

Gembloux Agro Bio Tech - DEMNA

Critères et indicateurs
pour l'évaluation de l'état
de conservation des
habitats forestiers
d'intérêt communautaire

Note technique

Lionel Wibail
Sophie Cordier
Marc Antoine Haegens
Hugues Claessens

Décembre 2012

Tables des matières

Introduction 5

Première partie : Méthodologie et Données disponibles 10

Seconde partie: Sélection des indicateurs 12

A) Indicateurs retenus

I	Critère général 1 : Composition spécifique	12
I.1	Caractère indigène du cortège ligneux	12
I.1.1	Justification du paramètre	12
I.1.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	12
I.1.3	Distribution du paramètre en forêt wallonne	14
I.1.4	Indicateur retenu	15
I.2	Diversité du cortège ligneux arbustif et arboré	16
I.2.1	Justification du critère	16
I.2.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	17
I.2.3	Distribution du paramètre en forêt wallonne	18
I.2.4	Indicateur retenu	19
I.3	Espèces caractéristiques des forêts peu perturbées	20
I.3.1	Justification de la prise en compte du critère	20
I.3.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	20
I.3.3	Liste des espèces dites « de forêt ancienne »	21
I.3.4	Distribution du paramètre pour la forêt wallonne	27
I.3.5	Indicateur retenu	29
II	Critère général 2 : Structure et fonctionnement de l'écosystème	31
II.1	Continuité forestière	31
II.1.1	Justification du critère	31
II.1.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	32
II.1.3	Indicateur retenu	32
II.2	Structure verticale et régénération naturelle	33
II.2.1	Importance du critère	33
II.2.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	35
II.2.3	Distribution du paramètre pour la forêt wallonne	37
II.2.4	Indicateur retenu	39
II.3	Bois mort.....	41
II.3.1	Justification du critère	41
II.3.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	42
II.3.3	Distribution du paramètre pour la forêt wallonne	45

II.3.4	Indicateur retenu	46
II.4	Arbres âgés de grosses dimensions	47
II.4.1	Justification du critère	47
II.4.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	48
II.4.3	Distribution du paramètre pour la région wallonne	49
II.4.4	Indicateur retenu	50
III	Critère général 3 : Dégradations anthropiques	52
III.1	Espèces invasives	52
III.1.1	Justification du critère	52
III.1.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	53
III.1.3	Liste des espèces considérées comme invasives en Wallonie	53
III.1.4	Distribution du paramètre pour la région wallonne	56
III.1.5	Indicateur retenu	57
III.2	Espèces indicatrices d'eutrophisation.....	58
III.2.1	Justification du critère	58
III.2.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	59
III.2.3	Liste des espèces indicatrices d'eutrophisation	59
III.2.4	Distribution du paramètre pour la forêt wallonne	62
III.2.5	Indicateur retenu	64
III.3	Drainage.....	65
III.3.1	Justification du critère	65
III.3.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	66
III.3.3	Distribution du paramètre pour la région wallonne	68
III.3.4	Indicateur retenu	68
III.4	Compaction du sol.....	69
III.4.1	Justification du critère	69
III.4.2	Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère	70
III.4.3	Distribution du paramètre pour la région wallonne	72
III.4.4	Indicateur retenu	72
 <u>B) Indicateurs non retenus</u>		
I	Typicité du cortège ligneux	74
IV	Volume de bois mort	75
V	Espèces caractéristiques des sols compactés	77
VI	Stades du métaclimax	78
VII	Pression du gibier	79
VIII	Equilibre des classes d'âge	81
Troisième partie : Validation des indicateurs		83

I	Critère général 1 : Composition spécifique	83
I.1	Caractère indigène du cortège ligneux	83
I.2	Diversité du cortège ligneux arbustif et arboré	85
I.3	Espèces caractéristiques des forêts peu perturbées	86
II	Critère général 2 : Structure et fonctionnement de l'écosystème	89
II.1	Continuité forestière	89
II.2	Structure verticale et régénération naturelle	89
II.3	Bois mort.....	92
II.4	Gros arbres d'intérêt biologique.....	94
III	Critère général 3 : Dégradations anthropiques	95
III.1	Espèces invasives	95
III.2	Espèces indicatrices d'eutrophisation.....	96
III.3	Drainage.....	98
III.4	Compaction du sol.....	98

Quatrième partie : Méthode d'agrégation 101

Bibliographie 109

INTRODUCTION

Contexte et objectifs du rapport

Ce rapport présente la synthèse des recherches menées en vue d'apporter un soutien scientifique à la définition d'indicateurs pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire en Wallonie ; indicateurs qui seront d'application lors du prochain rapportage « article 17 ». Ces travaux ont été menés conjointement par Gembloux Agro Bio Tech (ULg, unité de gestion des ressources forestières et des milieux naturels) et le DEMNA, sur la période 2011-2012, sur base de la méthodologie mise sur pied en 2006 dans le cadre de la mise en oeuvre de Natura 2000.

Ce rapport constitue avant tout une note technique, ayant pour but d'expliquer la méthodologie d'élaboration des critères et indicateurs d'évaluation ; ainsi que les raisons de leur pertinence. Elle s'envisage en complément des « cahiers d'habitats » publiés par le DEMNA, et présentant de manière plus détaillée chacun des habitats d'intérêt communautaire de Wallonie selon une triple thématique : description biologique, définition des états de conservation et mesures de gestion préconisées.

Contexte législatif

- La directive habitat et le réseau Natura 2000

Le réseau Natura 2000 constitue un des piliers de la politique de conservation de la nature à au sein de l'union. Il résulte de la mise en oeuvre de deux directives européennes, à savoir les directives "oiseaux" et "habitat". La première de ces directives, adoptée en 1979, repose sur la désignation de Zones de Protection Spéciales (ZPS) visant à la protection des populations d'oiseaux sauvages européens, tenant compte à la fois du milieu de vie des espèces, ainsi que de leurs couloirs migratoires. Adoptée en 1992, la directive habitat vise quant à elle à assurer la préservation d'une série d'habitats et d'espèces désignés par la directive, et pour lesquels sont établies des Zones Spéciales de Conservation (ZSC). Né de ces deux textes, Natura 2000 forme un vaste réseau d'aires protégées à l'échelle européenne, constitué de "Sites d'Importance Communautaire", et qui englobent à la fois les Zones de Protection Spéciales et les Zones Spéciales de Conservation (figure 1).

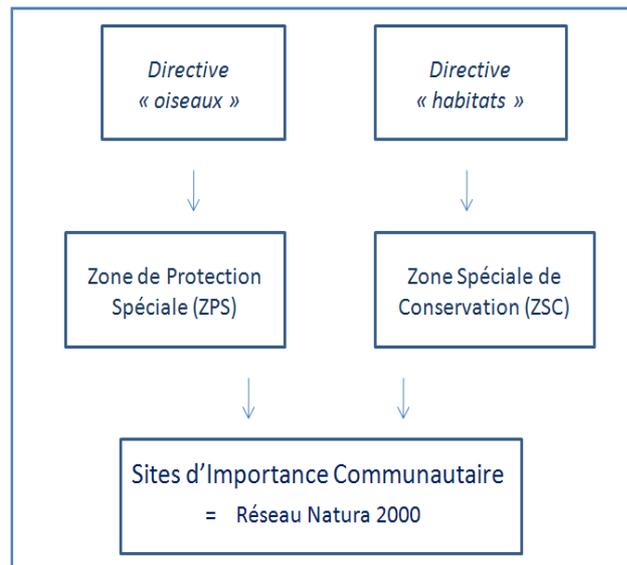


FIGURE 1 : ORGANISATION DU RESEAU NATURA 2000.

En ce qui concerne plus particulièrement la directive habitat, son but premier est de veiller à la préservation sur le territoire de l'union de plus de 200 milieux et 1000 espèces, qui, soit de par leur rareté, leur fragilité, ou encore leur caractère endémique, sont jugés présenter une importance communautaire. Les états membres sont donc tenus de mettre en œuvre les mesures nécessaires en vue d'assurer le maintien ou, le cas échéant, le rétablissement des habitats et espèces visés par la directive dans un état de conservation favorable. Selon l'article 1er de la directive cet état est atteint, dans le cas des espèces, lorsque:

- la dynamique de population indique que l'espèce continuera, à long terme, à constituer un élément viable des habitats naturels auquel elle appartient;
- son aire de répartition ne diminue pas, et ne risque pas de diminuer dans un avenir prévisible;
- il existe et continuera d'exister un habitat naturel suffisamment étendu où les populations de l'espèce peuvent se maintenir, cet habitat étant maintenu ou rétabli dans un état de conservation favorable;

et dans le cas des habitats, lorsque:

- son aire est stable ou en extension;
- les structures et les fonctions spécifiques nécessaires au maintien de l'habitat naturel à long terme existent;
- l'état de conservation de ses espèces typiques est favorable.

Notons qu'au sens de la directive, les habitats concernent à la fois des milieux naturels (forêt, habitats aquatiques, tourbières,...) et semi-naturels (landes, pelouses, prairies, ...). Au niveau wallon, la directive englobe au total 44 habitats et 31 espèces, définis dans les annexes I et II de la directive.

- Le rapportage article 17

Afin de veiller à la bonne application de la directive habitat, un rapportage à lieu tous les six ans – en vertu de l'article 17 – lors duquel l'état de conservation de l'ensemble des habitats

et populations d'espèces d'intérêt communautaire est évalué au sein de chaque état membre, par région biogéographique, à la fois dans et hors des sites Natura 2000¹.

L'état de conservation de l'habitat est défini sur base de quatre évaluations spécifiques qui concernent (Figure 2):

- a) le range, ou aire globale de répartition de l'habitat, qui est défini par de larges enveloppes qui entourent les localités où celui-ci est présent;
- b) la distribution, ou surface occupée par l'habitat;
- c) l'état des structures et fonctions de l'habitat, en ce compris ses espèces typiques
- d) et enfin, sa viabilité à long terme.

Par agrégation des résultats obtenus pour ces quatre évaluations spécifiques, chaque habitat reçoit donc son évaluation globale, qui peut être:

- FV: état de conservation favorable – tel que défini plus avant – qui est donc l'état de conservation visé;
- U1: Etat de conservation défavorable - inadéquat, quand les critères de définition de l'état de conservation ne sont pas atteints, et que des adaptations des mesures de gestion ou légales sont nécessaire, mais sans pour autant que l'habitat ne soit en danger;
- U2: état de conservation défavorable - mauvais, quand ces critères ne sont pas respectés et qu'il y a un risque significatif de voir l'habitat continuer à se détériorer durablement, voire de disparaître.

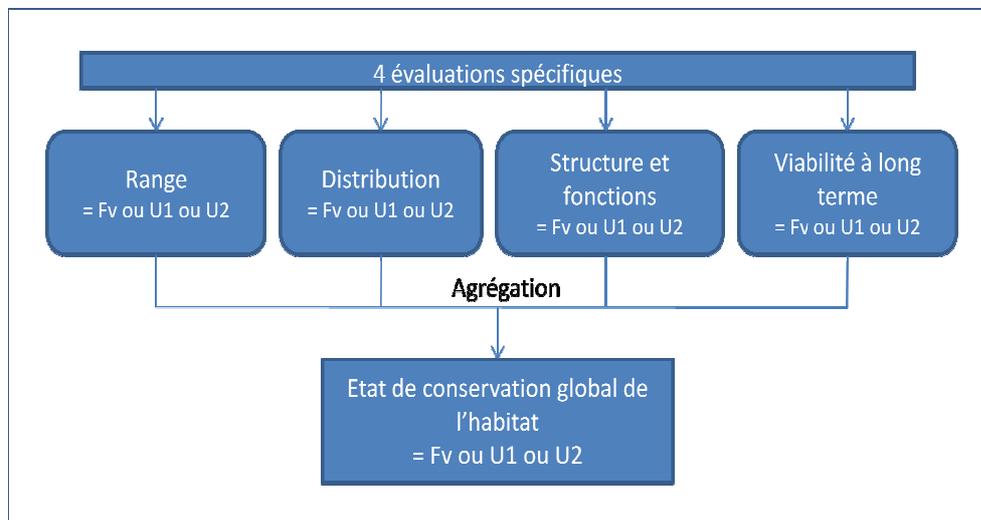


FIGURE 2: MÉTHODE D'ÉVALUATION DE L'ÉTAT DE CONSERVATION DES HABITATS D'INTERÊT COMMUNAUTAIRE. L'ÉTAT DE CONSERVATION GLOBAL DE L'HABITAT (FV, U1 OU U2) EST ÉVALUÉ PAR AGRÉGATION DES COTES OBTENUES POUR QUATRE VOLETS D'ÉVALUATION SPÉCIFIQUES.

¹ Ce rapportage est donc différent du rapportage habitat réalisé à l'échelle des sites, et visant à établir leur degré de conservation tel que : très bon (A) – moyen à bon (B) – mauvais (C)

Une évaluation défavorable entraîne donc que l'état membre prenne les mesures nécessaires afin de rétablir l'habitat concerné (ou l'espèce) dans un état de conservation favorable, en ce compris des mesures de restauration.

Lors du premier rapportage "article 17" couvrant la période 1994-2000, l'attention a été portée sur la transposition de la directive en droit national, ainsi que la désignation de zones spéciales de conservation. Le rapportage couvrant la période 2001-2007 a permis d'établir un état 0 de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire. Le futur rapportage prévu pour 2013 sera donc la première occasion d'évaluer l'évolution de l'état de conservation des différents habitats, et par là l'influence éventuelle des mesures de gestion entreprises.

- *Contenu et organisation du rapport*

Ce rapport présente les critères et indicateurs définis en vue de l'évaluation de volet « structure et fonctions » de l'état de conservation des habitats forestiers wallons. Il concerne donc uniquement une des quatre évaluations spécifiques présentées, au point précédent, les volets "range", "distribution" et "viabilité" étant traités par ailleurs.

Les habitats concernés par l'évaluation – dont il sera par conséquent question dans ce document – sont au nombre de dix, à savoir²:

- les hêtraies :

- 9110 : la hêtraie acidophile médio-européenne (hêtraie du *Luzulo – Fagetum*) ;

- 9120 : la hêtraie acidophile atlantique (Hêtraies acidophiles atlantiques à sous-bois à *Ilex* et parfois à *Taxus* (*Quercion robori – petraea*) ou *Ilici – Fagenion*) ;

- 9130 : la hêtraie neutrophile (Hêtraies de l'*Asperulo – Fagetum*) ;

- 9150 : la hêtraie calcicole (Hêtraies calcicoles médio-européennes du *Cephalanthero – Fagion*).

- les chênaies sur sol humide :

- 9160 : chênaies – charmaies et chênaies – frênaies climaciques (Chênaies pédonculées ou chênaies – charmaies subatlantiques et médio-européennes du *Carpinion betuli*) ;

- 9190 : chênaies – boulaies à *Molinia caerulea* (Vieilles chênaies acidophiles des plaines sablonneuses à *Quercus robur*).

² Notons que la plupart de ces HIC forestiers sont présents à la fois en région biogéographique atlantique et continentale, et devront être évalués par région lors du prochain rapportage. Pour cette raison les analyses présentées dans ce rapport ont été réalisées par HIC au sein de chaque région biogéographique. Dans la suite du document, le terme « habitat » sera utilisé indépendamment pour les habitats dans leur globalité (niveau wallon), ainsi que pour les variantes biogéographiques de chacun d'eux. Ex : habitat 9130 = la hêtraie neutrophile wallonne ; habitat 9130/A = la hêtraie neutrophile en région atlantique ; habitat 9130/C = la hêtraie neutrophile en région continentale.

- les forêts de pente et de ravin :
9180* : Forêts de ravins et de pentes (Forêts de pentes, éboulis ou ravins du *Tilio* – *Acerion*).

- les forêts alluviales:
91E0* : Aulnaies – frênaies alluviales (Forêts alluviales à *Alnus glutinosa* et *Fraxinus excelsior* (*Alnion incanae*, *Alno* – *Padion*, *Salicion albae*)) ;
91F0* : Forêts fluviales résiduelles (Forêts mixtes à *Fraxinus angustifolia* ou *F. excelsior*, *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *U. minor*, riveraines des grands fleuves (*Ulmenion minoris*)).

- les boulaies pubescentes sur tourbe :
91D0* : boulaies tourbeuses (Tourbières boisées).

Ce rapport est organisé en quatre parties:

- 1) Méthodologie et données disponibles: ayant servi de base à la définition des indicateurs et des seuils ainsi qu'à leur "validation".

- 2) Sélection des indicateurs: sont présentés dans ce chapitre l'ensemble des indicateurs retenus pour le rapportage 2013, et pour chacun: les raisons sa pertinence, un résumé du mode de prise en compte (ou non) par les autres états membres, ainsi que sa distribution en forêt wallonne.
Ce chapitre présente également brièvement la liste des indicateurs ayant fait l'objet d'une réflexion, mais qui, pour diverses raisons, n'ont pas été retenus.

- 3) Validation: les indicateurs et seuils proposés ont été confrontés aux données dont nous disposons sur les habitats forestiers wallons, afin d'obtenir une première évaluation de l'état de conservation qui résulterait de leur utilisation lors du rapportage.

- 4) Méthode d'agrégation: ce dernier chapitre expose la méthodologie permettant de passer des valeurs individuelles des indicateurs à l'état de conservation global des habitats.

Dans ce cadre, à titre d'exemple, ce rapport présente les états de conservation des HIC calculés lors des analyses préliminaires menées sur la base de données de l'IPRFW. Toutefois, ces analyses n'ont eu pour seul objet que le paramétrage des indicateurs proposés. Avec l'analyse plus approfondie qui sera menée par le DEMNA à l'occasion du prochain rapportage "article 17" à l'Union Européenne, il est possible que l'évaluation finale proposée soit légèrement différente.

PREMIERE PARTIE : METHODOLOGIE ET DONNEES DISPONIBLES

- *Indicateurs*

Les indicateurs pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire ont été sélectionnés sur base d'une revue bibliographique intégrant, d'une part, les méthodologies communément utilisées dans les autres pays/régions membres de l'UE, et, d'autre part, diverses études scientifiques pertinentes en matière d'écologie forestière. Les seuils utilisés pour la définition des différents niveaux des indicateurs ont également été déduits de cette double revue bibliographique; une adaptation des seuils a néanmoins été envisagée afin de tenir compte du contexte biologique régional, ainsi que des spécificités méthodologiques liées à la récolte de données. Pour ce faire, nous nous sommes entre autres appuyés sur les distributions observées d'une série de paramètres en forêt wallonne, distributions tirées de l'analyse de la base de données de l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières Wallonnes (IPRFW). Dans un second temps, les indicateurs établis ont été testés sur cette même base de données, par habitat et région biogéographique, comme il sera d'application lors de l'évaluation.

Les indicateurs présentés dans ce document sont regroupés selon trois critères généraux qui concernent : la composition spécifique de l'habitat, ses caractéristiques de structure et de fonctionnement; et enfin, les perturbations anthropiques auquel il est éventuellement confronté. Chacun des indicateurs établi vise à évaluer l'état de conservation régional de l'habitat pour un paramètre particulier (Fv – U1 – U2), les différentes cotes obtenues sont ensuite être agrégées afin de déterminer l'état global de conservation de l'habitat pour le volet d'évaluation spécifique « structure et fonctions » (Fv – U1 – U2).

L'évaluation de l'état de conservation s'effectue à différents niveaux selon l'indicateur envisagé: Certains indicateurs sont évalués à l'échelle de la placette: dans ce premier cas, chacune des placettes reçoit une cote A – B – C en fonction de la valeur observée du paramètre, les cotes sont ensuite agrégées pour définir l'état de conservation régional pour l'indicateur, selon la méthode suivante (GDLux):

- attribution d'une note à l'échelle de la placette, tel que : A= 1, B= 2, C= 4 ;
- calcul de la cote moyenne obtenue pour l'habitat à l'échelle régionale ;
- Attribution de l'EC régional tel que : $A < 1,5 < B < 2,5 < C$

Certains indicateurs, pour diverses raisons explicitées dans ce document, ne sont pas pertinents à l'échelle de la placette d'inventaire, et sont donc directement évalués à l'échelle de la région biogéographique.

- *Données disponibles*

La base de données de l'IPRFW regroupe un total de 3336 placettes, très principalement situées en région continentale (

Tableau 1). Plus de la moitié (52%) des placettes de l'IPRFW sont établies en hêtraie acidophile à luzule (9110), environ 22% en chênaie-charmaie (9160), et 15% en hêtraie neutrophile. Les 11% des placettes restantes sont donc réparties entre 6 HIC forestiers. Notons que pour trois habitats – rares d'un point de vue régional ou biorégional – (boulaie tourbeuse 91D0, chênaie-boulaie acidophile située en zone atlantique 9190A et forêt de ravin 9180), nous disposons d'un nombre particulièrement restreint de placettes pour réaliser les analyses, aussi il convient de rester prudent dans les interprétations en ce qui concerne ces HIC. On remarque qu'aucune placette d'inventaire n'a été classifiée selon le code 91F0, soit en tant que forêt alluviale mixte à Chêne pédonculé – Orme – Frêne, ce qui peut sans doute s'expliquer par le fait que les habitats 91E0 et 91F0 sont phytosociologiquement très proches, le 91F0 étant très rare, limité à la vallée de la Meuse.

TABLEAU 1 : NOMBRE DE PLACETTES PAR TYPE D'HABITAT ET PAR REGION BIOGEOGRAPHIQUE

HIC	Atlantique	Continentale	Total général
9110		1746	1746
9120	88		88
9130	93	411	504
9150		48	48
9160	115	649	764
9180		19	19
9190	10	68	78
91D0		13	13
91E0	40	36	76
Total général	346	2990	3336

Les hêtraies acidophiles (9110 et 9120), neutrophile (9130) et la chênaie-charmaie (9160) constituent les trois habitats dominants quel que soit le contexte biorégional, mais leur importance relative varie en fonction de la région considérée. En effet, alors que ces trois habitats sont représentés à parts quasiment égales en région atlantique, la hêtraie acidophile (9110) domine par contre largement en région continentale. On observe par ailleurs une plus grande diversité d'habitats en région continentale qu'atlantique, les hêtraie calcicole (9150), forêt de ravin (9180) et boulaie tourbeuse (91D0) n'étant pas présentes au nord du sillon Sambre et Meuse.

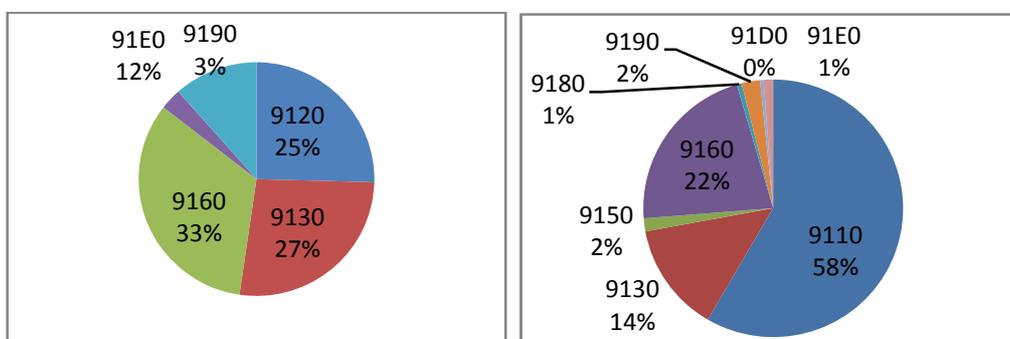


FIGURE 3 : IMPORTANCE RELATIVE DES HABITATS FORESTIERS D'INTERET COMMUNAUTAIRE EN REGION ATLANTIQUE (GAUCHE) ET CONTINENTALE (DROITE)

SECONDE PARTIE: SELECTION DES INDICATEURS

INDICATEURS RETENUS

I CRITERE GENERAL 1 : COMPOSITION SPECIFIQUE

I.1 CARACTERE INDIGENE DU CORTEGE LIGNEUX

I.1.1 JUSTIFICATION DU PARAMETRE

Chaque espèce ligneuse possède une biodiversité spécifique propre, plus ou moins importante selon l'essence, résultant des différents organismes lui étant associés par des liens à la fois trophiques et fonctionnels (Branquart et Liégeois 2005). Chaque essence forestière est ainsi associée à un cortège d'espèces généralistes et spécialistes, en proportion variable selon l'essence considérée (Branquart et De Keersmaeker 2010 ; Gosselin F. 2004b). Les essences exotiques ayant été installées chez nous depuis relativement peu de temps, on observe que, comparativement aux essences forestières indigènes, les essences exotiques sont généralement le support d'un cortège spécifique appauvri et composé en majeure partie d'espèces généralistes, les espèces spécialistes propres à ces différentes essences dans leur pays d'origine n'étant généralement pas présentes chez nous. D'une manière générale, on considère donc que l'intérêt biologique des essences exotiques dans le peuplement est inférieur à celui des essences indigènes, et ce malgré l'existence de certains exemples opposés (Branquart et Liégeois 2005 ; Gosselin F. 2004b).

Du point de vue de la diversité génétique, il va de soi que le maintien d'espèces indigènes en proportion suffisante dans le paysage permet par ailleurs de conserver et de perpétuer une grande diversité de génotypes locaux. De plus, ces génotypes étant généralement adaptés aux conditions écologiques locales, les essences indigènes sont généralement plus aptes à se régénérer de manière naturelle, contribuant ainsi à assurer la pérennité des différents habitats naturels qu'elles composent (Gosselin F. et Valadon 2006a).

I.1.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ETATS MEMBRES ET/OU METHODES INTERNATIONALES PROPRES A L'EVALUATION DU CRITERE

Parmi les états membres utilisant le recouvrement d'exotiques en tant qu'indicateur de l'état de conservation de ses habitats forestiers, on observe des variations sensibles des seuils proposés en fonction de l'échelle à laquelle est évalué le paramètre (Tableau 2). Dans le cas des pays évaluant le paramètre à l'échelle de la placette, le seuil pour l'état de conservation favorable (A) est atteint pour un minimum de 95% d'essences indigènes parmi les ligneux ; le seuil relatif à l'état B variant quant à lui de 95 % (Brandebourg) à 70 % (Autriche) selon les états/régions considérés. En ce qui concerne les habitats prioritaires, l'état A requiert généralement un taux d'essences indigènes de 99 à 100%, et de minimum 80% en ce qui concerne l'état B.

Dans la méthodologie slovène par contre, l'évaluation se fait à l'échelle de compartiments de gestion de 10 à 30 ha, et non d'unités cartographiques ou de placettes correspondant à des habitats uniques et homogènes. Il faut donc prendre en compte le fait que le compartiment puisse englober des plantations exotiques, et la Slovénie se distingue donc par des niveaux d'exigence sensiblement inférieurs.

TABLEAU 2 : CRITERES ET SEUILS PROPOSES PAR LES AUTRES ETATS MEMBRES/REGIONS POUR L'EVALUATION DU CARACTERE INDIGENE DE LA COMPOSITION LIGNEUSE. L'INDICATEUR EST BASE SUR LE POURCENTAGE DE RECOUVREMENT DES ESSENCES EXOTIQUES, TOUTES STRATES CONFONDUES.

	% de recouvrement des essences exotiques			Echelle de mesure/évaluation	
	A	B	C		
Luxembourg	< 5%	6 à 25 %	> 25%	Informations récoltées en partie sur les placettes de l'inventaire forestier, ou sélection aléatoire d'unités cartographiques (polygones d'habitat) mesurées périodiquement et évaluation à l'échelle nationale	
Brandebourg	< 1 %	2 à 5 %	> 5 %	Non précisé	
Flandre	0%	0 à 10(20) %	> 10(20) %	Récolte par placette. Evaluation par placette puis aggloméré par unité d'habitat	
Autriche	0%	0-30 %	> 30%	Données récoltées sur des placettes de 625 m ²	
	Bon			Très dégradé	
Slovénie	<30 %	30 à 70 %	70 à 90%	> 90%	% relatif d'espèces exotiques évalué au niveau de compartiments de gestion de 10 à 30 ha.

I.1.3 DISTRIBUTION DU PARAMETRE EN FORET WALLONNE³

TABLEAU 3 : MOYENNE, ECART-TYPE ET QUANTILES, DU RECOUVREMENT TOTAL OCCUPE PAR LES ESSENCES LIGNEUSES INDIGENES, TOUTES STRATES CONFONDUES, PAR TYPE D'HABITAT.

