

La Liste rouge des écosystèmes en France

Habitats forestiers de France métropolitaine

Bilan de l'exercice d'application et préconisations



Sommaire

Tables des illustrations	3
I. « La Liste rouge des écosystèmes de l'UICN » et sa déclinaison en France	6
I.1. Un nouvel outil d'évaluation de la vulnérabilité des écosystèmes	6
I.2. Vers « la Liste rouge des écosystèmes en France, selon les catégories et critères de l'UICN »	7
I.3. Exercice d'application à des habitats forestiers de France métropolitaine	8
I.4. Membres, experts et partenaires du Comité français de l'UICN associés aux travaux	8
I.5. Les fiches d'évaluation	9
II. Les habitats forestiers de France métropolitaine	10
II.1. Les classifications existantes	10
II.2. Choix du système de classification	13
II.3. Choix du niveau de la classification	14
III. Analyse de l'exercice d'application	15
III.1. Les habitats évalués.....	15
III.2. Les critères d'évaluation (d'après Keith et al., 2013)	16
III.3. Interprétation de l'évaluation des habitats forestiers de France métropolitaine sélectionnés.....	17
IV. Comparaison avec l'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire (article 17, DHFF)	21
IV.1. Des concepts différents.....	21
V.2. ... mais des méthodologies similaires	22
V. Conclusion.....	24
Bibliographie.....	25

Tables des illustrations

Figure 1 : Les catégories pour l'évaluation du risque d'effondrement des écosystèmes	6
Figure 2 : Les Sylvoécorégions (SER) (a) et les 11 GRECO zonales (b) (Source : IFN, 2009)	11
Figure 3 : Etat du recouvrement national des catalogues de stations forestières (source : IFN).....	11
Figure 4 : Exemple de classification phytosociologique (source : Bensettiti et al., 2001)	12
Figure 5 : Classification EUNIS des habitats forestiers, exemple des forêts décidues au niveau 3	13
Figure 6 : Exemple de détermination de l'aire de répartition pour l'évaluation DHFF	22
Figure 7 : Zone d'occurrence (EOO) continue et Zone d'occupation (A00) définies par l'UICN (Source : UICN, 2001)	23

Tableau 1 : Format des fiches d'évaluation à suivre pour la réalisation d'études de cas ou pour l'évaluation d'un écosystème

Tableau 2 : Synthèse des catégories de menaces attribuées par critère aux 5 habitats forestiers évalués

Cette étude a été réalisée par le Comité français de l'UICN avec le soutien de l'Office National des Forêts, du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, et de la Fondation Veolia.



Citation : UICN France, 2014 *La Liste rouge des écosystèmes en France – Habitats forestiers de France métropolitaine*, Bilan de l'exercice d'application et préconisations, Paris, France, 23p.

I. « La Liste rouge des écosystèmes de l'UICN » et sa déclinaison en France

I.1. Un nouvel outil d'évaluation de la vulnérabilité des écosystèmes

De nombreux bouleversements affectent l'ensemble des écosystèmes de notre planète et ceci de manière durable, parfois irréversible. Nous connaissons en effet une des plus intenses crises d'extinction d'espèces et de régression de la biodiversité, à mesure que les populations humaines et leurs activités se développent et transforment les milieux naturels. En plus de ces dégradations directes, les changements climatiques en cours modifient profondément le fonctionnement des écosystèmes et accentuent leur vulnérabilité en raison d'une modification des régimes de précipitation, d'une augmentation des températures moyennes et d'une intensification des événements climatiques extrêmes. Or, au niveau international, il n'existe aucun dispositif scientifique commun et largement reconnu capable d'évaluer, d'identifier et de suivre l'état des écosystèmes qui présentent la plus forte probabilité de disparaître, que ce soit à l'échelle locale, régionale ou mondiale.

L'approche que propose l'UICN depuis maintenant 50 ans, celle d'identifier les espèces qui présentent un risque d'extinction, permet d'informer et de sensibiliser les décideurs politiques et le grand public sur l'état de la biodiversité et de ses menaces, tout en fournissant des données robustes pour l'élaboration de stratégies de conservation et de priorités d'actions pour ces espèces en danger. Il apparaît donc nécessaire de pouvoir décliner cette approche à l'échelle des écosystèmes et ainsi démontrer comment une gestion appropriée de ces écosystèmes peut réduire leur risque de dégradation et de perte de biodiversité.

Préserver les écosystèmes permet en effet de préserver l'ensemble des espèces qui le composent mais aussi leurs fonctionnalités et les services qui leurs sont associés. Cela permet également de renforcer leur capacité de résilience et constitue un important moyen d'adaptation, autant pour la nature que pour nos sociétés, face un environnement changeant.

Evaluer le risque encouru par la biodiversité à l'échelle des écosystèmes est ainsi devenu un nouvel engagement de l'UICN.

La « Liste rouge des écosystèmes de l'UICN » vient s'inscrire en complément de la « Liste rouge de l'UICN des espèces menacées TM » et a pour objectif d'apporter dans la gestion et l'aménagement des territoires cette dimension écosystémique. Ce nouvel outil devra ainsi permettre de renforcer la capacité globale de suivi et d'évaluation de l'état de la biodiversité, sur la base d'une évaluation facilement compréhensible et scientifiquement rigoureuse.

Afin d'élaborer cette méthodologie, un groupe international d'experts sur les écosystèmes au sein de l'UICN s'est attaché à développer, depuis 2008, les fondements scientifiques de ce nouveau modèle conceptuel d'évaluation des risques. Une première évaluation nationale selon cette méthodologie a été réalisée au Venezuela (Rodriguez *et al.*, 2010), puis une seconde version de la grille d'évaluation a été validée, par la publication d'un article scientifique dans la revue scientifique en ligne PLOS ONE, en 2013 (Keith *et al.*, 2013).

Cette approche a notamment introduit le concept « d'effondrement » d'un écosystème, analogue à celui « d'extinction » d'une espèce, et identifie les critères et les seuils quantitatifs caractéristiques de cet effondrement liés à la répartition et au fonctionnement des écosystèmes. Le risque d'effondrement est alors rapporté, le cas échéant, aux catégories **Vulnérable (VU)**, **En Danger (EN)**, ou **En Danger Critique (CR)** (Fig.1).

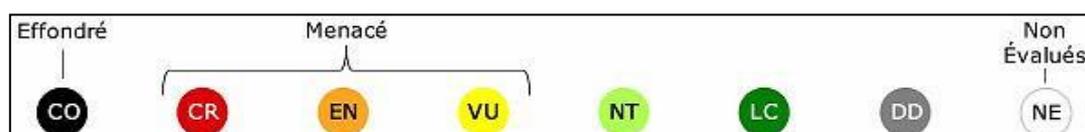


Figure 1 : Les catégories pour l'évaluation du risque d'effondrement des écosystèmes

1.2. Vers « la Liste rouge des écosystèmes en France, selon les catégories et critères de l'UICN »

Un niveau adapté aux différents acteurs

L'ambition principale de l'UICN est de développer, au niveau international, une Liste rouge de l'ensemble des écosystèmes de la planète. Mais les Listes rouges de l'UICN ont également prouvé leurs capacités à améliorer la connaissance des enjeux, à identifier les priorités d'actions, à responsabiliser les acteurs et les décideurs politiques ainsi qu'à sensibiliser la société civile à l'échelle des territoires où ces listes rouges sont élaborées. D'autres listes rouges d'écosystèmes doivent donc, par conséquent, être élaborées aux niveaux des différentes régions du monde et des différents Etats car ce sont à ces niveaux que la plupart des actions de conservation sont établies et mises en place. Ces Listes rouges mobiliseront l'attention des différents acteurs sur la situation des écosystèmes de leurs territoires et fourniront une base adaptée aux politiques et aux priorités de gestion que les décideurs locaux ont le pouvoir de mettre en place.

Ainsi, la Commission Européenne est à l'origine de la commande d'une « *Liste rouge des habitats européens* » qui utilise la méthodologie de l'UICN. Ce projet est en cours jusqu'en 2016 et est coordonné par le Bureau Européen de l'UICN et l'institut de recherche Alterra (ENV.B.3/SER/2013/0025). Plusieurs pays se sont également lancés dans la réalisation de Listes rouges nationales, à l'échelle des écosystèmes. Le groupe d'experts international de l'UICN continue quant à lui son action au niveau mondial, actuellement pour la réalisation d'une « *Liste rouge des écosystèmes continentaux des Amériques, de l'Alaska à la Patagonie* ».

Dans ce contexte, la présente étude consiste en une des premières étapes vers la déclinaison de ce nouvel outil en France. Dédié aux écosystèmes forestiers métropolitains, ce travail se base sur la réalisation d'études de cas pour d'une part tester les seuils et les critères de la méthodologie et valider leur pertinence lors d'une évaluation nationale, et d'autre part pour définir les conditions et les modalités de l'application de cet outil pour une évaluation de l'ensemble des écosystèmes forestiers en France.

Les modalités d'une application en France et en Europe

La végétation est considérée comme le meilleur indicateur pour décrire les écosystèmes (Rameau, 2001). La composition des communautés végétales est en effet entièrement dépendante des propriétés physiques des milieux et du fonctionnement propre des écosystèmes. Ainsi, associée à d'autres critères tels que les caractéristiques du sol (pédologie), une appartenance géomorphologique particulière (géomorphologie), etc. la phytosociologie (discipline de caractérisation de la végétation) représente l'outil de base pour l'interprétation des différents types de communautés végétales et de leurs écosystèmes.

La classification des types de végétation représente également un outil central pour la connaissance et la protection des écosystèmes, utilisée au cœur des différents outils réglementaires dont la Directive « *Habitats-Faune-Flore* » (DHFF). Le classement des différentes communautés végétales va alors décrire des « *habitats* » selon différentes typologies : ce sont des entités écologiques qui comprennent une faune et une flore caractéristique (communautés et espèces) associées à un milieu physique particulier. Ces « *habitats* » peuvent être regroupés, par affinité, en « *type d'habitats* ». Le chapitre dédié à l'évaluation des écosystèmes forestiers sera basé sur la classification des « *habitats naturels et semi-naturels* » forestiers de France métropolitaine, à l'instar des « *groupes taxonomiques* » évalués par « *La Liste rouge des espèces menacées en France* ».

