris en compte dans l’indicateur « régénération », dans ce cas on essaiera autant que possible de ne pas surpénaliser cet aspect dans cet indicateur.

### Chapitre 3 – Mise en contexte, commentaires et valorisation de l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers dans un site Natura 2000

---

## 9. Analyse des données et types de rendus

### 9.1. Qualité des données

Il est important d'indiquer la méthode adoptée pour recueillir les données (inventaire exhaustif ou statistique, et dans ce dernier cas préciser la méthode d'échantillonnage appliquée) ainsi que la qualité de ces données (selon le tableau 7) (cf. tome 2, chap. 1, §4.1). Ces informations sont à prendre en compte dans le commentaire de l'évaluation.

Tableau 7: Evaluation de la qualité de la donnée

Qualité de la donnée	Explication
Bonne	Inventaire complet ou statistiquement fiable
Modérée	Recueil partiel des données (extrapolation), ou inventaire avec une précision statistique médiocre
À dire d'expert	Evaluation sans recueil de données sur le terrain (analyse bibliographique, interprétation de photographies aériennes, expertise bureau, etc.)

### 9.2. Intervalle de confiance

Pour obtenir une évaluation fiable, c'est-à-dire avoir confiance dans la note et surtout dans l'état de conservation obtenu, un nombre suffisant de placettes doit être inventorié. Il est difficile de fournir un cadre standardisé de nombre minimum de placettes à inventorier pour assurer un effort d'échantillonnage suffisant, car ce nombre dépend de l'hétérogénéité des situations au sein de l'habitat et du site, et de la surface de cet habitat dans le site. Néanmoins, afin d'estimer la fiabilité des résultats obtenus il est conseillé de calculer les intervalles de confiance des moyennes des critères qui reposent sur une variable numérique, en particulier la quantité de bois mort et de très gros bois qui sont très variables. Cet intervalle correspond à la gamme de valeurs qui contient, avec un certain degré de confiance (probabilité), la valeur à estimer. Dans notre cas, et comme dans beaucoup d'études, on fixera cette probabilité à 0,95 (95% de chance d'être juste ou 5% de risque de se tromper en estimant que la valeur est contenue dans l'intervalle). Plus l'intervalle de confiance est petit et plus l'incertitude sur la valeur estimée est faible (Enc. 2).

Encadré 2 : Calcul d'un intervalle de confiance d'une moyenne à 95 %

Intervalle de confiance d'une moyenne, à 95 % :

$$\left[ \bar{x} - 1,96 \frac{\sigma(X)}{\sqrt{n}} ; \bar{x} + 1,96 \frac{\sigma(X)}{\sqrt{n}} \right]$$

$\bar{x}$  est la moyenne

$\sigma(X)$  est l'écart-type de la moyenne obtenue

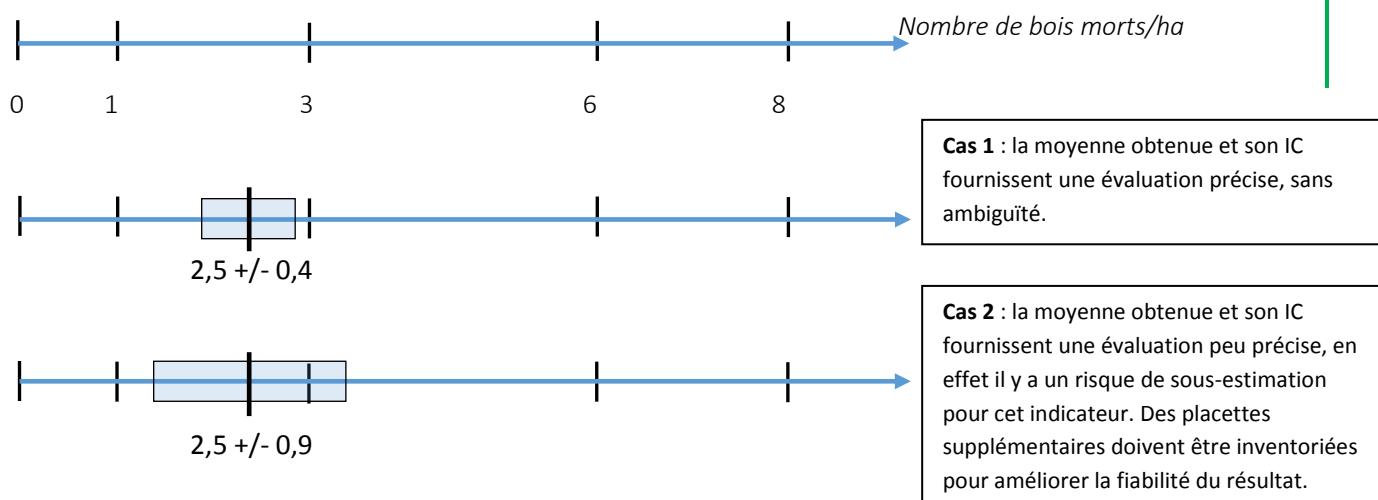
N est la taille de l'échantillon (le nombre de placettes)

Remarque : Excel peut fournir directement l'intervalle de confiance d'un échantillon à l'aide de la fonction éponyme « INTERVALLE.CONFIANCE ».

Si pour certains critères l'intervalle de confiance dépasse les intervalles entre deux seuils, il est conseillé d'inventorier des placettes supplémentaires (Enc. 3).

### Encadré 3

*Exemple* : le calcul du nombre de bois mort pour un habitat donne un résultat moyen au niveau du site de 2,5 (+/- l'intervalle de confiance – IC –) arbres morts à l'hectare. Selon l'intervalle de confiance, le résultat sera assez fiable ou peu fiable :



### 9.3. Note d'état de conservation de l'habitat au niveau du site

Après avoir recueilli les données sur les placettes, avoir réalisé une moyenne au niveau du site et par hectare, mais aussi recueilli les informations au niveau du site, on attribue une note par indicateur selon la modalité dans laquelle il se trouve, que l'on somme et que l'on retranche à la note de 100 (Fig. 16).

Indicateurs	Valeurs-seuils (ou modalités)	Note
A	0 < A < 3	0
	3 < A < 6	-5
	6 < A < 9	-10
B	100 % > B > 80 %	0
	80 % > B > 20 %	-10
	20 % > B > 0 %	-20
C	C > 10	0
	C < 10	-15
Note finale		100 - 0 -20 -15 = 65

**Figure 16** : Somme des notes par indicateurs, puis on retranche cette somme à la note de 100

Cette note représente l'état de conservation de l'habitat étudié que l'on reporte ensuite sur le gradient ci-après (Fig. 17). Les résultats continus sur le gradient permettent de valoriser les efforts de gestion réalisés entre deux périodes d'évaluation. Néanmoins, notamment pour des questions de communication, nous avons créé des bornes de notations qui constituent des catégories d'état de conservation (Fig. 17).

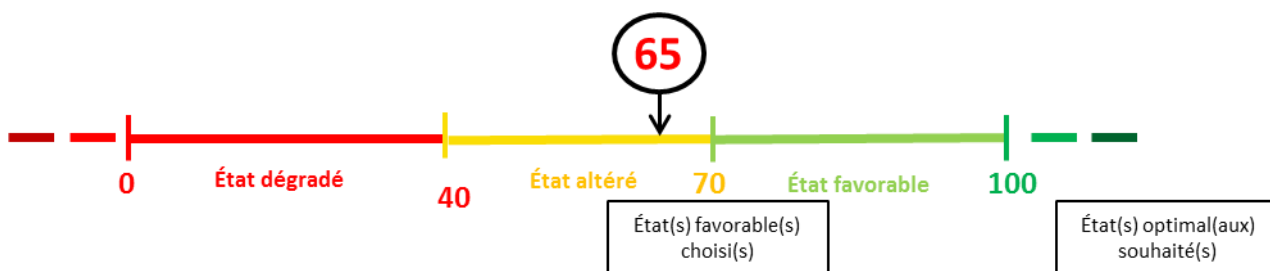


Figure 17 : gradient d'état de conservation et catégorie associée

## 9.4. Valorisation de l'évaluation

### 9.4.1. Note moyenne

L'intérêt d'une note globale est qu'elle est vraiment synthétique, et facilement comparable dans le temps ou l'espace, mais elle cache les disparités au sein du site. C'est pourquoi il est également intéressant de multiplier les formes de représentation d'une même évaluation (cette liste n'est nullement exhaustive).

### 9.4.2. Répartition par indicateur

On peut également réaliser une boîte à moustache des relevés par indicateur afin d'avoir une idée de la disparité par indicateur (Fig. 18).