	N	Mean	ET.Indigènes	Quantile.0%	Quantile.25%	Quantile.50%	Quantile.75%	Quantile.100%
Hab	9110	0.9413803	0.13242930	0.00	0.9700	1.000	1	1
	9120	0.8339773	0.27046805	0.00	0.8225	0.980	1	1
	9130/A	0.8541935	0.21054960	0.03	0.7500	0.980	1	1
	9130/C	0.9694404	0.09343801	0.29	1.0000	1.000	1	1
	9150	0.9920833	0.03313148	0.80	1.0000	1.000	1	1
	9160/A	0.7928696	0.25075943	0.00	0.6500	0.880	1	1
	9160/C	0.9582589	0.12440682	0.07	1.0000	1.000	1	1
	9180	0.9857895	0.03656285	0.85	1.0000	1.000	1	1
	9190/A	0.9140000	0.13945927	0.63	0.8375	1.000	1	1
	9190/C	0.8416176	0.23742154	0.05	0.7400	0.970	1	1
	91D0	0.8684615	0.19030003	0.40	0.7700	1.000	1	1
	91E0/A	0.7387500	0.32127301	0.00	0.5800	0.895	1	1
	91E0/C	0.9108333	0.22428776	0.00	0.9950	1.000	1	1
Overall	3336	0.9335612	0.15412771	0.00	0.9700	1.000	1	1

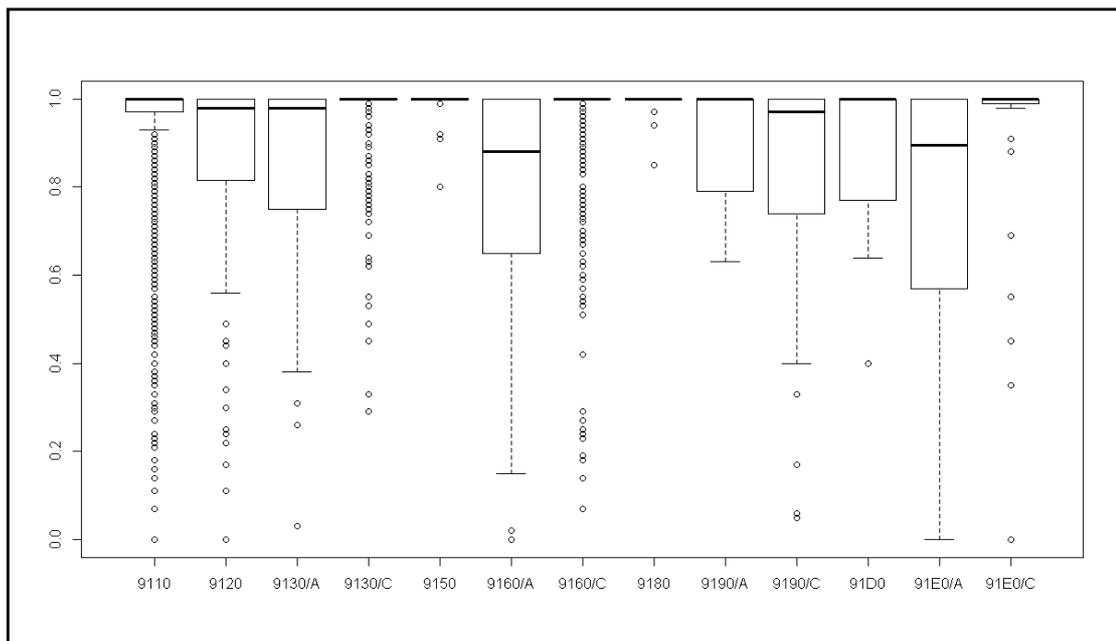


FIGURE 4 : DISTRIBUTION DU POURCENTAGE RELATIF DES ESSENCES LIGNEUSES INDIGENES, TOUTES STRATES CONFONDUES, VENTILE PAR TYPE D'HABITAT.

- La médiane du pourcentage relatif de recouvrement des essences ligneuses indigènes varie de 88 à 100% pour l'ensemble des habitats wallons, avec une forte majorité d'habitats caractérisés par une médiane proche des 100%. Deux habitats situés en zone atlantique sont caractérisés par une médiane plus faible, à savoir la

³ Ces informations sont issues de la base de données IFPRFW – cfr. méthodologie présentée en seconde partie du rapport

chênaie-charmaie (9160A) et la forêt alluviale (91E0A), soit respectivement 88% et 89% de recouvrement relatif indigène.

- On observe une variation assez importante du paramètre en ce qui concerne les deux types de boulaies situées en zone continentale (boulaie tourbeuse 91D0 et chênaie-boulaie 9190) ainsi que dans l'ensemble des habitats situés en zone atlantique. Dans ce deuxième cas, le constat est sans doute à mettre en relation avec la présence de peupliers hybrides, particulièrement dans le cas de la forêt alluviale (91E0) ; de prunus serotina, très invasif dans certaines stations et particulièrement en hêtraie acide atlantique (9120) ; ainsi qu'avec l'existence, dans le domaine atlantique, de peuplements mélangés comportant entre autres chênes rouge et châtaigniers.

I.1.4 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 4 : INDICATEUR 1.1 – CARACTERE INDIGENE DU CORTEGE LIGNEUX

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul par placette, puis agrégation vers l'indicateur	Seuils (échelle placette) (* = habitats prioritaires)			seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	Fv	U1	U2
Indigénat du cortège ligneux	Recouvrement relatif des espèces ligneuses indigènes	Cote pour chaque placette, puis agrégation	> 90 % 99%*	80 - 90 % 90-99%*	< 80 % < 90%*	Agrégation des cotes des placettes		

Habitats concernés

Tous les HIC forestiers

Paramètre analysé

Pourcentage relatif d'espèces indigènes parmi le cortège ligneux, toutes strates confondues, tel que :

Somme des recouvrements des espèces ligneuses indigènes toutes strates confondues / somme des recouvrements de la végétation ligneuse, toutes strates confondues.

Le recouvrement de chaque espèce est exprimé en %, en utilisant comme valeur le centre de la classe de % correspondant au coefficient de Braun-Blanquet de l'espèce (par exemple 3 en B.-B. = 25-50 % = 37.5% pour le coefficient 3). Si une espèce est présente dans plusieurs strates, les recouvrements de cette espèce dans chacune des strates sont additionnés et interviennent chacun dans le calcul.

Echelle de mesure et seuils

L'indicateur est mesuré à l'échelle de la placette, une cote A, B ou C étant dès lors attribuée à chacune d'elles. Les notes sont ensuite agrégées à l'échelle de la région biogéographique pour déterminer l'état de conservation du paramètre (Fv – U1 ou U2).

Données disponibles

L'indicateur est basé sur le relevé phytosociologique des inventaires N2000 et de l'IFPRFW.

I.2 DIVERSITE DU CORTEGE LIGNEUX ARBUSTIF ET ARBORE

I.2.1 JUSTIFICATION DU CRITERE

La composition du peuplement peut-être considérée comme un important déterminant de la biodiversité forestière, dans la mesure où la nature et de la diversité des essences en place influent en grande partie sur la capacité et d'accueil et les performances de l'écosystème (Branquart et De Keersmaeker 2010 ; Verheyen et Branquart 2010). Du point de vue de la diversité arborée, il apparaît ainsi que, d'une manière générale, le mélange d'essence garantit une biodiversité plus importante qu'au sein des peuplements purs (Gosselin F. 2004b). En effet, les peuplements mélangés favorisent le développement d'une biodiversité taxonomique élevée, par la mise en présence d'espèces généralistes – communes à l'ensemble des essences – et spécialistes – propres aux différentes essences ligneuses (Branquart et De Keersmaeker 2010). Le mélange d'essences permet par ailleurs de favoriser le fonctionnement de l'écosystème (exploitation du sol, turn-over) du fait de la complémentarité des niches écologiques résultant de la coexistence d'espèces fonctionnellement différentes au sein du milieu (Verheyen et Branquart 2010). Les peuplements mélangés présenteraient en outre une meilleure résilience, liée, entre autres, à la réduction du risque de dégâts phytosanitaires via la dilution des cibles des ravageurs, la constitution de barrières (physiques et chimiques) à la colonisation de l'arbre cible et la diversité de microhabitats apte à accueillir une plus grande richesse de prédateurs (Jactel *et al.* 2005).

Notons cependant que certains effets antagonistes peuvent parfois s'observer entre organismes associés, de mêmes qu'il existe certaines espèces inféodées aux peuplements monospécifiques nécessitant des peuplements purs de taille suffisante pour pouvoir effectuer leur développement et leur reproduction (Gosselin F. 2004b; European Commission 2008). En ce sens, il est évident qu'une diversité ligneuse élevée ne saurait être recommandée de manière systématique et en tout point, dès lors qu'elle ne favorise pas toujours l'établissement d'un niveau de biodiversité maximal (Gosselin M. et Paillet 2010). On en déduira donc que le niveau de diversité favorable d'un peuplement ne présente pas de valeur unique, mais est fonction de la dynamique naturelle de la station, liée au type d'habitat naturel considéré.

Du point de vue de la nature des essences en place, on sait que les organismes inféodés aux houppiers et au tronc des arbres présentent une sélectivité variable en fonction des essences considérées (Gosselin F et Valadon 2006). On sait également que ce paramètre influe sur le cycle de la matière, chaque essence présentant une fane spécifique, plus ou moins favorable à la qualité et à la vitesse de décomposition de la litière (Ponette 2010). A l'instar de la richesse spécifique, il est donc acquis que la nature des essences en place influence le niveau de biodiversité taxonomique et fonctionnelle de l'écosystème forestier, les essences compagnes et/ou héliophiles (*Alnus glutinosa*, *Betula sp.*, *Quercus sp.*, *Salix sp.*, *etc.*) étant généralement reconnues pour augmenter de manière significative la capacité d'accueil du milieu (Gosselin F. 2004b ; Branquart et De Keersmaeker 2010). Or, plus le milieu sera

diversifié, plus il aura de chance de comporter une certaine proportion de ces essences compagnes.

I.2.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ETATS MEMBRES ET/OU METHODES INTERNATIONALES PROPRES A L'EVALUATION DU CRITERE

La diversité ligneuse semble peu prise en compte en tant que tel par les autres états membres, qui se base plus volontiers sur des indicateurs – plus complexe à évaluer – liés à la typicité du cortège. Ce critère est toutefois pris en compte par l'Indice de Biodiversité Potentielle, un indicateur de biodiversité indirect, visant à évaluer le niveau de biodiversité taxonomique potentiel des peuplements forestiers, en termes de capacité d'accueil maximale (Larrieu et Gonin 2008). L'IBP s'apparente à un indicateur « composite », basé sur l'évaluation d'un ensemble de dix paramètres, principalement liés à la structure et à la composition du peuplement. Chacun de ces facteurs reçoit une note pouvant être 0 – 2 – 5 (du plus défavorable au plus favorable), celles-ci étant additionnées afin d'obtenir la note finale de l'indice.

Un des dix facteurs de l'IBP concerne la diversité ligneuse. Une note 0 – 2 ou 5 est attribuée au peuplement en fonction du nombre de genres d'arbres présent sur la placette – et non par rapport au nombre d'essences – suite au constat que différentes essences d'un même genre ont dans la plupart des cas un comportement dynamique, des caractéristiques et un potentiel biologique assez proche (Larrieu et Gonin 2008).

TABLEAU 5 : SEUILS DE L'IBP POUR L'EVALUATION DE LA DIVERSITE EN ESSENCES.

Cote	5	2	0	Echelle de mesure/évaluation
Nombre de genres d'essences autochtones	> 4	3 à 4	< 3	Parcours en plein du peuplement et évaluation à l'échelle du peuplement

Notons que dans la méthodologie d'inventaire de l'IBP, les peuplements visés sont parcourus entièrement, ce qui diffère donc des méthodes par placettes d'échantillonnage des inventaires wallons, tant Natura2000 que IPRFW. Pour un même type d'habitat, la diversité ligneuse à l'échelle d'une placette de 10 ares est forcément réduite par rapport à celle caractérisant une unité d'habitat, et les seuils de l'IBP devraient logiquement être revus à la baisse. Si par contre l'évaluation de la diversité ligneuse se fait non pas à l'échelle des placettes mais à l'échelle des sites N2000, en calculant un indice de la diversité ligneuse totale par agglomération de l'information contenue dans les placettes, les seuils doivent également être adaptés.

Notons également que le but de l'IBP n'est pas d'évaluer l'état de conservation par type d'habitat mais bien une valeur de biodiversité potentielle dans l'absolu ; il ne tient donc pas compte des différences écologiques entre habitats, et fixe des seuils uniques quel que soit le type de milieu considéré. Or, la nature et le nombre d'essences indigènes potentielles varient considérablement selon le type d'habitat forestier, en raison des différences de conditions

écologiques et de compétition interspécifique. Les seuils devraient donc être ajustés par type d'habitat.

I.2.3 DISTRIBUTION DU PARAMETRE EN FORET WALLONNE

TABEAU 6 : MOYENNE, ECART-TYPE ET QUANTILES DU NOMBRE D'ESSENCES LIGNEUSES INDIGENES, DANS LES TROIS STRATES, PAR TYPE D'HABITAT.

	N	Mean	ET.Nesp	Quantile.0%	Quantile.25%	Quantile.50%	Quantile.75%	Quantile.100%	
Hab	9110	1746	3.966208	2.194942	0	2.00	4.0	5.00	15
	9120	88	4.102273	2.463713	0	2.00	4.0	6.00	11
	9130/A	93	5.591398	2.771111	0	3.00	6.0	7.00	13
	9130/C	411	6.167883	2.655604	0	4.00	6.0	8.00	15
	9150	48	7.145833	2.576403	3	5.75	7.0	8.25	14
	9160/A	115	5.478261	2.552425	0	3.00	6.0	7.00	12
	9160/C	649	5.328197	2.416856	0	4.00	5.0	7.00	14
	9180	19	6.052632	1.580214	4	4.50	6.0	7.00	9
	9190/A	10	2.200000	1.751190	0	1.00	2.0	3.75	5
	9190/C	68	3.764706	2.151831	0	2.75	3.5	5.00	10
	91D0	13	1.846154	1.214232	0	1.00	2.0	3.00	4
	91E0/A	40	5.175000	2.845487	0	3.00	5.0	7.00	14
	91E0/C	36	4.722222	2.479759	0	3.00	5.0	6.00	10
overa11	3336	4.666067	2.516274	0	3.00	4.0	6.00	15	

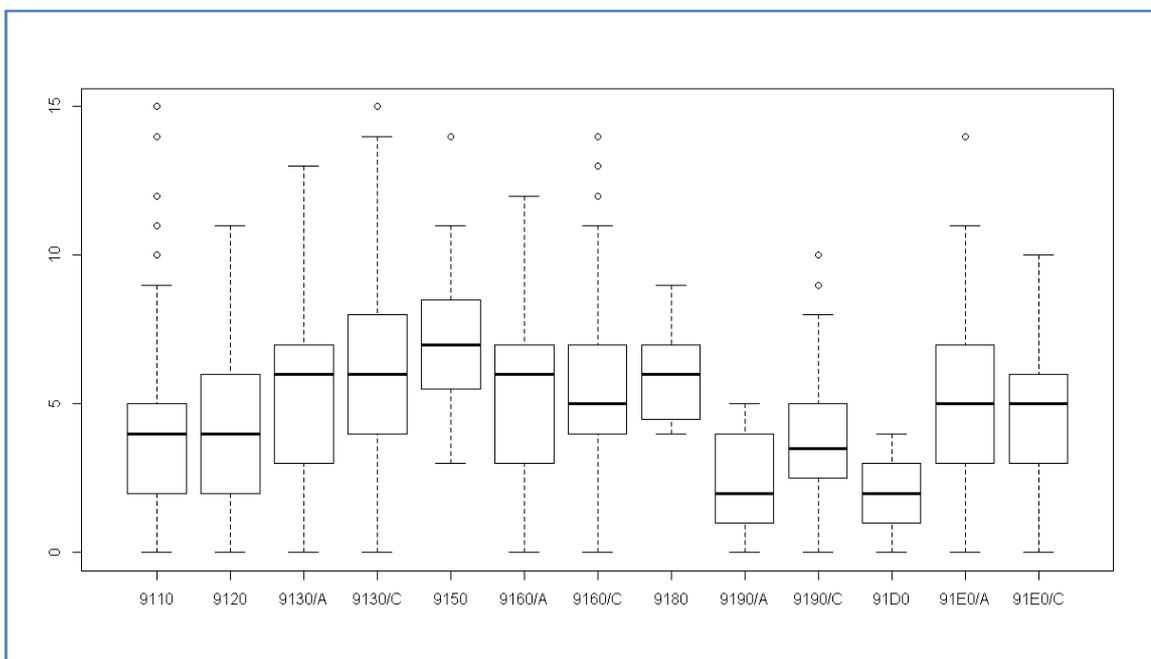


FIGURE 5 : DISTRIBUTION DU NOMBRE D'ESSENCES LIGNEUSES INDIGENES, DANS LES TROIS STRATES, PAR TYPE D'HABITAT.

Notons que les distributions présentées ci-avant portent sur le nombre d'espèces ligneuses indigènes dans les trois strates ligneuses, en effectuant les regroupements suivants :

- Quercus sp. = Quercus petraea + Quercus robur + Quercus pubescens + Quercus sp.
- Betula sp. = Betula Pendula + Betula pubescens + Betula sp.
- Tilia sp. = Tilia cordata + Tilia platyphyllos + Tilia sp.
- Ulmus sp. = Ulmus glabra + Ulmus laevis + Ulmus minor + Ulmus sp.

Par ordre croissant du nombre d'espèces, on observe trois groupes d'habitats caractérisés par des médianes identiques ou proches :

- 9190C et 91DO : médiane de 2 ou 3 ;
- 9110-9120-9160C-91E0 : médiane de 4 ou 5 ;
- 9130 – 9180 – 9150 – 9160A : médiane de 6 ou 7

A l'exception des deux premiers habitats cités, on observe donc des habitats relativement diversifiés. Ce constat peut paraître étonnant dans le cas de certains habitats acidoclines à acidophiles comme les hêtraies pauvres, et d'autant plus que des regroupements par genre ont été effectués (Q. Petraea et robur = 1 seule essence!). Ceci pourrait indiquer qu'en prenant en compte les trois strates, la présence de certains semis non installés peut amener à une certaine surévaluation de l'indicateur. Nous suggérons donc de limiter l'indicateur aux seules strates arbustive et arborée.

1.2.4 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 7 : INDICATEUR 1.2 DIVERSITE DU CORTÈGE LIGNEUX ARBUSTIF ET ARBORE

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul-agrégation vers indicateur	Groupes concernés	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle régionale)			
				A	B	C	Fv	U1	U2	
Diversité ligneuse	Nombre d'espèces ligneuses typiques	Cote pour chaque placette puis pondération	Tous les HIC	> x sp.	y - x sp.	< y sp.	Pondération des cotes placettes			
			Avec	9110, 9120, 9190	>=4	2 ou 3	<2			
				9130, 9150, 9180, 91E0et9F0	>=5	3 ou 4	<3			
				9160	>=4	3	<3			
				91DO	>=2	1	/			

Habitats concernés

Tous les HIC forestiers

Paramètre analysé

Nombre d'espèces ligneuses indigènes parmi le cortège ligneux arbustif et arboré, une essence présente dans plusieurs strates n'étant prise en compte qu'une seule fois.

Données disponibles

L'indicateur est basé sur le relevé phytosociologique des inventaires N2000 et de l'IFPRFW.

Echelle de mesure et seuils

Il a été décidé de limiter le critère de diversité aux seules strates arbustive et arborée, afin d'éviter de surévaluer l'indicateur en prenant en compte la régénération non acquise de la strate herbacée. Les valeurs seuils ont été adaptées aux différents habitats, selon un regroupement tenant compte de leur niveau de richesse trophique:

- Acidophile : 91DO
- Acidoclines (à –philes): 9110, 9120, 9190
- Mésotrophe : 9160
- Eutrophes à calcaire : 9130, 9150, 9180, 91E0et9F0

Le nombre d'espèces ligneuses est évalué à l'échelle de la placette, une cote A, B ou C étant dès lors attribuée à chacune d'elles. L'état de conservation du paramètre (Fv – U1 ou U2) est ensuite déterminé par agrégation des notes à l'échelle de la région biogéographique.

I.3 ESPECES CARACTERISTIQUES DES FORETS PEU PERTURBÉES

I.3.1 JUSTIFICATION DE LA PRISE EN COMPTE DU CRITERE

Par rapport à l'historique de la surface forestière (également traitée par l'indicateur « continuité du couvert forestier »), la présence d'espèces dites « de forêts anciennes », apporte une information supplémentaire quant au niveau d'intégrité fonctionnel du peuplement forestier. Tributaires d'un faible degré de perturbation anthropique de l'écosystème, leur présence témoigne en effet de la continuité d'une gestion forestière respectueuse du bon fonctionnement de l'écosystème (sol, ambiance forestière,...). On sait par exemple que de nombreuses espèces de géophytes rhizomateux ou bulbeux ont disparu des forêts jadis essartées (Noirfalise 1984). A l'inverse, la présence de ces espèces dans un massif jeune tend à indiquer qu'une partie des caractéristiques de la forêt « naturelle » à été restaurée (Crawford 2009).

Parmi ces espèces, les plantes vasculaires ont été de loin les plus étudiées. Certaines ont adopté une stratégie de survie à l'ombre de la canopée, en se développant avant la feuillaison des arbres, ou en colonisant l'espace par le développement de rhizomes ou de bulbes. N'étant pas dotées de grandes facultés de migration (faibles capacités de développement de diaspores et de dispersion, faible compétitivité), de nombreuses décennies s'avèrent nécessaires avant que ces espèces ne parviennent à coloniser de nouveaux habitats forestiers ; elles s'avèrent donc de bonnes indicatrices des forêts peu perturbées ou en cours de restauration (Bossuyt et Hermy 2000 ; Hermy *et al.* 1999 ; Tangué 2011).

I.3.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ETATS MEMBRES ET/OU METHODES INTERNATIONALES PROPRES A L'EVALUATION DU CRITERE

On observe peu de renseignements pour ce critère dans la bibliographie étrangère. Seule la région Rhénanie du Nord-Westphalie propose l'utilisation du critère floristique dans l'évaluation de la continuité et de l'ancienneté de l'état boisé, pour les habitats 9130, 9160, (9170,) 9180, 91 E0 et 91 F0. On note que cette région s'intéresse uniquement aux géophytes et à leur recouvrement. Les seuils qui y sont proposés sont les suivants :

TABLEAU 8 : CRITERES ET SEUILS PROPOSES PAR LES AUTRES ETATS MEMBRES/REGIONS, POUR LE CRITERE ESPECES CARACTERISTIQUES DES FORETS PEU PERTURBEES

Recouvrement d'espèces de forêts anciennes					
	A	B	C	Echelle de mesure/évaluation	Remarques
NRW	> 50 %	5 à 50 %	< 5 %	Echantillonnage par unités cartographiques d'habitat, max 60 sélectionnées aléatoirement si > 60 unités pour un habitat, sinon toutes les UH.	Espèces de forêts anciennes réduites à une liste de géophytes

I.3.3 LISTE DES ESPECES DITES « DE FORET ANCIENNE »

Revue bibliographique

La bibliographie fournit des listes d'espèces de forêt ancienne pour la Région Flamande, pour l'Ecosse et pour le Juras français. Pour la Wallonie, il existe une publication de M. Tanghe (2011) sur la composition du sous-bois herbacé comme indicateur du degré de naturalité, ainsi qu'un travail de fin d'études réalisé au sein de la Faculté de Gembloux (Denis 2005), mettant en relation un certain nombre d'espèces avec l'ancienneté des massifs forestiers en Condroz.

Il faut toutefois remarquer qu'aucune plante ne représente un indicateur parfait de l'ancienneté du massif forestier. Le degré d'association entre la présence d'une plante et l'ancienneté de la forêt dans laquelle elle est rencontrée varie selon l'endroit. Ainsi, comme le précise Dupouey et al. (2002), l'association entre ancienneté des forêts et présence de certaines espèces n'a qu'une portée régionale. C'est pourquoi la liste des plantes des forêts anciennes à l'échelle de la région ainsi que les seuils à appliquer doivent être choisis avec grand soin.

Dans son travail de fin d'étude, réalisé au sein de la Faculté de Gembloux, Denis (2005) présente les relations suivantes entre certaines espèces et l'âge du massif boisé en Condroz. Les listes d'espèces ont été dressées sur base, d'une part, de relevés phytosociologiques issus d'études pré-existantes, et, d'autre part, de relevés complémentaires réalisés sur une zone pilote dans le cadre du travail. Les principaux résultats de son travail sont présentés ci-après :

TABEAU 9 : LISTE DES ESPECES DONT LE COMPORTEMENT N'INDIQUE AUCUN LIEN AVEC L'AGE DE LA FORET.

<i>Actaea spicata</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Ranunculus acris</i>
<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Hypericum hirsutum</i>	<i>Ranunculus ficaria</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Hypericum pulchrum</i>	<i>Rubus fruticosus</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Allaria petiolata</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Rumex sp</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Lysimachia nummularia</i>	<i>Silene dioica</i>
<i>Arctium lappa</i>	<i>Melica nutans</i>	<i>Solidago virgaurea</i>
<i>Bromus ramosus</i>	<i>Mycelis muralis</i>	<i>Stellaria holostea</i>
<i>Caltha palustris</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Carex pallescens</i>	<i>Myosotis scorpioides</i>	<i>Stellaria nemorum</i>
<i>Carex pilulifera</i>	<i>Neottia nidus-avis</i>	<i>Taraxacum sp</i>
<i>Carex remota</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Colchicum autumnale</i>	<i>Poa annua</i>	<i>Veronica hederifolia</i>
<i>Epilobium sp</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Veronica sp</i>
<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Poa sp</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Festuca arundinacea</i>	<i>Polygonum bistorta</i>	<i>Vicia sepium</i>
<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Pulmonaria montana</i>	<i>Viola hirta</i>
<i>Geranium robertianum</i>		

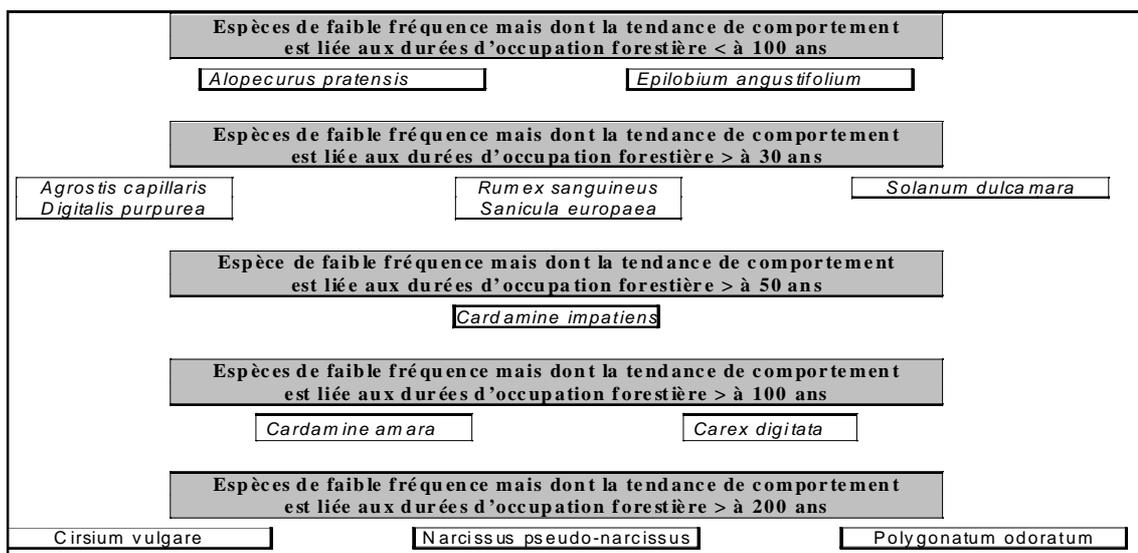
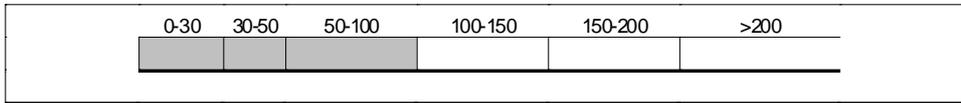


FIGURE 6: TENDANCES OBSERVEES POUR UNE SERIE D'ESPECES PEU FREQUENTES DANS LES RELEVES UTILISES.

Ensuite, des listes sont dressées pour les mêmes durées que précédemment (< 100 ans, > 30 ans, > 50 ans, > 100 ans, > 200 ans) avec les espèces rencontrées plus communément dans les relevés utilisés.