Rappelons qu'en France et pour l'ensemble des pays membres de l'Union Européenne, une évaluation périodique de l'état de conservation des « *habitats d'intérêt communautaire* » est obligatoire au titre de la Directive Européenne « *Habitats-Faune-Flore* », par la remise d'un rapport (article 17 de la DHFF). L'évaluation du risque d'effondrement des habitats forestiers offerte par l'outil « *Liste rouge des écosystèmes de l'UICN* » sera alors un complément à cette évaluation communautaire, contribuant à une meilleure évaluation des enjeux liés à la préservation des habitats forestiers et de leur intégrité. L'objectif de « *la Liste rouge des écosystèmes en France* » appliquée aux forêts métropolitaines sera en effet d'identifier les habitats les plus vulnérables et qui présentent un risque d'effondrement à court terme, réel et avéré. Ces résultats seront complémentaires de l'évaluation de « *l'état de conservation* » des habitats forestiers rares, menacés ou représentatifs réalisé dans le cadre de la DHFF.

L'objectif de « la Liste rouge des écosystèmes en France » appliquée aux forêts métropolitaines sera en effet d'identifier les habitats vulnérables et qui présentent un risque d'effondrement à court terme, réel et avéré. Ces résultats seront complémentaires de l'évaluation de « l'état de conservation » des habitats forestiers rares, menacés ou représentatifs réalisé dans le cadre de la DHFF.

1.3. Exercice d'application à des habitats forestiers de France métropolitaine

Grâce au soutien du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt et de l'Office National des Forêts, le Comité français de l'UICN a initié le développement de la Liste rouge nationale en identifiant cinq habitats forestiers de France métropolitaine, pour appliquer la méthodologie de l'UICN. Cet exercice avait ainsi pour but d'évaluer l'applicabilité de l'outil « *Liste rouge des écosystèmes de l'UICN* » à une échelle nationale, ainsi que de définir le cadre d'une évaluation de l'ensemble des habitats forestiers en France, notamment en termes de choix de typologie et d'échelle d'application. Pour que cet exercice soit le plus représentatif possible, les habitats considérés répondent à des niveaux hiérarchiques de classification différents et sont très hétérogènes du point de vue de leur répartition, de leur fonctionnement et des menaces qui pèsent sur leur intégrité.

Choisir un système de classification des habitats forestiers a nécessité de revenir sur les différentes classifications typologiques relatives aux milieux forestiers en France, ce qui sera présenté dans la suite du document. Enfin, les recherches réalisées sur les cinq habitats choisis, présentées dans le « *Recueil des études de cas* », ont permis de faire le point sur les connaissances disponibles relatives à l'évolution historique, au fonctionnement et à la vulnérabilité de ces habitats afin de déterminer leur risque d'effondrement ou de disparition du territoire métropolitain.

Ce travail réalisé par le Comité français de l'UICN est également un moyen de mettre en valeur l'expertise française à l'international, via la participation au groupe de travail de l'UICN dédié à « *la Liste rouge des écosystèmes* ». Enfin, la France se positionne ici comme un des pays pilotes de la réflexion sur cet outil et en particulier sur sa déclinaison à une échelle nationale, ainsi que pour sa future contribution à la « *Liste rouge des habitats européens* ».

1.4. Membres, experts et partenaires du Comité français de l'UICN associés aux travaux

L'évaluation de la vulnérabilité des habitats sélectionnés a nécessité de regrouper les informations les plus complètes et récentes possibles, en s'appuyant notamment sur de nombreux travaux de recherche. Nous avons ainsi pu identifier, auprès des différentes parties prenantes, quels étaient leurs besoins en termes d'outils d'évaluation. Par ce travail, nous avons également pu faire valoir les améliorations possibles en termes de connaissances des écosystèmes forestiers que pourrait apporter le développement de cette Liste rouge, ainsi que les principales lacunes qui resteraient à combler.

Le Comité français de l'UICN est une plateforme d'échanges entre les différents experts et membres du réseau de l'UICN dont plusieurs ont été impliqués dans les travaux. Différents acteurs de la recherche, de la gestion et de la décision forestière ont également été associés pour que cet outil soit le mieux approprié possible. Cette démarche s'est donc articulée autour de la prise de contact, la mise en relation et la participation de ces différents acteurs.

Plusieurs groupes de travail du Comité français de l'UICN ont ainsi été associés :

- **le groupe méthodologique d'experts « Liste rouge des écosystèmes »**, animé par Brigitte Poulain (Fondation Tour du Valat), constitué d'une dizaine de personnes. Ce groupe a pour vocation de discuter de l'approche méthodologique retenue pour la déclinaison de l'outil, au niveau français. Ainsi, les membres de ce groupe ont pu suggérer les points méthodologiques devant être abordés lors des différents comités de pilotage et orienter les recherches. Surtout, ce groupe est une interface de réflexion sur la place de cet outil dans le contexte national et de son lien avec les autres travaux développés en France, en Europe et au niveau international, pour assurer la meilleure cohérence possible.

- le **groupe de travail « Forêts » de la Commission « Gestion des écosystèmes »**, présidé par Alexis Ducouso (INRA) et auparavant par Daniel Vallauri (WWF France). La présentation de l'avancée des travaux lors des trois réunions de ce groupe qui ont eu lieu durant la période consacrée à l'étude, a d'abord permis de tenir informer l'ensemble des participants. Ces points réguliers ont également permis d'identifier les différents points de vue sur les outils « *Listes rouges* » de l'UICN et de débattre des éléments à prendre en compte pour l'évaluation de la vulnérabilité des habitats forestiers, ainsi que d'orienter les recherches d'informations et les prises de contacts.

Des rapprochements ont également été réalisés, pour approfondir certains points de connaissance, avec plusieurs organismes membres de l'UICN mais aussi d'autres structures, que nous remercions pour leur participation volontaire :

- Le **Muséum National d'Histoire Naturelle**, fortement impliqué dans ce travail, notamment en lien avec le rapportage (article 17) de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire,
- Le laboratoire **EcoLab** du CNRS-Université de Toulouse, pour les questions de cartographie des habitats forestiers (EUNIS),
- Le laboratoire **LERFOB** d'AgroParisTech-ENGREF, pour ce qui concerne les modélisations de répartition future des essences forestières (modèles de niche),
- Le **Département de la Santé des Forêts** du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF), pour la consultation de données relatives à l'état sanitaire des peuplements forestiers,
- Le **GIP du futur Parc National des forêts de Champagne et Bourgogne**, pour leur connaissance des forêts de Hêtres,
- Le réseau **RENECOFOR** de l'ONF, pour la consultation des données issues du suivi des écosystèmes forestiers réalisé depuis près de 20 ans,
- L'unité de recherche **EMAX** de l'IRSTEA, pour ses travaux sur les risques encourus par les écosystèmes forestiers méditerranéens,
- L'**Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale**, pour ses travaux sur le fonctionnement des écosystèmes méditerranéens,
- Le **Conservatoire Botanique National de Corse**, service de l'Office de l'Environnement de la Corse, pour sa contribution à l'évaluation des pinèdes corses à Pin laricio,
- L'antenne **ONF Corse**, pour la mise à disposition des données issues de l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat des pinèdes corses à Pin laricio.

Par ailleurs, des points réguliers ont été faits avec les partenaires de ce travail : le MAAF et l'ONF, ainsi qu'avec les points focaux des groupes et des commissions de l'UICN au niveau international pour l'information et la diffusion de ce travail au sein du réseau.

1.5. Les fiches d'évaluation

Les fiches réalisées pour chacune de cinq évaluations réalisées ont été rédigées selon le format proposé par le groupe d'experts international de l'UICN, pour l'élaboration des études de cas venant alimenter le recueil mondial (Tab.1).

Les études de cas réalisées dans le cadre de ce travail sont particulièrement détaillées car, en plus de fournir une base pour tester en France la méthodologie élaborée par l'UICN, elles ont également été rédigées comme une démonstration des diverses possibilités d'utilisation de cet outil. En effet, ces fiches peuvent être utilisées à des fins de sensibilisation sur certaines menaces ou de synthèse sur la vulnérabilité des habitats forestiers. Leur rédaction permet en effet d'actualiser la description des habitats évalués et de synthétiser l'ensemble des données et travaux relatifs aux menaces susceptibles d'entraîner leur déclin à court terme.

Tableau 1 : Format des fiches d'évaluation à suivre pour la réalisation d'études de cas ou pour l'évaluation d'un écosystème

Classification	<i>Point sur le système de classification utilisé et place au sein du « schéma de classification des habitats de l'UICN », élaboré pour la Liste rouge des espèces menacées.</i>
Description	<i>Description du biote caractéristique, des paramètres abiotiques et des processus écologiques pertinents pour l'évaluation du risque d'effondrement. Le biote natif caractéristique est un sous-ensemble d'espèces qui joue un rôle majeur dans le fonctionnement de l'habitat et/ou marque son identité et inclue des espèces ingénieurs, des éléments structurels ou trophiques dominants mais aussi des espèces indicatrices</i>
Distribution	<i>Représentation cartographique</i>
Menaces	<i>Description des principales menaces et processus de dégradation pouvant entraîner un effondrement à court terme. La transition vers l'effondrement peut être graduelle, soudaine, linéaire, non linéaire, déterministe ou aléatoire. La dynamique dominante de cette transition au sein d'un écosystème va dépendre d'influences externes ou abiotiques (modèles climatiques, perturbations anthropiques, etc.), de processus biotiques internes (compétition trophique, prédation, pathogènes), d'héritages historiques ou du contexte spatial. Un écosystème peut alors être entraîné vers son effondrement par l'un de ces processus. Ces menaces doivent se traduire par des symptômes reconnaissables et qui prouvent que l'écosystème risque de s'effondrer, comme des changements de sa distribution, de son environnement physique, des perturbations des interactions entre les espèces présentes ou entre les organismes vivants et leur environnement. Une compréhension mécanique des dynamiques de l'écosystème est alors un prérequis pour diagnostiquer les changements préjudiciables au maintien de l'ensemble des espèces, par rapport à d'autres sortes de changements.</i>
Evaluation	<i>La méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN comporte 5 critères, la catégorie de vulnérabilité la plus élevée donnée par l'un d'eux sera la catégorie finale retenue pour l'habitat.</i>

II. Les habitats forestiers de France métropolitaine

II.1. Les classifications existantes

Nous présentons ici les principaux systèmes de classification typologiques relatifs aux forêts et utilisés en France. Ces systèmes sont utilisés dans différents buts, depuis la définition locale des plans de gestion forestière jusqu'à la description des milieux caractéristiques au niveau européen.