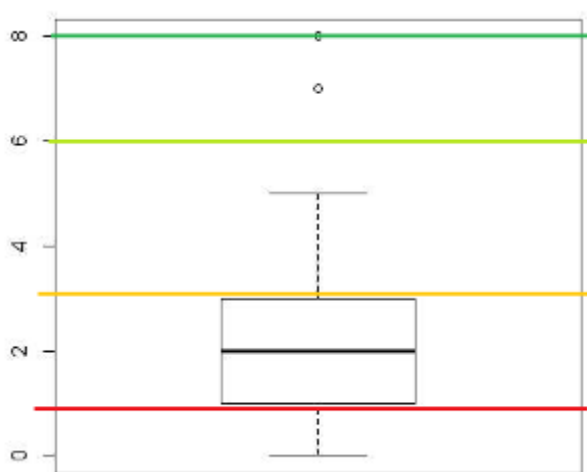


Figure 18 : boîte à moustache avec des relevés fictifs de nombre de TGB/ha

### 9.4.3. Diagramme en étoile

Une proposition graphique est la mise en place de diagrammes en étoile (ou radars) qui présentent l'avantage de placer sur un même graphique des variables différentes (indicateurs) et de mettre en évidence les disparités entre celle-ci. Le rendu final pourrait se présenter comme un ensemble de radar par habitat, comme le propose l'indice de biodiversité potentielle (Larrieu et Gonin, 2008) ou la méthode proposée par RNF (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013) (Fig. 19). L'inconvénient de cette représentation est qu'elle accorde la même importance à tous les indicateurs, or nous avons considéré que tous les processus à l'œuvre au sein de l'habitat n'ont pas la même importance et la même place dans le fonctionnement et donc la conservation du milieu.

### Habitat 41.111

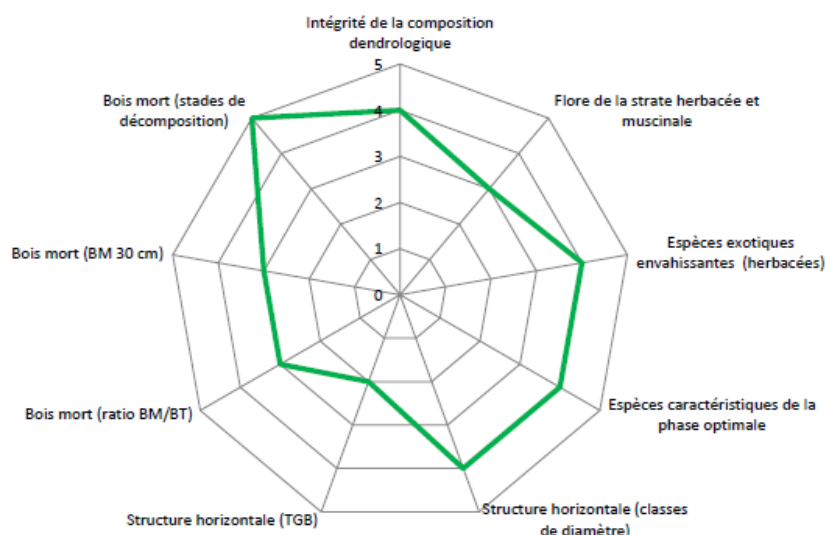


Figure 19 : Diagramme en étoile de l'évaluation de la composition et de la structure pour l'habitat 41.111 dans la réserve naturelle nationale des rochers et tourbières du pays de Bitche avec la méthode RNF (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013)

#### 9.4.4. Feux tricolores



Figure 20 : Règle d'évaluation de l'état de conservation pour le rapportage de l'article 17 de la DHFF (Bensettiti *et al.*, 2012)

Il est également possible d'appliquer la méthode communautaire (Fig. 20) utilisée dans le cadre du rapportage de l'article 17 où le principe de précaution est appliquée, ce qui signifie que « le plus mauvais l'emporte ». Elle permet d'attirer l'attention des décideurs et financeurs en appliquant ce « principe de précaution », mais elle n'est pas représentative de la diversité du site.

## 10. Mise en contexte de l'évaluation, commentaires et participation à la gestion

### 10.1. Mise en contexte

Dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers, nous n'avons pas inclus tous les éléments importants pour le fonctionnement des forêts pour différentes raisons : pragmatiques (évaluation à l'échelle de l'habitat – tome 1, chap. 2, §10.1 –, compromis coût/efficacité choisi – tome 1, chap. 1, §3.2 –), par manque d'information (tome 2, chap. 2, §6.2), pour des raisons de cohérence entre les méthodes (cf. tome 1, chap. 3, §11.3).

Nous pouvons résumer les exigences de conception ainsi :

- Limiter les compétences et le temps nécessaires à la mise en place (pour répondre à un public d'opérateurs avec des moyens limités), l'outil doit être accessible au plus grand nombre :
  - Pas de relevés complets d'espèces (on limite les compétences naturalistes requises)
  - Pas de relevés de données forestières spécialistes à récolter (pour le cas général, mais on propose l'utilisation de données de surface terrière pour les forestiers avertis)
  - Limitation du nombre d'indicateurs, et les indicateurs deviennent optionnels quand ils sont trop complexes (indicateurs de fragmentation, ou relevés d'espèces saproxyliques exigeantes)

- Fournir un outil d'aide à la compréhension des habitats (ce qui améliore le lien entre évaluation de l'état de conservation et mesures de gestion) :
  - Les informations portées par les critères et indicateurs sont expliqués
  - Les valeurs-seuils et les modalités sont justifiées
- L'évaluation doit être faite habitat par habitat, et la méthode proposée doit être valable sur tout le territoire métropolitain, et permettre la comparaison dans l'espace et le temps des évaluations (pour standardiser les évaluations mais aussi pour partager les expériences) :
  - Les indicateurs doivent parfois être déclinés par habitat, selon les conditions stationnelles
  - Les avantages et les limites de la typologie d'habitat utilisée sont à prendre en compte (cf. tome 1, chap. 2, §7)
  - L'évaluation est un constat au temps présent (car l'accès à l'historique de gestion n'est pas le même partout)

Néanmoins, cela ne signifie pas que nous considérons que les informations non retenues soient moins importantes, bien au contraire. Toutes les informations que l'on peut récupérer sur les habitats forestiers, et plus largement sur tous les habitats et espèces présents dans le site, et sur le site et ses acteurs de manière générale participent à la gestion. Il peut s'agir notamment des informations que l'on recueille grâce aux protocoles présentés dans le chapitre 3 du tome 1 (§12) : degré de naturalité, potentialité d'accueil de la biodiversité, ancienneté de l'état boisé, ou les services écosystémiques. L'évaluation de l'état de conservation, et ces informations/données/propriétés participent ensemble à la gestion.

Certaines informations nous ont paru très importantes à récolter pour l'évaluation de l'état de conservation, mais en l'absence d'outil fiable, nous avons préféré les mettre dans la mise en contexte, hors de l'évaluation : c'est le cas des indicateurs de fragmentation (cf. tome 2, chap. 2, §6.2).

Il est important de noter que les résultats d'**une évaluation de l'état de conservation doivent être** commentés par le gestionnaire. En effet ils ne peuvent être utilisés seuls, et doivent être accompagnés de remarques ainsi qu'être replacés dans le contexte du site et **être analysés au regard des objectifs de conservation** du gestionnaire. Ce dernier point est particulièrement important car les choix de conservation peuvent parfois s'opposer. Par exemple la gestion en faveur Grand Tétràs peut entraîner des choix sylvicoles qui sont différents de ceux qui seraient faits en faveur de la conservation d'un habitat naturel.



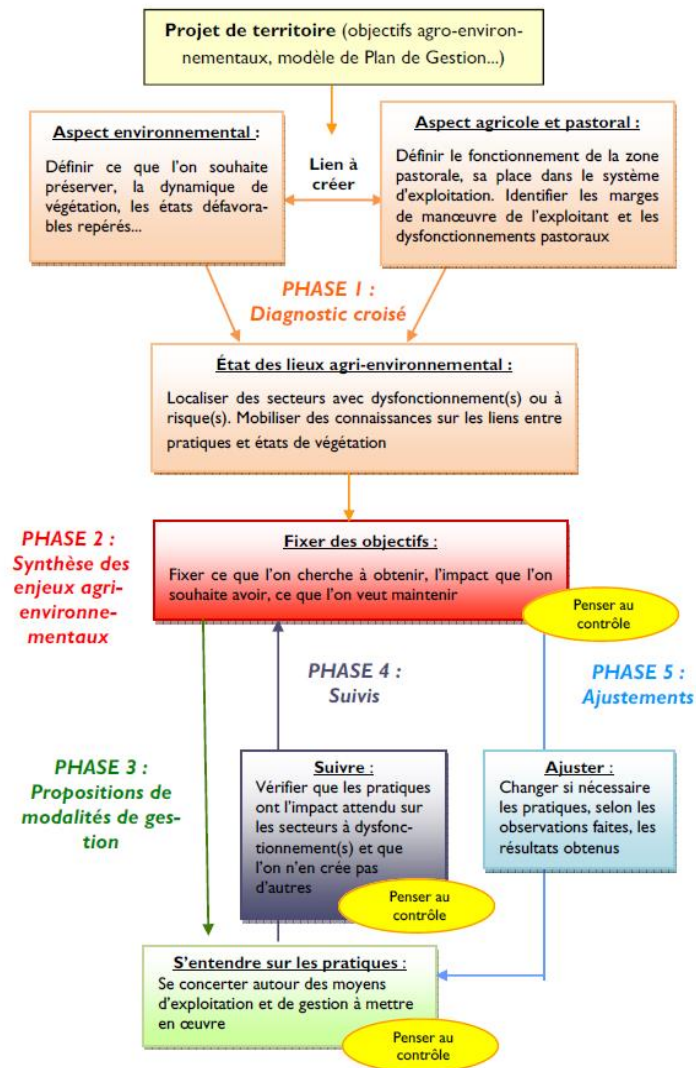


Figure 21 : Schéma de la démarche pour l'élaboration d'un plan de gestion pastorale individuel (Agreil *et al.*, 2009)