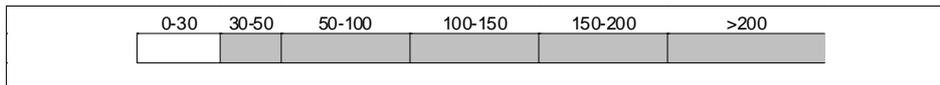
Espèces caractéristiques des durées d'occupation forestière < à 100 ans

<i>Cruciata laevipes</i> *	<i>Rosa canina</i> **	<i>Anthriscus sylvestris</i> ***
<i>Angelica sylvestris</i> ψ *	<i>Dactylis glomerata</i> ψ **	<i>Cirsium arvense</i> ***
<i>Cirsium palustre</i> ψ *	<i>Myosotis sp</i> ψ **	<i>Myosotis sylvatica</i> ***
<i>Ranunculus repens</i> ψ *		<i>Heraclium sphondylium</i> ψ ***



Espèces caractéristiques des durées d'occupation forestière > à 30 ans

<i>Adoxa moschatelina</i>	<i>Hedera helix</i>	<i>Rosa arvensis</i>
<i>Ajuga reptans</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Rubus caesius</i>
<i>Arum maculatum</i>	<i>Lysimachia nemorum</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Carex sylvatica</i>	<i>Moehringia trinervia</i>	<i>Senecio nemorensis</i>
<i>Circaea lutetiana</i>	<i>Poa nemoralis</i>	<i>Valeriana repens</i>
<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Potentilla sterilis</i>	<i>Veronica montana</i>
<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Primula elatior</i>	<i>Viburnum opulus</i>
<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>Ribes uva-crispa</i>	<i>Viola reichenbachiana</i>
<i>Festuca gigantea</i>		

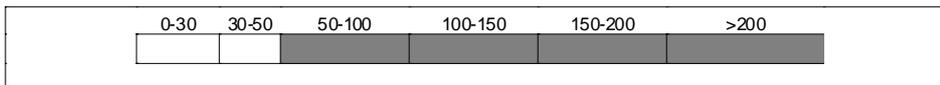


Espèces caractéristiques des occupations forestières > à 30 ans et dont le comportement évolue avec l'âge

<i>Stachys sylvatica</i> *	<i>Ribes rubrum</i> (*, *)	<i>Mercurialis perennis</i> (, *)
<i>Holcus mollis</i> *	<i>Athyrium filix-femina</i> (*, **)	<i>Galeopsis tetrahit</i> ψ (, ***)
<i>Lamium galeobdolon</i> ***	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (**, *)	
<i>Lonicera periclymenum</i> ***	<i>Polygonatum multiflorum</i> (***, *)	

Espèces caractéristiques des durées d'occupation forestière > à 50 ans

<i>Acer campestre</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i> *	<i>Listera ovata</i>
<i>Clematis vitalba</i>	<i>Dryopteris dilatata</i>	<i>Teucrium scorodonia</i>
<i>Crataegus laevigata</i>	<i>Galium odoratum</i> ψ	<i>Viola riviniana</i> *

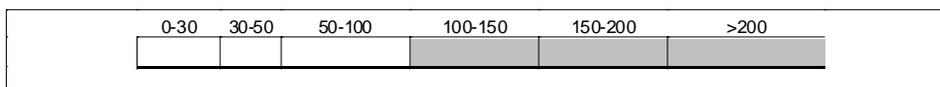


Espèces caractéristiques des occupations forestières > à 50 ans et dont le comportement évolue avec l'âge

<i>Oxalis acetosella</i> ***	<i>Paris quadrifolia</i> (*, ***)	<i>Anemone nemorosa</i> (**, *)
------------------------------	-----------------------------------	---------------------------------

Espèces caractéristiques des durées d'occupation forestière > à 100 ans

<i>Cardamine pratensis</i> *	<i>Primula veris</i> **	<i>Convallaria majalis</i>
<i>Hyacinthoides non-scripta</i> *	<i>Ranunculus auricomus</i> **	<i>Orchis mascula</i>
<i>Ilex aquifolium</i> *	<i>Euphorbia amygdaloides</i> ψ ***	<i>Phyteuma spicatum</i>
<i>Melica uniflora</i> *	<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	



Espèce caractéristique des durées d'occupation forestière > à 100 ans et dont le comportement évolue avec l'âge

<i>Luzula pilosa</i> **

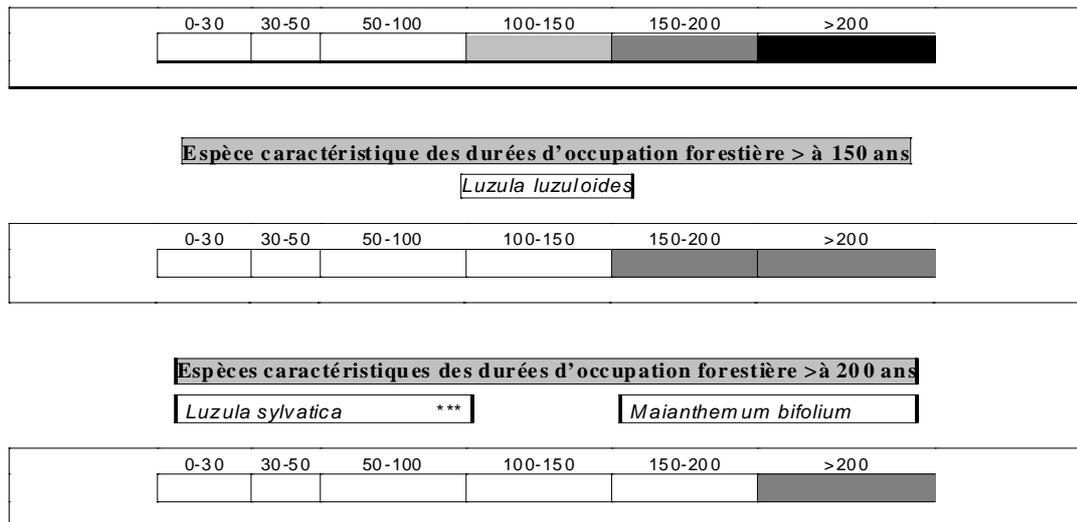


FIGURE 7: TENDANCES OBSERVEES POUR UNE SERIE D'ESPECES FREQUENTES DANS LES RELEVES UTILISES

Bien sûr, ce travail de fin d'études s'appuie sur un nombre de relevés restreint, et sa validité porte sur une zone géographique limitée. Il en résulte notamment que pour toute une série d'espèces, une trop faible fréquence dans les relevés utilisés ne permet pas de dégager un quelconque rapport avec l'âge du massif où elles ont été observées. On peut également rappeler que, comme mentionné plus haut, le caractère indicateur de forêt ancienne d'une espèce végétale peut varier selon la région naturelle considérée.

Une publication de M. Tanghe (2011) présente quelques exemples de situations de forêts anciennes, et cite un certain nombre d'espèces qui y sont présentes ou absentes. Il n'est pas fait mention explicitement d'espèces indicatrices de vieilles forêts, mais d'espèces dites "sylvatiques", strictes ou plus lâches. Ces espèces sylvatiques sont de plantes strictement ou principalement inféodées aux sous-bois. Les sylvatiques lâches ont généralement un mode de dispersion efficace qui leur permet de coloniser assez facilement des boisements neufs. A l'inverse, les espèces sylvatiques strictes sont caractérisées par un mode de dispersion plus lent, et peuvent donc s'apparenter à des espèces d'anciennes forêts.

Par exemple, pour le Bois de Blaimont à Virelles, cultivé jusqu'au milieu du 19^e siècle, on observe les espèces sylvatiques suivantes :

- *Viola reichenbachiana*
- *Luzula pilosa*
- *Potentilla sterilis*
- *Poa nemoralis*
- *Carex sylvatica*
- *Brachypodium sylvaticum*

Mais les espèces suivantes (pour la plupart des géophytes) n'y sont par contre pas présentes :

- *Mercurialis perennis*
- *Narcissus pseudonarcissus*
- *Scilla bifolia*
- *Orchis mascula*

- Neottia nidus-avis
- Paris quadrifolia
- Polygonatum multiflorum

Un autre exemple présenté dans l'article traite des boisements condruziens, cultivés à l'époque de Ferraris et reboisés depuis au moins 150 ans, ou totalement inaltérés. Dans ces derniers, on trouve en abondance :

- Asperula odorata
- Anemone nemorosa
- Stellaria holostea
- Lamium galeobdolon
- Ranunculus ficaria
- Melica uniflora

Par contre, dans les forêts jadis cultivées, les plantes suivantes sont toujours absentes :

- Anemone nemorosa
- Lamium galeobdolon
- Polygonatum multiflorum
- Miliium effusum
- Melica uniflora
- .
- Asperula odorata
- Veronica montana
- Paris quadrifolia
- Primula elatior
- *etc*

Un tableau présenté dans ce document montre les différentes espèces rencontrées lors des relevés réalisés dans le cadre de l'étude sur la comparaison entre des boisements plus anciens et les boisements opérés en bordure des autoroutes. La liste complète de ces espèces reprend :

- | | | |
|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------|
| - Mercurialis perennis | - Carex sylvatica | - Potentilla sterilis |
| - Campanula trachelium | - Viola reichenbachiana | - Luzula pilosa |
| - Tamus communis | - Miliium effusum | - Scrophularia nodosa |
| - Adoxa moschatellina | - Euphorbia amygdaloides | - Convallaria majalis |
| - Ranunculus ficaria | - Brachypodium sylvaticum | - Holcus mollis |
| - Primula elatior | - Melica uniflora | - Oxalis acetosella |
| - Paris quadrifolia | - Pulmonaria montana | - Polystichum aculeatum |
| - Narcissus pseudonarcissus | - Veronica montana | - Ajuga reptans |
| - Anemone nemorosa | - Hyacinthoides non-scripta | - Rumex sanguineus |
| - Lamium galeobdolon | - Stellaria holostea | - Moehringia trinervia |
| - Polygonatum multiflorum | - Viola riviniana | - Stachys sylvatica |
| | - Poa nemoralis | - Silene dioica |

Liste proposée

Le croisement des publications précitées, ainsi que l'expertise des auteurs, a conduit à l'élaboration d'une liste d'espèces caractéristiques des « vieilles forêts », ventilée par type d'habitat où ces espèces peuvent potentiellement être rencontrées. Notons que certaines espèces ligneuses n'ont pas été reprises, leur fidélité au milieu boisé étant moindre qu'en ce qui concerne les espèces herbacées. Certaines herbacées caractéristiques de milieux ouverts ont également été supprimées, leur présence pouvant être liée à une source de lumière ponctuelle dans le milieu (coupe, chemin, etc.). Notons enfin que cette liste d'espèces préliminaire constitue une base de travail, restant à améliorer au fil des rapportages à venir.

TABLEAU 10 : LISTE DES ESPECES INDICATRICES DE FORETS PEU PERTURBEES, VENTILEES PAR TYPE D'HABITAT OU LEUR PRESENCE EST JUGEE PROBABLE (WIBAIL ET HAEGENS 2012) – X : ESPECE PRESENTE DANS L'HABITAT – F : VARIANTE FAMENNIENNE POUR L'HABITAT 9160 – T : VARIANTE THERMOPHILE POUR L'HABITAT 9180

Espèces	9110	9120	9130	9150	9160	9180	9190	91 D0	91 E0 et 91 F0
<i>Actaea spicata</i>						x			
<i>Allium ursinum</i>			(x)		x	x			x
<i>Anemone nemorosa</i>	x	x	x	x	x	x			x
<i>Anemone ranunculoides</i>					x				x
<i>Asperula odorata</i>			x		x	x			x
<i>Blechnum spicant</i>	x	x			(x)		x	(x)	
<i>Campanula trachelium</i>			x	x		x (t)			
<i>Carex digitata</i>			(x)	x	(x(f))	x (t)			
<i>Carex pallescens</i>	x						x		
<i>Carex pilulifera</i>	x	x					x		
<i>Carex remota</i>	(x)	(x)			x				x
<i>Carex strigosa</i>									x
<i>Carex sylvatica</i>			x	x	x	x			x
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>									x
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>						(x)			x
<i>Convallaria majalis</i>	x	x	x	x	x		(x)		
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	x	x	x	x	x	x			x
<i>Festuca altissima</i>	x		x		(x)	x			(x)
<i>Gagea lutea</i>			(x)		x				x
<i>Geum rivale</i>					(x(f))				x
<i>Helleborus viridis</i>					x				x
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>			x						
<i>Hypericum hirsutum</i>			x	x	x(f)				
<i>Hypericum montanum</i>				x					
<i>Hypericum pulchrum</i>	x	x			x(f)				
<i>Lamium galeobdolon</i>			x	x	x	x			x
<i>Lathraea squammaria</i>					x				x
<i>Luzula luzuloides</i>	x		x		x(f)	x	(x)		
<i>Luzula pilosa</i>	x	x	x		x	x			x
<i>Luzula sylvatica</i>					x	(x)	x	x	x
<i>Maianthemum bifolium</i>	x	x	x				x		

Melampyrum pratense	x	x			x(f)		x		
Melica nutans				x		x(t)			
Melica uniflora			x	x	x	x			(x)
Milium effusum	x	x	x	x	x	x			x
Neottia nidus-avis			X	x					
Oxalis acetosella	x	x	x		x	x	x		x
Paris quadrifolia			x	x	x	x			x
Phyteuma spicatum			x	x	x	x			
Polygonatum multiflorum	x	x	x	x	x	x			x
Polystichum aculeatum						x			
Primula elatior			x		x	x			x
Ranunculus auricomus			x	x	x				x
Sanicula europaea			x	x					
Stellaria nemorum									x
Viola reichenbachiana			x	x	x	x			x
Viola riviniana	x	x	x		x				(x)

Selon la liste bibliographique présentée ci-dessus, ventilant les différentes espèces en fonction des habitats et variantes stationnelles pouvant les abriter, les habitats s'organisent en trois groupes distincts quant à leur richesse potentielle en espèces des forêts peu perturbées :

- 91D0: Potentiel faible (2 sp)
- 9110-9120-9150-9180 - 9190 : potentiel moyen (9 à 19 sp)
- 9130-9160-91E0 : Potentiel élevé : (24 à 25 sp)

Notons cependant que certaines de ces espèces sont naturellement plus fréquentes dans les peuplements ex : *Anemone nemorosa*, *Carex sylvatica*, etc. et d'autres plus rares : ex : *Gagea lutea*, *Helleborus viridis*, etc. La fréquence – abondance potentielle des espèces au sein des différents habitats devrait donc être prise en compte afin d'établir les seuils de l'indicateur.

1.3.4 DISTRIBUTION DU PARAMETRE POUR LA FORET WALLONNE

TABEAU 11 : MOYENNE ECART-TYPE ET QUANTILES DU NOMBRE D'ESPECES DE FPP PAR TYPE D'HABITAT.

	N	Mean	ET.Nanc	Quantile.0%	Quantile.25%	Quantile.50%	Quantile.75%	Quantile.100%	
Hab	9110	1746	1.0635739	1.2346347	0	0.0	1.0	2.00	10
	9120	88	0.5795455	0.9061931	0	0.0	0.0	1.00	4
	9130/A	93	1.4731183	1.4565549	0	0.0	1.0	2.00	6
	9130/C	411	3.2627737	2.3351087	0	1.0	3.0	5.00	12
	9150	48	1.9375000	1.6936207	0	0.0	2.0	3.00	6
	9160/A	115	1.9304348	1.7806057	0	0.5	2.0	3.00	6
	9160/C	649	1.9583975	1.9475676	0	0.0	1.0	3.00	10
	9180	19	2.2105263	1.9025990	0	1.0	2.0	3.50	6
	9190/A	10	0.3000000	0.4830459	0	0.0	0.0	0.75	1
	9190/C	68	1.0588235	1.2202563	0	0.0	1.0	2.00	4
	91D0	13	0.0000000	0.0000000	0	0.0	0.0	0.00	0
	91E0/A	40	0.6500000	0.8335897	0	0.0	0.0	1.00	3
	91E0/C	36	2.3611111	2.2316269	0	0.0	2.5	4.00	8
overall		3336	1.5587530	1.7698529	0	0.0	1.0	2.00	12

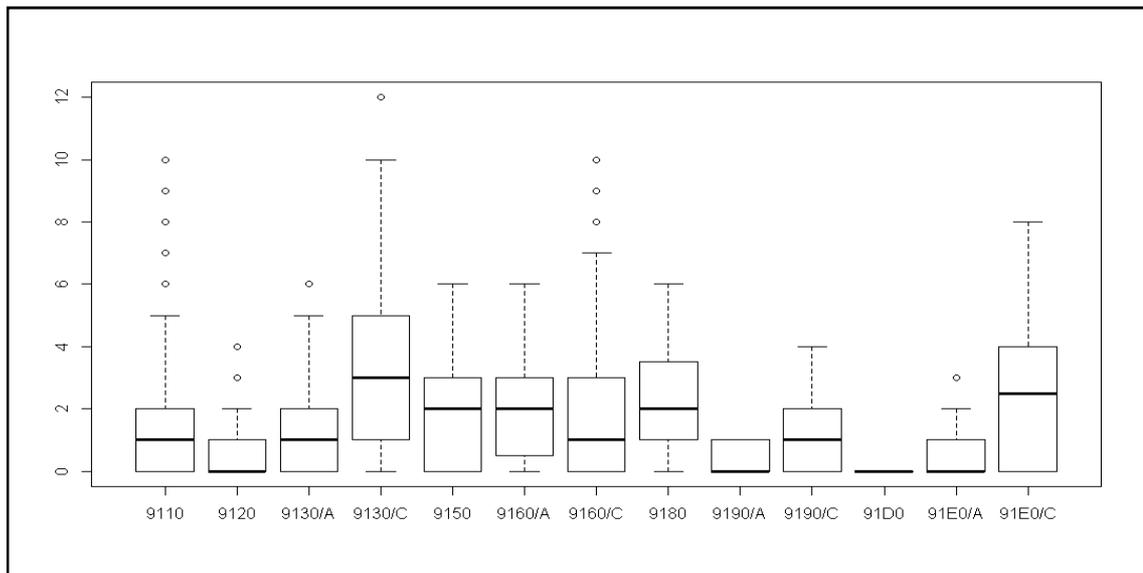


FIGURE 8 : DISTRIBUTION DU NOMBRE D'ESPECES INDICATRICES DE FORET PEU PERTURBEE, PAR TYPE D'HABITAT

On observe que la médiane du nombre d'espèce des forêts peu perturbées relevées lors de l'inventaire est largement inférieur au nombre d'espèces potentiellement présentes suggérées par la liste bibliographique. Celle –ci varie en effet de 0 à 3 espèces pour l'ensemble des HIC forestier, valeur maximale enregistrée dans le cas de la hêtraie neutrophile de la zone continentale (9130C). Aucune espèce de forêt peu perturbées n'a été relevée sur l'ensemble des placettes de l'habitat 91D0; cet indicateur semble donc difficilement applicable à l'habitat.

A titre informatif, la Figure 9 compare les résultats obtenus pour l'indicateur selon que l'ensemble des placettes est prise en compte, ou seulement les placettes pour lesquelles le

relevés floristique à été effectué en période de floraison des espèces (printemps et début de l'été). Etonnamment, on ne constate pas de forte variation dans le pourcentage de placettes où des espèces de la liste on pu être observée. Ceci est sans doute à mettre en relation avec le nombre important d'espèces dont l'appareil végétatif reste visible en dehors de la période de floraison comme les luzules, carex, fétuque...

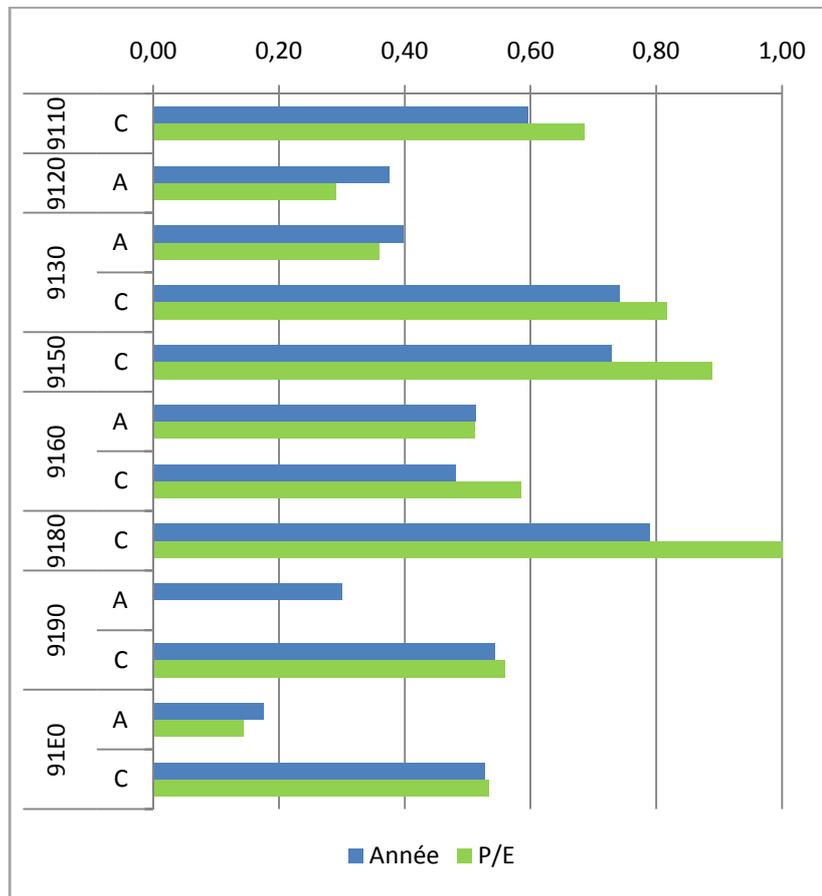


FIGURE 9: COMPARAISON DU POURCENTAGE DE PLACETTE AVEC PLUS DE N ESPECES DE LA LISTE DE FORET PEU PERTURBEE A L'ECHELLE DE LA REGION BIOGEOGRAPHIQUE, SELON QUE L'ENSEMBLE DES RELEVES EST PRIS EN COMPTE (ANNEE), OU SEULEMENT LES RELEVES REALISES EN PERIODE DE FLORAISON DES ESPECES, SOIT DE MI-MARS A MI-AOUT (P/E).

1.3.5 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 12 : INDICATEUR 1.3 – ESPECES CARACTERISTIQUES DES FORETS PEU PERTURBEES (FPP)

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul- agrégation vers indicateur	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	Fv	U1	U2
Espèces des forêts peu perturbées	Nombre d'espèces de FPP	% de placettes avec plus de N espèces de FPP, avec N variable selon l'habitat				> 60 % des placettes avec N sp. de FPP	30-60 %	< 30%
		Avec	9110 - 9120 - 9150 - 9190 - 9180			N=1		
			9130 - 9160 - 91EO - 91FO			N>1		
			91DO			/		

Habitats concernés

Tous les HIC forestiers, à l'exception du 91D0

Paramètre analysé

Pourcentage de placettes contenant plus de N espèces de la liste de forêts anciennes (Tableau 10), la liste étant considérée comme commune à l'ensemble des habitats.

Données disponibles

L'indicateur est basé sur le relevé phytosociologique des inventaires N2000 et de l'IFPRFW.

Echelle de mesure et seuils

Chaque habitat reçoit une note A, B ou C en fonction du pourcentage de placettes contenant plus de N espèces de la liste proposée. Notons que N est adapté en fonction du type d'habitat, étant admis que certains d'entre eux sont potentiellement plus riches en espèces de forêts peu perturbées.

Bien sûr l'estimation de cet indicateur n'est pas sans imprécision : la saison de l'observation a beaucoup d'influence sur l'observation des géophytes, dont une bonne partie disparaît dès l'été, par ailleurs l'intensité du couvert forestier peut également influencer la présence et l'abondance des espèces. Pour cette raison, et tenant compte des distributions observées présentées dans la Figure 8, les seuils requis pour qu'un habitat soit considéré en bon état de conservation ont été définis avec un faible niveau d'exigence, soit :

- 2 espèces demandées pour les habitats potentiellement riches en espèces de FPP (définies sur base du Tableau 10) ;
- 1 espèce pour les habitats potentiellement pauvres (définies sur base du Tableau 10) ;
- 1 habitat pour lequel le critère n'est pas évalué (91D0).

Il est cependant possible que ces seuils soient revus à la hausse dans le futur si la méthodologie d'inventaire évolue ou est complétée afin d'effectuer les relevés de végétation

uniquement en début de saison de végétation (période plus appropriée pour l'observation des espèces de forêts anciennes).

II CRITERE GENERAL 2 : STRUCTURE ET FONCTIONNEMENT DE L'ECOSYSTEME

II.1 CONTINUITÉ FORESTIÈRE

II.1.1 JUSTIFICATION DU CRITERE

L'ancienneté de l'état boisé contribue positivement à la biodiversité à une échelle locale (Chevalier 2008 *in* Larrieu et Gonin 2008). Diverses études ont en effet montré que les forêts ayant échappé à la phase de surexploitation, voire de déforestation, lors du précédent millénaire recèlent des espèces indicatrices de forêts à haute valeur conservatoire, notamment parmi la flore et les insectes ; et recèlent par ailleurs une diversité importante parmi d'autres groupes biologiques moins connus tels les bryophytes, lichens, champignons, etc. (Hermy 1999, Dupouey 2002). Ces auteurs estiment ainsi qu'environ le quart des espèces forestières typiques seraient associées aux boisements anciens.

Certaines espèces, tant végétales qu'animales, conjuguent en effet des exigences d'habitat strictement forestières à des capacités de dispersion très faibles. En cas d'ouverture du couvert, ces espèces seront donc incapables de migrer rapidement vers une tache d'habitat favorable ou se maintenir, entraînant leur disparition. Si, à l'inverse, le milieu se referme, il faudra des années à ces espèces pour recoloniser le milieu d'où elles avaient préalablement disparu (Dupouey 2002, Hermy 1999).

Par ailleurs, les déboisements à des fins agricoles ont dans certains cas engendré des modifications profondes et durables des caractéristiques de l'écosystème, empêchant certaines espèces de reconquérir l'espace perdu pour une longue période. Le labour, plus particulièrement, peut en effet induire une compaction du sol, une perturbation du régime hydrique, ainsi qu'un broyage des matériaux grossiers, provoquant l'amendement naturel du sol. En cas d'apport d'engrais, les stocks et flux d'éléments minéraux peuvent également être profondément modifiés au niveau du sol; avec des taux de phosphore, et, dans une moindre mesure, d'azote, bien supérieurs en forêt récente qu'en forêt ancienne (Dupouey 2002). Dans ces sols forestiers anciennement enrichis, on voit, entre autres, s'opérer une modification de la composition du cortège floristique typique, au profit de quelques espèces nitrophiles telles, notamment, *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Rubus fruticosus*, *Alliaria petiolata* (Dupouey 2002).

Le plus ancien témoignage existant, qui soit fidèle et complet à l'échelle de la Région Wallonne, est la Carte de Ferraris, réalisée dans les années 1770. Elle reprend l'occupation du sol de tous les pays à cette époque. Cette carte a été numérisée et les éléments qui y figurent ont été replacés avec le plus d'exactitude possible par rapport à leur localisation effective. Tous les massifs forestiers qui existaient y sont cartographiés. Tanghe (2011) mentionne que la durée de reconstitution d'un habitat forestier, avec une flore sylvatique stricte (espèces à dissémination lente) est probablement de l'ordre de deux siècles. Dès lors, on considère

qu'un boisement plus récent que la Carte de Ferraris aura peu de chances d'être revenu à un état proche de l'état de "vieille forêt".

II.1.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ETATS MEMBRES ET/OU METHODES INTERNATIONALES PROPRES A L'EVALUATION DU CRITERE

L'ancienneté de l'état boisé est un critère pris en compte par l'IBP et également par la région flamande. En ce qui concerne les références utilisées, les bois sont considérés comme anciens lorsque déjà présent sur la carte de Cassini dans le cas de l'IBP, ou sur la carte de Ferraris en ce qui concerne la Flandre.

En ce qui concerne les seuils utilisés, l'IBP propose :

- 0 (\approx C) : peuplement ne faisant pas partie d'une forêt ancienne
- 2 (\approx B) : peuplement jouxtant une forêt ancienne ou ayant été partiellement défriché
- 4 (\approx A) : peuplement faisant nettement partie d'une forêt ancienne.

En région flamande, la cote A est attribuée pour les zones boisées depuis la carte de Ferraris, aucun détail n'est donné pour distinguer les cotes B et C.

II.1.3 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 13 : INDICATEUR 2.1 – CONTINUITÉ DU COUVERT FORESTIER

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul de la perte de surface entre rapportages (P, en%)			Seuils (échelle régionale) P (%)		
		Valeur de référence du 1 ^{er} rapportage (VR)	Valeur au 2 ^{ème} rapportage (V2)	Perte de surface (P)	F	U1	U2
Continuité de l'occupation forestière	Localisation dans une forêt identifiée sur la carte de Ferraris	% de placettes en forêt ancienne	% de placettes en forêt ancienne	$P = (VR - V2) / VR$	< 0,5	0,5 - 1	> 1

Habitats concernés

Tous les HIC forestiers

Données disponibles

L'appartenance ou non d'une forêt à un massif boisé existant à l'époque de Ferraris (1770) peut être déduite par voie cartographique, celle-ci étant disponible sous format numérique (en ce qui concerne les zones forestières). Des cartes d'occupation du sol existent pour d'autres périodes, du XIX^e siècle à aujourd'hui. Elles pourraient améliorer la qualité de l'information sur la continuité forestière, mais n'ont pas encore été converties en format numérique pour la Wallonie. Il est donc possible d'identifier de façon automatique (par système d'information géographique) les forêts actuelles qui étaient boisées à l'époque de Ferraris, mais sans assurance quant à la continuité de l'état boisé entre le XVIII^e siècle et maintenant.

Paramètre analysé

Pourcentage de placettes faisant partie d'un bois considéré comme ancien, c'est dire déjà présent sur la carte de Ferraris.

Echelle de mesure et seuils

L'ancienneté de l'état boisé est évaluée au niveau des placettes d'échantillonnage, toutes géo-localisées. Leur inclusion au sein d'un massif déjà présent sur la carte de Ferraris permet de leur attribuer ou non la valeur « forêt ancienne ».

Concernant la première évaluation de l'état de conservation des habitats, il semble peu pertinent de pénaliser une placette car ne faisant pas partie d'une forêt ancienne. Ce critère permettrait donc dans un premier temps de fixer une valeur de référence, correspondant au % de placettes présentes dans un bois ancien; l'état de conservation favorable étant atteint si aucune perte de surface en forêt ancienne n'est constatée entre deux rapportages.

- 1^{er} rapportage : Valeur de référence (VR)
- Second rapportage : pourcentage de perte de surface

Remarque : critère remplacé

Cet indicateur et le précédent (espèces caractéristiques des forêts peu perturbées) viennent en remplacement de l'indicateur basé sur la vitesse de déplacement des espèces de forêts anciennes les plus exigeantes préalablement proposé.

Ainsi, Dupouey *et al.* (2002) mentionnent une vitesse de colonisation moyenne de l'ordre de 30 m par siècle pour une liste d'espèces d'anciennes forêts établie dans le contexte de la montagne jurassienne. Si l'on prend la vitesse de colonisation moyenne des espèces de vieilles forêts et le temps écoulé depuis l'établissement des cartes de Ferraris pour calculer la distance limite, on obtient : 30 mètres * 2,4 siècles = 72 m. Une zone serait donc en état C pour ce critère si sa distance au massif ancien le plus proche dépasse 72 m =>

A : pour les surfaces boisées depuis Ferraris

B : pour les surfaces situées de 0 à 72 m d'éloignement des zones boisées depuis Ferraris

C : pour les surfaces situées à plus de 72 m des zones boisées depuis Ferraris

Deux indicateurs distincts sont finalement établis quant à la continuité du couvert forestier, un premier basé sur la cartographie des habitats, un second sur la flore caractéristique des forêts peu perturbées.