Nous nous sommes attachés à retenir les principaux découpages écologiques de la France et les systèmes de classification d'entités ayant une fonctionnalité propre, liée à leurs espèces caractéristiques et à des propriétés physiques particulières.

Les régions forestières de l'Inventaire Forestier National (IFN)

L'IFN (Inventaire Forestier National) a défini dès les années 1950, 309 régions forestières couvrant l'ensemble du territoire national. Chacune de ces 309 unités géographiques est homogène du point de vue des types de forêts, selon des critères pédo-géomorphologiques et climatiques. Ces régions forestières furent les territoires de référence pour l'ensemble des plans d'aménagement forestier (Directives régionales, Schéma régionaux, etc.) jusqu'en 2006.

Un nouveau découpage du territoire a en effet été réalisé en 2006, suite au constat de la trop faible superficie des régions forestières et de la complexité de pérenniser un suivi individuel efficace. Ce nouveau découpage repose sur des facteurs biogéographiques déterminant la répartition des grands types d'habitats forestiers et regroupe en partie les anciennes régions forestières. Il comprend 86 sylvoécórégions (SER), regroupées en 11 grandes régions écologiques (GRECO). A ces 11 GRECOs s'y ajoute une douzième qui regroupe 5 sylvoécórégions azonales, correspondant aux zones d'alluvions récentes des 5 bassins versants des grands fleuves français et de leurs affluents (Fig.2).

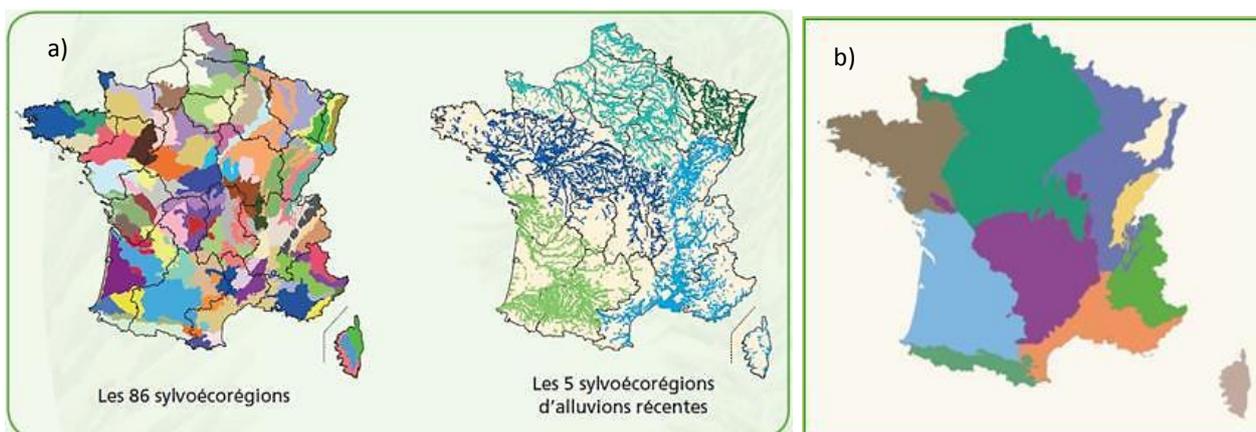


Figure 2 : Les Sylvoécórégions (SER) (a) et les 11 GRECO zonales (b) (Source : IFN, 2009)

Catalogue des stations forestières

Il existe également, principalement à l'usage des gestionnaires forestiers, une classification des forêts par station forestière. Une station forestière est une unité homogène dans ses conditions physiques et biologiques pour laquelle sont décrits les groupements végétaux, les conditions topographiques, la pédologie, la fertilité des peuplements ainsi que la structure de la végétation naturelle. C'est une unité très localisée, d'une superficie variant de quelques mètres carrés à plusieurs dizaines d'hectares, qui permet au forestier de déterminer une sylviculture précise en fonction des caractéristiques du milieu concerné. A partir de ces stations, une typologie peut être définie par regroupement des stations analogues. Cette typologie est décrite dans les catalogues de stations forestières, qui ne couvrent encore qu'une petite moitié du territoire métropolitain (Fig.3). Ces catalogues présentent un inventaire des stations forestières par région naturelle forestière.

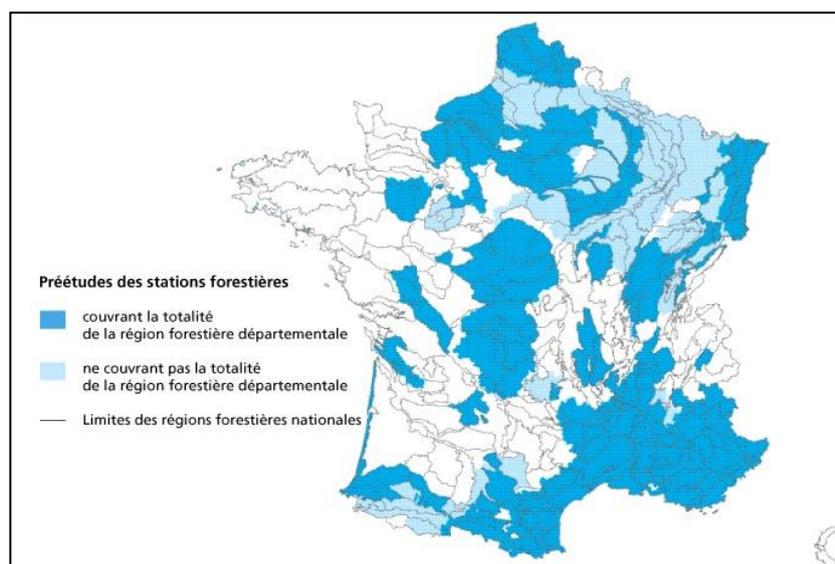


Figure 3 : Etat du recouvrement national des catalogues de stations forestières (source : IFN)

Classification phytosociologique

La phytosociologie étudie les communautés végétales. Les différents écosystèmes forestiers y sont représentés par des classes (par exemple : *Querco-Fagetea*, *Quercetea ilicis*, *Alnetea glutinosae*, *Vaccinio Peceetea*, etc.) dont les associations végétales constituent l'unité de base. Une association végétale est définie comme « une combinaison répétitive originale d'espèces dont certaines dites caractéristiques lui sont particulièrement liées, les autres étant qualifiées de compagnes » (Guinochet, 1973). La structure des communautés végétales

forestières dépend des conditions écologiques de la région où elles sont implantées et tout particulièrement du climat et du sol. Ces communautés sont dites zonales lorsque la structure du peuplement dépend exclusivement du climat, azonales si la végétation s'établit en fonction des sols et non du climat. Un étagement de la végétation est défini par diverses communautés forestières selon l'altitude : 6 étages différents sont généralement retenus, des plaines jusqu'à l'étage subalpin.

Les associations végétales qui sont floristiquement et écologiquement affines sont regroupées dans des alliances (*ion*). Les alliances les plus proches dans leur structure floristique sont groupées en ordres (*etalia*), eux-mêmes groupés en classes (*etea*) et éventuellement en sous-unité de chacun de ces rangs (Fig.4).

En France, les unités supérieures de végétation sont présentées au sein d'un synsystème phytosociologique hiérarchisé (qui regroupe l'ensemble de la classification des communautés végétales) appelé « *Prodrome des Végétations de France* », dans sa première version jusqu'au rang de la sous-alliance (Bardat *et al.*, 2004). La déclinaison jusqu'au niveau des associations est en cours de réalisation (PVF2), les déclinaisons de classes sont ainsi publiées au fur et à mesure dans le Journal de Botanique.

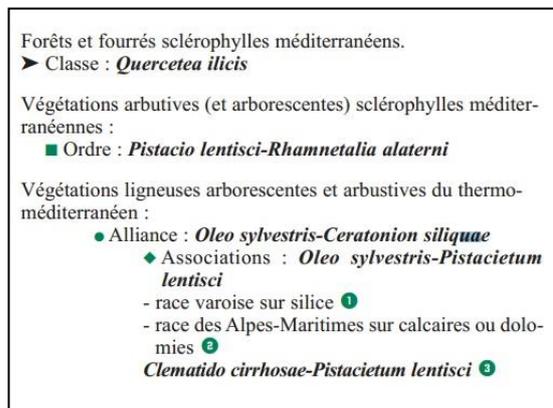


Figure 4 : Exemple de classification phytosociologique (source : Benetti *et al.*, 2001)

Les habitats forestiers d'intérêt communautaire

La Directive Européenne 92/42/CEE « *Habitats-Faune-Flore* » (DHFF) identifie dans son Annexe I une liste d'habitats rares, menacés ou représentatifs qui doivent être préservés à l'échelle de l'Europe. En France, ces habitats dits « *habitats génériques* », tels qu'ils sont définis dans le « *Manuel d'interprétation des habitats d'intérêt communautaire* » (EUR 28), sont décrits et déclinés en habitats élémentaires dans les « *Cahiers d'habitats* ». Ainsi, les forêts métropolitaines comprennent 30 habitats génériques répartis en plusieurs catégories : « *forêts de l'Europe tempérée* », « *forêts méditerranéennes à feuilles caduques* », « *forêts sclérophylles méditerranéennes* », « *forêts de conifères des montagnes tempérées* » et « *forêts de conifères des montagnes méditerranéennes* ».

EUNIS (European Nature Information System)

La typologie EUNIS est un système hiérarchisé de classification des habitats du domaine pan-européen, construit essentiellement à partir du modèle de la typologie CORINE Biotopes et de la classification paléarctique. Cette typologie introduit des critères déterminants pour l'identification de chaque niveau d'habitats, d'un niveau 1 correspondant aux 8 grands types de milieux naturels (marin, côtier, forestier, etc.), auxquels s'ajoutent les milieux cultivés et les milieux artificialisés, jusqu'à des niveaux 5 et 6 d'une échelle similaire à celle des associations végétales.

Les habitats forestiers sont ici considérés, sur la base des définitions de la FAO (Organisation des Nations Unies Pour l'alimentation et l'agriculture), comme « *des peuplements naturels ou des plantations de plus de 0,5 ha et d'une couverture de canopée supérieure à 10%, pour des arbres dépassant 5m de hauteur* ». Les peuplements naturels de moins de 0.5 ha sont aussi considérés comme habitats forestiers, à la seule condition que l'on y observe une flore plus ou moins naturelle, spontanée et peu ou pas impactée par les activités anthropiques. Tous les autres types de peuplements d'arbres sont considérés comme des habitats boisés (fortement influencés par l'homme, taillis, jeunes peuplements en régénération, petites plantations, surfaces temporairement à blanc, etc.). Ils sont regroupés au sein d'une seule classe : « *Alignements d'arbres, petits bois anthropiques, boisements récemment abattus, stades initiaux de boisements et taillis* ».