Lorsqu'on élabore un document d'objectif, et plus largement lorsque l'on souhaite mettre en place des actions de gestion, il est important de mettre en lien les enjeux environnementaux avec les enjeux économiques et sociaux d'un territoire, afin que les objectifs environnementaux soient acceptés et acceptables par les acteurs locaux, et que les actions de gestions soient viables dans le temps. Évaluer l'état de conservation d'un habitat peut permettre d'établir le diagnostic environnemental qui sera ensuite à confronter au diagnostic sylvicole afin de pouvoir construire un diagnostic croisé pour en déduire les modalités de gestion les plus adaptées aux enjeux. On peut faire un parallèle avec la démarche d'élaboration d'un plan de gestion pastorale individuel (Phase 1, Fig. 21). Ici, la méthode que nous proposons participerait à l'établissement de l'aspect environnemental.

C'est une démarche similaire qui doit être menée pour la mise en place d'un document de gestion d'un espace forestier. Dans le cas des forêts publiques, l'aménagement forestier est un document de gestion durable, qui permet de concilier les enjeux des différents usagers de la forêt et d'encadrer l'ensemble des opérations à venir. L'article R 133-2 du Code forestier prévoit que les aménagements des forêts publiques doivent comprendre :

- des analyses préalables portant sur le milieu naturel, le patrimoine culturel et des besoins, en matière économique, sociale et environnementale, des utilisateurs et des titulaires de droits réels ou personnels ;
- une partie technique qui rassemble des renseignements généraux sur la forêt, une évaluation de la gestion passée, la présentation des objectifs de gestion durable ainsi que les moyens à mettre en œuvre pour les atteindre, la programmation des coupes et des travaux sylvicoles ;
- une partie économique qui comprend notamment le bilan financier prévisionnel des programmes d'action envisagés.

## 10.2. Liens avec la gestion (rappels du tome 1)

### 10.2.1. Un outil d'aide à la gestion ...

La mise en place de typologies des habitats dans les programmes de conservation de la nature est essentielle. Cela permet d'inventorier ce qui est présent dans un périmètre de gestion, pour les habitats l'outil d'inventaire privilégié étant la cartographie. Après l'identification, il est nécessaire de collecter les informations relatives à ces habitats qui fourniront les premiers éléments permettant d'orienter les mesures à prendre pour atteindre les objectifs fixés. Il s'agit de l'étape de diagnostic. Les informations recueillies peuvent être de tout ordre, écologique, économique, social, ou encore culturel. Il est également possible de les distinguer selon qu'elles portent un regard sur le passé (historique de gestion, photographies aériennes anciennes, occupation passée du sol), un constat sur le présent (état de conservation de l'habitat, inventaire des populations, utilisation présente de l'espace par les différents acteurs), ou des projections sur l'avenir (hiérarchisation des enjeux, projet d'aménagement) (Maciejewski *et al.*, 2016).

Afin d'améliorer la faisabilité et la lisibilité d'une évaluation de l'état de conservation d'un habitat, la méthode propose de réaliser un constat au temps présent. Le regard sur le passé comme par exemple l'établissement d'un historique de gestion permet de comprendre et d'expliquer le constat présent, et de mieux se projeter dans le futur. Mais l'archivage et l'accès aux informations ne sont pas les mêmes partout, et Dutoit (1996) a mis en évidence que l'impact des différents régimes de gestion ne peut être généralisé d'un site à l'autre. C'est pourquoi nous concevons l'évaluation de l'état de conservation comme un diagnostic sans évaluer les actions passées, et sans présager du futur. Il est ainsi beaucoup plus aisée de comparer les évaluations entre elles afin d'améliorer le partage des expériences. De l'étape de diagnostic découlera la mise en place des objectifs de gestion au sein d'un site. Cette étape est donc cruciale (Maciejewski *et al.*, 2016).

Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation proposées constituent des outils à l'intention des gestionnaires, et non pas des méthodes à objectif unique. Le principal intérêt de ce travail est la mise à disposition d'informations permettant d'éclairer le gestionnaire sur l'écologie des habitats qui composent son site, et de lui proposer des indicateurs afin de le renseigner sur les facteurs les plus importants à prendre en compte dans l'état de conservation de ces milieux.

### 10.2.2. ... Et pas un outil d'évaluation de la gestion

L'état d'un habitat est lié à des conditions abiotiques (édaphiques et climatiques), au contexte régional et local, à l'écosystème dans lequel il s'insère mais aussi à la ou les gestions passées et présentes pratiquées sur le site. De plus, comme expliqué plus haut Dutoit (1996) a mis en évidence que l'impact des différents régimes de gestion ne peut être généralisé d'un site à l'autre. **L'état de conservation n'est donc pas UNIQUEMENT la résultante de la gestion pratiquée aujourd'hui.** Son évaluation ne peut donc pas constituer un outil d'évaluation de la gestion.

Néanmoins, une évaluation de l'état de conservation d'un habitat réalisée avant de mettre en place les actions de gestion peut permettre de savoir sur quel compartiment les efforts de gestion doivent se concentrer. En effet, cette évaluation peut permettre de savoir quels sont les indicateurs dont l'évaluation est la plus mauvaise. Ainsi, grâce aux informations apportées par chaque indicateur, il est possible de voir dans quelle direction les efforts doivent être menés.

### 10.2.3. Un outil d'évaluation et pas un outil de suivi

Les méthodes d'évaluation proposées permettent de réaliser **un constat à un instant donné** sur l'état de conservation d'un habitat. Nous avons volontairement écarté de l'évaluation les appréciations quant à l'avenir de

l'habitat. Par exemple les perspectives ou l'irréversibilité d'une dégradation ne sont pas prises en compte. Nous avons considéré que ces éléments relèvent de la gestion et non de l'évaluation de l'état de conservation.

De plus, il est important de remarquer que ces méthodes ne sont pas conçues pour réaliser un suivi. Par contre elles peuvent permettre une évaluation à partir de données de suivi brutes. En effet, nous avons recherché un compromis entre coût (moyens et compétences) et efficacité, ce qui a notamment induit que les données récoltées pour répondre à l'évaluation peuvent être synthétiques (même s'il est toujours possible de récolter une donnée brute). De plus la sensibilité de la méthode est assez faible. En effet, ceci est dû à l'objet d'évaluation choisi qui est l'habitat générique, dans lequel la variabilité écologique peut être grande, mais aussi aux contraintes pragmatiques que nous nous sommes données.

Néanmoins il est possible de mettre en place un suivi de l'état de conservation en s'inspirant de la méthode. Pour cela, il convient de réaliser des récoltes de données brutes, et les plus précises possibles ; récolter uniquement les informations permettant de remplir les grilles d'analyse pourrait s'avérer insuffisant. Par contre à l'aide des données brutes, il est toujours possible après plusieurs années de suivi d'utiliser les grilles d'analyse pour obtenir une évaluation ; les grilles et les méthodes d'analyses pouvant évoluer au cours du temps en fonction de l'amélioration des connaissances.

Réévaluer l'état de conservation peut permettre de vérifier l'adéquation entre l'effet attendu sur l'état de conservation et les impacts réels des pratiques (Phases 4 et 5, Fig. 21), afin de poursuivre ou de réorienter les actions de gestion.

Deux autres points importants sont à souligner : lors de la mise en place d'un suivi, les questions de la sensibilité et de la périodicité sont primordiales. C'est-à-dire : êtes-vous capables de voir un changement sur l'objet dans le pas de temps considéré (en termes statistiques, est-ce que la puissance statistique du test sera suffisante ?) ? Par exemple, sur un pas de temps de cinq ans, si le choix de gestion est la non-intervention, il sera difficile d'observer un changement de l'état de conservation d'un habitat forestier de montagne, car la dynamique de ces milieux est lente. Par contre si l'objet est une forêt alluviale, le pas de temps de cinq ans peut permettre d'observer des changements. La dynamique écologique intrinsèque de l'habitat doit impérativement être prise en compte. Il est également important de noter que parfois une dégradation peut être très rapide (exemple : augmentation du niveau trophique par amendement) alors qu'une amélioration peut s'avérer très lente.

Enfin, lors d'un suivi, il est toujours intéressant de suivre l'objet sur lequel des actions sont menées, mais il est toujours particulièrement intéressant de suivre en même temps le même objet sans l'impact des actions (objet témoin), afin de pouvoir réellement apprécier les effets des efforts de gestion.