II.2 STRUCTURE VERTICALE ET REGENERATION NATURELLE

II.2.1 IMPORTANCE DU CRITERE

Chaque régime sylvicole permet de favoriser des cortèges d'espèces différents, certains liés aux peuplements forestiers plus ou moins âgés, d'autres aux mises en lumière. Il n'existe pas de régime sylvicole idéal absolu en termes de conservation de la biodiversité, et la diversification de la structure verticale des peuplements permet d'accroître la capacité d'accueil vis-à-vis de la flore et de la faune en général. Cependant, certaines structures verticales – ou combinaisons de structures verticales – semblent davantage favorables au bon état de conservation d'un habitat forestier en tant que tel, en termes de structure, de fonctionnement et d'espèces forestières typiques. Tandis que d'autres structures dénaturent quant à elles le cycle forestier naturel en l'amputant de certains stades et en modifiant les processus de régénération naturelle. On admet ainsi généralement admis que :

- Les futaies irrégulières à dimension d'exploitabilité élevée constituent le régime qui présente les structures les plus complexes et la plus forte biodiversité strictement forestière, en assurant la présence d'une variété maximale de microhabitats et de stades de développement des ligneux.
- Le traitement en futaie régulière s'éloigne davantage du fonctionnement naturel de l'écosystème forestier. La régénération naturelle y est le plus souvent assurée par plantation monospécifique, modifiant la structure et la composition ligneuse. Le nombre de microhabitats varie en fonction de l'âge du peuplement et certains cortèges d'espèces forestières sont complètement absents des jeunes stades. La biodiversité forestière peut cependant y être maintenue à un certain niveau, mais à la condition d'être accompagné d'une bonne répartition spatio-temporelle des différentes classes d'âge, des stades les plus jeunes aux forêts âgées, et de respecter au maximum la composition spécifique naturelle des habitats, en intégrant la régénération naturelle.
- Le taillis modifie totalement le fonctionnement et la structure de l'habitat forestier, l'amputant des stades mûres caractérisés par des arbres de grosses dimensions. Le système de régénération s'y fait par rejet de souche, laissant très peu de place aux semis naturels, ce qui modifie la composition ligneuse du peuplement. Par exemple, le hêtre disparaît plus ou moins totalement au profit d'essences qui rejettent vigoureusement de souche comme le charme ou le noisetier. Les fréquentes mises en lumière qui accompagnent les coupes présentent certes un intérêt non négligeable pour toute une frange de la biodiversité (certaines espèces de papillons ou d'oiseaux y trouvent leur principal refuge dans le paysage actuel), mais l'habitat forestier en tant que tel est dénaturé et sa composition spécifique typique modifiée.
- Le taillis-sous-futaie est un régime qui permet la coexistence des différents stades de développement ligneux et de maintenir des gros bois à condition que le seuil d'exploitation des arbres de la futaie y soit élevé. Le maintien d'arbres morts y est généralement plus rare, et la composition ligneuse y est en outre altérée par le traitement en taillis d'une majeure partie des individus. Le hêtre, essence à couvert dense rejetant mal de souche, est ainsi généralement éliminé des peuplements. Il s'agit néanmoins de peuplements permettant l'expression des essences forestières héliophiles généralement sous-représentées dans les plantations ou dans les peuplements maintenus en futaies denses.

La meilleure façon de maximiser la capacité d'accueil pour la faune et la flore est donc de conserver un mélange de structures, en privilégiant celles qui sont les plus favorables aux enjeux de diversité biologique spécifiquement forestiers (Gosselin et Paillet, 2010) ; aucun type de structure ne devant donc être éliminé (European Commission, 2008).

Afin d'évaluer la capacité de renouvellement des différents habitats, il convient par ailleurs de considérer l'équilibre des différents stades de développement des ligneux lors de l'évaluation de l'état de conservation. Les critères « bois mort » et « arbres d'intérêt biologique », abordés précédemment, permettent déjà d'évaluer la présence en suffisance des stades les plus âgés ; l'évaluation portera donc uniquement sur la présence de régénération, dans le cas des régimes pour lesquels celle-ci n'est pas a priori assurée. Ainsi, on traitera ensemble les forêts en taillis-sous-futaie, futaie irrégulière et futaie à deux étages, parce que dans ces structures l'équilibre des classes d'âge est relativement complet à petite échelle, et la régénération naturelle est normalement plus ou moins continue. A l'inverse, il conviendra de prendre en compte le taux de régénération à l'échelle paysagère dans le cas des peuplements conduits en futaie régulière.

Notons enfin que le recours à la régénération naturelle est à privilégier dans toutes les situations où elle est envisageable (European Commission 2008). En effet, ce type de régénération permet de favoriser le développement d'une flore davantage liée aux milieux ouverts, cohabitant avec les espèces forestières, et n'induit pas de réelle discontinuité dans l'habitat.

II.2.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ÉTATS MEMBRES ET/OU MÉTHODES INTERNATIONALES PROPRES À L'ÉVALUATION DU CRITÈRE

Les critères de régime forestier et d'équilibre des classes d'âge ne semblent pas être repris en tant que tel par les autres états membres. Certaines sources bibliographiques s'intéressent cependant à la part des peuplements en régénération.

TABLEAU 14 : CRITÈRES ET SEUILS PROPOSÉS PAR LES AUTRES ÉTATS MEMBRES/RÉGION POUR LE CRITÈRE RÉGÉNÉRATION

% de surface en jeune peuplement (futaie régulière et taillis)					
	0	-10	Echelle de mesure/évaluation		
France	5 - 30 %	< 5 % ou > 30 %	Analyse à l'échelle du site d'après des données de cartes générales (type plans de gestion forestiers) ou des données relevées localement		
Problème de régénération (autres cas)					
France	Pas de problème de régénération	Problème de régénération	Analyse à l'échelle du site d'après des données de cartes générales (type plans de gestion forestiers) ou des données relevées localement		
Conditions de régénération					
	A	B	C	D	Echelle de mesure/évaluation
Slovaquie	Correspond à la phase de développement propice à la régénération	Ne correspond pas à la phase de développement propice à la régénération (début des éclaircies, p.ex.)		N'existe pas (hautes herbes envahissantes, couche dense de buissons) ou existe mais pas de régénération pour une quelconque raison	Récolte et évaluation par unité (polygone) d'habitat
% de recouvrement de la régénération, là où les conditions le permettent					
Slovaquie	60 - 100 %	10 - 60 %	1 - 10 %	N'existe pas (hautes herbes envahissantes, couche dense de buissons) ou existe mais pas de régénération pour une quelconque raison	Récolte et évaluation par unité (polygone) d'habitat

Notons que, pour juger de ce problème, la France effectue une distinction selon les grands types de structures, en différenciant celles pour lesquelles les phases d'âges différents sont séparées spatialement de celles où un équilibre des classes d'âge peut être respecté à l'échelle d'une placette d'inventaire. Ce type de distinction, déjà introduit précédemment dans ce document, semble utile pour simplifier la fixation de seuils.

Remarque :

- En France, selon Carnino (2009), il y a problème de régénération, par exemple quand l'essence qui se régénère n'est pas typique de l'habitat, quand il n'y a que des phases âgées sans trouées, ou quand la régénération est entièrement consommée par les herbivores.
- Toujours en ce qui concerne Carnino (2008, 2009), les jeunes peuplements sont des peuplements qui se trouvent entre l'époque de la plantation et celle de la première éclaircie. Dans ces peuplements, les arbres atteignent une hauteur maximale de 10 à 15 mètres (âge approximatif de 20 à 30 ans selon l'essence et les conditions stationnelles).

Dans les régions du Grand-Duché de Luxembourg, Rhénanie du Nord-Westphalie et Flandre, un critère reprend le nombre de stades présents. Les stades proposés sont :

- Trouées
- Stades pionniers, semis, régénération
- Fourrés (H<2m)
- Gaulis/Bas perchis (H>2m, $\varnothing < 13$)
- Perchis/Jeune futaie (\varnothing 14-49)
- Futaie, gros bois (\varnothing 50-79)
- Vieille futaie, très gros bois ($\varnothing > 80$)

Pour atteindre un état de conservation A, il faut que minimum 3 de ces stades soient présents, dont un avec présence de gros ou de très gros bois. On se trouve état C s'il n'y a aucun stade avec présence de moyens, gros ou très gros bois.

II.2.3 DISTRIBUTION DU PARAMÈTRE POUR LA FORÊT WALLONNE

La distribution des structures par type d'habitat présentée à la Figure 10 est basée sur la typologie de l'IFPRW, soit :

- Futaie à un étage : semis ou plantation, arbres d'âges et de dimensions semblables, circonférence moyenne des arbres supérieure à 70 cm en résineux et à 90 cm en feuillus
 - Jeune futaie : mêmes critères que pour la futaie à un étage mais circonférence moyenne des arbres comprise entre 20 cm et 70 cm en résineux et entre 20 et 90 cm en feuillus
 - Plantation : arbres issus de graines (plantés ou pas) et de circonférence inférieure à 20 cm
 - Futaie à plusieurs étages : souvent à 2 étages, les arbres sont séparés en niveaux bien distincts. Si les arbres de l'étage inférieur rattrapent ceux de l'étage supérieur, cette futaie sera considérée comme une futaie à un étage
 - Futaie irrégulière (ou d'âges multiples) : futaie "d'allure jardinée"
 - Futaie sur taillis : transition TSF-futaie, le taillis est souvent réduit à une "souille" et la futaie est en cours de constitution
 - Taillis sous futaie : arbres de la réserve assez "isolés" et taillis encore vigoureux
 - Taillis : structure à un seul étage, rejets + drageons + rares tiges issues de semis
- Par rapport à la typologie présentée ci-avant, il a été décidé distinguer trois groupes de structures :

- Catégorie 1 : Taillis-sous-futaie, Futaie-sur-taillis, Futaie irrégulière, futaie à 2 étages – étant admis que ces structures sont les plus favorables en termes de capacité d'accueil, et ne présentent généralement pas de problème particulier de régénération.
- Catégorie 2 : Taillis simple – modifiant totalement la structure et le mode de fonctionnement naturel de l'habitat.
- Catégorie 3 : Plantation, régénération seule, jeune futaie, futaie à 1 étage – ces structures composant les différents stades du cycle de la futaie régulière. La pérennité

des HIC conduits en futaie régulière sera évaluée au travers du pourcentage total de placettes contenant de la régénération sur l'ensemble de la région biogéographique. Notons que les placettes relevant des structures « plantation » et « régénération » sont prise en compte comme régénération.

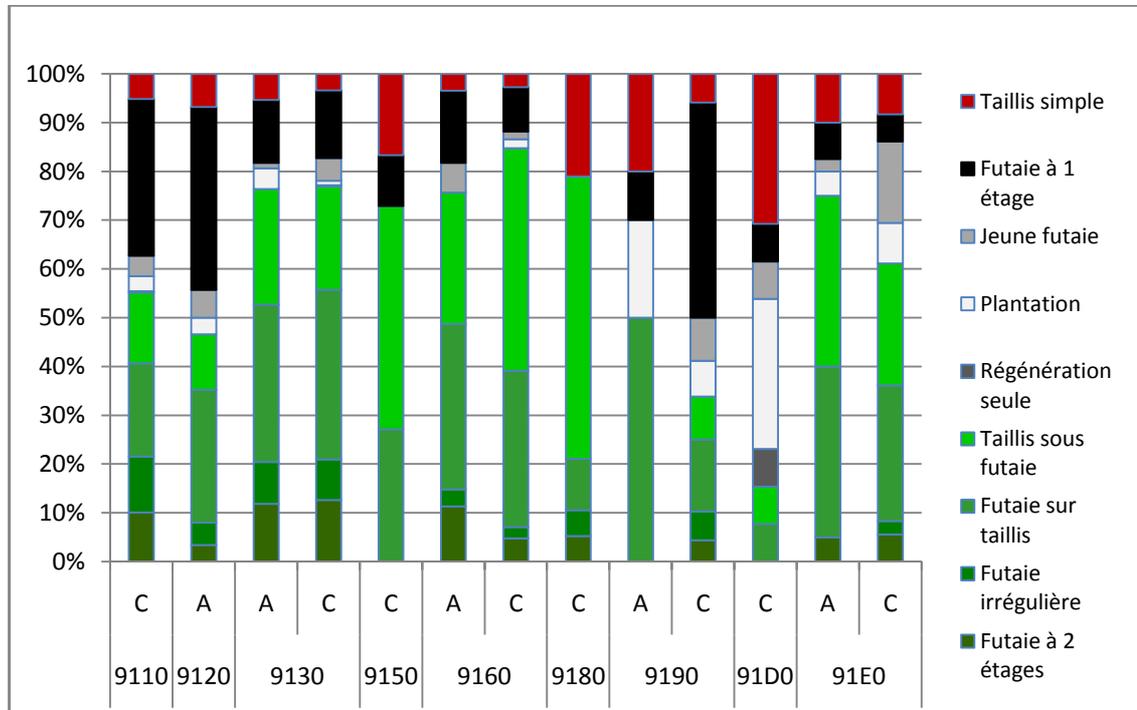


FIGURE 10 : IMPORTANCE RELATIVE DES DIFFÉRENTS RÉGIMES SYLVICOLES POUR LES HIC FORESTIERS

On observe dès lors les points suivants :

- Globalement peu de placettes relève de la structure en taillis, à l'exception de de la boulaie tourbeuse (30%).
- Les hêtraies neutrophile (9130) et calcicole (9150), la chênaie-charmaie des sols humides (9160), les forêts de ravin (9180) ainsi que la forêt alluviale atlantique (91EOA) sont majoritairement caractérisées par une structure relevant de la catégorie 1 (<60% des placettes de l'échantillon) – structure jugée la plus favorable en termes de biodiversité et de conservation des habitats.
- Les hêtraies acides (9110 – 9120) et deux types de boulaies (9190/C – 91D0) comprennent un pourcentage assez important de placettes relevant du cycle de la futaie régulière (cas n°3), le taux de placettes avec présence de régénération pouvant donc fortement influencer sur le résultat de l'état global de conservation pour ces 4 habitats.

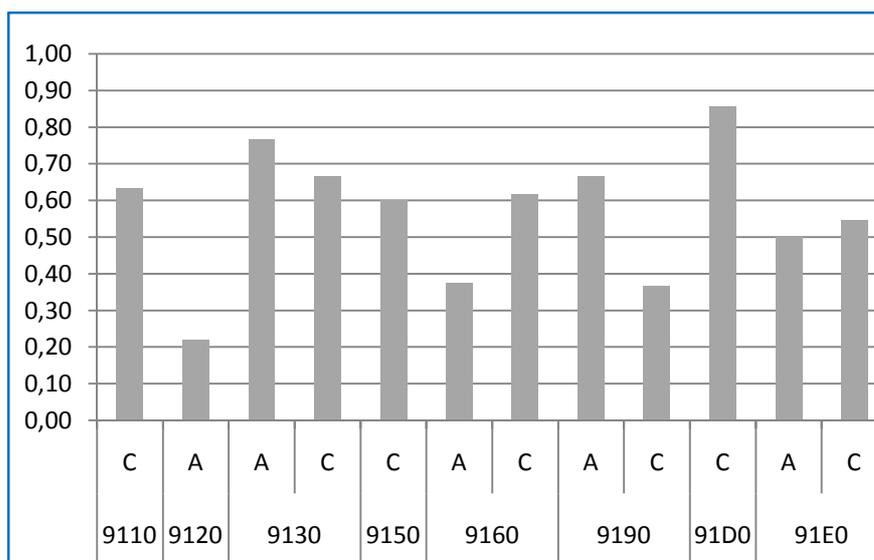


FIGURE 11 : POURCENTAGE DE PLACETTES DU CYCLE DE LA FUTAIE RÉGULIÈRE (CATÉGORIE 3) AVEC PRÉSENCE DE RÉGÉNÉRATION, VENTILÉES PAR TYPE D’HABITAT.

Trois habitats - 9120, 9160/A, 9190/C – sont caractérisés par un taux de régénération plus faible à l’échelle de la région biogéographique, inférieur à 50% des placettes. Parmi ceux-ci, le 9120 et le 9190 sont par ailleurs caractérisés par un fort taux de placettes relevant des stades de la futaie régulière, risquant donc de faire basculer négativement la cotation de l’indicateur pour ces habitats.

Hormis les trois habitats précités, la plupart des habitats semblent présenter un taux de régénération satisfaisant, puisque de la régénération acquise a pu être observée sur plus de 50% de l’échantillon régional.

Notons quand même que, dans son état actuel, l’indicateur est basé sur la présence de régénération, sans taux de recouvrement minimal pour être prise en compte.

II.2.4 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 15 : INDICATEUR 2.2 – STRUCTURE VERTICALE ET RÉGÉNÉRATION NATURELLE

Indicateur	paramètre analysé	seuils (échelle placette)			Fv	U1	U2
		A	B	C			
Régime et régénération naturelle	Régime de la placette et Présence/Absence de régénération	<ul style="list-style-type: none"> · Catégorie 1 · Catégorie 3 si plus de 50% de placettes avec présence de régénération 	<ul style="list-style-type: none"> · Catégorie 3 si plus de 30% de placettes avec présence de régénération 	<ul style="list-style-type: none"> · Catégorie 2 · Catégorie 3 si moins de 30% avec présence de régénération 			

Avec :

Catégorie 1	Futaie à 2 étages Futaie irrégulière Futaie sur taillis Taillis sous futaie
Catégorie 2	Taillis simple
Catégorie 3	Futaie à 1 étage Plantation Jeune futaie Régénération seule

Habitats concernés

Tous les HIC forestiers

Paramètre analysé

Type de structure et, dans le cas des placettes conduites en futaie régulière (catégorie 3), pourcentage de placettes avec présence de régénération sur l'ensemble de la région biogéographique.

Données disponibles

La structure du peuplement est définie lors du passage en inventaire sur base d'une typologie des peuplements établie préalablement. La présence de régénération est évaluée lors de ce même passage. L'IPRFW prend seulement en compte dans l'inventaire la régénération acquise d'au moins deux ans, inventoriée sur une placette de 30 ares centrée sur le centre de l'unité d'échantillonnage.

N2000 : à l'échelle du peuplement dans lequel tombe la placette : taillis < 5 m, 5-20 m, > 20 m ; taillis sous futaie avec taillis < 5 m, 5-20 m, > 20 m, futaie irrégulière, futaie à deux étages distincts, futaie régulière régénération (hauteur moyenne < 5 m), futaie régulière jeune (diamètre moyen < 50 cm), futaie régulière mature (diamètre moyen > 50 cm)

Echelle de mesure et seuils

L'indicateur est assez complexe car évalué à deux niveaux d'échelle :

Dans le cas des structures en taillis, taillis-sous-futaie, futaie à deux étages et futaie irrégulière, chaque placette reçoit une note A ou C en fonction du type de structure les caractérisant

Dans le cas des structures appartenant au cycle de la futaie régulière, en ce compris les stades de jeune futaie, l'ensemble des placettes reçoivent une note identique A, B ou C, en fonction du pourcentage total de placettes contenant de la régénération sur l'ensemble de la région biogéographique.

L'état de conservation du paramètre est ensuite défini par agrégation des notes au niveau de la région biogéographique.

II.3 BOIS MORT

II.3.1 JUSTIFICATION DU CRITÈRE

La quantité de bois mort constitue à l'heure actuelle une des différences majeure entre forêts gérées et forêts « naturelles » (Vallauri 2005), et il est aujourd'hui largement reconnu que cette disparition n'est pas sans s'accompagner de répercussions importantes en termes de fonctionnement et de diversité des écosystèmes (Gosselin F. et Valadon 2006b). On constate en effet que dans notre région – à l'instar de ce qui s'observe au sein des forêts gérées d'Europe de l'Ouest – les volumes de bois morts sont bien en deçà des volumes potentiellement rencontrés en milieu naturel. En 2010, La forêt wallonne était ainsi caractérisée par un volume de 7.8m³ de bois mort à l'hectare (tableau de bord de l'environnement 2010) contre un minimum d'environ 40m³/ha dans le cas des forêts tempérées ou subalpines non gérées, pouvant même atteindre quelques 200m³/ha dans le cas de certaines forêts d'Europe continentale (Vallauri 2005).

La mortalité des arbres, et, par extension, le bois mort, constitue un maillon essentiel du cycle sylvigénésique. En voyant s'opérer la dégradation de la matière ligneuse, sous la conduite d'organismes hétérotrophes, cette phase finale du cycle permet en effet le retour au sol de grandes quantités de substances nutritives stockées dans le bois durant la croissance des arbres (André 1997). Ce faisant, le bois mort constitue un compartiment indispensable au bon fonctionnement de l'écosystème forestier, contribuant au maintien d'un niveau de productivité élevé, garantissant la régénération, et la pérennité de l'habitat (Harmon 1986 in Vallauri, 2005).

Du point de vue de la biodiversité taxonomique, l'offre en bois mort contribue au maintien d'une richesse spécifique élevée au sein de l'écosystème forestier, étant source de nourriture et d'habitat pour de nombreux taxons. Plus du quart des espèces forestières seraient ainsi liées à la présence de bois mort pour tout ou partie de leur cycle de vie (Bouget 2007). Beaucoup de ces espèces appartiennent au cortège dit « saproxylique », composé en majeure partie d'invertébrés et de champignons assurant la dégradation et le recyclage de la matière ligneuse. Bien qu'assurant un rôle primordial dans les écosystèmes, on observe un déclin préoccupant de ces espèces au sein des états européens, partiellement imputable à la faiblesse en bois mort caractérisant les peuplements gérés en au sein de l'union. Ainsi, selon Speight (1989), 40% des espèces d'invertébrés saproxyliques étaient d'ors et déjà menacés dans la plus grande partie de leur aire de répartition européenne il y a plus de 20 ans, la majorité des autres espèces étant quant à elles en déclin. A l'instar des invertébrés, on constate par ailleurs une diminution sensible de la diversité fongique au niveau européen, en ce compris les espèces saproxyliques (Richard 2005).

Outre le cortège saproxylique, de nombreux vertébrés forestiers dépendent également de la présence de bois mort au sein de l'écosystème. Neitro *et al* (in Bunnell 1999) ont ainsi recensé 18 utilisations différentes des chandelles par des vertébrés, incluant lieu de nourriture, de nidification, de chasse, *etc.* Parmi les multiples ressources fournies par le bois

mort l'offre en cavités constitue un des paramètres les plus importants pour les vertébrés forestiers, 25 à 30% d'entre eux utilisant en effet cet habitat en tant que lieu de repos ou de nidification (Bunnell 1999).

On remarque toutefois, que ces éléments sont de plus en plus pris en compte dans la gestion forestière avec une augmentation des niveaux de bois mort et de gros arbres depuis quelques décennies. Toutefois, la réapparition en forêt de nombreuses espèces, d'autant plus qu'elles sont dotées de faibles capacités de dispersion et d'exigences strictes en matière d'habitat, dépend largement de la présence de "hotspots" forestiers ou d'habitats liés au milieu agricole traditionnel (haies et arbres têtards notamment), ces derniers milieux étant malheureusement de plus en plus menacés, voire détruits, par les pratiques agricoles modernes.

II.3.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ÉTATS MEMBRES ET/OU MÉTHODES INTERNATIONALES PROPRES À L'ÉVALUATION DU CRITÈRE

La présence de bois mort dans les peuplements peut être évaluée de différentes manières : soit par dénombrement des éléments de bois morts présents sur les surfaces échantillonnées, soit par mesure et calcul des volumes sur ces mêmes surfaces. Un simple comptage des éléments de bois morts présents se révèle être un indicateur facile à mettre en place. Les données nécessaires sont aisées à récolter car il n'y a pas de mesures à effectuer. Sans doute pour ces raisons, nous avons constaté que cette approche est fréquemment mise en place dans d'autres méthodes d'évaluation existantes (JNCC 2004 ; Michel 2007 ; Bundesamt für Naturschutz 2008 cités par Carnino 2009).

Outre la quantité de bois mort laissée dans les peuplements, d'autres paramètres comme la diversité en termes d'espèces ligneuses, de dimensions, et de niveaux de décomposition, la répartition spatiale des éléments de bois mort, etc. contribuent également à soutenir le fonctionnement et la capacité d'accueil du milieu (Bütler et Sauvain 2003 ; Bouget et Gosselin 2005), et ne devraient par conséquent pas être négligés (European Commission 2008). Bien sûr, ces facteurs peuvent s'avérer plus difficiles à relever sur le terrain que la simple quantité de bois ; et il ressort par ailleurs de diverses études sur le bois mort menées en Europe que la diversité des éléments est généralement assez bien corrélée avec la quantité de bois présente dans les peuplements (Müller et Bütler 2010). On peut donc supposer qu'un habitat présentant de fortes quantités de bois mort comportera également une diversité en éléments de vieux bois suffisante pour contribuer à soutenir le fonctionnement de l'écosystème.

Les inventaires ne prennent en compte les bois qu'à partir d'un diamètre minimal – variable selon les inventaires – pour différentes raisons : tout d'abord, les gros éléments de bois mort sont bien sûr plus aisés à dénombrer que les petits ; l'effet observateur étant donc réduit. Ensuite, les gros bois morts sont généralement favorables à un nombre d'espèces plus important que les bois de petite dimension, et peuvent abriter des espèces particulièrement exigeantes (Bunnell 1999 in Gosselin et Laroussinie 2004). Enfin, il est admis que, bien souvent, plus la quantité de gros bois mort dans le peuplement est importante, plus celle de

bois mort de petites dimensions l'est également ; or ce dernier abrite certaines espèces spécifiques (parmi les champignons, notamment).

L'indicateur nombre de bois mort apparait de manière récurrente dans les pays/régions ayant fait l'objet d'une revue bibliographique. Il en ressort notamment les points suivants (Tableau 16) :

- Les dimensions de comptabilisation des arbres morts varient sensiblement selon les pays/régions, et peuvent également varier au sein même des états en fonctions de la nature des essences ou de la fertilité des habitats considérés. 40 cm ressort toutefois comme le seuil le plus fréquemment usité, pour une longueur minimale de 2 à 3 mètres, les seuils inférieurs étant généralement liés à des milieux pauvres, ou conditionnés à une demande plus importante en termes de nombre de tiges à l'hectare (cas de la France notamment).
- Les seuils de nombre d'arbres morts pour l'état A sont tous au minimum « > 3 arbres morts/ha » ; la France et la Flandre montant même jusqu'à respectivement 6 et 5 arbres morts demandés (sauf en hêtraie pour ce dernier cas). Notons cependant que ces deux état/région utilisent des seuils d'inventaire moins élevés que les 40 cm de diamètre majoritairement acquis.
- L'ensemble des états/régions s'accordent sur un seuil « <1 arbres/ha » pour l'état le plus défavorable. Notons cependant le cas de la Slovaquie fixant un seuil « <2 arbres/ha » pour l'état C (catégorie intermédiaire pour ce pays, ayant fixé un état D) ; et l'IBP pour lequel le seuil reste fixé à « <1 arbre », mais pour chacune des deux catégories de bois mort (soit au total le double de tiges demandées).
- Les états/régions comptabilisent indifféremment les éléments de bois morts debout ou couchés. Seul l'Indice de biodiversité potentielle (France) répartit ce critère en deux indicateurs (debout/couchés).