Les habitats forestiers sont quant à eux classés en 4 types : « *les forêts de feuillus décidus* » (>75 % d'espèces de feuillus), « *les forêts de conifères* » (>75 % d'espèces de conifères), « *les forêts mixtes* » (feuillus et conifères compris entre 25 % et 75 %) et « *les forêts de feuillus sempervirents* » (>75 % d'espèces sempervirentes). En France, les forêts sont répertoriées en 36 unités de niveau 3 et en 85 unités de niveau 4, si l'on exclut les plantations, les reboisements et les forêts artificielles (Fig.5).

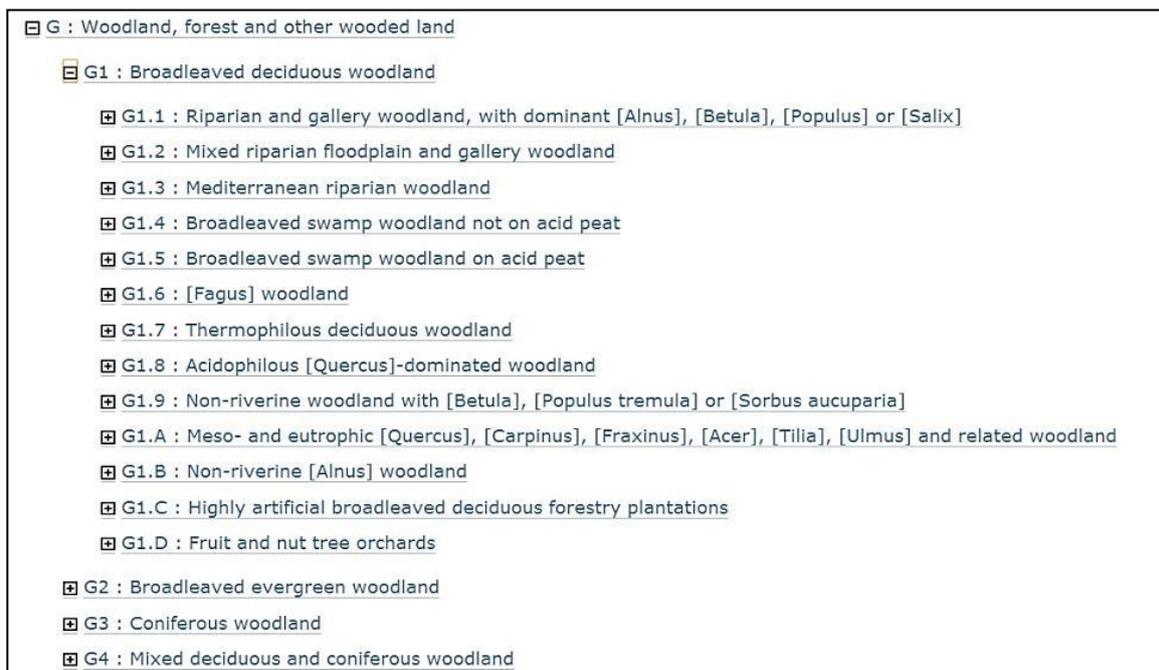


Figure 5 : Classification EUNIS des habitats forestiers, exemple des forêts décidues au niveau 3

II.2. Choix du système de classification

Le choix le plus pertinent pour une typologie d'habitats forestiers en France métropolitaine, dans l'optique d'une déclinaison d'un outil d'évaluation à plusieurs échelles (national, européen, etc.), serait celui d'un système commun à toutes les échelles où il sera décliné. Le système de classification EUNIS présente en cela plusieurs avantages.

Premièrement, cette classification s'étend sur l'ensemble du domaine pan-européen, ce qui en fait un référentiel commun à tous les pays d'Europe continentale et pour l'ensemble des milieux naturels terrestres, aquatiques et marins. Deuxièmement, le niveau 4 du système EUNIS reprend une grande partie des habitats génériques listés dans l'Annexe I de la Directive « Habitats-Faune-Flore », pour lesquels peuvent être mobilisées les données de « l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire à l'échelle des domaines biogéographiques » issues du rapportage (article 17) réalisé par chaque état membre, dont la France.

Enfin, EUNIS reprend en grande partie les habitats décrits dans la typologie CORINE Biotopes. Cette typologie établie en 1991 comprend 2584 unités codifiées, réparties en 7 classes d'habitats. Une traduction française a été réalisée en 1997 et détaille 1478 de ces unités présentes en France. Ce système de classification des habitats a été largement utilisé dans de nombreux travaux, documents et programmes de gestion des milieux naturels. La classification EUNIS est également le système de classification retenu pour la réalisation d'une Liste rouge des habitats au niveau Européen (Alterra & IUCN, 2013).

L'élaboration de la Liste rouge mondiale des écosystèmes de l'UICN repose sur le respect des systèmes de classification des écosystèmes ou des habitats existants dans les régions concernées, dans le but que chacune des déclinaisons menées aux échelles régionales et nationales puisse composer cette liste rouge mondiale. Dans le contexte européen, la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes » sera donc appliquée à des habitats, lesquels répondent à la définition des « objets » à évalués proposée par l'UICN, à savoir « une unité qui représente des complexes d'organismes vivants, leur environnement physique associé et les interactions entre et au sein de ces complexes biotiques et abiotiques, le tout dans un espace physique délimité » (Keith et al., 2013).

Le système hiérarchisé EUNIS apparaît comme un des outils typologiques le plus approprié et le plus complet pour réaliser l'évaluation de la vulnérabilité des habitats forestiers en France.

II.3. Choix du niveau de la classification

L'évaluation des unités du niveau 3 d'EUNIS représente une évaluation à l'échelle des « *types d'habitats* ». Elle permet de rendre compte de changements globaux qui affectent largement l'ensemble des habitats concernés, par modification de caractéristiques qui leur sont communes. Par exemple, l'étude des hêtraies (niveau 3) a permis de montrer que l'ensemble des différents habitats de hêtraies sera globalement confronté à une augmentation de leur stress hydrique, de par les besoins naturels du Hêtre face à l'évolution probable du climat. De même, pour les habitats de sapinières et de pessières (niveau 3), les recherches effectuées ont permis d'identifier l'étendue des forêts actuelles pour lesquelles les paramètres abiotiques ne seront plus favorables à leurs essences dominantes d'ici 50 ans.

L'essentiel des données permettant ces analyses provient alors de modélisations globales ou de suivis nationaux focalisés sur les essences forestières dominantes. De plus, la description des unités de niveau 3 d'EUNIS nécessite un recoupement de données issues d'études plus localisées, souvent au niveau des habitats d'un niveau hiérarchique inférieur. Cette description, notamment celle du biote caractéristique ou des principaux processus clés, n'est parfois pas réalisable du fait de la trop forte hétérogénéité de ces unités.

Cette hétérogénéité occulte les habitats marginaux qui accueillent une biodiversité particulière ainsi que certaines menaces préoccupantes qui ne concernent que certains habitats, d'une étendue trop restreinte pour être identifiés à ce niveau. En effet, outre des échelles d'analyse et de récoltes de données trop vastes, les unités de niveau 3 de la classification EUNIS ne peuvent prendre en compte la diversité génétique des espèces caractéristiques de ces ensembles d'habitats, qui souvent conditionne leur résistance, leur résilience et leur singularité. L'évaluation doit en effet pouvoir discerner les écosystèmes les plus marginaux, que ce soit du fait de leur fonctionnement, de leur environnement physique ou de la particularité génétique de leurs espèces caractéristiques, car ces écosystèmes peuvent certainement présenter une plus forte vulnérabilité à court terme.

L'évaluation des unités de niveau 4 d'EUNIS permet de pallier cette hétérogénéité des unités de niveau 3 et décrit les habitats forestiers plus précisément en termes de composition et de fonctionnalité. Par exemple, l'unité de niveau 3 « *forêts eutrophes et mésotrophes dominées par des chênes, des frênes ou des charmes* » regroupe à la fois les « *forêts de pentes, ravins et éboulis* » (habitat de niveau 4), les différents habitats de chênaies naturelles sur sols secs et les habitats correspondants aux sylvo-faciès de hêtraies dominés par des chênes, qui ne peuvent pas être considérés comme un ensemble écologiquement cohérent.

La territorialité des habitats doit également être prise en compte, notamment au regard des menaces observées qui peuvent être différentes de celles liées aux changements globaux. Cette territorialité des habitats est également perceptible au sein des unités de niveau 4. Ainsi, les « *pinèdes à pins noirs* » qui forment une unité de niveau 3, regroupent à la fois les « *pinèdes à Pin de Salzmann* » des Cévennes et les « *pinèdes corses à Pin laricio* », deux habitats de niveau 4 très différents en termes de biodiversité et de fonctionnement et susceptibles d'être affectés par des phénomènes différents qui relèvent autant d'une histoire et de modes de gestion différents que de conditions stationnelles différentes.

Ainsi, si « *la Liste rouge des habitats européens* » évalue des unités de niveau 3 d'EUNIS (Alterra & IUCN, 2013), la déclinaison de cet outil à l'échelle nationale devra s'appliquer à des unités de niveau inférieur. Le niveau 4 du système EUNIS reprend de nombreux habitats associés aux codes CORINE Biotopes dont l'usage est très répandu, ainsi qu'une grande partie des habitats génériques listés dans l'Annexe I de la Directive 92/42/CEE « *Habitats-Faune-Flore* » pour lesquels la France doit périodiquement évaluer leur état de conservation. Ces habitats plus localisés et à forte identité territoriale sont par ailleurs mieux identifiables par les gestionnaires, les décideurs et le grand public.

Le niveau 4 du système de classification EUNIS semble être le niveau le plus pertinent pour prendre en compte à la fois la diversité des habitats et celle des menaces qui peuvent peser sur eux. La « Liste rouge des écosystèmes en France » appliquée aux écosystèmes forestiers serait alors appliquée pour partie aux mêmes habitats forestiers que ceux listés dans l'Annexe I de la DHFF et faisant l'objet d'une évaluation de leur « état de conservation », dans le cadre du rapportage lié à l'article 17.