## Bibliographie

- AGREIL, C., BARTHEL, S., DANNEELS, P., GREFF, N., GUERIN, G., MEIGNEN, R. & MESTELAN, P., 2009. *Étude pour l'accompagnement de MAET combinant l'engagement unitaire Herbe\_09 « Gestion pastorale » - Propositions méthodologiques à destination des opérateurs pour l'élaboration du plan de gestion pastorale*. FCEN, Orléans.
- ANONYME, 2008. Article R414-11 du Code de l'environnement, modifié par le décret n°2008-457 du 15 mai 2008, art. 18, [en ligne]. <http://www.legifrance.gouv.fr>
- BAUDRY, O., CHARMETANT, C., PONETTE, Q. & COLLET, C., 2013. Mesurer l'ouverture du couvert et estimer la disponibilité en lumière en forêt feuillue au moyen du densiomètre convexe. Forêt wallonne, septembre/octobre 2013. 26 : 17-28.
- BENSETTITI, F. (coord.) 2001-2005. *Cahiers d'habitat Natura 2000, Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*, 7 tomes. Éd. La Documentation française, Paris.
- BENSETTITI, F., PUISSAUVE, R., LEPAREUR, F., TOUROULT, J. & MACIEJEWSKI, L., 2012. Evaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire (DHFF article 17), Guide méthodologique, Version 1 - Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
- BENSETTITI, F., RAMEAU, J.-C. & CHEVALLIER, H. (coord.), 2001. « *Cahiers d'habitats* » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Habitats forestiers. MATE/MAP/MNHN. Ed. La Documentation française, Paris, 2 volumes.
- BESNARD, A. & J.M., SALLES, 2010. *Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis*. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000.
- BOUGET, C., 2009. *Représentations sociales et intérêts écologiques de la nécrosasse (RESINE)*. Rapportscientifique final.
- BOUILLIE, J., 2013. Etat du réseau routier en forêt domaniale. *RDV Techniques n°13, été 2006*. ONF, 13 : 53-17.
- BOULLET, V., 2003. *Réflexions sur la notion d'habitat d'espèce végétale*. Fédération des conservatoires botaniques nationaux. Ministère de l'écologie et du développement durable.
- BREGMAN, T.P., SEKERCIOGLU, C.H. & TOBIAS, J.A., 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation* 169: 372–383.
- BRUSTEL, H., 2004. *Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises. Perspectives pour la conservation du patrimoine naturel*. Thèse de l'Institut National Polytechniques, Toulouse. Les dossiers forestiers n°13.
- 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.
- CATEAU, E., LARRIEU, L., VALLAURI, D., SAVOIE, J.-M., TOUROULT, J. & BRUSTEL, H., 2015. Ancienneté et maturité : deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier. *Comptes Rendus Biologies*, 338 : 58–73.
- COMMISSION EUROPEENNE, 1999. *Manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne EUR 15*. Commission européenne, DG Environnement.
- COMMISSION SCIENTIFIQUE ET GROUPE FORETS DE RESERVES NATURELLES DE FRANCE. *Évaluation de l'état de conservation (habitats forestiers et écosystèmes alluviaux)*. Cahier RNF n°2. 2013.
- COMMISSION SCIENTIFIQUE ET GROUPE FORETS DE RESERVES NATURELLES DE FRANCE. *Évaluation de l'état de conservation (habitats forestiers et écosystèmes alluviaux)*. Cahier RNF n°2. 2013.
- CONSEIL DE LA CEE, 1992. *Directive 92/43/CEE du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages*. Dernière modification : directive 2006/105/CE du Conseil du 20 novembre 2006 publiée au JO UE du 20.12.2006.
- CORDONNIER, T., TRAN-HA, M., PIAT, J. ET FRANÇOIS, D., 2007. La surface terrière, méthodes de mesure et intérêts. *RDV Techniques n°18, automne 2007*. ONF, 18 : 9-17.
- CRPF Ile-de-France, 2013. *La desserte forestière : pourquoi un bon réseau ?* Fiche technique. Centre régional de la propriété forestière d'Ile-de-France. Paris. [Téléchargeable [http://www.crpfr.fr/ifc/fiches/Fiche33\\_desserte\\_ok.pdf](http://www.crpfr.fr/ifc/fiches/Fiche33_desserte_ok.pdf)]
- DIAMOND, J., 1978. Critical areas for maintaining viable populations of species. In: Holdgate, Woodman P.J. (eds), *The breakdown and restoration of ecosystems*, Plenum press, New York: 27-40.
- DUPOUEY, J.-L., DAMBRINE, E., LAFFITE, J.-D. & MOARES, C., 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity, *Ecology*, 83: 2978-2984.
- DUPOUEY, J.-L., SCIAMA, D., LAFFITE, J.-D., GEORGES-LEROY, M. & DAMBRINE, E., 2007. Impact des usages agricoles antiques sur la végétation en forêt de Saint-Amond : interaction avec le traitement sylvicole actuel. In DUPOUEY, J.-L., DAMBRINE, E., DARDIGNAC, C. & GEORGES-LEROY, M. (éd.), 2004. *La mémoire des forêts. Actes du colloque « Forêt, Archéologie et Environnement »* 14-16 décembre 2004, ONF – INRA – DRAC Lorraine : 181-189.
- DUTOIT, T., 1996. *Dynamique et gestion des pelouses calcaires de Haute-Normandie*. Ph.D thesis, Seine-Maritime. Presse Universitaire de Rouen, Mont Saint Aignan, France.
- EUROPEAN COMMISSION, 2013. *Interpretation manual of European Union habitats. EUR 28*. European Commission, DG Environment.
- FAHRIG, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9): 1649-1663.
- FIERS, V. et coll., 2003. *Études scientifiques en espaces naturels. Cadre méthodologique pour le recueil et le traitement de données naturalistes*. Cahier technique de l'ATEN n°72. : Réserves Naturelles de France, Montpellier.
- FRANKLIN, J.F., SPIES, T.A., VAN PELT, R., CAREY, A.B., THORNBURGH, D.A., BERG, D.R., LINDENMAYER, D.B., HARMON, M.E., KEETON, W.S., SHAW, D.C., BIBLE, K. & CHEN, J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155 (2002): 399-423.
- FRONTIER S., 1983. *Stratégies d'échantillonnage en écologie*. Masson, Paris.
- GENOVESI, M.-P. & SHINE, C., 2003. *Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes. Version finale. Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe*. Comité permanent. 23e réunion. Strasbourg.
- GILG, O. & FOLTZER, P., 1994. *Notice d'impact sur les travaux de réfection de la route du Col d'Oderen*. Ungersheim, Conservatoire des sites alsaciens, Parc naturel régional des Vosges.
- GILG, O., 2004. *Forêts à caractère naturel. Caractéristiques, conservation et suivi*. Cahiers techniques N°74. ATEN. Montpellier.
- GIRAUDOUX, 2004. Outils méthodologiques, Principes de l'échantillonnage. 7 p. (téléchargeable : <http://guillaume.canar.free.fr/echantillonnage.pdf>)