TABLEAU 16 : CRITÈRES ET SEUILS PROPOSÉS PAR LES AUTRES ÉTATS MEMBRES/RÉGION POUR L'ÉVALUATION DU NOMBRE D'ARBRES MORTS

Quantité de gros arbres morts (sur pied ou au sol) / ha							
	0	-2	-10	-20	Echelle de mesure/évaluation	Conditions	Remarques
France	> 6	4 à 6	1 à 3	< 1	Recueil par placette et analyse à l'échelle du site	Ø > 35 cm	
	A	B	C				
Luxembourg	> 3	1 à 3	< 1		Informations récoltées en partie sur les placettes de l'inventaire forestier, ou sélection aléatoire d'unités cartographiques (polygones d'habitat) mesurées périodiquement et évaluation à l'échelle nationale	L > 2 m, Ø > 60 cm (chêne, hêtre et résineux), Ø > 40 cm (autres)	Toutes essences (indigènes ou non, typiques de l'habitat ou non)
Flandre	> 3 (hêtraies) > 5 (autres)	1 à 3 (hêtraies), 1 à 5 (autres)	< 1		Récolte par placette. Evaluation par placette puis aggloméré par unité d'habitat?	Ø > 30 cm (hêtraies acidophiles), Ø > 40 cm (autres)	
NRW	> 3	1 à 3	< 1		Echantillonnage par unités cartographiques d'habitat, max 60 sélectionnées aléatoirement si > 60 unités pour un habitat, sinon toutes les UH.	L > 2 m, Ø > 50 cm	Essences typiques
	A	B	C	D			
Slovaquie	> 3	2 à 3	1	< 1	Récolte et évaluation par unité d'habitat	L > 3 m, Ø > 40 cm (répartis également avec différentes catégories de bois pourrissant)	
Nombre de gros bois morts sur pied / ha							
	5	2	0				
IBP	> 2	1 à 2	< 1		Parcours en plein du peuplement et évaluation à l'échelle du peuplement	Ø > 40 cm (cas général) ou Ø > 30 cm (cas les moins favorables)	
Nombre de bois morts au sol / ha							
	5	2	0				
IBP	> 2	1 à 2	< 1		Parcours en plein du peuplement et évaluation à l'échelle du peuplement	Ø > 40 cm (cas général) ou Ø > 30 cm (cas les moins favorables)	

II.3.3 DISTRIBUTION DU PARAMÈTRE POUR LA FORÊT WALLONNE

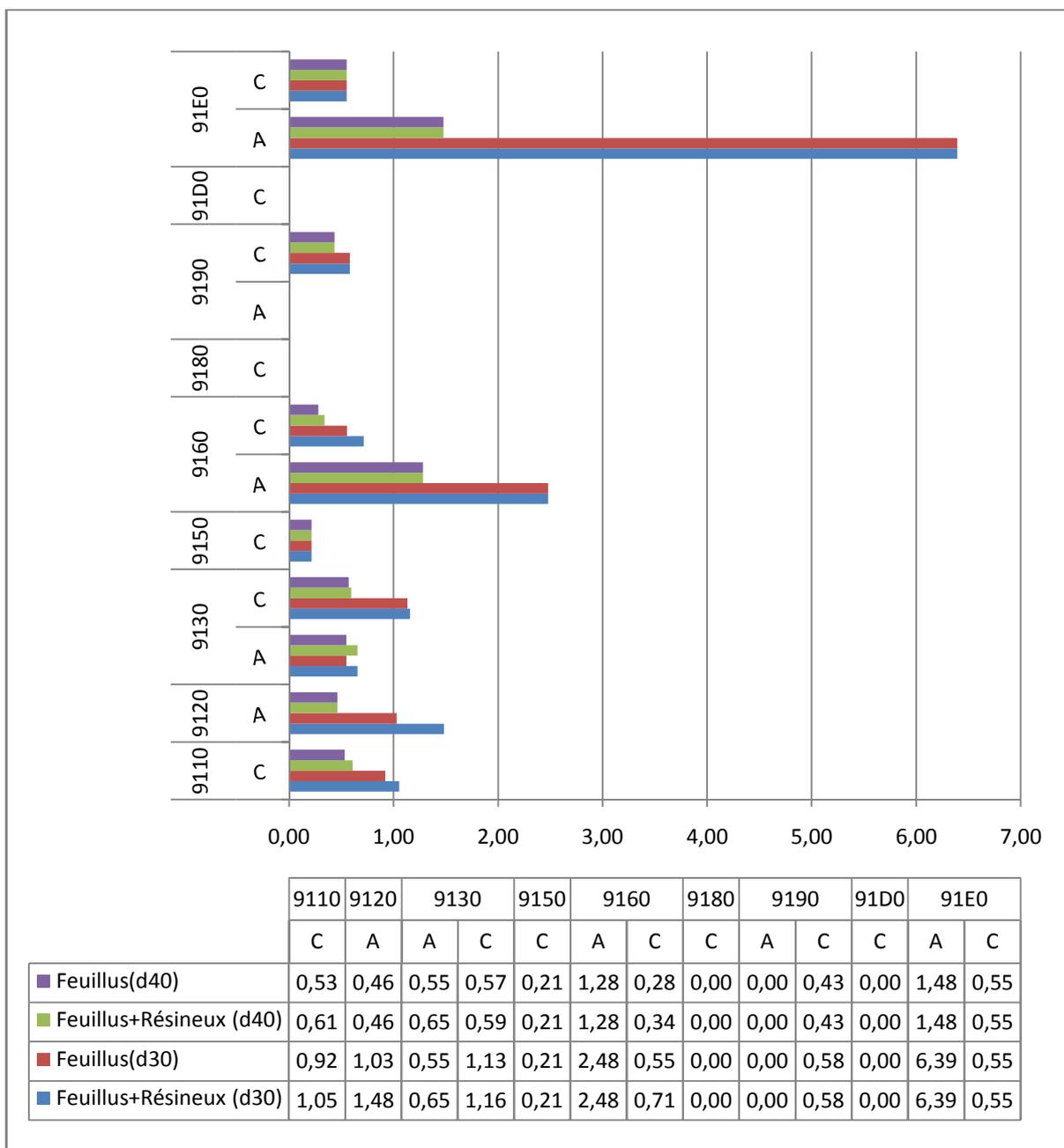


FIGURE 12 : NOMBRE MOYEN D'ARBRES MORTS SUR PIED (MP) ET AU SOL (MS) PAR HIC ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE (A=ATLANTIQUE, C=CONTINENTALE). LES ÉLÉMENTS SONT COMPTABILISÉS À PARTIR D'UNE LONGUEUR DE 2M, DE 125 CM DE CIRCONFÉRENCE POUR LE BOIS MS ET D'UN DIAMÈTRE VARIABLE POUR LE BOIS MP. 4 CAS DE FIGURE ONT ÉTÉ ÉTUDIÉS :

- 1) PRISE EN COMPTE UNIQUEMENT DU BOIS MORT FEUILLU AVEC DIAMÈTRE D'INVENTAIRE DE 40CM POUR BOIS MORT SUR PIED (MP)
- 2) FEUILLUS + RÉSINEUX AVEC MP D >40 CM
- 3) FEUILLUS AVEC MP D >30CM
- 4) FEUILLUS + RÉSINEUX AVEC MP D >30CM

- Le fait de prendre en compte ou non les résineux dans le comptage du bois mort n'influe quasiment pas sur le résultat de l'indicateur. A l'inverse, le nombre total de bois mort à

l'hectare est fortement dépendant du seuil d'inventaire choisi pour le bois mort sur pied. On observe ainsi plusieurs habitats pour lesquels l'indicateur double pour un seuil passant de 30 à 40 cm, allant même jusqu'à quadrupler dans le cas de la forêt alluviale en zone atlantique.

- De manière générale, on observe de faibles quantités de bois mort dans la grande majorité des habitats – en deçà de la norme de 2 bois à l'hectare suggérée par la circulaire biodiversité :
 - Trois habitats (9180, 91D0 et 9190/A) sont caractérisés par une absence totale de bois mort quel que soit le cas de figure considéré ;
 - pour un seuil d'inventaire de 40cm, on observe des quantités de bois mort inférieures à 1,5 bois mort/ha pour l'ensemble des habitats ;
 - pour un diamètre d'inventaire du bois mort debout fixé à 30 cm, seuls deux habitats voient l'indicateur dépasser le 2 bois morts à l'hectare, à savoir les 9160/A et 91E0/A. On peut supposer l'influence de peupliers de grosses dimensions pour ce dernier habitat.

II.3.4 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 17 : INDICATEUR 2.3 – BOIS MORT

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul-agrégation vers indicateur	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle du site)			Seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	A	B	C	FV	U1	U2
Bois mort	Nombre /ha (> 40 cm de diamètre ; > 2 m de longueur)	Nombre moyen/ha	/			>3	1 à 3	<1	>2	1 à 2	<1

Habitats concernés

Tous les HIC forestiers

Paramètre analysé

Nombre moyen d'arbres morts à l'hectare, supérieurs aux seuils d'inventaire fixés

Collecte des données brutes

L'IPRFW mesure le bois mort à partir d'un seuil de 20cm de circonférence et de 1m de longueur. L'inventaire des sites Natura 2000 recense le bois mort à partir d'un diamètre de 20 cm et distingue le bois mort debout du bois mort au sol et informe sur le type de bois mort rencontré (arbre entier, chandelle, houppier,...).

Echelle de mesure et seuils

La quantité de bois mort doit être évaluée à une échelle plus large que celle de la placette. En effet, lors d'une étude visant à comparer deux méthodes d'échantillonnage, Ligot *et al.* (2012) ont estimé les volumes de bois mort en forêt wallonne, se basant sur des placettes de

9 m de rayon sur les points de l'IPRFW. Ils ont établi que pour 12% des placettes, on ne disposait pas d'information concernant le bois mort – soit un volume nul – et déterminé un coefficient de variation de 140% pour le paramètre. Ces résultats attestent donc de la grande hétérogénéité des volumes de bois mort en RW, et du besoin qui en découle de disposer de nombreuses unités d'échantillonnage, de relativement grande taille. A échelle réduite, son estimation serait peu précise, en raison de la variabilité spatiale importante de la quantité de bois mort et du caractère généralement disséminé de ses éléments. Ce facteur est donc évalué à l'échelle de la région biogéographique.

Les éléments de bois mort sont comptabilisés à partir de 40 cm de diamètre – seuil adopté par la grande majorité des états membres – et 2 mètres de longueur.

Notons que des seuils d'exigence distincts sont établis pour les sites N2000 (>3) et le reporting régional (>2).

II.4 ARBRES ÂGÉS DE GROSSES DIMENSIONS

II.4.1 JUSTIFICATION DU CRITÈRE

A l'instar du bois mort, les arbres âgés font partie intégrante du fonctionnement naturel de l'écosystème forestier. On sait en effet que, par rapport aux jeunes bois de faibles dimensions, les arbres âgés sont davantage susceptibles d'abriter en leur sein une variété de micro-habitats (branches mortes, cavités, fissures, dendrotelmes, *etc.*) favorables à de nombreuses espèces (Larrieu *et al.* 2011). Leur présence dans le peuplement est complémentaire à la présence des arbres mort, en ce sens qu'en offrant une meilleure régulation thermique que ces derniers, les arbres âgés permettent l'installation dans le peuplement d'espèces spécifiques, comme par exemple les chauves-souris, ainsi que diverses espèces d'oiseaux cavicoles (European Commission 2008; Blondel J. 2003). Ils sont en outre importants pour le complexe saproxylique, car leurs micro-habitats évoluent lentement et de diverses manières, avec création durable des habitats les plus rares dans les forêts modernes (Brustel 2001). Les gros bois sont donc importants à la fois en tant qu'éléments structurants du peuplement utilisés par la faune, mais également car leur présence rapproche la forêt de son état "naturel" (Branquart *et al.* 2003 ; Carnino 2009).

Il arrive toutefois souvent que des bois de dimension relativement modeste abritent un certain nombre de micro-habitats. Il peut s'agir d'arbres mal conformés qui seront rapidement abattus, ou d'arbres qui, pour diverses raisons, dépérissent avant d'atteindre les dimensions seuils pour être pris en compte dans cet indicateur. Ces arbres ne rentrent donc pas dans l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat, bien qu'ils constituent un élément tout à fait positif pour la biodiversité en général. La principale raison est qu'il est parfois difficile d'évaluer objectivement la présence ou l'absence d'un micro-habitat au sein d'un arbre. L'évaluation de l'état de conservation pourrait alors différer selon l'observateur ayant récolté les données. Afin d'éviter ce biais, seuls les arbres de très grosse dimension, plus souvent porteurs de micro-habitats que les arbres de dimension inférieure, sont

comptabilisés. La présence de micro-habitats peut par conséquent être sous-estimée, mais elle sera par contre évaluée de manière plus objective.

Remarque :

Laisser un certain nombre de gros bois sur pied n'implique pas forcément de tous les laisser vieillir jusqu'à leur mort. Ces arbres pourront, du moins en partie, être récoltés, mais à une révolution plus longue que celle préconisée dans leur cycle sylvicole habituel.

II.4.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ETATS MEMBRES ET/OU METHODES INTERNATIONALES PROPRES A L'EVALUATION DU CRITERE

La présence d'arbres de grosse dimension – aussi appelé arbres d'intérêt biologique (AIB) – dans le milieu en tant que facteur de biodiversité est une thématique faisant l'objet d'une littérature relativement abondante, et est fréquemment repris comme critère de qualité des habitats d'intérêt communautaire par les états de l'union. Par comparaison des différentes méthodes proposées, on retiendra notamment les points suivants (Tableau 18) :

- On observe une relative homogénéité des seuils pris en compte dans les références étudiées. La majorité des états/régions fixent un seuil défavorable pour « <1 bois/ha » (à l'instar du bois mort) ; l'état A étant généralement acquis pour 4 ou 5 bois. On note cependant que le Brandebourg se distingue avec des niveaux d'exigence nettement supérieurs, soit >6 bois/ha pour l'état A et surtout ≥ 5 bois/ha pour atteindre l'état de conservation intermédiaire !
- On constate par ailleurs que les diamètres de comptabilisation peuvent être adaptés au sein d'un même pays/région, en fonction de l'altitude, de la fertilité de la station ou de l'essence. En dehors des stations très peu fertiles, les seuils d'inventaire varient de 60 à 80cm.
- Trois régions sur cinq limitent l'indicateur aux seules essences typiques de l'habitat.

Notons que la plupart des pays/régions présentés dans ce tableau sont situés (ou ont une grande partie de leur territoire) en zone continentale et/ou d'altitude plus élevée que la moyenne wallonne. Les conditions de croissance des arbres sont donc inférieures à celles de la Wallonie.

TABLEAU 18 : CRITERES ET SEUILS PROPOSES PAR LES AUTRES EM/REGIONS POUR L'EVALUATION DE LA QUANTITE DE TRES GROS BOIS A L'HECTARE.

Quantité de très gros bois à l'hectare							
	0	-2	-10	-20	Echelle de mesure/évaluation	Conditions	Remarques
France	> 5	3 à 5	1 à 3	< 1	Recueil par placette et analyse à l'échelle du site (moyenne)	Ø > 70 cm (45 cm en station peu fertile)	Uniquement très gros bois d'essences typiques
	A	B	C				
IBP	> 4	1 à 4	< 1		Parcours en plein du peuplement et évaluation à l'échelle du peuplement	Ø > 70 cm, Ø > 45 en station peu fertile	
Luxembourg	> 5	1 à 5	< 1		Informations récoltées en partie sur les placettes de l'inventaire forestier, ou sélection aléatoire d'unités cartographiques (polygones d'habitat) mesurées périodiquement et évaluation à l'échelle de l'unité d'habitat (puis niveau national)	Ø > 60 cm (hêtre et chêne), Ø > 40 cm (autres)	Uniquement très gros bois d'essences typiques
NRW	> 5	1 à 5	< 1		Echantillonnage par unités cartographiques d'habitat, max 60 sélectionnées aléatoirement si > 60 unités pour un habitat, sinon toutes les UH.	Ø ≥ 80 cm (plaines), Ø ≥ 70 cm (moyenne altitude), Ø ≥ 60 cm (montagne)	Uniquement très gros bois d'essences typiques
Brandebourg	> 6	5 à 6	< 5			/	
	A	B	C	D			
Slovaquie	> 4	1 à 4	3 à 9/10 ha	< 3/10 ha	Récolte et évaluation par unité d'habitat	Ø ≥ 60 cm (également répartis)	

II.4.3 DISTRIBUTION DU PARAMÈTRE POUR LA RÉGION WALLONNE

Au vu de la revue bibliographique réalisée, et de l'expertise personnelle des auteurs, nous proposons de limiter l'indicateur « arbres âgés de grosses dimensions » aux seules essences indigènes, en utilisant des seuils d'inventaire variables en fonction des essences:

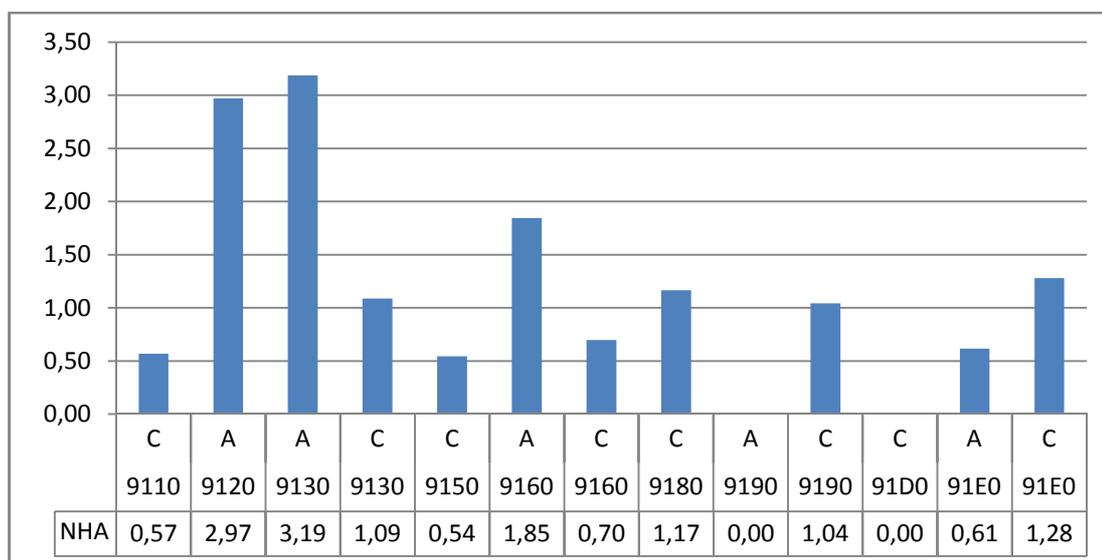
TABLEAU 19 : SEUILS DE PRISE EN COMPTE DES ESSENCES FORESTIÈRES INDIGÈNES POUR LA RÉGION ATLANTIQUE (A) ET CONTINENTALE (C)

Essence	Seuil de mesure GB
Chênes indigènes	80
Hêtre	80
Erable sycomore	80
Frêne	80
Ormes	80
Merisier	80
Bouleau	50
Aulne glutineux	50
Charme	50

Erable plane	80
Erable champêtre	50
Sorbier	50
Peuplier blanc	50
Peuplier grisard	50
Peuplier tremble	50
Saule marsault, des vanniers, saule blanc	80
Autres saules	50

Sur base des seuils proposés au Tableau 19, nous pouvons dès lors calculer le nombre moyen d'AIB, par HIC et région biogéographique (Tableau 20).

TABLEAU 20 : NOMBRE D'ARBRES D'INTÉRÊT BIOLOGIQUE À L'HECTARE PAR HIC ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE



De manière générale, on observe de faibles quantités d'arbres d'intérêt biologiques dans les habitats wallons, par comparaison aux seuils proposés par les états membres. Ainsi :

- Le nombre d'AIB varie de 0 à 3.19 bois en moyenne à l'hectare (note maximale obtenue par le 9130A), or un minimum de 4 à 5 bois (voir 6) est généralement demandé par les différents états membres pour atteindre l'état de conservation favorable.
- Moins de 1 bois à l'hectare a été recensé en moyenne pour plus de la moitié des HIC, descendant même à 0 bois mort dans le cas du 9190/A et 91D0. Bien que ces habitats – deux types de boulaies – soient de nature de caractérisés par peu d'arbres de grosse dimension, il faut toutefois garder à l'esprit que les seuils d'inventaire ont été adaptés aux essences.

II.4.4 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 21 : INDICATEUR 2.4 – ARBRES ÂGÉS DE GROSSE DIMENSION

Critère	Paramètre analysé	Calcul-agrégation vers indicateur	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle du site)			Seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	A	B	C	FV	U1	U2
Arbres indigènes de grosses dimensions	Nombre /ha (> 50 ou > 80 cm)	Nombre moyen/ha	/			>3	1 à 3	<1	>2	1 à 2	< 1

Habitats concernés

Tous les HIC forestiers

Paramètre analysé

Nombre moyen d'arbres à l'hectare, d'essence indigène et de dimensions supérieures aux seuils fixés.

Collecte des données brutes

Dans l'IPRFW, tous les arbres de plus de 7 cm de diamètre sont mesurés et les données peuvent donc être réparties par classe de dimension. Dans l'inventaire des sites Natura 2000, les arbres de plus de 50 cm de diamètre sont comptabilisés et ventilés en deux classes de diamètre (50-80 cm et > 80 cm).

Echelle de mesure et seuils

Tout comme le bois mort, et pour les mêmes raisons (répartition irrégulière du phénomène et rareté à l'échelle de placettes de 10 ares), la quantité d'arbres d'intérêt biologique ne peut être évaluée à l'échelle de la placette. Ce critère est donc pris en compte à l'échelle de la région biogéographique.

A l'instar de l'indicateur bois mort, des seuils d'exigence distincts sont établis pour les sites N2000 (>3) et le reporting régional (>2).

Les bois seront comptabilisés à partir des seuils d'inventaires suivants :

- 80 cm pour : le hêtre, les chênes indigènes, les érables sycomore et plane, le frêne, les ormes, le merisier, les tilleuls, les saules blanc et des vanniers et leurs hybrides naturels.
- 50 cm pour les autres essences

III CRITÈRE GÉNÉRAL 3 : DÉGRADATIONS ANTHROPIQUES

III.1 ESPÈCES INVASIVES

III.1.1 JUSTIFICATION DU CRITÈRE

Une plante invasive est définie comme une espèce exotique, ayant été introduite par l'homme après 1500, capable de se naturaliser, et dotée d'une grande capacité de dispersion conduisant à une forte augmentation de sa population sur un territoire considéré (alterias 2012). La présence d'espèces invasives peut-être considérée comme un important facteur de dégradation du milieu, en ce sens qu'elles affectent le développement des espèces indigènes par divers mécanismes, comme, notamment, la compétition interspécifique et l'hybridation (Vanderhoeven 2006). Elles perturbent ainsi la structure et la composition de la végétation, ce qui se répercute sur les espèces animales inféodées à ces milieux (insectes, oiseaux, faune du sol, etc.) Dans les cas les plus extrêmes, la pression des invasives peut être telle qu'elle entraîne la disparition d'espèces locales, et donc un appauvrissement général de l'écosystème (alterias 2012).

Par ailleurs, il est acquis que la prolifération des espèces invasives au sein d'un habitat naturel est susceptible d'en modifier le fonctionnement via, entre autres, la modification des cycles biogéochimiques, des chaînes alimentaires, ou encore l'altération des caractéristiques hydro-morphologiques des cours d'eau (Vanderhoeven 2006). Dans les écosystèmes terrestres, les plantes invasives sont par exemple susceptibles de modifier la composition de la litière, conduisant à l'altération du cycle des éléments minéraux dans les couches superficielles du sol (alterias 2012).

Il faut également remarquer qu'un écosystème perturbé sera généralement plus sujet au développement d'invasives. Lorsque la végétation a été perturbée, la création d'ouvertures dans le couvert, de même qu'une forte disponibilité en éléments minéraux, peut en effet faciliter l'installation d'espèces exotiques à fort pouvoir de compétition, au détriment des espèces locales (Meerts *et al.* 2006).

III.1.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ÉTATS MEMBRES ET/OU MÉTHODES INTERNATIONALES PROPRES À L'ÉVALUATION DU CRITÈRE

Les seuils rencontrés dans la bibliographie peuvent consister en une simple constatation absence/présence ou fixer des limites de recouvrement. En France, par exemple, un site sera considéré comme en état optimal pour ce critère si le recouvrement des espèces invasives est inférieur à 1%, et l'état de conservation sera le plus mauvais si ce recouvrement dépasse 30%.

TABLEAU 22 : CRITÈRE ET SEUILS PROPOSÉS PAR LES AUTRES EM/RÉGIONS POUR L'ÉVALUATION DE LA PRESSION EXERCÉE PAR LES PLANTES INVASIVES SUR UN HABITAT FORESTIER.

Recouvrement des espèces invasives							
	0	-5	-10	-30	-60	Echelle de mesure/évaluation	Remarques
France	0%	0%	< 15 %	15 à 30 %	> 30 %	Recueil par placette et analyse à l'échelle du site (moyenne des % de recouvrement)	
	A	B		C	D		
Slovaquie	0%	0 à 5 %		5 à 25 %	> 25 %	Récolte et évaluation par unité d'habitat	Herbacées et arbustives uniquement

III.1.3 LISTE DES ESPÈCES CONSIDÉRÉES COMME INVASIVES EN WALLONIE

Le Tableau 23 reprend la liste noire des espèces terrestres considérées comme invasives au niveau belge. L'impact environnemental négatif de ces espèces est avéré et bien documenté, il est donc acquis qu'elles représentent une menace importante pour les habitats qu'elles colonisent.

TABLEAU 23 : ESPÈCES VÉGÉTALES REPRISES DANS LA LISTE NOIRE POUR LA BELGIQUE (SOURCE : [HTTP://IAS.BIODIVERSITY.BE/SPECIES/ALL](http://ias.biodiversity.be/species/all)).

Nom Latin	Nom Français	Année d'introduction
<i>Aster lanceolatus</i>	Aster lancéolé	1835
<i>Aster x salignus</i>	Aster à feuilles de saule	1861
<i>Impatiens glandulifera</i>	Balsamine géante	1939
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Berce du caucase	1938
<i>Prunus serotina</i>	Cerisier tardif	1890
<i>Cornus sericea</i>	Cornouiller soyeux	1885
<i>Cotoneaster horizontalis</i>	Cotonéaster horizontal	1982
<i>Ailanthus altissima</i>	Faux-vernis du japon	1952
<i>Mahonia aquifolium</i>	Mahonia faux-houx	1906
<i>Fallopia x bohémica</i>	Renouée de bohème	1924
<i>Fallopia sachalinensis</i>	Renouée de sakhaline	1924
<i>Fallopia japonica</i>	Renouée du japon	1888
<i>Rhododendron ponticum</i>	Rhododendron	1920
<i>Rosa rugosa</i>	Rosier rugueux	1934
<i>Solidago canadensis</i>	Solidage du canada	1863
<i>Solidago gigantea</i>	Solidage glabre	1869
<i>Spiraea alba</i>	Spirée blanche	1803
<i>Spiraea douglasii</i>	Spirée de douglas	1885
<i>Baccharis halimifolia</i>	Séneçon en arbre	1924
<i>Helianthus tuberosus</i>	Topinambour	1893

La liste grise (Tableau 24) reprend quant à elle l'ensemble des espèces invasives dont l'impact environnemental est modéré, insuffisamment documenté ou très faible sur les habitats à potentiel biologique intéressant. Il se peut aussi que ces espèces montrent un caractère hautement invasif dans certains pays voisins mais qu'elles ne causent pas, à l'heure actuelle, de problème en Belgique.

TABLEAU 24 : ESPÈCES VÉGÉTALES REPRISES DANS LA LISTE GRISE POUR LA BELGIQUE (SOURCE : [HTTP://IAS.BIODIVERSITY.BE/SPECIES/ALL](http://ias.biodiversity.be/species/all)).

Nom Latin	Nom Français	Année d'introduction
<i>Acer negundo</i>	Erable negundo	1955
<i>Acer rufinerve</i>	Erable à feuilles de vigne	1990
<i>Amelanchier lamarckii</i>	Amélanchier d'amérique	1876
<i>Aster novi-belgii</i>	Aster de virginie	1865
<i>Bidens frondosa</i>	Bident à fruits noirs	1886
<i>Buddleja davidii</i>	Arbre aux papillons	1942
<i>Cyperus eragrostis</i>	Souchet vigoureux	1896
<i>Duchesnea indica</i>	Fraisier des Indes	1950
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Olivier de bohême	1939
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Frêne rouge	2008
<i>Hyacinthoides hispanica</i>	Scille d'Espagne	1882
<i>Impatiens parviflora</i>	Balsamine à petites fleurs	1868
<i>Lupinus polyphyllus</i>	Lupin vivace	1882
<i>Lysichiton americanus</i>	Faux-arum, Lysichite	2006
<i>Mimulus guttatus</i>	Mimule tacheté	1953
<i>Parthenocissus</i> spp.	Vigne vierge	1880
<i>Persicaria wallichii</i>	Renouée de l'himalaya	1898
<i>Prunus laurocerasus</i>	Laurier cerise	1994
<i>Quercus rubra</i>	Chêne rouge	1950
<i>Rhus typhina</i>	Sumac	1898
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinier faux-acacia	1856
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Rudbéckie laciniée	1849
<i>Senecio inaequidens</i>	Sénecon sud-africain	1892
<i>Spiraea tomentosa</i>	Spirée tomenteuse	1870
<i>Spiraea x billardii</i>	Spirée de billard	1895

Enfin, la liste d'alerte (Tableau 25) reprend un ensemble d'espèces ayant déjà révélé un caractère invasif dans d'autres pays, et qui présentent donc un risque potentiel, mais qui ne sont pas encore présentes en Belgique.

TABLEAU 25 : ESPÈCES VÉGÉTALES REPRISES DANS LA LISTE D'ALERTE POUR LA BELGIQUE (SOURCE : [HTTP://IAS.BIODIVERSITY.BE/SPECIES/ALL](http://ias.biodiversity.be/species/all)).

Nom Latin	Nom Français
<i>Akebia quinata</i>	Akébie à cinq feuilles
<i>Carpobrotus</i> spp.	Griffes de sorcières
<i>Echinocystis lobata</i>	Concombre sauvage
<i>Lonicera japonica</i>	Chèvrefeuille asiatique
<i>Phytolacca americana</i>	Raisin d'Amérique

Il faut toutefois remarquer que toutes les espèces reprises dans ces listes ne sont pas capables de se développer en milieu forestier. Il est alors fort peu probable de les rencontrer dans un des 10 habitats forestiers d'intérêt communautaire. Le Tableau 26 présente une liste

d'espèces invasives adaptées au contexte forestier, ainsi que les structures forestières les plus susceptibles de les héberger.

TABEAU 26 : LISTE D'ESPÈCES INVASIVES DES MILIEUX FORESTIERS.