III. Analyse de l'exercice d'application

III.1. Les habitats évalués

Pour cette étude, cinq habitats différents ont été retenus pour l'application de la méthodologie, issus du système de classification européen EUNIS. Deux sont des entités de niveau 3 et correspondent à des grands «types d'habitats », trois sont des habitats de niveau 4.

Les habitats de hêtraies (*Fagus sylvatica*). (EUNIS 1.6)

Ce « type d'habitat » exclu les formations mixtes de hêtraies-sapinières, de hêtraies-pessières ou de hêtraies-sapinières-pessières (*Abies*, *Picea* ou *Pinus*) si la proportion de Hêtres n'est pas supérieure à 75%. Les hêtraies se trouvent indifféremment sur des sols acides ou calcaires, ainsi qu'en plaine ou en montagne. Les principales caractéristiques abiotiques de ces habitats sont plutôt d'ordre climatique, la présence du Hêtre étant très fortement liée au niveau du déficit pluviométrique cumulé en été et à une pluviométrie annuelle de l'ordre de 700 mm au minimum. Les hêtraies présentent une flore assez pauvre car peu de lumière parvient au sol mais au contraire, elles présentent une importante diversité d'insectes.

Les habitats de sapinières et de pessières (*Abies*, *Picea*) (EUNIS G3.1)

Ce sont des forêts de moyennes et de hautes altitudes, se développant principalement sur des sols neutres à acides. Elles sont absentes des sols secs ou trop humides et exigent des précipitations annuelles minimales de l'ordre de 800 à 1.000 mm, ainsi qu'une hygrométrie de l'air élevée. Ces formations sont généralement pauvres en végétation basse du fait de l'acidité de l'humus mais elles sont très riches en champignons, notamment mycorhiziens.

Les chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert (EUNIS G2.12)

Les chênaies sempervirentes de Chêne vert s'étendent principalement au sein de l'arrière-pays méditerranéen, du littoral jusqu'au pied des moyennes montagnes intérieures, à l'étage méso-méditerranéen. Bien souvent, du fait de l'action directe de l'homme, d'un pâturage excessif ou d'incendies récurrents, ces forêts ne se trouvent qu'à l'état de taillis bas appelés matorrals arborescents, voire à des états plus dégradés de maquis ou de garrigues, selon le type de sol. Les chênaies sempervirentes sont des habitats riches en mammifères, oiseaux, amphibiens et reptiles, on y répertorie ainsi une soixantaine d'espèces de vertébrés.

Les forêts de pentes, ravins et éboulis (EUNIS G1.A4)

Ces forêts sont généralement fraîches et humides, se développant sur des pentes plus ou moins abruptes. Leur strate arborescente est composée de plusieurs essences secondaires, principalement des érables, des tilleuls et des frênes. Elles se rencontrent sur l'ensemble du territoire métropolitain depuis le littoral atlantique jusqu'à l'étage subalpin, bien que principalement dans les massifs montagneux et les zones à relief important. Ces forêts sont les derniers exemples en France de forêts mixtes anciennes, inaccessibles aux Hêtres ou aux Sapins et très peu impactées par les activités humaines.

Les pinèdes corses à Pin laricio (EUNIS G3.54)

En Corse, les pinèdes à Pin laricio ne se trouvent que sur des terrains siliceux, sur des sols relativement pauvres et acides. Elles occupent essentiellement les étages supra-méditerranéen et montagnard, entre 900 et 1.800 mètres d'altitude et représentent environ 7,5% de la forêt corse, soit près de 25.000 ha. Les pinèdes corses à Pin laricio constituent l'habitat forestier français le plus riche en nombre d'espèces d'oiseaux. On peut en effet en observer plus de vingt-huit différentes parmi lesquelles l'unique espèce d'oiseau endémique du territoire métropolitain, la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*).

III.2. Les critères d'évaluation (d'après Keith et al., 2013)

La méthodologie élaborée par l'UICN comporte 5 critères, 2 sont liés à la répartition spatiale des écosystèmes évalués, 2 concernent leur fonctionnement et un dernier permet la prise en compte de modélisations numériques globales du risque d'effondrement. Les catégories et les seuils définis par critères sont donnés en annexe.

Critère A : Réduction de la distribution spatiale

La réduction de la distribution spatiale est un élément quasi universel au sein des différents protocoles d'évaluation du risque, qui existent actuellement à l'échelle des écosystèmes. Cette réduction spatiale traduit en effet une diminution de l'abondance de son biote caractéristique, la diversité des espèces qui vivent au sein d'un écosystème étant directement corrélée à la superficie ou au volume de substrat disponible. Inversement, la capacité de charge, la diversité des niches et la capacité de répartition de la pression trophique s'amenuisent à mesure que la superficie de l'écosystème régresse.

Critère B : étendue restreinte

De nombreux processus qui menacent les écosystèmes sont directement liés à la dimension spatiale. Les catastrophes naturelles et les événements de perturbation, tels les effets régionaux des changements climatiques ou les invasions localisées d'espèces exotiques en sont des exemples. Les risques engendrés par ces événements se répartissent sur une multitude de patches indépendants lorsqu'un écosystème présente une distribution très large, ce qui n'est pas le cas pour les écosystèmes à distribution restreinte. Le principal rôle du critère B est alors d'identifier les écosystèmes dont la distribution est si restreinte qu'ils présentent un risque d'effondrement du fait de la combinaison d'événements ou de processus de dégradation.

Ce critère est également utile pour pouvoir évaluer la viabilité du biote caractéristique en lien avec la capacité de charge de l'habitat qu'il occupe, indépendamment de l'exposition à des événements perturbateurs. Les notions de « zone d'occurrence » et de « zone d'occupation » sont alors utilisées, la première correspondant à la superficie du polygone convexe englobant l'écosystème, la seconde au nombre de mailles de 10x10 km qu'il occupe à plus de 1 %.

Critère C : Dégradation environnementale, modification des paramètres biotiques

Les dégradations de l'environnement physique (abiotique) peuvent diminuer la capacité d'un écosystème à maintenir son biote natif caractéristique, en changeant la diversité ou la qualité des niches environnementales disponibles pour chacune de ces espèces. Cette interprétation repose sur la mesure des variables abiotiques et exclut les mécanismes de dégradations d'ordre biotique.

Nous reformulons ici le principe de la relation espèce-espace, basé sur l'influence de la qualité de l'habitat sur le nombre d'espèces capable d'y survivre au sein d'une aire donnée, en le généralisant à un indice de « *Sévérité Relative* » d'une dégradation. Il s'agit du ratio entre les changements observés sur une période donnée par rapport à la valeur maximale de ce changement qui entraînerait l'effondrement de l'écosystème. Cette « *sévérité relative* » est ensuite liée à l'étendue concernée par cette dégradation. Ainsi, un écosystème est éligible à la catégorie ***En Danger Critique (CR)*** uniquement si les changements environnementaux observés menacent l'intégrité du biote caractéristique de façon très intense et très extensive. Au contraire, des dégradations très sévères mais localisées ne permettraient une éligibilité qu'à une catégorie inférieure.

Critère D : perturbation des interactions et des processus biotiques

La persistance du biote natif caractéristique au sein des écosystèmes dépend en grande partie des processus et des interactions biotiques qui y ont lieu, tels des processus de concurrence, de prédation, de facilitation, de mutualisme, de relation trophique ou de pathogènes. Cette persistance est également liée aux interactions entre les organismes et leur environnement physique, qui peuvent être perturbées par une fragmentation de l'habitat, par des obstacles aux migrations saisonnières, par des invasions d'espèces ou par une exploitation directe par l'homme. Un nombre croissant de théories et de preuves empiriques montrent que la perte de biodiversité réduit la capacité des écosystèmes à capter des ressources, à produire de la biomasse, à

décomposer la matière organique ou à recycler du carbone, de l'eau et des nutriments. De la même manière, la perte de biodiversité réduit aussi la stabilité de ces fonctions dans le temps.

Des perturbations significatives au sein des processus et des interactions biotiques peuvent alors entraîner un effondrement, par des changements de régimes ou des réorganisations en de nouvelles entités, qui ne sont alors plus en mesure de soutenir le biote natif caractéristique du système d'origine. Ces processus en cascade causés par des perturbations d'ordre biotiques sont reconnus comme l'une des 5 principales menaces pour la biodiversité à l'échelle mondiale.

La plupart des protocoles existants confondent les évaluations biotiques et abiotiques au sein du déclin fonctionnel des écosystèmes. Au contraire, notre modèle d'évaluation des risques définit deux voies d'évaluation distinctes (critères C et D) parce que les menaces, leurs causes, leurs effets et les mécanismes du déclin fonctionnel d'un écosystème diffèrent fondamentalement si elles sont dues à des causes biotiques ou abiotiques. Il en est de même au niveau des variables nécessaires pour les évaluer.

Critère E : estimations quantitatives du risque d'effondrement

Une gamme variée de modèles de simulation de la dynamique des écosystèmes permet d'estimer la probabilité d'effondrement de certains écosystèmes sur la même période de référence que les autres critères (50 ans à venir). Ces modèles permettent d'explorer les interactions et les synergies potentielles entre les multiples mécanismes pouvant être responsables de l'effondrement d'un écosystème. Ceci distingue l'estimation directe du risque, des estimations des autres critères dont chacun évalue des mécanismes séparés au travers de symptômes particuliers du risque d'effondrement.

III.3 Interprétation de l'évaluation des habitats forestiers de France métropolitaine sélectionnés

Le tableau 2 présente les résultats de l'application des critères de l'UICN aux 5 types d'habitats étudiés.

Tableau 2 : Synthèse des catégories de menaces attribuées par critère aux 5 habitats forestiers évalués

		Critère A					Critère B					Critère C					Critère D					Critère E									
		Réduction de la distribution spatiale					Etendue restreinte					Modification des paramètres abiotiques					Perturbation des interactions biotiques					Analyse quantitative du risque									
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5					
Sous-critère 1	DD																					X					X	X	X	X	X
Critère A,C,D : 50 dernières années	LC	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X										
	NT									X							X	X													
	VU																														
	EN																														
Critère B : Zone d'occurrence	EN																														
	CR																														
	CR																														
	CR																														
Sous-critère 2	DD	X	X	X							X	X				X				X											
Critère A,C,D : 50 prochaines années	LC			X	X	X	X	X	X	X	X			X			X			X	X										
	NT									X																					
	VU											X	X				X														
	EN																														
Critère B : Zone d'occupation	EN																														
	CR																														
	CR																														
	CR																														
Sous-critère 3	DD			X							X									X											
Critère A,C,D : Période historique (± 1750)	LC	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X										
	NT																														
	VU																														
	EN																														
Critère B : Moins de 5 localités	EN																														
	CR																														
	CR																														
	CR																														

1. Habitats de hêtraies ; 2. Habitats de sapinières et pessières ; 3. Chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert ; 4. Forêts de pentes, ravins et éboulis ; 5. Pinèdes corses à Pin laricio

Les forêts françaises subissent l'influence des sociétés humaines depuis des siècles, voire pour certaines depuis des millénaires. Leur état actuel résulte ainsi en grande partie des conséquences de cette influence, tant en ce qui concerne leur répartition spatiale, leur structure et leur fonctionnement que leur composition ou leurs dynamiques. Evaluer la vulnérabilité des écosystèmes forestiers de métropole, que ce soit à la vue de leurs évolutions au cours des 50 dernières années mais surtout depuis une date historique, autour de 1750, comporte alors ce biais majeur que l'intensité maximale de l'exploitation forestière en France a été atteinte à cette date, à l'époque du « *minimum forestier* ».