- GOSSELIN, M. & LAROISSINIE, O., 2004. *Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver*. Cemagref editions.
- HARMON, M.E., FRANKLIN, J.F., SWANSON, F.J., SOLLINS, P., GREGORY, S.V., LATTIN, J.D., ANDERSON, N.H., CLINE, S.P., AUMEN, N.G., SEDELL, J.R., LIENKAEMPER, G.W., CROMACK Jr., K. & CUMMINS K.W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15: 133–302.
- HARRISON, S., BRUNA, E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 225–232.
- HAURY, J., HUDIN, S., MATRAT, R., ANRAS, L. *et coll.*, 2010. *Manuel de gestion des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne*, Fédération des conservatoires d'espaces naturels.
- LARRIERE, L. & GONIN, P., 2008. L'indice de diversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 2008-6: 727-748.
- LINDENMAYER, D.B., FRANKLIN, J.F., FISCHER, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological conservation*, 131: 433–445.
- MAAF & IGN, 2016. *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, édition 2015*. MAAF-IGN, Paris, 343 p.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- MACIEJEWSKI, L., LEPAREUR, F., VIRY, D., BENSETTITI, F., PUISSAUVE, R. & TOUROULT, J., 2016. État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. *Revue d'écologie (Terre et Vie)*, 71(1) : 3-20.
- MC NEELY, J.A. (Ed). 2001. *The Great reshuffling: human Dimensions of invasive Alien Species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- MC NEELY, J.A., MOONEY, H.A., NEVILLE, L.E., SCHEI, P.J. & WAAGE, J.K., 2001. *A global strategy on invasive Alien Species*. UICN in collaboration with GISP, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- MULLER, S., 2004. *Plantes invasives en France*. Collection Patrimoines Naturels, Publications scientifiques du Muséum, n°62.
- MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE [Ed]. 2003-2016. *Inventaire National du Patrimoine Naturel, site Web : <http://inpn.mnhn.fr>*. Le 28 janvier 2016.
- NILSSON, S.G., NIKLASSON, M., HEDIN, J., ARONSSON, G., GUTOWSKI, J.M., LINDER, P., LJUNGBERG, H., MIKUSINSKI, G. & RANIUS, T., 2003. Densities of large living and dead trees in old growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 161: 189-204.
- NOSS, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4): 355–364.
- QUERE, E., 2005. *Guide méthodologique pour la mise en place de suivis de la végétation dans les sites NATURA 2000*. Conservatoire Botanique National de Brest.
- QUINN, J. F., & HASTINGS, A., 1987. Extinction in subdivided habitats. *Conservation Biology*, 1 (3): 198-208.
- RAMEAU, J.-C., MANSION, D. & DUME, G., 1989. *Flore forestière française*, Tome 1, Plaines et collines. IDF.
- RAMEAU, J.-C., MANSION, D. & DUME, G., 1994. *Flore forestière française*, Tome 2, Montagnes. IDF.
- RAMEAU, J.-C., MANSION, D., DUME, G. & GAUBERVILLE, C., 2008. *Flore forestière française*, Tome 3, Région méditerranéenne. IDF.
- RANIUS, T., NIKLASSON, M. & BERG, N., 2009. Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management*, 257(1): 303-310.
- REGNERY, B., PAILLET, Y., COUVET, D. & KERBIRIOU, C., 2013. Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management*, 295: 118-125.
- SCHERRER, B., 1984. *Biostatistique*. Gaëtan Morin Editeur, Boucherville.
- SCHNITZLER-LENOBLE, A., 2002. *Ecologie des forêts naturelles d'Europe : Biodiversité, sylvigénèse valeur patrimoniale des forêts primaires*. Editions Tec&Doc, Paris.
- UICN (The World Conservation Union), 2000. *Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion*.
- VALLAURI, D., ANDRÉ, J., DODELIN, B., EYNARD-MACHET, R. & RAMBAUD, D. (coord.), 2005. *Bois mort et à cavités : une clé pour des forêts vivantes*. Editions Tec & Doc. Paris.
- VANDEWOESTIJNE, S., POLUS, E. & BAGUETTE, M., 2005. Fragmentation and insects: theory and application to calcareous grasslands. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 9(2): 139–142.
- VIRY, D., 2013. *État de conservation des habitats humides et aquatiques d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000. Rapport d'étude. Version 1*. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.



## ANNEXES

---





# ANNEXE 1

## Grilles d'analyse pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire version 2 (à gauche) et version 1 (à droite)

VERSION 2 (2016)							VERSUS		VERSION 1 (2009)				
PARAMÈTRE	CRITÈRE		Indicateurs		MODALITÉ	NOTE	Passage de la V1 vers la V2	NOTE	MODALITÉ		INDICATEUR	CRITÈRE	
			Option	Description des indicateurs									
Surface couverte (dynamique spatiale)	Surface de l'habitat		Evolution de la surface		Stabilité ou progression	0	NOUVEAU						
	Morcellement et fragmentation		Au sein du site		Régression	-10							
			Avec l'environnement		Connectivité stable ou en amélioration	CONTEXTE							
					Diminution de la connectivité	CONTEXTE							
Composition, structure, fonctions	Intégrité de la composition	Intégrité dendrologique (A ou B)	A	Pourcentage de recouvrement des essences allochtones de l'habitat	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	0	découper les données Intégrité dendrologique et atteintes lourdes	(0)	Aucune essence non typique de l'habitat et aucune atteinte "lourde"		% de recouvrement d'essences non typiques de l'habitat	Intégrité de la composition dendrologique	
					1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	-5		(-5)	1 à 5 % d'essences non typiques de l'habitat et aucunes atteintes				
					5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	-10		(-10)	5 à 15 % d'essences non typiques de l'habitat ou moins de 15% d'atteintes				
					15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-30		(-30)	15 à 30 % d'essences non typiques de l'habitat ou 15 à 30 % d'atteintes				
					Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-40		(-60)	Plus de 30 % d'essences non typiques de l'habitat ou plus de 30 % d'atteintes				
		EEE (arborée et herbacée)	B	Pourcentage de surface terrière des essences allochtones de l'habitat	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	0	découper les données Intégrité dendrologique et atteintes lourdes	(0)	Aucune essence non typique de l'habitat et aucune atteinte "lourde"		% de recouvrement d'essences non typiques de l'habitat	Intégrité de la composition dendrologique	
					1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	-5		(-5)	1 à 5 % d'essences non typiques de l'habitat et aucunes atteintes				
					5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	-10		(-10)	5 à 15 % d'essences non typiques de l'habitat ou moins de 15% d'atteintes				
					15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-30		(-30)	15 à 30 % d'essences non typiques de l'habitat ou 15 à 30 % d'atteintes				
					Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-40		(-60)	Plus de 30 % d'essences non typiques de l'habitat ou plus de 30 % d'atteintes				
	Cycle sylvigénétique	Très gros bois vivants (A ou B)	A	Nombre de TGB à l'hectare	Absence totale	0	découper les données Intégrité dendrologique et atteintes lourdes, et	x	Possibilité d'utiliser les données "atteintes lourdes"		% de recouvrement de l'atteintes	Atteintes "lourdes" : espèces exotiques envahissantes, dégâts au sol, perturbations hydrologiques	
					Présence, et fréquence < 30 %	-10		x	Possibilité d'utiliser les données "atteintes lourdes"				
					Présence, et fréquence > 30 %	-20		x	Possibilité d'utiliser les données "atteintes lourdes"				
					Plus de 8 TGB/ha	+5		x	Possibilité de réutiliser les données "TGB"				
					5 à 8 TGB/ha	0		0	5 TGB/ha et plus				
		Cycle de la matière (Bois mort et saproxylique)	Bois mort	Nombre de bois morts>30 cm (sur pied ou au sol) à l'hectare	3 à 5 TGB/ha	-5	Retravailler les données pour le bonus	-2	3 à 5 TGB/ha		Quantité à l'hectare de très gros bois (TGB)	Très gros arbres vivants	
					1 à 3 TGB/ha	-10		-10	1 à 3 TGB/ha				
					Moins de 1 TGB/ha	-20		-20	Moins de 1 TGB/ha				
					15 % < G TGB/Gtot	+5		x	Possibilité d'utiliser les données "TGB"				
					8 % < G TGB/Gtot < 15 %	0		0	5 TGB/ha et plus				
		Dynamique de renouvellement	Autres cas	Évaluation à dire d'expert de la capacité de régénération	5 % < G TGB/Gtot < 8 %	-5	Retravailler les données pour le bonus	-2	3 à 5 TGB/ha		Quantité à l'hectare de très gros bois (TGB)	Très gros arbres vivants	
					2 % < G TGB/Gtot < 5 %	-10		-10	1 à 3 TGB/ha				
					G TGB/Gtot < 2 %	-20		-20	Moins de 1 TGB/ha				
	Surface en JP comprise entre 5 et 20 %				0	0		Surface en JP comprise entre 5 et 30 %					
	Surface en JP < 5 % ou > 20 %				-10	-10		Surface en JP comprise entre < 5 ou > 30 %					
	Aucun problème de régénération				0	0		Pas de problème de régénération					
	Régénération "moyenne" (quelques pbs de régénération)				-5								
	Problèmes de régénération très important				-10	-10		Problème de régénération					
	Cycle de la matière (Bois mort et saproxylique)	Bois mort	Nombre de bois morts>30 cm (sur pied ou au sol) à l'hectare	entre 6 et 8 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha OU plus de 6 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha DONT (au moins) 1 GB mort	+5	Retravailler les données pour le bonus. Nouveau seuil, à garder en tête pour l'analyse	x	Possibilité d'utiliser les données "Bois mort"		Quantité à l'hectare de gros arbres morts (diamètre > 35 cm) sur pied ou au sol	Bois mort		
				entre 6 et 8 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha	0		0	plus de 6 arbres morts (sur pied ou au sol) de 35 cm de diamètre /ha					
				entre 3 et 6 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-5		-2	entre 3 et 6 arbres morts (sur pied ou au sol) de 35 cm de diamètre /ha					
				entre 1 et 3 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-10		-10	entre 1 et 3 arbres morts (sur pied ou au sol) de 35 cm de diamètre /ha					
				moins de 1 arbre mort (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-20		-20	moins de 1 arbre mort (sur pied ou au sol) de 35 cm de diamètre /ha					
Présence d'insectes saproxyliques exigeants		Optionnel	Bonus/Malus attribué au bois mort si présence d'espèces saproxyliques exigeantes	Plus de 5 espèces très exigeantes (indice fonctionnel + indice patrimonial >= 5)	+2	=	+2	Plus de 5 espèces très exigeantes (indice fonctionnel + indice patrimonial >= 5)		Présence d'insectes saproxyliques exigeants			
				Présence d'espèces exigeantes : 1 à 4 espèces à Ip+If>=5 et plus de 5 espèces à Ip+If>=4	0		0	Présence d'espèces exigeantes : 1 à 4 espèces à Ip+If>=5 et plus de 5 espèces à Ip+If>=4					
				Des prospections poussées n'ont pas permis de trouver d'espèces exigeantes : 0 espèces Ip+If>=5 et moins de 5 espèces Ip+If>=4	-2		-2	Des prospections poussées n'ont pas permis de trouver d'espèces exigeantes : 0 espèces Ip+If>=5 et moins de 5 espèces Ip+If>=4					
							NON RETENU		0	Plus de 40 % d'espèces typiques en moyenne (flore)		Proportion d'espèces typiques présentes en moyenne	Flore typique de l'habitat
									-5	Entre 20 et 40 % d'espèces typiques en moyenne (flore)			
									-10	Moins de 20 % d'espèces typiques en moyenne (flore)			
Altérations	Atteintes au niveau de l'unité		Atteintes au sol (tassement, perturbations hydrologiques, etc.) et leur recouvrement		0 à 2 % de dégât au sol	0	découper les données Intégrité dendrologique et atteintes lourdes	x	Utiliser les données "atteintes lourdes"		% de recouvrement de l'atteintes	Atteintes "lourdes" : espèces exotiques envahissantes, dégâts au sol, perturbations hydrologiques	
	Atteintes "diffuses" au niveau du site		Dire d'expert sur les atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface		2 à 10 % de dégât au sol	-10		x	Utiliser les données "atteintes lourdes"				
			Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)		10 à 20 % de dégât au sol	-15		x	Utiliser les données "atteintes lourdes"				
			Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause		Plus de 20 % de dégât au sol	-20		x	Utiliser les données "atteintes lourdes"				
									0	Atteintes négligeables ou nulles		Dégâts sur la végétation dus à l'abroussement, dommages dus à une surfréquentation humaine, impact des incendies	Atteintes "diffuses dans le site" : impact des grands ongulés, de la surfréquentation, des incendies...
									-10	atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)			
									-20	Atteintes importantes, dynamique de l'habitat remise en cause			