Espèce invasive des milieux forestiers	Ceriser tardif Aulne blanc	<i>Prunus serotina</i> <i>Alnus incana</i>
Espèces invasives des lisières et trouées des forêts humides	Renouée du japon Fallopia sakhaline anis que les hybrides de ces deux espèces de Fallopia Solidage géant Berce du Caucase Balsamine géante Balsamine à petites fleurs	<i>Fallopia japonica</i> <i>Fallopia sachalinensis</i> <i>Solidago gigantea</i> <i>Heracleum mantegazzianum</i> <i>Impatiens glandulifera</i> <i>Impatiens parviflora</i>
Espèces à surveiller (milieux humides)	Robinier pseudo-acacias Buddlea de David	<i>Robinia pseudoacacia</i> <i>Buddleja davidii</i>

III.1.4 DISTRIBUTION DU PARAMÈTRE POUR LA RÉGION WALLONNE

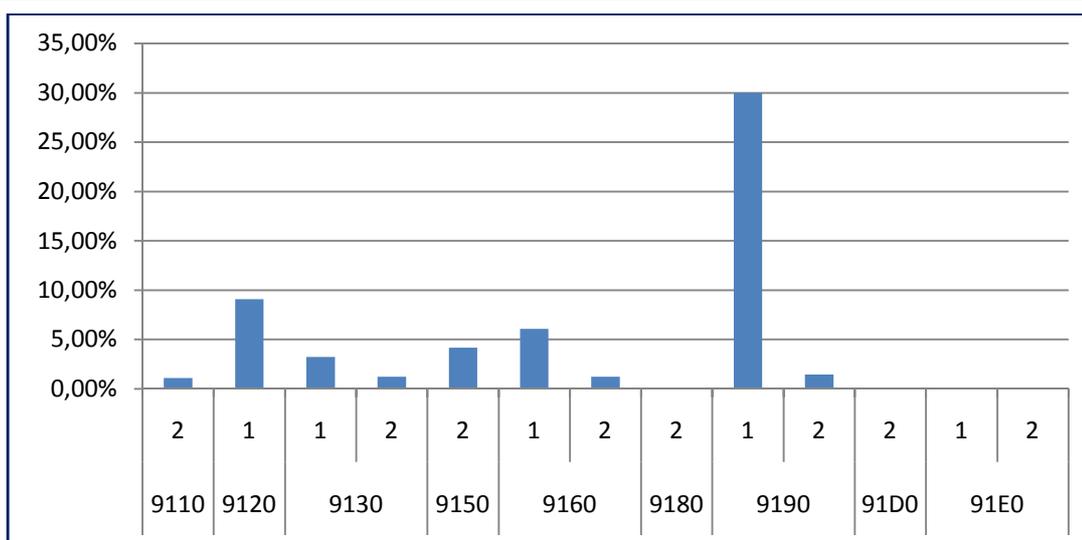


FIGURE 13 : POURCENTAGE DE PLACETTES AVEC PRÉSENCE D'ESPÈCES INVASIVE DE LA LISTE NOIRE PAR HIC ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE

On observe qu'à l'exception du 9190A, relativement peu d'invasives ont été relevées sur les placettes de l'inventaire (Figure 13). On peut se poser la question d'un biais lié à la méthode de collecte de données, surtout au vu des 0% de placettes avec présence d'invasives dans le cas de la forêt alluviale ! Une des explications peut être que lorsqu'une placette croise un cours d'eau, le centre de l'unité d'échantillonnage (u.e) est déplacé de manière à la rendre tangente au cours d'eau. De plus, le relevé floristique sur lequel s'appuie cet indicateur est effectué dans une placette réduite de 12m de rayon, au sein de l'u.e de 18m. Dans le cas de la forêt alluviale, on peut donc supposer que la présence d'invasives est largement sous-estimée puisque le relevé floristique n'arrive que rarement en bord de rivière, où se concentrent notamment *Fallopia Japonica* et *Impatiens glandulifera*. On peut également

présumer certaines erreurs de détermination, et l'influence des relevés effectués hors des périodes de végétation concernant les autres HIC forestiers.

III.1.5 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 27 : INDICATEUR 3.1 – ESPÈCES INVASIVES

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul-agrégation vers indicateur	seuils (échelle placette)			seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	Fv	U1	U2
Espèces invasives	présence/absence	% de placettes avec présence d'espèces invasives	/			< 2 %	2-10 %	> 10 %

Habitats concernés

Tous les HIC forestiers

Paramètre analysé

Pourcentage de placettes avec présence d'espèces reprise dans la liste noire (Tableau 23) des espèces considérées comme invasives au niveau belge.

Collecte des données brutes

L'indicateur est basé sur le relevé phytosociologique des inventaires N2000 et de l'IFPRFW

Echelle de mesure et seuils

Etant avéré que les espèces prises en compte pour l'évaluation du critère représentent un risque environnemental important, l'inventaire portera sur leur présence/absence au niveau des placettes inventoriées, sans considérer de seuil de recouvrement. Notons que sans intervention contre ces espèces, l'état de conservation pour ce critère ne peut que se détériorer.

Le relevé est effectué au niveau de la placette, mais l'indicateur est calculé au niveau de la région biogéographique, en fonction du pourcentage de placettes où au moins une espèce de la liste noire a été relevée.

NB : Les espèces ligneuses (majoritairement *Prunus serotina* en pratique) sont déjà considérées dans l'indicateur de caractère indigène du cortège ligneux. Néanmoins, l'indicateur dont il est question ici précise la menace particulière liée aux invasives et nécessite de considérer toutes les espèces de la liste noire, qu'elles soient ou non ligneuses. Il n'y a donc pas ou très peu de redondance entre :

- d'une part l'indicateur « caractère indigène du cortège ligneux », puisque celui – ci prend en compte le recouvrement relatif des essences exotiques, l'énorme majorité de celles-ci n'étant pas reprises dans la liste noire des espèces invasives
- d'autre part l'indicateur « espèces invasives », puisque celui – ci se limite à la présence ou non d'espèces à caractère invasif, qu'elles soient ligneuses ou non.

III.2 ESPÈCES INDICATRICES D'EUTROPHISATION

III.2.1 JUSTIFICATION DU CRITÈRE

L'eutrophisation des écosystèmes terrestres résulte d'un apport excessif d'azote provoquant son accumulation dans le milieu ; il s'ensuit une modification des cycles géochimiques naturels, s'accompagnant d'une modification des cortèges fauniques et floristiques (Le Gall, 2004). Les causes de cet enrichissement sont multiples, mais très généralement liées à des procédés anthropiques tels la fertilisation et l'amendement des parcelles. En parallèle à ces apports volontaires, on observe également de fortes teneurs en azote dans les retombées atmosphériques : fin des années 90', on estimait ainsi à 70 kg, en moyenne, la quantité d'azote se déposant par hectare de forêt et par an (Heij et Schneider 1995 *in* van Tol *et al.* 1998), quantité pouvant même atteindre 120 kg dans les cas les plus extrêmes (Houdijk et Roelofs 1991 *in* van Tol *et al.* 1998).

La flore constitue le groupe le plus affecté par le phénomène d'eutrophisation (van Tol *et al.* 1998). Ainsi, l'enrichissement en azote du milieu engendre une modification de la composition des communautés végétales et des abondances relatives entre espèces dans les peuplements ; les espèces frugales cédant progressivement leur place aux espèces nitrophiles dont la croissance était inhibée en milieu oligotrophe (Dumas et Valadon 2006). Dans le cas de retombées azotées généralisées, il en résulte donc une banalisation de la flore inhérente à l'homogénéisation des conditions stationnelles. Outre le cas des plantes vasculaires, on observe également une évolution des communautés de bryophytes, voyant progresser les espèces rudérales au dépend des espèces acidiphiles (Duliere *et al.* 1999) ; tandis que certains lichens peuvent quant à eux se montrer particulièrement intolérants à l'azote (van Tol *et al.* 1998). Enfin, notons que la faune et la fonge peuvent également être affectées par l'eutrophisation des écosystèmes forestiers, soit de manière directe, soit via les modifications induites à la composition de la végétation (Dumas 2004; van Tol *et al.* 1998).

L'eutrophisation des milieux forestiers peut par ailleurs se traduire par une acidification des sols, ayant pour conséquence paradoxale d'induire certaines carences en éléments chimiques essentiels – calcium, magnésium et potassium – se répercutant sur l'ensemble des communautés végétales (Baumgartner 2007; Le Gall 2004).

III.2.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ÉTATS MEMBRES ET/OU MÉTHODES INTERNATIONALES PROPRES À L'ÉVALUATION DU CRITÈRE

Le phénomène d'eutrophisation est pris en compte par trois régions – la Flandre, la Rhénanie du Nord-Westphalie et le Brandebourg – dans l'évaluation de l'état de conservation de leurs habitats d'intérêt communautaire. Tous s'appuient sur un relevé d'espèces considérées indicatrices d'eutrophisation.

Deux de ces trois régions – Flandre, NRW – établissent un indicateur chiffré, basé sur le pourcentage de recouvrement en espèces. Notons que les seuils de recouvrement peuvent varier en fonction de l'HIC considéré dans le cas de la Flandre.

TABLEAU 28 : SEUILS POUR L'ÉVALUATION DE L'IMPORTANCE DE L'EUTROPHISATION D'UN HABITAT FORESTIER.

Espèces indicatrices d'eutrophisation					
	Cotation			Echelle de mesure/évaluation	Remarques
	A	B	C		
Flandre	Variable (jusqu'à 10 %)	Variable (jusqu'à 30 %)	idem	Récolte par placette. Evaluation par placette puis aggloméré par unité d'habitat	Seuils très variables en fonction de l'habitat
NRW	< 5 %	5 - 25 %	> 25 %	Echantillonnage par unités cartographiques d'habitat, max 60 sélectionnées aléatoirement si > 60 unités pour un habitat, sinon toutes les UH.	
Brandebourg	Pas de modifications détectables	Aucun changement significatif	Changements significatifs		

III.2.3 LISTE DES ESPÈCES INDICATRICES D'EUTROPHISATION

Ce critère semble évidemment peu pertinent dans le cas d'habitats naturellement caractérisés par une richesse chimique importante, comme, par exemple, les forêts alluviales. Dans ces forêts, les espèces des milieux riches font en effet partie du cortège des espèces typiques. Des listes d'espèces sont ainsi proposées par les différents états membres/régions, mais uniquement dans le cas des habitats aux conditions trophiques les plus pauvres (Tableau 29 & Tableau 30). On observe par ailleurs qu'au sein même de ces listes, les espèces ne sont pas toutes considérées indicatrices d'eutrophisation pour l'ensemble des habitats, leur présence ne traduisant un enrichissement en azote du milieu que dans certains cas.

TABLEAU 29 : LISTE D'ESPÈCES PROPOSÉE PAR LA RÉGION FLAMANDE, VENTILÉES PAR HIC POUR LESQUELLES ELLES SONT CONSIDÉRÉES COMME INDICATRICES D'EUTROPHISATION.

Espèces	Habitat 9110	Habitat 9120	Habitat 9130	Habitat 9160	Habitat 9190	Habitat 91D0
<i>Urtica dioica</i>	x	x			x	x
<i>Glechoma hederacea</i>	x	x	x	x		x
<i>Galium aparine</i>	x	x	x	x		x
<i>Rubus spp.</i>	x	x			x	x
<i>Rumex obtusifolius</i>	x	x	x	x		
<i>Ceratocarpus claviculata</i>	x	x			x	
<i>Holcus lanatus</i>	x	x	x	x		
<i>Hedera helix</i>	x	x				
<i>Silene dioica</i>	x	x	x	x		
<i>Galium aparine</i>	x	x				
<i>Aegopodium podagraria</i>	x	x	x	x		
<i>Lapsana communis</i>	x	x	x	x		
<i>Dactylis glomerata</i>	x	x	x	x		
<i>Holcus mollis</i>	x	x			x	
<i>Moehringia trinervia</i>	x	x	x	x	x	
<i>Stellaria media</i>	x	x	x	x	x	
<i>Poa annua</i>	x	x	x	x	x	
<i>Galeopsis tetrahit</i>	x	x	x	x	x	
<i>Senecio sylvaticus</i>	x	x			x	
<i>Digitalis purpurea</i>	x	x			x	
<i>Dryopteris filix-mas</i>	x				x	
<i>Cerastium fontanum</i>	x				x	
<i>Myosotis arvensis</i>	x				x	
<i>Humulus lupulus</i>	x					
<i>Polygonum mite</i>	x	x				
<i>Poa trivialis</i>		x				
<i>Geum rivale</i>		x				
<i>Anthriscus sylvestris</i>		x	x	x		
<i>Taraxacum sp.</i>		x	x	x		
<i>Dryopteris carthusiana</i>					x	
<i>Dryopteris dilatata</i>					x	
<i>Phalaris arundinacea</i>			x	x		
<i>Rumex conglomeratus</i>			x	x		
<i>Ranunculus repens</i>			x	x		
<i>Alliaria petiolata</i>			x	x		
<i>Cirsium vulgare</i>			x	x		
<i>Geranium robertianum</i>			x	x		
<i>Agrostis capillaris</i>					x	
<i>Rumex acetosella</i>					x	
<i>Athyrium filix-femina</i>						x
<i>Pteridium aquilinum</i>						x
<i>Rubus idaeus</i>						x
<i>Molinia caerulea</i>						x

TABLEAU 30 : LISTE D'ESPÈCES PROPOSÉE PAR LA RÉGION RHÉNANIE-DU-NORD-WESTPHALIE, VENTILÉES PAR HIC POUR LESQUELLES ELLES SONT CONSIDÉRÉES COMME INDICATRICES D'EUTROPHISATION.

Espèces	Habitat 9110	Habitat 9130	Habitat 9150	Habitat 9160	Habitat 9180	Habitat 9190	Habitat 91D0
Urtica dioica	x	x	x	x	x	x	x
Sambucus nigra	x				x	x	
Galium aparine	x	x	x	x	x	x	x
Rumex obtusifolius	x	x	x	x	x		
Rubus fruticosus	x	x	x	x	x	x (si > 50 %)	x
Glechoma hederacea						x	x
Rubus idaeus							x
Athyrium filix-femina							x
Dryopteris sp.							x
Oxalis acetosella							x
Deschampsia cespitosa							x
Impatiens noli-tangere							x
Pteridium aquilinum							x
Molinia caerulea							x (si > 50 %)

Au vu de cette revue bibliographique, nous proposons la liste reprise au Tableau 31 , des espèces indicatrices de conditions eutrophisées pour la région wallonne. Les espèces ligneuses n'ont pas été reprises, leur présence pouvant être plus ou moins fortement influencée par l'action de l'homme. Le choix a également été fait de ne pas considérer d'espèces exotiques.

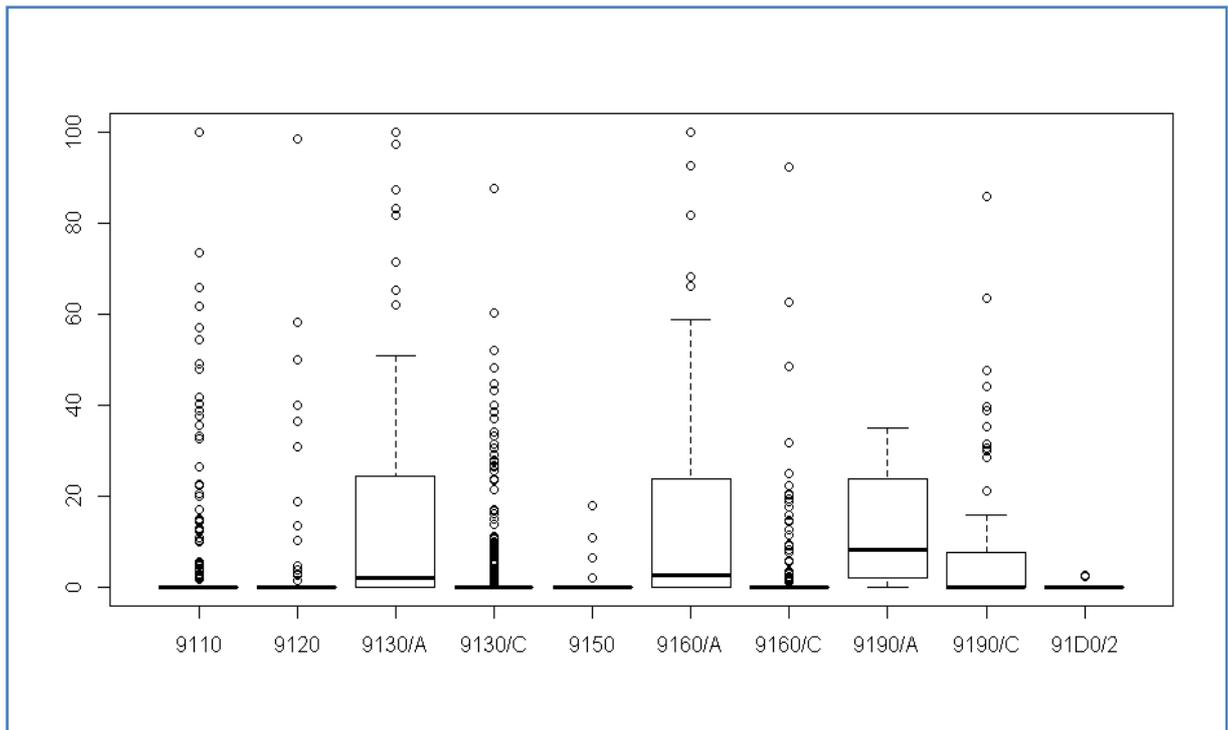
TABLEAU 31 : LISTE PROPOSÉE D'ESPÈCES INDICATRICES D'EUTROPHISATION POUR LA RÉGION WALLONNE, VENTILÉES PAR HIC POUR LESQUELLES ELLES SONT CONSIDÉRÉES COMME INDICATRICES D'EUTROPHISATION

Espèces	Habitat 9110	Habitat 9120	Habitat 9130	Habitat 9150	Habitat 9160	Habitat 9190	Habitat 91D0
<i>Urtica dioica</i>	x	x	X	X	x	x	x
<i>Glechoma hederacea</i>	x	x				X	x
<i>Galium aparine</i>	x	x	X	X	X	X	x
<i>Rubus spp.</i>						X	x
<i>Rumex obtusifolius</i>	x	x	X	X	X	X	x
<i>Silene dioica</i>	x	x				X	x
<i>Aegopodium podagraria</i>	x	x	X	X	X	X	x
<i>Moehringia trinervia</i>	x	x				X	x
<i>Stellaria media</i>	x	x				x	x
<i>Poa annua</i>	x	x	X	X	X	x	x
<i>Dryopteris filix-mas</i>						x	
<i>Humulus lupulus</i>	x	x		X		x	x
<i>Polygonum mite</i>	x	x					
<i>Geum urbanum</i>	x	x				x	x
<i>Anthriscus sylvestris</i>	x	x				x	x
<i>Taraxacum sp.</i>	x	x				x	x
<i>Ranunculus repens</i>	x	x				x	x
<i>Alliaria petiolata</i>	x	x	X	X	x	x	x
<i>Cirsium vulgare</i>	x	x	X	X	x	x	x
<i>Geranium robertianum</i>	x	x				x	x

III.2.4 DISTRIBUTION DU PARAMÈTRE POUR LA FORÊT WALLONNE

TABLEAU 32 : MOYENNE, ÉCART-TYPE ET QUANTILES, DU RECOUVREMENT RELATIF DES ESPÈCES INDICATRICES D’EUTROPHISATION, PAR HIC, À L’EXCEPTION DU 9180 ET 91EO

	N	Mean	ET.P_E	Quantile.0%	Quantile.25%	Quantile.50%	Quantile.75%	Quantile.100%
Hab	9110	1746	0.6648797	5.3013546	0	0.00	0.000	100.00
	9120	88	4.3222727	14.6166723	0	0.00	0.000	98.59
	9130/A	93	18.7553763	28.8289727	0	0.00	2.040	24.420
	9130/C	411	3.1099027	9.5770578	0	0.00	0.000	87.72
	9150	48	0.7829167	3.1288153	0	0.00	0.000	17.98
	9160/A	115	14.4557391	20.5503921	0	0.00	2.500	23.790
	9160/C	649	0.9323267	5.6526876	0	0.00	0.000	92.31
	9190/A	10	12.8070000	13.7350153	0	2.01	8.275	21.345
	9190/C	68	8.6920588	17.1449967	0	0.00	0.000	7.615
	91D0/2	13	0.3761538	0.9193797	0	0.00	0.000	0.000
Overall	3241	2.3427183	10.0174390	0	0.00	0.000	0.000	100.00



- Peu de placettes sont caractérisées par un fort taux de recouvrement par les espèces indicatrices d’eutrophisation, la médiane du paramètre est ainsi nulle pour 2/3 des habitats, et s’élève à 8,3% maximum dans le cas du 9190A.
- On observe néanmoins que quatre habitats se distinguent par une moyenne de recouvrement plus importante, et/ou une variabilité assez importante pour le paramètre. Il s’agit, par ordre décroissant de recouvrement, des habitats : 9190, 9130, 9120 et 9160. Parmi ceux-ci, deux sont acidophiles – chênaie-boulaie (9190) et hêtraie atlantique (9120) – les deux autres – hêtraie neutrophile (9130) et chênaie-charmaie (9160) – étant de

nature trophique plus riche. Au vu de cette observation nous préconisons de ne pas appliquer cet indicateur aux habitats 9130 et 9160. En effet, ces habitats étant naturellement plus susceptibles d'abriter des espèces de milieu riche, il y existe un risque de les pénaliser alors que les espèces de la liste y sont présentes sans indiquer de réel problème d'enrichissement du milieu.

III.2.5 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 33 : INDICATEUR 3.2 – ESPÈCES INDICATRICES D'EUTROPHISATION

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul-agrégation vers indicateur	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	Fv	U1	U2
Eutrophisation	% de recouvrement relatif des espèces indicatrices d'eutrophisation dans la strate herbacée	Cote à chaque placette puis pondération	<5%	5-25%	>25%	pondération des cotes placettes		

Habitats concernés

L'indicateur est uniquement pris en compte dans les habitats forestiers acidophiles, à savoir : 9110 ; 9120 ; 9190 ; 91D0, ainsi que dans la hêtraie calcicole 9150.

Paramètre analysé

Recouvrement relatif des espèces indicatrices de conditions eutrophisées dans la strate herbacée, tel que :

Espèces	Habitat 9110	Habitat 9120	Habitat 9150	Habitat 9190	Habitat 91D0
<i>Aegopodium podagraria</i>	X	x	X	X	x
<i>Alliaria petiolata</i>	X	x	X	x	X
<i>Anthriscus sylvestris</i>	X	x		x	x
<i>Cirsium vulgare</i>	X	x	X	x	X
<i>Dryopteris filix-mas</i>				x	
<i>Galium aparine</i>	X	x	X	X	x
<i>Geranium robertianum</i>	X	x		x	X
<i>Geum urbanum</i>	X	x		x	x
<i>Glechoma hederacea</i>	X	x		X	x
<i>Humulus lupulus</i>	X	x	X	x	x
<i>Moehringia trinervia</i>	X	x		X	x
<i>Poa annua</i>	X	x	X	X	x
<i>Polygonum mite</i>	X	x			
<i>Ranunculus repens</i>	X	x		X	X
<i>Rubus spp.</i>				X	x
<i>Rumex obtusifolius</i>	X	x	X	X	x
<i>Silene dioica</i>	X	x		X	x
<i>Stellaria media</i>	X	x		X	x
<i>Taraxacum sp.</i>	X	x		X	x
<i>Urtica dioica</i>	X	x	X	X	x

Collecte des données brutes

L'indicateur est basé sur le relevé phytosociologique des inventaires N2000 et de l'IFPRFW

Echelle de mesure et seuils

Chaque placette reçoit une cote A, B, ou C en fonction du pourcentage relatif d'espèces de conditions eutrophisées dans la strate herbacée. Les cotes des placettes sont ensuite agrégées pour définir l'état de conservation des différents habitats au niveau de la région biogéographique (Fv – U1 ou U2).

III.3 DRAINAGE

III.3.1 JUSTIFICATION DU CRITÈRE

Les écosystèmes humides regroupent un ensemble d'habitats caractérisés par la présence d'eau, de manière temporaire ou permanente, au sein desquels se développe un cortège d'espèces hydroclines et hydrophiles, spécifiquement adaptées à ces conditions particulières de milieu. Il est acquis que les écosystèmes humides remplissent un ensemble des fonctions essentielles sur les plans hydrologiques, microclimatiques et biologiques (Gosselin M. 2006).

Bien que fragiles, ces milieux ont jadis largement été drainés en vue d'y assurer une production plus importante, entraînant une modification profonde de leur caractéristiques hydriques. Du point de vue taxonomique, ces perturbations se sont généralement traduites par une régression des espèces herbacées et ligneuses typiques des milieux humides au profit d'espèces plus communes ; avec en parallèle la disparition des cortèges animales et fongiques associés, ne trouvant plus dans le milieu les conditions nécessaires à leur survie (Timbal et Maizeret 1998). Dans les cas les plus graves, ces perturbations hydrologiques ont

parfois conduit à modifier la nature même des habitats, suite à la disparition de l'ensemble des espèces végétales et animales composant leur cortège typique (Carnino 2009). Le drainage et le contrôle des crues a par exemple modifié l'équilibre écologique de beaucoup de forêts riveraines, en les faisant dériver vers des formes banalisées plus proches des chênaies-charmaies (Noirfalise 1984 ; Piégay *et al.* 2003).

De plus, les opérations de drainage ont souvent eu pour but une utilisation agricole ou un boisement à l'aide d'essences exotiques, et la régénération des espèces typiques en cas de retour à une forêt moins artificielle est mise en difficulté par le changement des conditions physiques.

A plus large échelle, les procédés de drainage peuvent par ailleurs se répercuter sur le cycle hydrologique, via la perturbation des processus de régulation propres à ces écosystèmes. On peut par exemple assister à l'augmentation de l'impact des crues suite à la diminution de la capacité de rétention de l'écosystème, une diminution du rechargement des nappes, *etc.*

III.3.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ÉTATS MEMBRES ET/OU MÉTHODES INTERNATIONALES PROPRES À L'ÉVALUATION DU CRITÈRE

Le critère "drainage" n'est pas repris en tant que tel dans l'évaluation des états de conservation des habitats forestiers dans les autres pays européens, mais certains reprennent cependant une classe intitulée "perturbations hydrologiques" dans leur critère "pressions sur l'habitat". Dans la majorité des pays/régions où les perturbations hydrologiques sont mentionnées, les seuils sont de nature qualitative. Ils tiennent compte de l'absence ou de la présence de perturbation, et dans ce dernier cas, de son importance. Notons que cette méthode peut présenter un risque de subjectivité, l'appréciation de la gravité d'une perturbation pouvant bien sûr varier d'un opérateur à l'autre.

TABEAU 34 : SEUILS PROPOSÉS PAR LES AUTRES EM/RÉGIONS POUR L'ÉVALUATION DE L'IMPORTANCE DES PERTURBATIONS DU RÉGIME HYDROLOGIQUE D'UNE FORÊT.

Perturbations hydrologiques						
	0	-5	-10	-30	-60	
France	> 1 %	1 à 5 %	5 à 15 %	15 à 30 %	> 30 %	Recueil par placette et analyse à l'échelle du site (moyenne des % de recouvrement de l'atteinte)
	A	B		C		
Luxembourg	Perturbations / Dégradations globalement inexistantes resp. sur des petites surfaces, sans influence notable sur les fonctions de l'habitat et/ou sa faune et flore spécifiques	Perturbations / Dégradations moyennement fortes mais néanmoins sans influence importante sur les fonctions de l'habitat et/ou sa faune et flore spécifiques		Perturbations / Dégradations fortes à très fortes ayant une influence très marquée resp. considérable sur les fonctions de l'habitat et/ou sa faune et flore spécifiques		Informations récoltées en partie sur les placettes de l'inventaire forestier, ou sélection aléatoire d'unités cartographiques (polygones d'habitat) mesurées périodiquement et évaluation à l'échelle de l'unité d'habitat (puis niveau national)
Flandre	Aucune dégradation	Dégradation mineure		Dégradation importante		Récolte par placette. Evaluation par placette puis aggloméré par unité d'habitat
NRW	Peu ou pas de dégâts/impacts	Dégâts/impacts modérés		Dégâts/impacts importants		Echantillonnage par unités cartographiques d'habitat, max 60 sélectionnées aléatoirement si > 60 unités pour un habitat, sinon toutes les UH.
Brandebourg	Pas affecté par le drainage et l'abaissement de la nappe	Légèrement affecté par le drainage et l'abaissement de		Significativement affecté		Habitats 9160, 9190
						Critère général pour évaluer l'importance des perturbations, le(s) type(s) de perturbations rencontré(s) est(sont) à cocher dans une liste. Une des catégories de cette liste s'intitule "alimentation en eau". Possibilité pour tous les habitats bien que ce ne soit pertinent que pour une partie seulement.
						Seulement pour le 91 D0
						Critère repris pour presque tous les habitats, mais terme "dégâts" utilisé seulement pourb 91 D0, 91 E0, 91 F0 et 9190. Autres habitats, terme "impacts"

	phréatique	la nappe phréatique		
--	------------	---------------------	--	--

III.3.3 DISTRIBUTION DU PARAMÈTRE POUR LA RÉGION WALLONNE

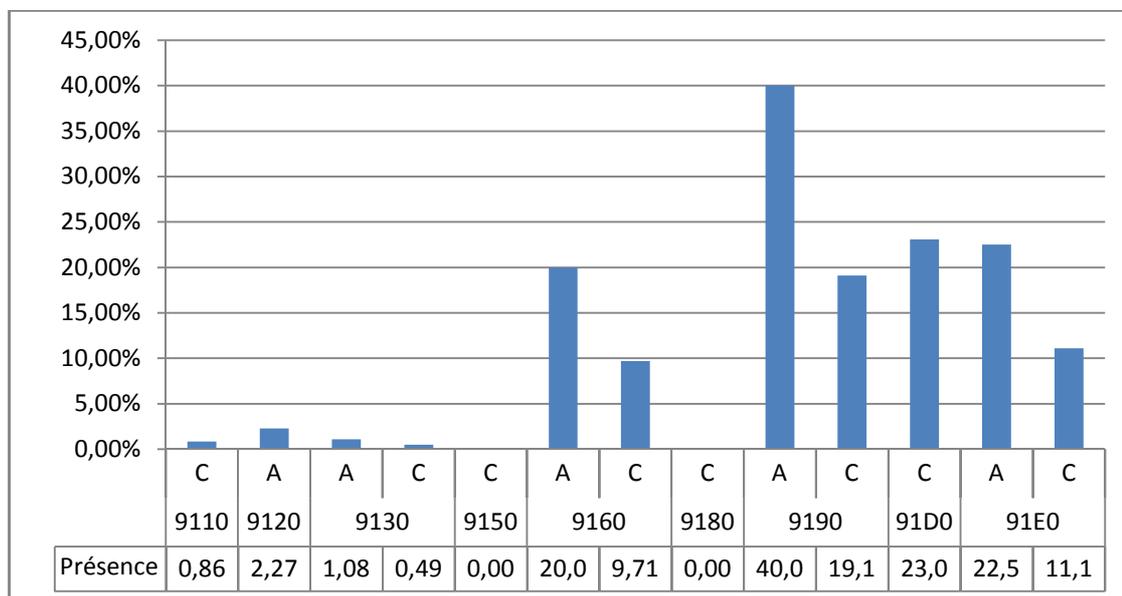


FIGURE 14 : % DE PLACETTES AVEC PRÉSENCE DE DRAINS PAR HIC ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE

- Le pourcentage de placettes caractérisées par la présence de drains varie de 0 à 40%
- A l'exception de quelques placettes en hêtraie, la présence de drains est très majoritairement constatée dans les seuls habitats humides, à savoir les chênaies et chênaies boulaies – 9160 et 9190 – boulaies tourbeuses – 91DO – et forêts alluviales – 91EO. Nous suggérons de limiter l'indicateur à ces différents habitats.
- Les deux types de boulaies constituent les habitats les plus fortement concernés par la problématique.