Evaluation de la distribution spatiale (critères A et B)

Les forêts de métropole sont globalement en phase de reconquête spatiale depuis l'époque du « *minimum forestier* ». La superficie totale des espaces forestiers en France a ainsi plus que doublé depuis le milieu du XIX^{ème} siècle et a continué à progresser au cours des 50 dernières années. Cela se traduit, dans les évaluations des habitats choisis dans cette étude, par des statuts **Peu-Concerné (LC)** pour les sous-critères A1 et A3 (50 dernières années et période historique). Un manque de données historiques est cependant à noter, non pas sur l'étendue des espaces forestiers qui peut être déterminée grâce à la numérisation des cartes de Cassini, par exemple, mais sur l'identification des habitats, ou du moins des différents types de peuplement. Ce manque de données est davantage marqué pour les habitats répartis de manière diffuse et sur de faibles superficies, telles les « *forêts de pentes, ravins et éboulis* ».

Certaines essences forestières, en particulier des résineux, ont été fortement favorisées du fait de leur intérêt économique ou de la fonction que peut avoir la forêt sur certains territoires. De vastes plans et politiques de reboisements ont alors été élaborés, tels les lois de « *Restauration des Terrains en Montagne* » de 1860 et 1882, ou l'appui du Fond Forestier National réalisé entre 1947 et 2000 traduisant la volonté « *d'enrésinement* » des forêts françaises. Ces pratiques ont donc entraîné une expansion de certains habitats forestiers au sein d'espaces, certes auparavant déboisés, mais où ces essences favorisées ou replantées ne seraient pas spontanément dominantes. Ces habitats sont alors surreprésentés comme par exemple les habitats structurés autour de l'Épicéa.

D'autres habitats forestiers à l'inverse ne s'expriment pas pleinement sur le territoire métropolitain car la dynamique naturelle de la végétation a été orientée vers des sylvofaciès particuliers. Ces sylvofaciès représentent un état momentané des interactions entre les cycles sylvigénétiques naturels et le contexte économique et social dans lequel se trouve la société humaine qui exploite ce peuplement. Ces types de peuplements forestiers dont le but est de favoriser des essences économiquement plus intéressantes (exemple des chênes au sein des forêts de Hêtre) sont relativement temporaires mais parfois également maintenus depuis plusieurs siècles. Ils forment ainsi des habitats particuliers en termes de composition et de fonctionnement car la végétation qui s'y exprime est liée à des essences forestières qui se développent naturellement dans d'autres contextes ou qui ne correspondent qu'à un stade intermédiaire des stations concernées.

Enfin, certains écosystèmes forestiers ont été indirectement favorisés par l'action de l'homme, de par l'impact de celui-ci sur les régimes naturels de perturbations. Les chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert ont, par exemple, bénéficié de plusieurs siècles de pastoralisme et de culture sur brûlis pour se substituer en partie aux forêts de feuillus caducifoliés qui ont pu les précéder, notamment de Chêne pubescent.

Ceci soulève alors plusieurs questions :

- **Les habitats que constituent les sylvofaciès forestiers, ainsi que les habitats qui résultent du façonnement des écosystèmes par notre société et des utilisations qu'elle en a fait, correspondent-ils à des habitats à part entière ou à une dégradation de ceux auxquels ils se sont substitués ?**
-
- **Leur effondrement, qui conduirait à une substitution de leurs espèces caractéristiques par le retour d'une végétation plus spontanée, doit-il être évalué comme un risque ou comme une évolution naturelle ?**

La classification EUNIS identifie clairement les habitats formés « *à la faveur de régimes forestiers* », ils représentent alors une extension de la répartition des habitats composés du même biote mais s'exprimant dans leur environnement abiotique caractéristique (ex : EUNIS G1.A1 : « *Boisements sur sols eutrophes et*

mésotrophes à Quercus, Fraxinus et Carpinus betulus, formés sous des climats trop secs ou sur des sols trop humides ou trop secs pour le Hêtre, ou encore à la faveur de régimes forestiers qui favorisent le chêne »). Leur évaluation peut ainsi être réalisée, dans la mesure où il est précisé qu'il s'agit d'habitats artificiels ou semi-naturels dépendant de l'action de l'homme, et que l'on précise à quels habitats naturels il se substitue. En Europe, la quasi-totalité des habitats, y compris les habitats forestiers, sont des formations secondaires ou « aménagées », en opposition aux formations primaires jamais impactées par l'homme. Dans ce contexte, il s'agira alors de distinguer les formations secondaires spontanées, qui peuvent être exploitées mais où l'homme n'a pas de réel impact sur nature des espèces caractéristiques et leur diversité spécifique, des formations secondaires dont la composition et le maintien dépendent exclusivement d'une action anthropique, même peu soutenue.

De manière générale, les habitats qui se sont substitués à d'autres et qui ont pu s'étendre hors ou en limite de répartition des niches écologiques de leurs espèces caractéristiques, sont susceptibles de présenter un plus fort risque d'effondrement au sein de ces zones colonisées. Les pratiques anthropiques qui ont favorisé cette substitution ont en effet pu évoluer et ne plus permettre leur maintien (exemple du Chêne pubescent qui réapparaît au sein de certaines forêts de chênes verts) mais surtout, l'évolution future du climat est susceptible de ne plus permettre le maintien de ces espèces (exemple des sapinières et des pessières). L'interprétation des résultats de l'évaluation de ces habitats semi-naturels sera alors décisive et se devra d'être aiguillée pour la prise de décisions quant à des mesures de préservation en faveur de la biodiversité.

La prise en compte des estimations de la répartition spatiale au cours des 50 prochaines années, pour les 5 habitats forestiers qui ont été étudiés, révèle de très grandes incertitudes concernant la réaction des forêts vis-à-vis des changements climatiques en cours. Des zones sensibles peuvent en effet être identifiées mais rien ne peut affirmer que ces habitats vont effectivement régresser en superficie, du fait d'un dépérissement généralisé. Ceci concerne principalement les habitats de hêtraies ainsi que les habitats de sapinières et pessières, menacés par l'intensification des épisodes de sécheresse et par l'augmentation des températures moyennes lors d'implantation en station sèche pour les premiers, ou de trop basses altitudes pour les seconds.

Ces incertitudes vis-à-vis de l'évolution de la distribution spatiale au cours des 50 prochaines années se retrouvent également dans les évaluations relatives aux modifications des paramètres abiotiques (critère C). Ce sont en effet les changements climatiques qui auront la plus grande influence sur la modification de ces paramètres au sein des écosystèmes forestiers, en France.

Evaluation des modifications des paramètres abiotiques (critère C)

Certains travaux scientifiques se sont orientés vers l'élaboration de modèles numériques d'évolution potentielle, au cours du XXI^{ème} siècle, des niches écologiques des essences forestières en France. Ces modèles se basent sur les relations observées entre la répartition actuelle de ces essences et la valeur des variables environnementales des sites occupés, ensuite croisées avec des données relatives aux évolutions possibles de ces variables fournies par différents scénarios climatiques. Ces modèles de niche donnent ainsi un aperçu des possibles évolutions de la répartition des essences forestières selon les différents scénarios climatiques considérés.

Les valeurs seuils à partir desquelles les variables environnementales des sites occupés deviendraient défavorables aux essences forestières considérées sont cependant définies sans pouvoir tenir compte de leur capacité d'adaptation ou de leurs différences génétiques, ni même d'autres pressions de sélection telles les différentes interactions biotiques comme l'évolution des populations de nuisibles. La probabilité de présence des essences en fonction de l'évolution des paramètres abiotiques a été codée de manière binaire (0 ou 1), une valeur 0 signifiant que les paramètres abiotiques de la station concernée auront atteint des valeurs incompatibles avec la présence de l'essence sur la période de référence. Ces probabilités sont également données en %, s'échelonnant de -100 % à +100 % de probabilité de présence.

Les informations fournies par ces modèles de niche ne peuvent cependant pas être utilisées pour estimer une quelconque régression à venir de la distribution des habitats forestiers. Elles identifient simplement une « étendue concernée » par une modification des paramètres abiotiques, ainsi que la « sévérité relative » de ces modifications (valeur de la probabilité de présence). Ces valeurs sont alors suffisantes pour l'évaluation selon le critère C. Ainsi la catégorie retenue pour les habitats de sapinières et pessières comme pour les hêtraies est **Vulnérable (VU)**, de par les résultats des modèles de niche appliqués aux Sapins pectinés, aux Épicéas et aux

Hêtres. Des analyses plus précises pourraient être effectuées en identifiant la proportion des habitats concernés par classe de probabilité de présence, en lien avec les seuils définis dans la méthodologie UICN.

La plupart des modifications de variables abiotiques comme les changements climatiques, les retombées atmosphériques de composés azotés et soufrés ou l'augmentation de la concentration en Ozone troposphérique ont eu des effets au cours des 50 dernières années. Cependant, des seuils critiques n'ont pour l'instant été franchis au cours de cette période que dans certaines des stations les plus sensibles. Les données consultées laissent pourtant entrevoir un franchissement de ces seuils sur une large étendue de certains habitats forestiers, dans un avenir relativement proche (ONF, 2007 ; Piedallu *et al.*, 2009).

Evaluation des perturbations des interactions et/ou des processus biotiques (critère D)

L'évaluation de la dégradation des interactions entre les espèces, ou entre les espèces et leur milieu, est principalement réalisée à partir de données relatives à l'état général des espèces clés de voûte (santé, structure de leurs peuplements), aux changements constatés au sein des communautés d'espèces dominantes, aux modifications récentes de la dynamique de la végétation et des régimes de perturbation, aux évolutions des effectifs d'espèces régulatrices, invasives ou pathogènes ou encore à l'impact de la gestion par l'homme.