## ANNEXE 2

### La surface terrière d'un peuplement : qu'est-ce que c'est ? Comment la mesurer ?

#### Définition

D'un point de vue théorique, la surface terrière 'g' d'un arbre est la surface de sa section transversale à 1,30 m. La surface terrière G d'un peuplement (ou d'un ensemble quelconque d'arbres) est alors la somme des surfaces terrières de tous les arbres constituant ce peuplement (ou cet ensemble). On se restreint le plus souvent aux arbres précomptables (exemple : arbres de plus de 17,5 cm de diamètre). En cohérence avec les normes internationales, la surface terrière est habituellement donnée en mètres carrés (et généralement en  $\text{m}^2/\text{ha}$ ). D'un point de vue plus pratique, on ne peut raisonnablement accéder à la surface exacte de la section d'un arbre à 1,30 m. On réalise donc une estimation. En raison de la simplicité de la mesure de circonférence, les forestiers ont donc préféré adopter une définition plus pragmatique de la surface terrière : la surface terrière d'un arbre est la surface du cercle ayant pour circonférence la circonférence de l'arbre à 1,30 m. La mesure de circonférence permet ainsi, en théorie, d'obtenir une estimation exacte de la surface terrière (Cordonnier *et al.*, 2007).

La surface terrière est une bonne estimation de la fermeture du couvert par les houppiers et un bon indicateur de leur état de concurrence. Elle permet également, combinée à une hauteur totale d'un arbre (ou hauteur totale moyenne d'un peuplement), d'estimer, avec une précision acceptable, le volume tige principale de l'arbre (respectivement du peuplement) (Cordonnier *et al.*, 2007).

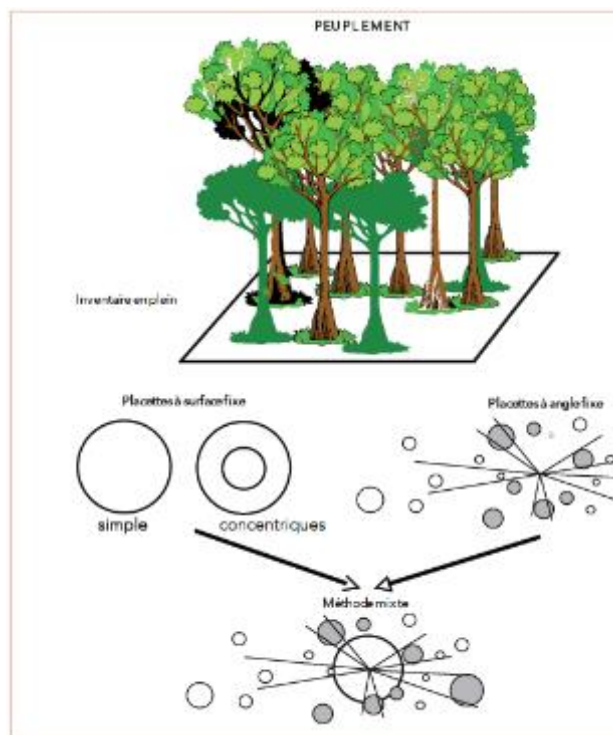


Figure 1 : Méthodes d'estimation de la surface terrière d'un peuplement (extrait de Cordonnier *et al.*, 2007)

#### Comment mesurer la surface terrière ?

##### ✓ En plein

Il existe différentes méthodes permettant d'appréhender la surface terrière dans un peuplement de surface connue (Fig. 1). La méthode la plus directe est la réalisation d'un inventaire en plein avec mesure des circonférences (ou diamètres). Ce type d'inventaire permet théoriquement d'obtenir une mesure exacte de la surface terrière du peuplement. L'expérience montre cependant qu'il doit être plutôt réservé à des peuplements présentant une faible densité.

##### ✓ Échantillonnage statistique

Les méthodes actuellement les plus utilisées sont celles basées sur un échantillonnage statistique avec placettes à surface fixe ou placettes à angle fixe. Les placettes à surface fixe, le plus souvent circulaires et de rayon supérieur à

20 m dans le cas des peuplements adultes, nécessitent une implantation rigoureuse (Duplat et Perrotte, 1981). L'ensemble des circonférences (ou diamètres) des arbres est mesuré sur chaque placette.



**Encadré 1** : Appareils de mesure de la surface terrière pour placettes à angle fixe (extrait de Cordonnier *et al.*, 2007)

Le choix du facteur par l'opérateur, qui doit être fixé avant inventaire, dépend de la densité présumée des tiges sur les points d'observation sachant qu'il est souhaitable de prendre en compte 15 à 20 tiges par point (minimum 10 à 12 ; cette consigne vaut également pour les placettes à surface fixe) pour avoir une mesure fiable (voir tableau 1).

Dans le cas des placettes à angle fixe, la mesure de surface terrière se fait grâce à l'utilisation d'un angle de visée ou facteur (méthode dite de l'angle critique). Il existe, sur les appareils actuels (relascope de Bitterlich, prisme relascopique, planchette relascopique, etc.), une ou plusieurs valeurs d'angles de visée ou facteurs (cf. encadré 1).

Sur chaque point d'arrêt, l'opérateur fait un tour d'horizon relascopique, visant chaque tige précomptable au niveau 1,30 m, sous l'angle correspondant à l'appareil choisi (cf. encadré 2 ; Marchal et Rondeux, 1995). Toutes les tiges de diamètre apparent suffisant (c'est-à-dire supérieur à l'angle horizontal fixé) sont comptabilisées, éventuellement distinguées selon l'essence et la catégorie de diamètre. Le nombre obtenu N est alors multiplié par le facteur de surface terrière FST (1, 2 ou 4) et donne une estimation ponctuelle de la surface terrière à l'hectare :

$$G \text{ (m}^2\text{/ha)} = N \times \text{FST}$$

Appréciation de la densité	Très peu dense TSF ruinés...	Peu dense (TSF...)	Dense	Très dense « hêtrales cathédrales »
Surface terrière – G – présumée	< 5 m <sup>2</sup> /ha	5 à 20 m <sup>2</sup> /ha	20 à 35 m <sup>2</sup> /ha	> 35 m <sup>2</sup> /ha
Facteur FST recommandé*	Pas de tour relascopique	1	2	4
Valeur de l'angle horizontal	-	1/50	√2/50	2/50

\* certains appareils ont un facteur 0,5 pour les tiges de sous-étage, facteur peu utilisé

**Tableau 1** : choix du facteur de surface terrière FST en fonction du peuplement (extrait de Cordonnier *et al.*, 2007)

**Encadré 2 : Mesure de surface terrière par un système à encoche (extrait de Cordonnier *et al.*, 2007)**

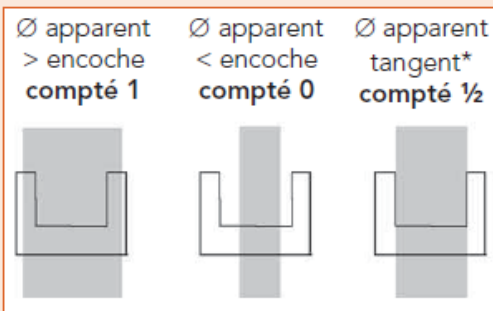
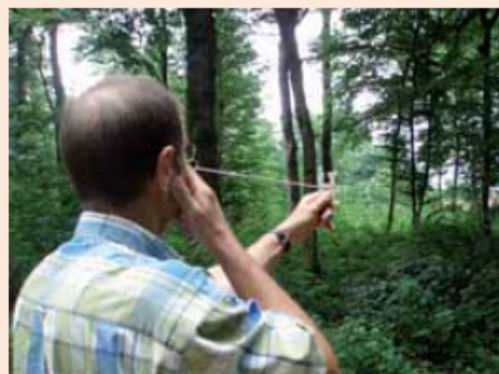
On compte le nombre d'arbres dont le tronc vu par l'observateur débord l'encoche.