III.3.4 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 35 : INDICATEUR 2.3 – DRAINAGE

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul-agrégation vers indicateur	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	Fv	U1	U2
Drainage	présence/absence	% de placettes avec présence de drains				<5%	5 à 25%	>25 %

Habitats concernés

Tous les HIC forestiers, à l'exception des hêtraies (9110 à 9150) et des forêts de ravin (9180)

Paramètre analysé

Présence/absence de drains

Collecte des données brutes

Le critère est basé sur une analyse visuelle des placettes lors des inventaires N2000 et IPRFW

Echelle de mesure et seuils

L'état de conservation de chaque habitat (Fv, U1 ou U2) est défini en fonction du pourcentage de placettes comportant des drains, sur l'ensemble de la région biogéographique.

III.4 COMPACTION DU SOL

III.4.1 JUSTIFICATION DU CRITÈRE

L'exploitation forestière fait de plus en plus appel à des engins lourds, capables de réaliser des opérations dans toutes les conditions. Lors des exploitations, ces machines circulent de manière intensive sur la coupe, laissant des traces plus ou moins durables dans le sol, sous la forme d'ornières ou de tassement plus discret mais tout aussi dommageable (Paul et Bailly 2005a et b, ONF 2005, Pischedda 2009).

Le tassement du sol peut modifier fortement et durablement les conditions physico-chimiques des sols forestiers, freinant dans les cas les plus graves le développement de certaines essences sensibles. Les phénomènes de tassement se traduisent par une réduction de la porosité du sol et mènent à une réduction de l'approvisionnement en oxygène, de la capacité de rétention en eau et à une modification du régime thermique du sol. Or, ces paramètres définissent les conditions de vie des décomposeurs de la litière dont dépendent la minéralisation, la structuration et donc la fertilité des sols.

De manière plus directe, le passage des engins peut provoquer l'écrasement du système racinaire ou entraver sa progression, diminuant la capacité des arbres à s'alimenter correctement en eau et en éléments minéraux. S'en suivent des problèmes de stabilité et de mauvais développement, voire une mortalité accrue des individus les plus sensibles (cas de *Fagus sylvatica* notamment) (Gosselin et Valadon 2006c). A titre d'exemple, le tableau suivant reprend quelques conséquences de l'impact du tassement du sol sur le développement racinaire (de Paul et Bailly, 2005).

TABLEAU 36 : EFFETS DE LA COMPACTION D'UN SOL FORESTIER SUR LE DÉVELOPPEMENT RACINAIRE DES PLANTES.

Facteur	Perturbation	Conséquence racinaire
Oxygène	Disponibilité plus faible.	Diminution voire arrêt total de la respiration aérobie ; respiration anaérobie à l'origine de produits toxiques.
Eau	Diminution de la quantité d'eau, de sa disponibilité.	Interruption des mécanismes d'alimentation, réduction de la croissance cellulaire, dessiccation des cellules.
Nutriments	Augmentation des lessivages ; réduction de la minéralisation des éléments organiques.	Réduction de la capacité d'alimentation, problèmes de régulation osmotique, carence en certains éléments.
Température	Accroissement des phénomènes de conductivité thermique et de diffusion conduisant à de plus larges amplitudes de variations.	Croissance racinaire affectée par les températures trop ou trop peu élevées.
Structure du sol	Résistance accrue ; porosité moindre.	Obstacle physique au développement racinaire ; perturbation de la disponibilité en eau, oxygène et nutriments.

Le tassement induit généralement une diminution générale du recouvrement des espèces herbacées (Paul et Bailly 2005), s'accompagnant d'une modification des rapports de compétitivité entre espèces (Weltecke et Gaertig 2011). On observe alors l'apparition de certaines espèces caractéristiques des sols compactés, ne faisant pas forcément partie du cortège originel. La flore typique régresse alors, suite à la modification des conditions abiotiques, ainsi qu'à la colonisation du milieu par une série d'espèces plus compétitives. Les espèces favorisées par le tassement sont généralement des plantes des milieux humides, ou parfois des espèces rudérales, ces dernières se retrouvant principalement sur les pistes de débardage du fait de leur adaptation à un régime de perturbations répétées (Weltecke et Gaertig, 2011).

Tous les sols forestiers ne présentent pas la même sensibilité au tassement. Ainsi, la gravité de l'atteinte sera généralement plus importante dans les sols caractérisés par une texture fine et peu caillouteuse, et proportionnelle à la teneur en humidité (Gosselin 2006). Suite à une dégradation de ce type, la "restauration" naturelle du milieu peut prendre de quelques décennies à plusieurs siècles (Weltecke et Gaertig, 2011).

Notons enfin que les zones intensivement compactées, comme par exemple les pistes de débardage, représentent également une perte de surface productives (Weltecke et Gaertig, 2011). Pour toutes ces raisons il semble important, à chaque nouvelle exploitation, de veiller à utiliser les pistes de débardage existantes, afin de ne pas détériorer de surfaces supplémentaires.

III.4.2 MODE DE PRISE EN COMPTE PAR LES ÉTATS MEMBRES ET/OU MÉTHODES INTERNATIONALES PROPRES À L'ÉVALUATION DU CRITÈRE

Le critère "tassement du sol" ou "dégâts au sol" a été envisagé dans plusieurs pays/régions, pour l'évaluation de l'état de conservation de leurs habitats forestiers d'intérêt communautaire. Deux types d'indicateurs sont envisagés : soit le relevé de traces de

compaction telles ornières et autres dégâts au sol, soit la présence d'espèces reconnues comme typiques des sols compactés (Tableau 37). Dans le cas de l'indicateur floristique, les seuils sont majoritairement de nature qualitative.

TABLEAU 37 : CRITÈRES ET SEUILS PROPOSÉS PAR LES AUTRES EM/RÉGIONS POUR L'ÉVALUATION DE L'IMPORTANCE DES DÉGÂTS OCCASIONNÉS AU SOL FORESTIER.

Espèces indicatrices de compaction du sol							
	A	B		C		Echelle de mesure/évaluation	Remarques
Flandre	Absentes ou < 10 %	Présentes occasionnellement ou 10 à 25 %		Fréquentes à abondantes ou > 25 %		Récolte par placette. Évaluation par placette puis aggloméré par unité d'habitat	Seuils variables en fonction de l'habitat : parfois qualitatifs (hêtraies), parfois recouvrement
Dégâts au sol							
	0	-5	-10	-30	-60		
France	< 1 %	1 à 5 %	5 à 15 %	15 à 30 %	> 30 %	Recueil par placette et analyse à l'échelle du site (moyenne des % de recouvrement de l'atteinte)	
	A	B		C			
Brandebourg	Pas de modifications détectables de l'habitat (structure, composition d'espèces)	Aucun changement significatif de l'habitat (structure, composition d'espèces)		Changements significatifs de l'habitat (structure, composition d'espèces)			
Luxembourg	Perturbations / Dégradations globalement inexistantes resp. sur des petites surfaces, sans influence notable sur les fonctions de l'habitat et/ou sa faune et flore spécifiques	Perturbations / Dégradations moyennement fortes mais néanmoins sans influence importante sur les fonctions de l'habitat et/ou sa faune et flore spécifiques		Perturbations / Dégradations fortes à très fortes ayant une influence très marquée resp. considérable sur les fonctions de l'habitat et/ou sa faune et flore spécifiques		Informations récoltées en partie sur les placettes de l'inventaire forestier, ou sélection aléatoire d'unités cartographiques (polygones d'habitat) mesurées périodiquement et évaluation à l'échelle de l'unité d'habitat (puis niveau national)	Critère général pour évaluer l'importance des perturbations, le(s) type(s) de perturbations rencontré(s) est(sont) à cocher dans une liste. Une des catégories de cette liste s'intitule "sol".

III.4.3 DISTRIBUTION DU PARAMÈTRE POUR LA RÉGION WALLONNE

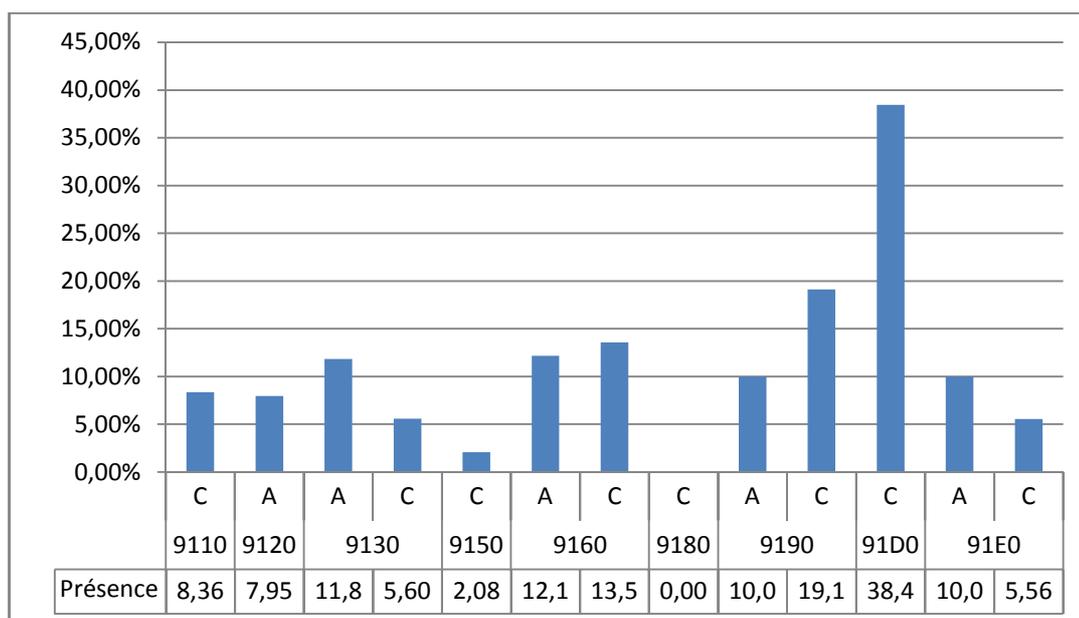


FIGURE 15: % DE PLACETTES AVEC PRÉSENCE DE TRACES DE COMPACTION PAR HIC ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE

Le pourcentage de placettes avec présence de traces de compaction varie de 0 à 38%.

La distribution met en évidence la relation existant entre nature du sol et sensibilité au tassement. On observe en effet une plus forte proportion de placettes avec présentant des traces de compaction pour les habitats humides (91DO – 9190 et, dans une moindre mesure, 9160), tandis que ce phénomène ne touche que très rarement, voir pas du tout, des habitats de nature plus sèche, au sol généralement caillouteux (9150 et 9180).

A l’instar de ce qui s’observe pour l’indicateur précédent « drainage », les deux types de boulaies (91DO et 9190) constituent les habitats les plus fortement concernés par l’atteinte.

III.4.4 INDICATEUR RETENU

TABLEAU 38 : INDICATEUR 3.4 – COMPACTION DU SOL

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul-agrégation vers indicateur	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	Fv	U1	U2
Compaction du sol	Présence/absence de dégâts de type ornières, surface tassée	% moyen de placettes comportant des traces de compaction				<5%	5 à 25%	>25 %

Habitats concernés

Ensemble des HIC

Paramètre analysé

Présence de traces de compaction de type ornières, surface tassée sur les placettes d'échantillonnage.

Collecte des données brutes

Le critère est basé sur une analyse visuelle des placettes lors des inventaires N2000 et IPRFW

Echelle de mesure et seuils

Une fois l'analyse visuelle effectuée sur chaque placette, chaque habitat reçoit la note Fv, U1 ou U2, en fonction du pourcentage de placettes présentant des traces de compaction pour l'ensemble de la région biogéographique.

INDICATEURS NON RETENUS

I TYPICITÉ DU CORTÈGE LIGNEUX

Importance du critère

Chaque habitat est défini par une communauté ligneuse particulière composant son cortège typique. On sait par ailleurs que cette communauté végétale n'est pas statique dans le temps, mais bien en évolution permanente, au gré des perturbations – anthropiques ou naturelles – étant à la base des séries évolutives. La résistance d'un habitat aux perturbations naturelles – et donc sa pérennité à long terme – implique donc la présence en proportion suffisante dans le paysage de l'ensemble des essences typiques de l'habitat. En effet, seule la présence de semenciers dans un périmètre relativement restreint peut lui permettre de réagir de manière appropriée à ces perturbations (recolonisation par les espèces pionnières et retour progressif des dryades), en vue du retour progressif aux conditions climatiques. Par ailleurs, la présence des différentes espèces typiques du cortège dans le paysage traduit également la coexistence des facies propres aux différents stades des séries végétales, constituant le métaclimax.

Causes de l'abandon du critère

Il a finalement été décidé de ne pas prendre en compte la typicité du cortège ligneux lors de cette évaluation. L'élaboration de seuils pertinents pour ce critère aurait en effet demandé de mener des recherches plus approfondies. Ceci étant dit, au vu de l'importance de ce critère, sa prise en compte lors des futures évaluations des états de conservation des habitats forestiers devrait être envisagée, et pourrait se baser sur **l'évaluation du pourcentage de placettes** contenant les différentes **essences typiques** des habitats (Tableau 39), à l'échelle de la région biogéographique.

TABLEAU 39 : ESSENCES TYPIQUES DU CORTÈGE LIGNEUX PAR TYPE D'HABITAT

	9110	9120	9130	9150	9180	9190	91E0 et 91 F0
Acer campestre				x			
Acer platanoides			x		x		x
Acer pseudoplatanus			x		x		x
Alnus glutinosa							x
Betula sp	x	x				x	
Fagus sylvatica	x	x	x	x			
Fraxinus excelsior			x		x		x
Quercus sp	x	x	x	x		x	
Salix purpurea							x
Sorbus aucuparia	x	x					
Sorbus torminalis				x			
Tilia sp				x	x		
Ulmus glabra					x		
Ulmus laevis							x

IV VOLUME DE BOIS MORT

Importance du critère

Se référer au point II.3

Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère

L'indicateur "volume de bois mort" est moins souvent utilisé que le dénombrement. Une des raisons à cela est qu'il est sans doute plus difficile à estimer avec précision que le nombre de bois mort à l'hectare, pour lequel un simple comptage suffit. Les seuils appliqués varient considérablement selon les sources bibliographiques. Il semble également logique que ces seuils varient en fonction de l'habitat considéré car, ceux-ci ne pouvant pas toujours assurer des niveaux de production ligneuse équivalents, la biomasse ligneuse vivante et morte potentiellement présente peut différer d'un habitat à l'autre. Un autre facteur de variation des seuils est le diamètre minimum à partir duquel le bois mort est inventorié, car si l'on compte seulement le bois mort à partir d'un certain diamètre, il faut garder à l'esprit qu'il y a aussi une certaine quantité de bois mort de plus petite section. Cette quantité de bois mort non inventorié dépend donc du diamètre minimum choisi pour la prise en compte du bois mort.

Les différents indicateurs rencontrés ainsi que les seuils appliqués sont repris dans le Tableau 40.

Tableau 40 : Critères et seuils proposés par les autres EM/régions pour l'évaluation du volume de bois mort à l'hectare.

Volume total de bois mort / ha					
	A	B	C	Echelle de mesure/évaluation	Conditions
Allemagne	> 7 (5) m ³	3 à 7 m ³	< 3 (2) m ³		Ø > 50 cm, Ø > 30 cm (soft deciduous trees)
Brandebourg	> 40 m ³ (debout et au sol)	20 - 40 m ³ (debout ou au sol)	< 20 m ³		Ø > 35 cm
Volume de bois mort / ha et proportion de bois mort debout					
	A	B	C		
Autriche	> 5 m ³ / ha et > 30 % debout	2 à 5 m ³ / ha et < 30 % debout	< 2 m ³ / ha	Collecte au niveau de points d'échantillonnage	Ø > 20 cm (parfois Ø > 10 cm)

Selon Gosselin F. (2004a), un volume minimum de 5 à 15 m³ de bois mort par hectare est nécessaire pour maintenir un bon niveau de diversité en insectes saproxyliques, mais la survie de certaines espèces nécessite des quantités localement supérieures (European Commission, 2008). Le choix de seuils pertinents pour ce critère semble très difficile, sur base des valeurs trouvées dans les autres pays européens. Les diamètres

minimaux d'inventaire peuvent varier fortement d'un pays à l'autre, ainsi que les niveaux potentiels de production ligneuse. Toutefois, il semble que ces différences ne puissent pas expliquer totalement la variabilité rencontrée entre les volumes seuils proposés dans les différents pays. Il se pourrait que les considérations ayant mené à l'établissement de ces seuils soient en partie subjectives.

Les données relatives au bois mort récoltées dans l'inventaire forestier wallon peuvent renseigner sur la répartition du volume de bois mort en fonction des catégories de grosseur. Ainsi, il est possible de savoir quelle proportion de bois mort peut se trouver en dessous des différents diamètres minimum d'inventaire, ainsi que le volume de bois total correspondant au volume mesuré avec différents diamètres minimaux. Il serait dès lors possible de comparer les seuils proposés par chaque pays sur une base plus objective. Les volumes renseignés dans l'inventaire forestier wallon pourraient également nous renseigner sur les quantités de bois mort que l'on pourrait potentiellement garder dans nos forêts afin de les faire évoluer vers un état de conservation favorable.

Causes de l'abandon du critère

On peut penser que l'indicateur "volume de bois mort par hectare" permet d'estimer la quantité de bois mort présent de manière plus précise que le nombre d'arbres morts à l'hectare. Dans ce précédent critère, les bois morts sont comptabilisés à partir d'une longueur minimale (qui peut également varier selon les inventaires). Dès lors, la quantité de bois mort n'est pas bien estimée, car il n'y a aucune information sur la longueur réelle du billon compté, dès lors qu'elle dépasse le seuil minimal. En outre, l'indicateur "volume de bois mort" permet de prendre en compte des quantités de bois mort qui ne sont pas seulement des arbres, mais aussi des grosses branches tombées, des houppiers ou des tas de bois abandonnés, par exemple.

Carnino (2009), citant Génot (2005) et Teissier du Cros et Lopez (2009), explique cependant que les valeurs de volume obtenues peuvent varier fortement selon les protocoles, et notamment les types de bois inventoriés et les diamètres minimaux retenus.

En raison du manque de références bibliographiques utilisables, des différences constatées entre les valeurs qu'elles donnent, et de la difficulté de récolte des données (spécialement pour l'inventaire des sites Natura 2000), il a finalement été décidé de ne pas utiliser l'indicateur "volume de bois mort" pour évaluer l'état de conservation des habitats forestiers. La quantité de bois mort est alors uniquement évaluée sur base du nombre d'éléments de bois mort comptabilisés.

V ESPÈCES CARACTÉRISTIQUES DES SOLS COMPACTÉS

Importance du critère

Se référer au point III.4

Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère

Voir Tableau 37 présenté au point III.4.

Liste des espèces indicatrices de compaction

Si certaines espèces peuvent se révéler de bonnes indicatrices d'un sol compacté dans certains habitats, elles par contre partie du cortège floristique typique dans d'autres (Weltecke et Gaertig, 2011), sans y être particulièrement indicatrices de ce type de dégradation. C'est pourquoi, la région flamande propose une liste d'espèces ventilées par type d'habitats où ces espèces sont considérées comme indicatrices de tassement.

TABLEAU 41 : ESPÈCES INDICATRICES D'UN SOL COMPACTÉ POUR LA FLANDRE

Espèces	9110	9120	9130	9160	9190	91 D0	91 E0
<i>Alopecurus geniculatus</i>							x
<i>Juncus bufonius</i>			x	x			
<i>Juncus effusus</i>						x	x
<i>Juncus tenuis</i>			x	x			
<i>Galium saxatile</i>	x	x			x		
<i>Glyceria maxima</i>							x
<i>Polygonum hydropiper</i>	x	x	x	x	x		x
<i>Polygonum mite</i>	x	x			x		
<i>Rubus fruticosus</i>							x
<i>Rumex acetosella</i>	x	x			x		

Paul et Bailly (2005) proposent quant à eux une liste d'espèces plus restreinte d'espèces mais sans restriction du caractère indicateur à certains types de milieu :

- *Carex remota* (laïche espacée)
- *Juncus effusus* (jonc épars)
- *Impatiens parviflora* (balsamine à petites fleurs)
- *Polygonum hydropiper* (poivre d'eau)

Nous proposons finalement une liste de 5 espèces indicatrices de tassement, mais en limitant le critère à l'ensemble des hêtraies :

TABLEAU 42 : ESPÈCES INDICATRICES D'UN SOL COMPACTÉ POUR LA RÉGION WALLONNE.

Espèces
<i>Carex remota</i> ,
<i>Deschampsia cespitosa</i>
<i>Juncus effusus</i>
<i>Polygonum hydropier</i>

Causes de l'abandon du critère

Ce critère aurait dû être limité à l'ensemble des hêtraies, aussi il a été décidé de considérer uniquement l'indicateur III.4 « Compaction du sol » prenant en compte la présence de dégradations physiques sur les placettes, indifféremment pour l'ensemble des habitats.

VI STADES DU MÉTACLIMAX

Importance du critère

Dans une forêt naturelle, un habitat n'est pas uniquement représenté par le type de peuplement caractérisant l'aboutissement de la succession végétale, peuplement qui peut se régénérer sous son couvert et se maintenir pour autant qu'aucune perturbation ne vienne l'affecter. Au contraire, sont présents sous forme de mosaïque les différents stades de la succession, depuis les milieux ouverts et les stades forestiers pionniers, jusqu'à la forêt mature ; cette cohabitation des différents faciès d'un habitat est connue sous le nom de métaclimax. Chacun de ces stades abrite une biodiversité propre, parfois plus importante que celle strictement liée au type de peuplement final. Cela peut notamment être le cas avec les hêtraies climaciques et leurs chênaies de substitution. Il est donc normal que le maintien, en proportions suffisantes, de ces différents faciès augmente la biodiversité liée à un habitat.

Le maintien de différents stades du métaclimax d'un habitat permet de :

- assurer une certaine naturalité, si l'on suppose que la forêt naturelle présente en permanence les différents stades du métaclimax à une certaine échelle,
- maximiser la biodiversité par la diversité de ces stades : certaines espèces sont liées à des espèces colonisatrices ou dryades et il est très probable que les phases forestières terminales et pionnières favorisent ces espèces. De plus, la coexistence de ces différents stades crée des écotones qui peuvent également apporter une diversité supplémentaire,
- sans doute assurer la présence de la majorité du cortège floristique caractéristique de l'habitat et donc une meilleure capacité d'adaptation de l'écosystème face aux perturbations naturelles potentielles.

Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère

Les avis des différents pays divergent, quant au rassemblement dans un même habitat de tous les sylvofaciès qu'il peut prendre. Il semble pourtant logique de les inclure dans la définition de l'habitat auquel ils appartiennent, bien qu'ils diffèrent souvent fortement dans leur apparence par rapport au peuplement climacique. Ces différents types de peuplements permettent l'expression d'espèces différentes mais qui sont toutes adaptées aux conditions abiotiques typiques de l'habitat. En l'absence de perturbations, ils évolueront dans le temps vers le peuplement climacique, phase finale de la succession.

Les seuils à appliquer dépendent de chaque habitat, des stades qui le composent, ainsi que de leur durée et leur intérêt relatif en termes de biodiversité.

Causes de l'abandon du critère

Ce critère n'est finalement pas retenu dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers pour les raisons suivantes :

- Un manque d'informations sur les durées et intérêt biologique respectifs des différents stades de métaclimax. Les habitats forestiers à évaluer sont nombreux et les stades du métaclimax sont variables d'un habitat à l'autre. Il faudrait donc adapter les seuils sur base d'une étude approfondie pour chaque habitat ;
- Pour certains habitats, il peut être partiellement corrélé avec d'autres indicateurs, comme par exemple l'équilibre des structures en hêtraie (taillis-sous-futaie pas en hêtraie mais en chênaie-charmaie de substitution), la typicité des essences du cortège ligneux.

VII PPRESSION DU GIBIER

Importance du critère

En l'absence de prédateurs naturels, la dynamique des populations de gibier est gérée par l'homme. Si les densités sont maintenues à des niveaux trop importants, le gibier peut alors affecter la richesse biologique d'un massif forestier (Licoppe 2008), notamment par son impact négatif sur la régénération des espèces ligneuses. Dans de nombreux cas, le renouvellement des essences les plus appétantes est compromis, et la régénération comprend alors presque exclusivement les essences délaissées. La conséquence est un appauvrissement de la composition dendrologique du peuplement (Licoppe 2008). Dans les cas les plus extrêmes, une absence totale de régénération peut être observée. La pression du gibier peut aussi s'exercer sur la flore herbacée et appauvrir celle-ci de la même façon.

Par ailleurs l'installation de protections afin d'éviter l'abrouissement des jeunes plants représente un coût important pour le gestionnaire et limite la régénération dans le temps et l'espace (European Commission, 2008). La meilleure solution pour garder l'habitat en bon état de conservation consiste donc à maintenir les densités de gibier à un niveau acceptable, caractérisé par une pression modérée sur la flore. Seuils

Mode de prise en compte par les états membres et/ou méthodes internationales propres à l'évaluation du critère

Trois pays/régions reprennent le critère "dégâts de gibier" dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers, en se basant sur des seuils qualitatifs : présence/absence et importance des dégradations observées.

TABLEAU 43 : CRITÈRES ET SEUILS PROPOSÉS PAR LES AUTRES EM/RÉGIONS POUR L'ÉVALUATION DE L'IMPORTANCE DE LA PRESSION EXERCÉE PAR LE GIBIER SUR UN HABITAT FORESTIER.

Pression du gibier					
	A	B	C	Echelle de mesure/évaluation	Remarques
Luxembourg	Perturbations / Dégradations globalement inexistantes resp. sur des petites surfaces, sans influence notable sur les fonctions de l'habitat et/ou sa faune et flore spécifiques	Perturbations / Dégradations moyennement fortes mais néanmoins sans influence importante sur les fonctions de l'habitat et/ou sa faune et flore spécifiques	Perturbations / Dégradations fortes à très fortes ayant une influence très marquée resp. considérable sur les fonctions de l'habitat et/ou sa faune et flore spécifiques	Informations récoltées en partie sur les placettes de l'inventaire forestier, ou sélection aléatoire d'unités cartographiques (polygones d'habitat) mesurées périodiquement et évaluation à l'échelle de l'unité d'habitat (puis niveau national)	Critère général pour évaluer l'importance des perturbations, le(s) type(s) de perturbations rencontré(s) est(sont) à cocher dans une liste. Une des catégories de cette liste s'intitule "gibier".
Brandebourg	Pas de modifications détectables de l'habitat (structure, composition d'espèces)	Aucun changement significatif de l'habitat (structure, composition d'espèces)	Changements significatifs de l'habitat (structure, composition d'espèces)		
	0	-10	-20		
France	Atteintes négligeables ou nulles	Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remise en cause	Recueil à l'échelle du site (avis de l'opérateur ayant parcouru le site, avis du gestionnaire, études locales, aménagement du gestionnaire)	Gibier cité dans la catégorie "atteintes diffuses".

Causes de l'abandon du critère

Un abrutissement trop important entraînant l'absence totale de régénération naturelle ne pourrait être observé ; paradoxalement les placettes à très forte densité de gibier risquent donc de ne pas être pénalisées. Le choix est donc fait d'abandonner le critère en tant que tel, le considérant comme inclus dans le point 2.4 : « Régime et régénération naturelle ».

VIII EQUILIBRE DES CLASSES D'ÂGE

Importance du critère

Un écosystème forestier en bon état de fonctionnement implique que toutes les classes d'âge des arbres qui le composent soient bien représentées, ce qui le rend plus proche de l'état supposé naturel. En théorie, on considère qu'une forêt dans laquelle les classes d'âge sont bien réparties est caractérisée par une évolution du nombre de tiges par catégorie de grosseur (équivalent plus ou moins aux classes d'âge) suivant une courbe exponentielle décroissante ; chaque catégorie de grosseur représentant dès lors la même surface terrière au sein du peuplement (Figure 16). Une présence suffisante des jeunes stades de développement du peuplement témoigne en effet de son bon fonctionnement et assure sa pérennité.

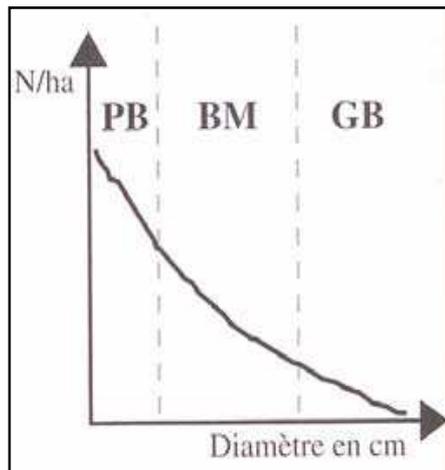


FIGURE 16 : EVOLUTION DU NOMBRE DE TIGES EN FONCTION DU DIAMÈTRE EN STRUCTURE JARDINÉE (SOURCE : CRPFAUVERGNE.FR)

L'équilibre des classes d'âge peut être envisagé toutes essences confondues, mais aussi seulement pour les essences caractéristiques les plus répandues dans le type d'habitat. L'observation de la répartition des classes d'âge pour différentes essences permet d'avoir une idée de l'évolution du peuplement, ou aussi d'identifier certains problèmes particuliers comme le déficit de régénération pour une essence. Notons que cet indicateur ne fonctionne pas avec les essences qui poussent de manière disséminée. En effet, étant donné que l'échantillonnage est réalisé sur des placettes de 10 ares, il est probable que toutes les classes d'âges d'une essence disséminée n'apparaissent pas dans l'inventaire, sans pour

autant que l'on puisse juger d'un état favorable ou défavorable. Ceci est d'autant plus vrai que l'essence se retrouve de manière disséminée et que le nombre de placettes d'échantillonnage au sein de l'habitat est faible.