La sylviculture perturbe en effet un certain nombre d'interactions biotiques au sein des habitats forestiers : la gestion des forêts pour la production de bois a des conséquences sur la structure des peuplements, sur la répartition des classes d'âge des arbres et par l'élimination de certaines essences. Du fait de l'impact anthropique sur la régénération naturelle des essences, par exemple, le Sapin pectiné est actuellement présent en France à plus de 70 % en peuplements mélangés (souvent avec l'Épicéa) alors que son caractère dryade devrait conduire dans la plupart des cas à des peuplements monospécifiques. Ces actions ont alors des répercussions sur l'ensemble des espèces qui dépendent de ces milieux, du fait par exemple de la réduction du nombre de micro-habitats ou de l'altération de différents flux, que ce soit des flux de matière minérale (moins de bois morts laissés au sol, arbres plus jeunes), des flux de carbone (pénétration plus importante de la lumière) ou des flux d'éléments acidifiants (prédominance de certains résineux).

Il s'agit de perturbations qui ne peuvent être évaluées qu'à partir d'un état théorique ou de quelques exemples de forêts non exploitées, ce qui rend difficile l'évaluation d'une « *sévérité relative* » pour ces perturbations. De plus, la méthodologie de la « *Liste rouge des écosystèmes de l'UICN* » évalue des changements ou des perturbations dont les évolutions sont observées et analysées depuis une date historique de référence, autour de 1750. Or la gestion des forêts françaises a des origines bien antérieures à cette date et évolue bien souvent vers une meilleure prise en compte du fonctionnement des écosystèmes, notamment en termes de préservation de la biodiversité ou d'adaptation aux changements climatiques. Les impacts de la sylviculture sur les habitats étudiés n'ont alors pas eu tendance à s'aggraver de manière considérable au cours des 50 dernières années, ni même depuis une date historique (1750). Quant à l'évolution des pratiques sylvicoles au cours des 50 prochaines années, elle reste largement inconnue et dépendra principalement de la réaction des forêts aux changements climatiques ainsi qu'aux orientations politiques qui seront données à ces pratiques. Le suivi à long terme des cycles des éléments (minéraux, carbone, nutriments, etc.) pourrait cependant être un indicateur de l'impact de l'exploitation des forêts et un rapprochement avec l'IGN, en charge de l'Inventaire Forestier, pourrait permettre d'identifier des intensifications récentes de pressions sylvicoles sur certains habitats, par exemple, ou d'illustrer l'évolution de l'influence anthropique sur la structure des peuplements forestiers depuis que des mesures sont réalisées.

Il est tout de même nécessaire de rappeler qu'une exploitation non durable des forêts participe à leur affaiblissement général ainsi qu'à une altération de leur capacité de résilience, en particulier face aux évolutions du climat.

L'impact des sociétés humaines est également pris en compte sous l'angle de l'augmentation récente des effectifs de grands herbivores, en lien avec l'élimination des grands prédateurs, la progression des surfaces forestières et la régression des activités de chasse. Cependant, l'évaluation d'une intensité globale du phénomène d'abrutissement sur la régénération des essences forestières ne peut être réalisée de manière pertinente car ces perturbations ont des impacts à des échelles très locales.

L'état sanitaire des espèces clés des différents habitats forestiers est relativement bien représentatif des perturbations plus globales auxquelles ces derniers ont à faire face. Cet état sanitaire est caractérisé par l'analyse des causes, biotiques ou abiotiques, ainsi que des effets des dégradations observées sur les

arbres (mortalité de branches, coloration particulière, déficit foliaire). Le suivi du déficit foliaire des principales essences forestières traduit, en outre, la plus grande vulnérabilité des essences implantées en limite de leurs aires de répartition naturelles, à l'image de l'important déficit foliaire des Sapins pectinés des Pyrénées ou des Épicéas du Jura.

La croissance continue du déficit foliaire des Hêtres observée au cours des dernières décennies et sur l'ensemble du territoire, vaut aux hêtraies les statuts **Quasi-menacé (NT)** (sous-critère D1) et **Vulnérable (VU)** (sous-critère D2). Cette croissance de près de 10 % depuis 1997 traduit une sensibilité généralisée du Hêtre, notamment des individus les plus âgés ou situés en marge de leur optimum de développement, aux diverses crises climatiques que ces forêts connaissent depuis les années 1970. Ces crises s'intensifient, notamment les épisodes de sécheresse liés aux changements climatiques, et le déficit foliaire du Hêtre à l'échelle de la France pourrait dépasser les 30 % d'ici 2020. L'augmentation du déficit foliaire de l'arbre est la traduction d'un ralentissement de la productivité et a des conséquences sur l'ensemble de l'écosystème : cela perturbe les apports en matières nutritives issues de la dégradation des feuilles et augmente la quantité de lumière qui parvient au sol, ce qui peut modifier la composition des communautés végétales présentes voire conduire à une substitution d'espèces caractéristiques. Le pourcentage de déficit foliaire peut alors être considéré comme une perturbation d'une « *sévérité relative* » de même valeur.

Dans les études de cas réalisées, la substitution d'espèce dominante a été identifiée comme une des variables appropriées pour l'évaluation selon le critère D. Il s'agit en effet de la traduction d'un changement de comportement et d'identité de l'habitat (Keith *et al.*, 2013). Cependant, bien que ces changements puissent effectivement représenter des symptômes de perturbations pouvant conduire à un effondrement, au même titre qu'une substitution suite à l'envahissement par d'autres espèces, un dépérissement, une attaque de parasites ou une surexploitation, ces changements traduisent souvent une évolution spontanée des communautés végétales. C'est par exemple le cas pour certaines stations de chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert, bien que pour cet habitat les seuils critiques de « *sévérité relative* » comme « *d'étendue concernée* » ne sont pas atteints.

Ainsi, les activités humaines ont parfois modifié des régimes naturels de perturbation, ce qui a indirectement favorisé certains habitats. Ceux-ci, dès lors que les pratiques anthropiques changent, vont évoluer vers d'autres habitats composés d'espèces caractéristiques du nouveau stade d'équilibre, différentes ou non des cortèges d'espèces initialement présents. Dans cette situation, la compréhension de l'origine des perturbations devra être explicite et venir en complément de la catégorie de vulnérabilité retenue.

IV. Comparaison avec l'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire (article 17, DHFF)

IV.1. Des concepts différents...

L'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire est définie dans le cadre de la Directive Européenne « *Habitats-Faune-Flore* » (DHFF) comme correspondant à évaluer « *l'effet de l'ensemble des influences agissant sur cet habitat qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions, ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques* ». Ainsi, le bon état de conservation est garanti dans les conditions où l'habitat maintient sa répartition naturelle ou s'il prospère pour la regagner, si les perspectives futures concernant sa structure et ses fonctions sont favorables et si les conditions géo-climatiques sont toujours propices à son existence. C'est une démarche construite pour une évolution positive de l'état des habitats naturels et semi-naturels, qui nécessite la définition d'une situation favorable devant être atteinte et maintenue.

Les Listes rouges de l'UICN sont des outils d'évaluation de risque, risque d'extinction pour les espèces ou risque d'effondrement pour les écosystèmes. Le niveau de risque est alors établi en fonction de seuils critiques en termes d'effectifs, de répartition, de dégradation physique ou de perturbation de fonctionnement qui ont été constatés, calculés, ou estimés à court terme. Le concept de la « *Liste rouge des écosystèmes* » se base ainsi sur le risque encouru par la biodiversité en fonction des évolutions historiques, récentes ou à venir des

perturbations ayant des influences sur les cortèges d'espèces caractéristiques de l'écosystème, sans besoin de définir un état optimal théorique de celle-ci.

Conceptuellement donc, un habitat en bon état de conservation ne pourrait pas être menacé d'effondrement mais un habitat non menacé n'est pas nécessairement en bon état de conservation. De la même manière, un habitat en mauvais état de conservation (« défavorable inadéquat » ou « défavorable mauvais ») vis-à-vis de la définition de son état optimal, peut ne pas être menacé d'effondrement à court terme. Pour les deux évaluations, le statut final est déterminé par le résultat le plus disqualifiant obtenu par l'un des critères. Il n'y a que 4 possibilités pour l'état de conservation (« inconnu », « favorable », « défavorable inadéquat », « défavorable mauvais ») contre 7 pour l'évaluation du risque d'effondrement.

Enfin, le rapportage lié à l'article 17 de la DHFF n'est effectué que pour les habitats listés dans son Annexe I, l'évaluation réalisée via la méthodologie de l'UICN devra quant à elle être réalisée pour l'ensemble des habitats naturels et semi-naturels listés au niveau 4 d'EUNIS.

V.2. ... mais des méthodologies similaires

Les variables utilisées pour ces deux évaluations sont définies en utilisant des paramètres analogues, bien que les évaluations soient organisées différemment. Ainsi, l'état des habitats est évalué selon la répartition de ces derniers (« aire de répartition » et « surface » pour la DHFF, « réduction de la distribution spatiale » et « étendu restreinte » pour la Liste rouge) ainsi que sur leur fonctionnement (« structures et fonctions » et « pressions et menaces » pour la DHFF, « modification des paramètres abiotiques » et « perturbations d'ordre biotique » pour la Liste rouge). Ces évaluations sont effectuées sur différentes périodes temporelles, récente et historique dans les deux cas.

Les entités d'analyse permettant d'évaluation de « l'aire de répartition » des habitats sont relativement identiques. En effet, dans la méthodologie d'évaluation des habitats d'intérêt communautaire (DHFF), l'aire de répartition représente « les limites spatiales dans lesquelles l'habitat est présent » et n'est pas continue si « la raison de la disjonction des localités précises ou des territoires sur lesquels l'habitat est présent de manière permanente s'avère naturelle ». Un habitat qui serait présent dans les Alpes et dans les Pyrénées mais pas entre les deux formerait par exemple deux entités d'une aire de répartition discontinue. Cette aire de répartition est calculée par rapport à un maillage de 10x10 km (Fig.6).