\* Remarque : les arbres tangents sont souvent comptés pour ½ mais en toute rigueur il faudrait vérifier le diamètre de l'arbre et sa distance au point de mesure avec correction de pente si nécessaire (voir encadré 5) ; l'opérateur doit "se forcer" à prendre une décision, plutôt que de choisir 1/2 par facilité.

Pour obtenir une surface terrière fiable, il faut :

- avoir une bonne visibilité : en présence de végétation abondante (souille, taillis et régénération), réaliser les mesures hors feuilles ; sinon la surface terrière est sous estimée (risque très élevé de ne pas voir les plus gros arbres les plus éloignés) ;
- viser à 1,30 m ; or un opérateur dont l'œil est à 1,60 m au-dessus du sol a « naturellement » tendance à viser ce niveau au lieu « descendre » à 1,30 m, ce qui entraîne un biais négatif dont la valeur dépend de la décroissance moyenne du peuplement ;
- ne pas oublier l'arbre le plus proche (cas fréquent), les arbres cachés, les arbres lointains (gros diamètres) ;
- avoir une grande rigueur visuelle dans l'appréciation du seuil minimum de prise en compte (ex. 17,5 cm) ;
- respecter la longueur de la chaînette (ne pas la remplacer par une ficelle dont la longueur peut varier) ;
- positionner correctement l'appareil pour la mesure ;
- garder même point de visée (pas de déplacement) ;
- veiller au risque de confusions entre FST 1 et 2 pour le système à porte-encoches ;
- bien mémoriser ou, mieux, repérer le début du tour d'horizon relascopique ;
- veiller aux problèmes d'accommodation visuelle de certains utilisateurs, notamment en fin de journée ou pour les porteurs de lunettes ;
- vérifier périodiquement le matériel, surtout s'il passe d'une main à l'autre : pointes des encoches non cassées, longueur de la chaînette, propreté du prisme.

La mesure est sans biais dans ces conditions... et pour des observateurs expérimentés d'où la nécessité de **s'étalonner** et



**se contrôler à intervalles réguliers** par l'intermédiaire de :

- **terrièrescope** : placettes servant de contrôle et où la surface terrière a été calculée à partir des mesures des diamètres et des distances
- **comparaison** entre observateurs sur un même inventaire.
- **contrôle** de certains diamètres au compas en cas de classement par catégories PB, BM et GB ; en général les GB sont sous estimés car les oublis des tiges éloignées sont plus fréquents. La ventilation à vue par classe de diamètre est à proscrire absolument !

CORDONNIER, T., TRAN-HA, M., PIAT, J. ET FRANÇOIS, D., 2007. La surface terrière, méthodes de mesure et intérêts. *RDV Techniques* n°18, automne 2007. ONF, 18 : 9-17.

DUPLAT P., PERROTTE G., 1981. Inventaire et estimation de l'accroissement des peuplements forestiers. Fontainebleau : ONF.

MARCHAL D., RONDEUX J., 1995. *Comment estimer la surface terrière d'un peuplement ?* Coll. « Fiches techniques », n° 3. Gembloux : Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux. 2 p. <en ligne : <http://www.fsagx.ac.be/gf/Fiches%20techniques/N%B03.pdf>>





## ANNEXE 3

### Extrait des indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines : indigénat des espèces d'arbres rencontrées en forêt métropolitaine (MAAF-IGN, 2016)

---

#### Annexe 5. Indigénat des espèces d'arbres rencontrées en forêt métropolitaine

Cette liste a été initialement dressée pour l'édition 1995 des IGD avec l'aide de M. Jean-Claude Rameau (AgroParisTech), à partir de deux sources : les listes de l'Inventaire forestier national et la « Flore forestière française, guide écologique illustré », publiée par Rameau et al., 1989 et 1993. Elle a été complétée par l'Inra et FCBA. Ce choix conduit à passer sous silence un certain nombre d'essences exotiques, généralement présentes en petites surfaces plus ou moins expérimentales.

Sont définies comme espèces d'arbres indigènes, les espèces ayant colonisé le territoire métropolitain par des moyens naturels, ou bien à la faveur de facteurs anthropiques, mais dont la présence est dans tous les cas attestée avant l'année 1492.

Pour l'édition 2015 des IGD, les catégories « arbres acclimatés en France » et « arbres exotiques parfois rencontrés en forêt » ont été respectivement renommées « arbres non-indigènes fréquemment plantés en forêt » et « arbres non-indigènes parfois rencontrés en forêt », ce qui a conduit à déplacer certaines espèces d'une catégorie à l'autre. L'indigénat du Cytise et du Laurier du Portugal ont été reconnus, contrairement à celui du tilleul argenté. Le chêne faginé et le chêne à feuilles rondes ont été ajoutés. La nomenclature suit le référentiel taxonomique et nomenclatural de la Flore de France (TaxRef v8, MNHN 2014). Des synonymes ont été indiqués quand ceux-ci sont également en usage courant. La distinction entre pins laricio de Corse et de Calabre a été maintenue.

#### ■ Liste des arbres indigènes rencontrés en forêt de France métropolitaine

##### ◆ Conifères

<i>Abies alba</i> Mill.	Sapin pectiné
<i>Cupressus sempervirens</i> L.	Cyprès d'Italie
<i>Juniperus communis</i> L.	Genévrier commun
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	Genévrier oxycèdre
<i>Juniperus thurifera</i> L.	Genévrier thurifère
<i>Larix decidua</i> Mill.	Mélèze d'Europe
<i>Picea abies</i> (L.) H.Karst.	Épicéa commun
<i>Pinus cembra</i> L.	Pin cembro
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pin d'Alep
<i>Pinus mugo</i> subsp. <i>uncinata</i> (Ramond ex DC.) Domin	Pin à crochets
<i>Pinus mugo</i> Turra subsp. <i>mugo</i>	Pin mugo
<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmannii</i> (Dunal) Franco	Pin de Salzmann
<i>Pinus nigra</i> var. <i>corsicana</i> (J.W.Loudon) Hyl.	Pin laricio de Corse
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	Pin maritime
<i>Pinus pinea</i> L.	Pin pignon
<i>Pinus sylvestris</i> L.	Pin sylvestre
<i>Taxus baccata</i> L.	If commun



## ◆ Feuillus

<i>Acer campestre</i> L.	Érable champêtre
<i>Acer monspessulanum</i> L.	Érable de Montpellier
<i>Acer opalus</i> Mill.	Érable à feuilles d'obier
<i>Acer platanoides</i> L.	Érable plane
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Érable sycomore
<i>Alnus cordata</i> (Loisel.) Duby	Aulne de Corse
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Aulne glutineux
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	Aulne blanc
<i>Arbutus unedo</i> L.	Arbousier
<i>Betula pendula</i> Roth	Bouleau verruqueux
<i>Betula pubescens</i> Ehrh.	Bouleau pubescent
<i>Carpinus betulus</i> L.	Charme
<i>Castanea sativa</i> Mill.	Châtaignier
<i>Cornus mas</i> L.	Cornouiller mâle
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Aubépine monogyne
<i>Fagus sylvatica</i> L.	Hêtre
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	Frêne oxyphylle
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Frêne commun
<i>Fraxinus ornus</i> L.	Frêne à fleurs
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Houx
<i>Juglans regia</i> L.	Noyer commun
<i>Laburnum anagyroides</i> Medik.	Cytise
<i>Malus sylvestris</i> Mill.	Pommier sauvage
<i>Olea europaea</i> L.	Olivier
<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.	Charme houblon
<i>Populus alba</i> L.	Peuplier blanc
<i>Populus nigra</i> L.	Peuplier noir
<i>Populus tremula</i> L.	Tremble
<i>Populus x canescens</i> (Aiton) Sm.	Peuplier grisard
<i>Prunus avium</i> (L.) L.	Merisier
<i>Prunus lusitana</i> L.	Laurier du Portugal
<i>Prunus padus</i> L.	Cerisier à grappes
<i>Pyrus communis</i> L.	Poirier commun
<i>Pyrus spinosa</i> Forssk.	Poirier à feuilles d'amandier
<i>Quercus cerris</i> L.	Chêne chevelu
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ilex</i>	Chêne vert
<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i> (Desf.) Samp. syn. <i>Quercus rotundifolia</i> Lam.	Chêne à feuilles rondes (ou « à glands doux »)
<i>Quercus faginea</i> Lam	Chêne faginé
<i>Quercus petraea</i> Liebl.	Chêne rouvre
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	Chêne pubescent
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.	Chêne tauzin
<i>Quercus robur</i> L.	Chêne pédonculé
<i>Quercus suber</i> L.	Chêne liège
<i>Salix alba</i> L.	Saule blanc
<i>Salix caprea</i> L.	Saule marsault
<i>Salix daphnoides</i> Vill.	Saule faux-daphné
<i>Salix fragilis</i> L.	Saule cassant
<i>Salix pentandra</i> L.	Saule à cinq étamines
<i>Salix viminalis</i> L.	Saule des vanniers
<i>Sambucus nigra</i> L.	Sureau noir
<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz	Alisier blanc
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	Sorbier des oiseaux
<i>Sorbus domestica</i> L.	Cormier
<i>Sorbus latifolia</i> (Lam.) Pers.	Alisier de Fontainebleau
<i>Sorbus mougeotii</i> Soy.-Will. & Godr.	Alisier de Mougeot
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	Alisier torminal
<i>Tamarix gallica</i> L.	Tamaris de France
<i>Tilia cordata</i> Mill.	Tilleul à petites feuilles
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	Tilleul à grandes feuilles
<i>Ulmus glabra</i> Huds.	Orme de montagne
<i>Ulmus laevis</i> Pall.	Orme lisse
<i>Ulmus minor</i> Mill.	Orme champêtre

## ■ Liste des arbres non-indigènes fréquents en forêt métropolitaine (avec date d'introduction présumée)

### ◆ Conifères

*Abies nordmanniana* (Steven) Spach  
*Cedrus atlantica* (Manetti ex Endl.) Carrière  
*Larix kaempferi* (Lindl.) Carrière  
*Larix x marschlinsii* Coaz  
*Picea sitchensis* (Bong.) Carrière  
*Pinus nigra* J.F.Arnold subsp. *nigra*  
*Pinus nigra* var. *calabrica* (J.W.Loudon) G.Schneid.  
*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco

Sapin de Nordmann (1900)  
 Cèdre de l'Atlas (1886)  
 Mélèze du Japon (1900)  
 Mélèze hybride (1960)  
 Épicéa de Sitka (1845)  
 Pin noir d'Autriche (1830)  
 Pin laricio de Calabre (1900)  
 Douglas (1842)

### ◆ Feuillus

*Populus* spp.  
*Populus deltoides* Bartram ex Marshall  
*Populus trichocarpa* Torr. & A.Gray ex Hook.  
*Quercus rubra* L.  
*Robinia pseudoacacia* L.

Peupliers hybrides (fin XVII<sup>e</sup>)  
 Peuplier deltoïde (1892)  
 Peuplier baumier (1892)  
 Chêne rouge (XVIII<sup>e</sup>)  
 Robinier faux-acacia (1601)

## ■ Liste des arbres non-indigènes rares en forêt métropolitaine

### ◆ Conifères

*Abies bommuelleriana* Mattf.  
*Abies cephalonica* J.W.Loudon  
*Abies cilicica* (Antoine & Kotschy) Carrière  
*Abies concolor* (Gordon & Glend.) Lindl. ex Hildebr.  
*Abies grandis* (Douglas ex D.Don) Lindl.  
*Abies numidica* Lannoy ex Carrière  
*Abies pinsapo* Boiss.  
*Abies procera* Rehder  
*Calocedrus decurrens* (Torr.) Florin  
*Cedrus deodara* (Roxb. ex D.Don) G.Don  
*Cedrus libani* A.Rich.  
*Cedrus libani* var. *brevifolia* Hook.f.  
*Chamaecyparis lawsoniana* (A.Murray) Parl.  
*Cryptomeria japonica* (L.f.) D.Don  
*Cupressus arizonica* Greene  
*Cupressus atlantica* Gaussen  
*Cupressus dupreziana* A.Camus  
*Cupressus macrocarpa* Hartw.  
*Cupressocyparis x leylandii* (A.B.Jacks. & Dallim.) Dallim.  
 syn *Cupressus leylandii* Rushforth  
*Metasequoia glyptostroboides* Hu & W.C.Cheng  
*Pinus brutia* Ten.  
*Pinus brutia* var. *eldarica* (Medw.) Silba  
*Pinus contorta* Douglas ex J.W.Loudon  
*Pinus radiata* D.Don  
*Pinus rigida* Mill.  
*Pinus strobus* L.  
*Pinus taeda* L.  
*Populus nigra* var. *italica* Münchh.  
*Sequoia sempervirens* (D.Don) Endl.  
*Sequoiadendron giganteum* (Lindl.) J.Buchholz  
*Taxodium distichum* (L.) Rich.

Sapin de Turquie  
 Sapin de Céphalonie  
 Sapin de Cilicie  
 Sapin du Colorado  
 Sapin de Vancouver  
 Sapin de Numidie  
 Sapin d'Espagne  
 Sapin noble  
 Calocèdre  
 Cèdre de l'Himalaya  
 Cèdre du Liban  
 Cèdre de Chypre  
 Cyprès de Lawson  
 Cryptomérida du Japon  
 Cyprès de l'Arizona  
 Cyprès de l'Atlas  
 Cyprès du Tassili  
 Cyprès de Lambert  
 Cyprès de Leyland  
 Métaséquoia  
 Pin brutia  
 Pin eldarica  
 Pin tordu ou pin de Murray  
 Pin de Monterey  
 Pin dur du Nord  
 Pin blanc ou pin de Weymouth  
 Pin à encens  
 Peuplier d'Italie  
 Séquoia toujours-vert  
 Séquoia géant  
 Cyprès chauve

*Thuja plicata* D.Don ex Lamb.  
*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg.

Thuya géant  
 Tsuga hétérophylle

## ◆ Feuillus

*Acacia dealbata* Link  
*Acer negundo* L.  
*Aesculus hippocastanum* L.  
*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle  
*Celtis australis* L.  
*Eucalyptus* spp.  
*Gleditsia triacanthos* L.  
*Juglans nigra* L.  
*Liquidambar styraciflua* L.  
*Liriodendron tulipifera* L.  
*Platanus orientalis* L.  
*Platanus x hispanica* Mill. ex Münchh.  
*Prunus serotina* Ehrh.  
*Quercus palustris* Münchh.  
*Tilia tomentosa* Moench

Mimosa  
Érable negundo  
Marronnier d'Inde  
Ailante glanduleux  
Micocoulier  
Eucalyptus ou Gommier  
Févier d'Amérique  
Noyer noir  
Liquidambar  
Tulipier de Virginie  
Platane d'Orient  
Platane hybride  
Cerisier tardif  
Chêne des marais  
Tilleul argenté

La liste complète des espèces arborées présentes dans les forêts françaises (métropole et outre-mer) peut être consultée sur le site Internet du ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, à l'adresse :  
<<http://agriculture.gouv.fr/inventaire-ressources-genetiques-forestieres>>







Le réseau Natura 2000 a pour objectif le maintien ou la restauration dans un état de conservation favorable des espèces et des habitats naturels listés dans les annexes de la Directive Habitats-Faune-Flore (DHFF). Le ministère en charge de l'écologie a chargé le MNHN de mettre en place des méthodes pour évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000. Depuis 2008 des travaux sont engagés afin de mettre en place des méthodes d'évaluation de l'état de conservation par grand type d'habitat.

Une première version de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers a vu le jour en 2009 à partir d'une collaboration entre le Service du patrimoine naturel (SPN) du Muséum national d'Histoire naturelle et l'Office national des forêts (Carnino, 2009). Depuis, le SPN a élaboré des méthodes d'évaluation sur différents grands types d'habitat, ce qui a permis de faire évoluer et de préciser les concepts sous-jacents à l'évaluation de l'état de conservation. Nous avons également sollicité l'avis des utilisateurs et des différents acteurs de la forêt française. C'est pourquoi à partir de ces résultats, de la nouvelle littérature scientifique, de premiers résultats sur l'analyse des données de l'inventaire forestier national, mais aussi de tous les travaux de nos partenaires, nous avons souhaité faire évoluer cette méthode.

Ce 2<sup>e</sup> tome présente la méthode pratique et les indicateurs retenus. Il précise également les étapes à réaliser avant et après l'évaluation, pour assurer une précision suffisante et valoriser au mieux l'exercice. Nos méthodes se veulent faciles à mettre en œuvre, afin d'être reproductibles et accessibles au plus grand nombre, notamment grâce à la simplicité de la récolte des données, elles sont également des outils d'aide à la compréhension du fonctionnement des habitats. Le 1<sup>er</sup> tome présente les définitions et les concepts, mais aussi les éléments d'écologie forestière qui nous ont guidés. Nous présentons également toutes les ressources utilisées pour l'élaboration de ce guide, afin de mettre en évidence la continuité et la cohérence entre la version 1 et la version 2.