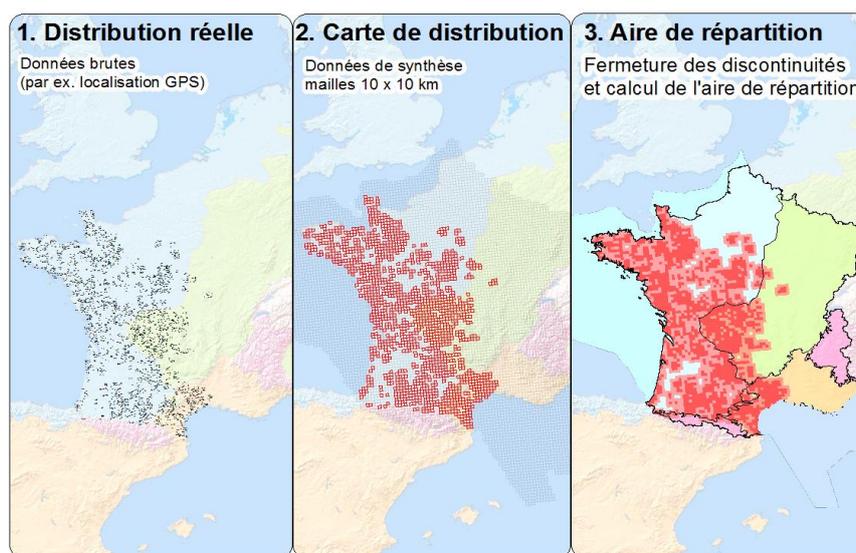


Figure 6 : Exemple de détermination de l'aire de répartition pour l'évaluation DHFF

La « zone d'occurrence » (EOO) définie dans la méthodologie UICN, quant à elle, est obligatoirement continue car elle est définie comme le polygone convexe englobant l'ensemble des localités où est présent l'écosystème. Celle-ci correspond alors soit à « l'aire de répartition » de l'habitat si elle est continue, soit à la superficie du polygone englobant l'ensemble des localités isolées de « l'aire de répartition » discontinue. La zone d'occupation (AOO) définie par l'UICN comme le nombre de mailles de 10x10 km occupées par l'habitat (à plus de 1%) équivaut à la « distribution » de l'évaluation DHFF (Fig.7).

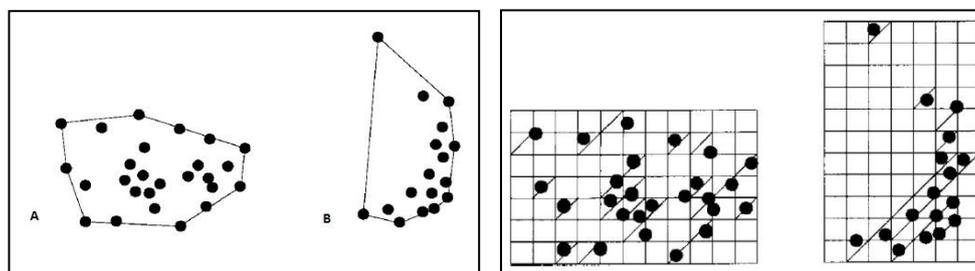


Figure 7 : Zone d'occurrence (EOO) continue et Zone d'occupation (AOO) définies par l'UICN
(Source : UICN, 2001)

La « surface » et « l'aire de répartition » de l'habitat sont évaluées selon les mêmes critères dans les deux méthodologies, les données les plus précises en termes de réduction de la distribution spatiales peuvent être utilisées pour les critères A et B de l'évaluation Liste rouge.

L'état de conservation (DHFF) est aussi défini par rapport à l'état des structures et des fonctions qui assurent le bon fonctionnement de l'habitat, ainsi que par le bon état de conservation de ses espèces typiques. Ainsi, l'évaluation estime « la surface totale pour laquelle les structures sont dans un état défavorable ». Cette évaluation identifie également l'origine des pressions et des menaces (une pression étant définie comme une influence passée ou actuelle, une menace correspondant à une influence future ou prévisible). L'ensemble de ces données, lorsqu'elles sont quantifiées, peuvent être utilisées pour les critères C et D de la méthodologie UICN selon qu'elles concernent des modifications de l'environnement physique de l'habitat, ou des perturbations des interactions biotiques entre les espèces, ou entre les espèces et leur milieu.

Enfin, l'état de conservation est également établi en fonction des perspectives futures de l'habitat, ce qui se rapporte aux différents sous-critères relatifs aux estimations d'évolution aux cours des 50 prochaines années (ou période de 50 ans incluant le présent et le futur).

Déterminer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire et catégoriser la vulnérabilité des écosystèmes en France représentent deux évaluations complémentaires. La première vise à évaluer la capacité de pérennisation à long terme des habitats définis comme rares ou représentatifs, la seconde vise à identifier les écosystèmes dont les évolutions historiques, récentes ou prévues risquent de conduire à leur effondrement. Cet effondrement étant défini comme « une transformation de l'identité, une perte des caractéristiques et des espèces propres, un remplacement par un nouvel écosystème ». Il s'agit alors de fournir une base scientifique solide dont l'objectif est d'appuyer des stratégies de lutte, le cas échéant, contre cet effondrement en cours ou prévu à court terme.

V. Conclusion

L'élaboration de « **La Liste rouge des écosystèmes en France, selon les catégories et critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN** » permettra d'apporter, en premier lieu, un complément majeur aux outils d'évaluation existants. Elle renforcera ainsi notre capacité de suivi de l'état de la biodiversité sur l'ensemble des habitats naturels et semi-naturels présents sur le territoire français, que ce soit en métropole ou en Outre-mer. La mise en exergue de certains phénomènes de dégradation des écosystèmes, dont la prise de conscience n'est pas encore à la hauteur des enjeux, devra alors avoir une influence sur les choix à établir en matière d'aménagement du territoire, d'utilisation et d'exploitation de ces milieux, ainsi que pour définir des stratégies pour leur conservation.

Les résultats des cinq études de cas élaborées lors de cet exercice d'application traduisent principalement les effets à venir des changements climatiques sur le fonctionnement général des écosystèmes forestiers en France. Ces évaluations montrent également que de nombreux facteurs de vulnérabilité des habitats forestiers proviennent de phénomènes indirects, liées à des activités humaines autres que leur exploitation. Celle-ci concourt cependant à un affaiblissement général des écosystèmes forestiers et accroît leur vulnérabilité, de par son impact sur les cycles des éléments (matières, énergie, etc.).

La réalisation du chapitre dédié aux « **Habitats forestiers de France métropolitaine** » présentera également un intérêt pour évaluer l'impact des évolutions en cours, récentes ou historiques de l'utilisation des espaces ruraux en France. En effet, certaines régions en déprise voient leurs paysages évoluer de manière très rapide, ce qui n'est pas sans conséquences sur la biodiversité. A l'inverse, de nouvelles pratiques comme la volonté de résider en milieu rural et forestier, entraîne, outre une fragmentation des écosystèmes, une augmentation de leur vulnérabilité face à certains régimes de perturbations qui se trouvent accentués. Enfin, la Liste rouge des habitats forestiers apportera des informations précises sur la vulnérabilité de certains habitats ayant une très faible répartition sur le territoire français.

« **La Liste rouge des écosystèmes en France** » apparaît complémentaire de l'évaluation communautaire périodique réalisée par la France dans le cadre du rapportage (article 17) de la Directive « *Habitats-Faune-Flore* ». Elle doit pour cela être appliquée pour partie aux mêmes habitats, soit à des habitats issus du niveau 4 du système de classification européen EUNIS.

La cartographie des habitats forestiers reste une lacune majeure de cette initiative d'évaluation. Les aires de répartition des habitats ou des « *types d'habitats* » peuvent être identifiées de par la connaissance des niches potentielles des espèces qui les composent mais leur répartition effective, au-delà de la présence/absence des essences forestières au sein des placettes de l'Inventaire Forestier National, relève bien souvent de diverses initiatives indépendantes d'identification et de cartographie. D'autres réseaux de suivi des écosystèmes forestiers, tel le réseau RENECOFOR, participent à cet effort d'identification des différents habitats à l'échelle nationale, pour améliorer à la fois la lisibilité et la valorisation de leurs évaluations du fonctionnement des écosystèmes forestiers.

Bibliographie

- Alterra, IUCN, 2013** *Establishment of a European Red List of Habitats*, Proposal ENV.B.3/SER/2013/0025, 61p.
- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Haury J., Lacoste A., Rameau J.-C., Royer J.-M., Roux G. & Touffet J., 2004** *Prodrome des végétations de France*, Coll. Patrimoines naturels, 61, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 171p.
- Bensettiti F., Rameau J.-C., Chevalier H., (coord), 2001** « Cahiers d'habitats » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*, Tome 1 – Habitats forestiers, MATE/MAP/MNHN, Ed. La Documentation française, Paris, 2 volumes, 339p + 423p + CD.
- Bensettiti F., Puissauve R., Lepareur F., Tourout J. et Maciejewski L., 2012** *Evaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*, Guide méthodologique, DHFF article 17, 2007-2012, Version 1, Février 2012. Rapport SPN 2012-27, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 76 p. + annexes.
- Guinochet M., 1973** *La phytosociologie*, Collection d'écologie I, Masson ed, Paris, 144p.
- IFN, 2009** *Les sylvoécorégions (SER) de France métropolitaine*, Etude de définition, Convention DGFAR/IFN n°12/06, 53p + annexes.
- Keith D.-A., Rodriguez J.-P., Rodriguez-Clark K.-M., Nicholson E., Aapala K., et al., 2013** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, PLoS ONE 8(5):e62111. doi:10.1371/journal.pone.0062111
- Office National de Forêts, 2007** *Forêts et milieux naturels face aux changements climatiques*, Rendez-vous Techniques de l'ONF, Hors-série n°3, 102p.
- Piedallu C., Perez V., Gégout J.-C., Lebourgeois F., Bertrand R., 2009** *Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Epicéa, du Sapin, du Hêtre et du chêne sessile en France*, Revue Forestière Française LXI, pp 567-593.
- Rameau J.-C., 2001** *Données de l'IFN et habitats forestiers*, Thème 3 : écosystèmes et biodiversité forestières, Revue Forestière Française LIII Vol. 3-4, pp 359-364.
- Rodriguez J.-P., Rojas-Suarez F., Giraldo Hernandez D., 2010** *El libro rojo de los ecosistemas terrestres de Venezuela*, Provita, Shell Venezuela, Lenovo (Venezuela), Caracas : Venezuela, 324p.
- UICN., 2001** *Catégories et Critères de l'UICN pour la Liste Rouge : Version 3.1*, Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN, UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni. ii + 32 p.