Par ailleurs, chaque phase de développement d'un peuplement présente une physiologie différente (dimensions des bois, luminosité, bois mort et micro-habitats, etc.) et peut donc servir d'habitat à des espèces différentes. Une bonne représentation surfacique ainsi qu'une bonne répartition spatiale des différentes classes d'âge permet donc d'augmenter la biodiversité liée à un habitat (multiplication des habitats d'espèces présents, zones de transition, facilité pour les espèces à faible pouvoir de dispersion, etc.) (European Commission, 2008).

Causes de l'abandon du critère

Ce paramètre est remplacé par l'indicateur 2.2 – Structure verticale et régénération naturelle

TROISIÈME PARTIE : VALIDATION DES INDICATEURS

I CRITÈRE GÉNÉRAL 1 : COMPOSITION SPÉCIFIQUE

I.1 CARACTÈRE INDIGÈNE DU CORTÈGE LIGNEUX

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul par placette, puis agrégation vers l'indicateur	Seuils (échelle placette) (* = habitats prioritaires)			seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	Fv	U1	U2
Indigénat du cortège ligneux	Recouvrement relatif des espèces ligneuses indigènes	Cote pour chaque placette, puis agrégation	> 90 % 99%*	80 - 90 % 90-99%*	< 80 % < 90%*	Agrégation des cotes des placettes		

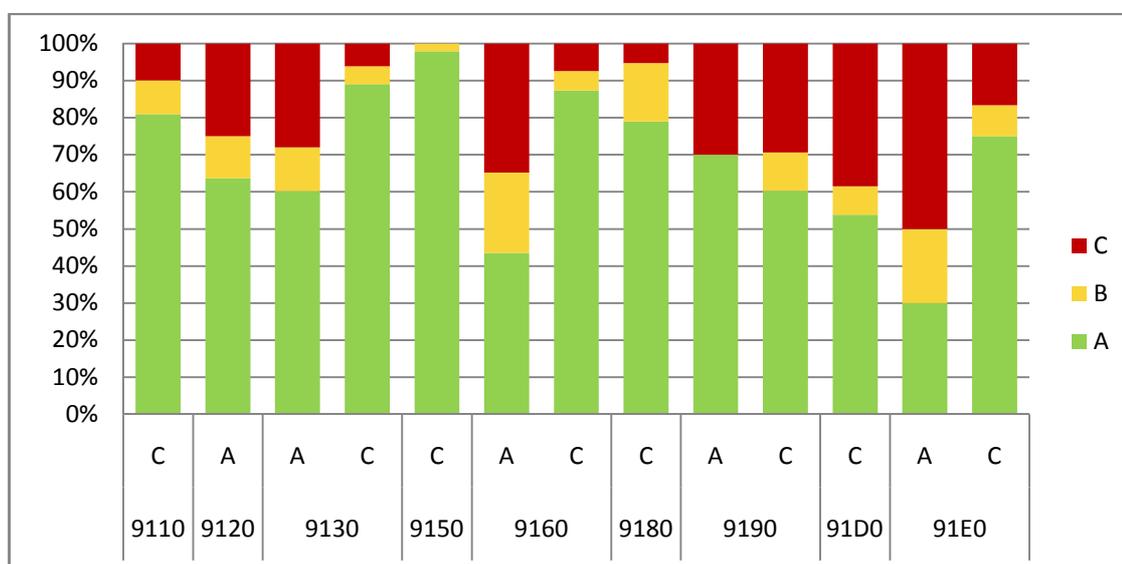


FIGURE 17 : POURCENTAGE DE PLACETTES PAR DEGRÉ DE CONSERVATION (A-B-C), VENTILÉES PAR TYPE D’HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, POUR LE CRITÈRE 1.1 « CARACTÈRE INDIGÈNE DU CORTÈGE LIGNEUX »

La proportion de placettes considérées en état dégradé (B ou C) pour le critère varie de 2% (9150) à 70% (91E0A) selon l’habitat considéré.

Dans le cas de cet indicateur, on observe une influence de la région biogéographique. A l’exception du 9190, la proportion de placettes considérées en mauvais état de conservation est en effet très souvent plus importante en région atlantique que continentale (Figure 17). Ce constat est sans doute à mettre en relation avec la présence de peupliers hybrides en domaine atlantique – particulièrement dans le cas de la forêt alluviale (91E0) – de la présence de prunus serotina – très invasif dans certaines stations et particulièrement dans le cas de la hêtraie acide atlantique (9120) – ainsi que des peuplements mélangés avec la présence de chênes rouge et de châtaigniers .

TABEAU 44 : NOMBRE DE PLACETTES CLASSÉES PAR DEGRÉS DE CONSERVATION (A-B-C) ET ÉTAT GLOBAL DE CONSERVATION (FV- U1 - U2), PAR TYPE D'HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE POUR L'INDICATEUR 1.1 - « CARACTÈRE INDIGÈNE DU CORTÈGE LIGNEUX »

HIC	Région biogéo	A	B	C	Total	Valeur agrégation	Cote globale
9110	C	1414	159	173	1746	1,39	FV
9120	A	56	10	22	88	1,86	U1
9130	A	56	11	26	93	1,96	U1
	C	366	20	25	411	1,23	FV
9150	C	47	1		48	1,02	FV
9160	A	50	25	40	115	2,26	U1
	C	567	34	48	649	1,27	FV
9180	C	15	3	1	19	1,36	FV
9190	A	7		3	10	1,9	U1
	C	41	7	20	68	1,98	U1
91D0	C	7	1	5	13	2,23	U1
91E0	A	12	8	20	40	2,7	U2
	C	27	3	6	36	1,58	U1
Total		2665	282	389			

En agrégeant les cotes placettes à l'échelle de la région biogéographique, on constate que les différentes observations faites ci-avant se reflètent dans les états de conservation (Tableau 44) :

- Aucun HIC situé en région atlantique n'atteint l'état de conservation favorable; la forêt alluviale atlantique (91E0/A) – habitat prioritaire – étant l'habitat jugé en plus mauvais état de conservation pour cet indicateur.
- Les HIC 9190 – 91E0 se distinguent par un niveau de conservation faible (B ou C) pour les deux régions considérées
- L'ensemble des hêtraies (9110 à 9150) et la chênaies-charmaie (9160), situées en zone continentale sont quant à elles considérées en bon état de conservation

I.2 DIVERSITÉ DU CORTÈGE LIGNEUX ARBUSTIF ET ARBORÉ

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul par placette, puis agrégation vers indicateur	Groupes concernés	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle régionale)			
				A	B	C	Fv	U1	U2	
Diversité ligneuse	Nombre d'espèces ligneuses typiques	Cote pour chaque placette puis agrégation	9110,9120,9190	>=4	2 ou 3	<2	Agrégation des cotes des placettes			
			9130,9150,9180 91E0et91F0	>=5	3 ou 4	<3				
			9160	>=4	3	<3				
			91D0	>=2	1	/				

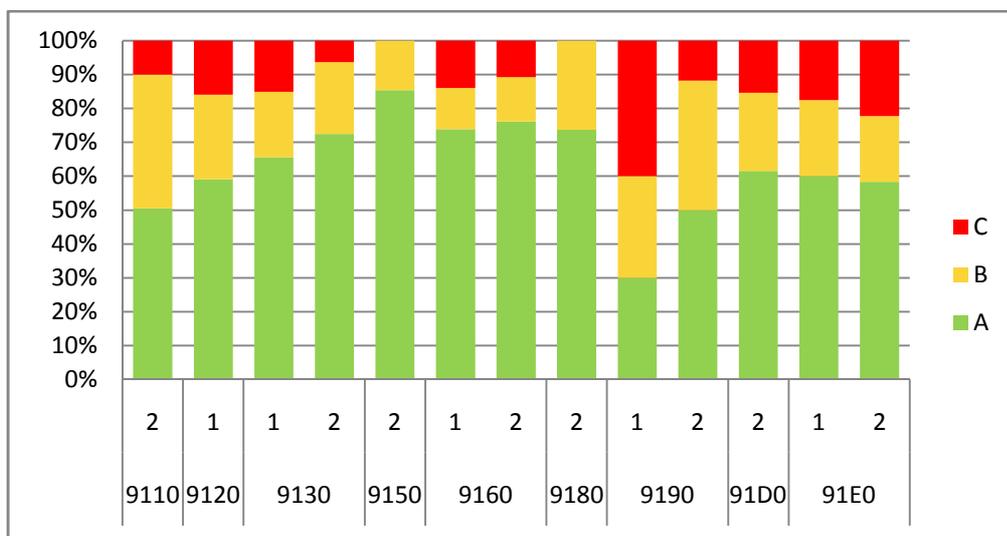


FIGURE 18 : POURCENTAGE DE PLACETTES PAR DEGRÉ DE CONSERVATION (A-B-C), VENTILÉES PAR TYPE D’HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, POUR LE CRITÈRE 1.2 - « DIVERSITÉ DU CORTÈGE LIGNEUX »

La proportion de placettes considérées en état dégradé (B ou C) varie de 15 à 70% selon les habitats considérés.

La chênaie boulaie acide (9190) et hêtraie acide à luzule (9110) enregistrent les plus fort taux de placettes considérées en état dégradé pour le critère, moins de la moitié des placettes étant classées A.

A l’inverse, la hêtraie calcicole (9150) et l’érablière de ravin (9180) se distinguent par l’absence totale de placettes classée C pour le critère.

TABEAU 45 : NOMBRE DE PLACETTES CLASSÉES PAR DEGRÉS DE CONSERVATION (A-B-C) ET ÉTAT GLOBAL DE CONSERVATION (FV- U1 - U2) PAR TYPE D'HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, POUR LE CRITÈRE 1.2 - « DIVERSITÉ DU CORTÈGE LIGNEUX »

HIC	Région biogéo	A	B	C	Total	Valeur agrégation	Cote globale
9110	C	882	689	175	1746	1,69	U1
9120	A	52	22	14	88	1,73	U1
9130	A	61	18	14	93	1,64	U1
	C	298	87	26	411	1,40	FV
9150	C	41	7		48	1,15	FV
9160	A	85	14	16	115	1,54	U1
	C	494	85	70	649	1,45	FV
9180	C	14	5		19	1,26	FV
9190	A	3	3	4	10	2,5	U1
	C	34	26	8	68	1,73	U1
91D0	C	8	3	2	13	1,69	U1
91E0	A	24	9	7	40	1,75	U1
	C	21	7	8	36	1,86	U1
Total général		2017	975	344			

Après agrégation des cotes, 4 habitats situés en zone continentale, sont finalement jugés en état de conservation favorable (FV) pour le critère, les autres habitats étant considérés en état inadéquat (U1).

I.3 ESPÈCES CARACTÉRISTIQUES DES FORÊTS PEU PERTURBÉES

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul par placette, puis agrégation vers l'indicateur	Seuils (échelle placette)		Seuils (échelle régionale) % de placettes avec N espèces		
			HIC concerné	Seuil (N)	Fv	U1	U2
Espèces de forêts peu perturbées	N = Nombre d'espèces de forêt peu perturbée	% de placettes avec plus de N espèces de forêts peu perturbées, avec N variable selon l'habitat	9110, 9120,	1	> 60 %	30-60 %	< 30%
			9150				
			9190, 9180				
			9130, 9160,	>1			
91E0, 91F0							
91D0	-						

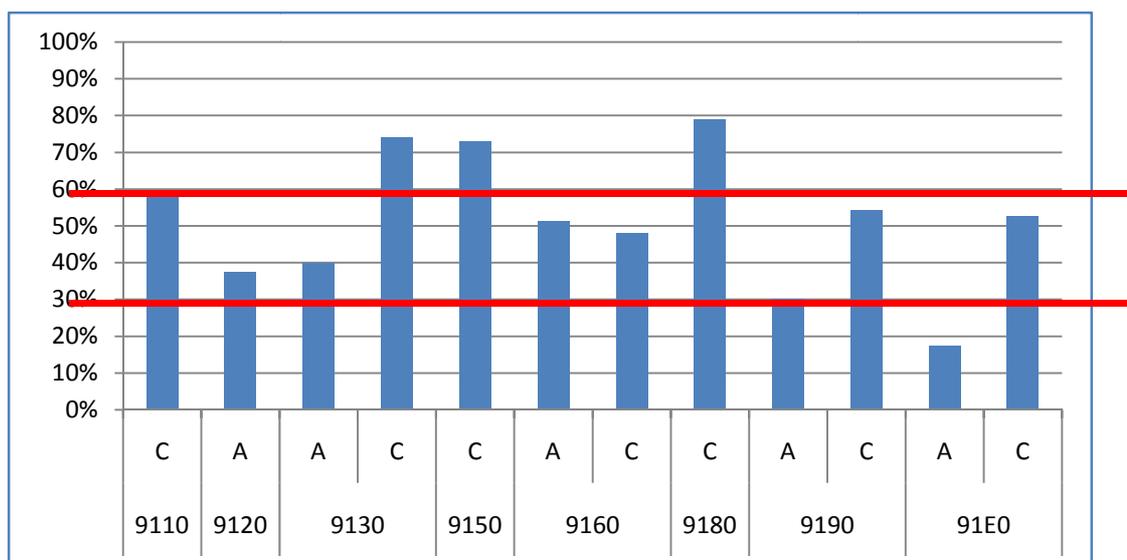


FIGURE 19 : POURCENTAGE DE PLACETTES AVEC PRÉSENCE D'AU MOINS N ESPÈCES DE FORÊT ANCIENNE PAR HIC ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE

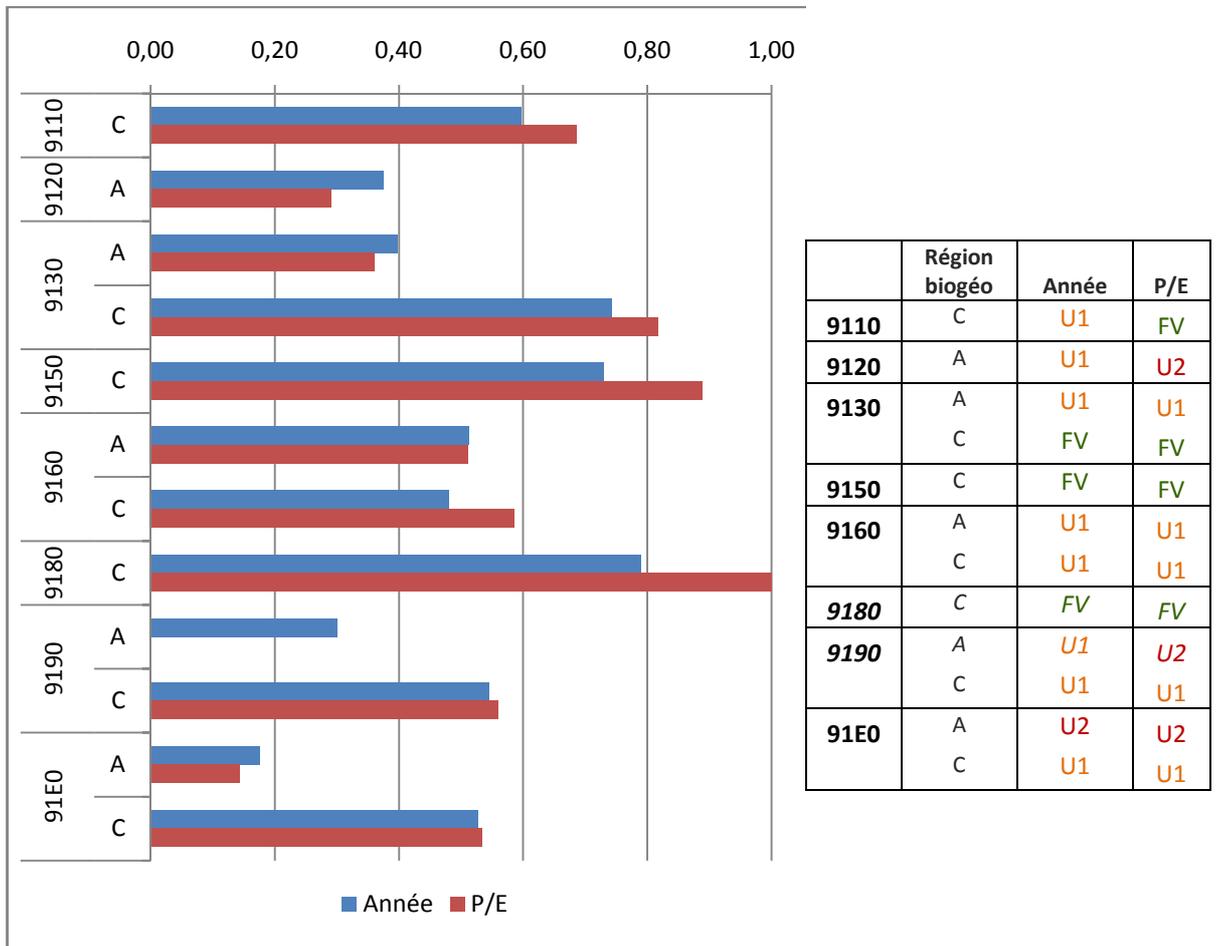
La distribution présentée à la Figure 19 détaille le pourcentage de placettes avec plus de N espèces de forêt peu perturbée pour les différents habitats. Rappelons que pour les habitats 9130 – 9160 et 91E0, un minimum de 2 espèces est demandé.

TABLEAU 46 : POURCENTAGE DE PLACETTE AVEC PRÉSENCE D'ESPÈCES DE FORÊT PEU PERTURBÉE, À L'ÉCHELLE DE LA RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, ET ÉTAT GLOBAL DE CONSERVATION, PAR TYPE D'HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE POUR LE CRITÈRE 1.3 « ESPÈCES DE FORÊTS PEU PERTURBÉES »

HIC	Région biogéo	P	Cote globale
9110	C	59,62%	U1
9120	A	37,50%	U1
9130	A	39,78%	U1
	C	74,21%	FV
9150	C	72,92%	FV
9160	A	51,30%	U1
	C	48,07%	U1
9180	C	78,95%	FV
9190	A	30,00%	U1
	C	54,41%	U1
91E0	A	17,50%	U2
	C	52,78%	U1

- La majorité des habitats sont en état moyen de conservation pour le critère, soit l'état U1 ;
- La hêtraie neutrophile atlantique 9130/A, hêtraie calcicole 9150 et la forêt de ravin 9180 sont considérées en état de conservation favorable (FV) ;
- Seule la forêt alluviale en zone atlantique – 91E0 – est considérée en mauvais état de conservation (U2) ;

- On note le cas de la hêtraie à luzule, classée U1 avec 59,62% de placettes où la présence d'espèces de la liste a été constatée, soit juste en limite de l'état de conservation favorable (limite fixée à 60%)



	Région biogéo	Année	P/E
9110	C	U1	FV
9120	A	U1	U2
9130	A	U1	U1
	C	FV	FV
9150	C	FV	FV
9160	A	U1	U1
	C	U1	U1
9180	C	FV	FV
9190	A	U1	U2
	C	U1	U1
91E0	A	U2	U2
	C	U1	U1

FIGURE 20 : COMPARAISON DU POURCENTAGE DE PLACETTE AVEC PLUS DE N ESPÈCES DE LA LISTE DE FORÊT PEU PERTURBÉE À L'ÉCHELLE DE LA RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, ET ÉTAT GLOBAL DE CONSERVATION DES HABITATS, SELON QUE L'ENSEMBLE DES RELEVÉS EST PRIS EN COMPTE (ANNÉE), OU SEULEMENT LES RELEVÉS RÉALISÉS EN PÉRIODE DE FLORAISON DES ESPÈCES, SOIT DE MI-MARS À MI-AOÛT (P/E).

A titre informatif, la Figure 20 compare les résultats obtenus pour l'indicateur selon que l'ensemble des placettes est pris en compte, ou seulement les placettes pour lesquelles le relevés floristique à été effectué en période de floraison des espèces.

- Étonnamment, on ne constate pas de forte variation dans le pourcentage de placettes où des espèces de la liste ont pu être observées. Ceci est sans doute à mettre en relation avec le nombre important d'espèces dont l'appareil végétatif reste visible en dehors de la période de floraison comme les luzules, carex, fétuque...
- Du point de vue des états de conservation, on observe que, paradoxalement, la valeur de l'indicateur descend pour deux habitats, le 9120 et 9190 qui passent de l'état U1 à l'état U2 en opérant une sélection sur les dates de relevés. Seul le 9110 voit son état global de conservation augmenter d'U1 à Fv.

Pour ces différentes raisons, une sélection des placettes par les dates de passage en inventaire ne semble pas pertinente lors de l'application de l'indicateur.

II CRITÈRE GÉNÉRAL 2 : STRUCTURE ET FONCTIONNEMENT DE L'ÉCOSYSTÈME

II.1 CONTINUITÉ FORESTIÈRE

Indicateur non testé dans ce rapport

II.2 STRUCTURE VERTICALE ET RÉGÉNÉRATION NATURELLE

Indicateur	paramètre analysé	seuils (échelle placette)			Seuils (échelle région biogéographique)		
		A	B	C	Fv	U1	U2
Régime et régénération naturelle	Régime de la placette Présence/Absence de régénération	· Catégorie 1 · Catégorie 3 si >50% placettes avec présence de régénération sur ensemble région biogéo.	· Catégorie 3 Si 30 à 50 % de placettes avec présence de régénération	· Catégorie 2 · Catégorie 3 si <30% avec présence de régénération	Agrégation des cotes des placettes		

Avec, **Catégorie 1** : Futaie irrégulière, Futaie à 2 étages, Futaie-sur-taillis, Taillis-sous-futaie – **Catégorie 2** : taillis simple – **Catégorie 3** : Plantation, Régénération seule, Jeune futaie, Futaie à 1 étage (cycle de la futaie)

Ce critère est donc évalué à deux niveaux d'échelle. Intervient tout d'abord la proportion de placettes avec présence de régénération à l'échelle régionale, pour les 4 types de structures relevant du cycle de la futaie régulière, soit la catégorie 3 (Figure 21).

- Pour les seuils établis, la majorité des habitats sont jugés en état de conservation favorable pour cette partie de l'indicateur, l'ensemble des placettes de la catégorie 3 recevant donc la note A ;
- deux types de chênaies (9160/A et 9190/C) reçoivent la note intermédiaire B, ainsi que la forêt alluviale atlantique (91EO) cette dernière se trouvant cependant juste à la limite du A (50%) ;
- seule la hêtraie acidophile atlantique (9120) semble présenter un déficit de régénération à l'échelle régionale, les placettes de futaie recevant la note C.



FIGURE 21 : POURCENTAGE DE PLACETTES AVEC PRÉSENCE DE RÉGÉNÉRATION À L'ÉCHELLE DE LA RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE POUR LES 4 TYPES DE STRUCTURES RELEVANT DU CYCLE DE LA FUTAIE. LES HABITATS EN VERT REÇOIVENT LA NOTE A POUR L'ENSEMBLE DES PLACETTES RELEVANT DES CES STRUCTURES, EN JAUNE B, EN ROUGE C.

Les notes ainsi attribuées sont alors additionnées aux notes obtenues par les placettes relevant des catégories 1 et 3, tel que :

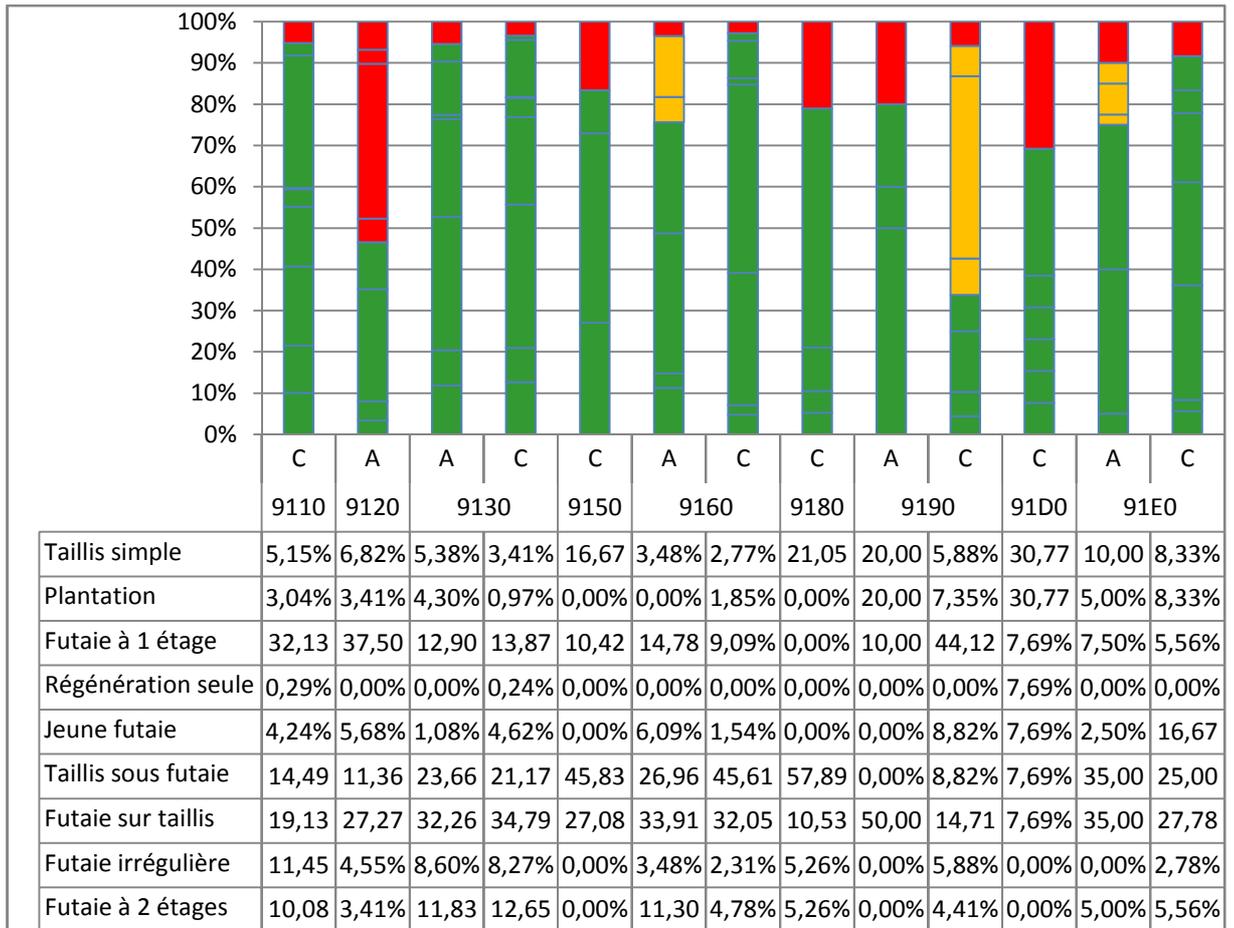


FIGURE 22 : POURCENTAGE DE PLACETTES PAR DEGRÉ DE CONSERVATION (A-B-C), VENTILÉES PAR TYPE D’HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, POUR LE CRITÈRE 2.2 – « RÉGIME ET RÉGÉNÉRATION NATURELLE » ; AVEC EN VERT LES PLACETTES NOTÉES A, EN JAUNE B, EN ROUGE C

Après agrégation des notes obtenues par placette, 6 habitats n’atteignent pas l’état de conservation favorable, recevant la cote globale U1 ou U2 (Tableau 47).

Parmi ceux-ci, les habitats 9150, 9180, 91D0, 9190/A obtiennent la note U1 du fait d’une proportion relativement importante de placettes conduites en taillis (>15% du total des placettes) ; les deux autres habitats 9120 et 9190/C obtenant respectivement les notes U2 et U1 principalement suite au faible taux de régénération observé dans les placettes de futaie régulière.

TABEAU 47 : NOMBRE DE PLACETTES CLASSÉES PAR DEGRÉS DE CONSERVATION (A-B-C) ET ÉTAT GLOBAL DE CONSERVATION (FV- U1 - U2), PAR TYPE D'HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, POUR LE CRITÈRE 2.2 - « RÉGIME ET RÉGÉNÉRATION NATURELLE »

HIC	Région biogéo	A	B	C	Total	Valeur agrégation	Cote globale
9110	C	1656		90	1746	1,15	FV
9120	A	41		47	88	2,60	U2
9130	A	88		5	93	1,16	FV
	C	397		14	411	1,10	FV
9150	C	40		8	48	1,50	U1
9160	A	87	24	4	115	1,31	FV
	C	631		18	649	1,08	FV
9180	C	15		4	19	1,63	U1
9190	A	8		2	10	1,60	U1
	C	23	41	4	68	1,78	U1
91D0	C	9		4	13	1,92	U1
91E0	A	30	6	4	40	1,45	FV
	C	33		3	36	1,25	FV
Total général		3058	71	207	3336		

II.3 BOIS MORT

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul- agrégation vers indicateur	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle du site)			Seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	A	B	C	FV	U1	U2
Bois mort	Nombre /ha (> 40 cm de diamètre ; > 2 m de longueur)	Nombre moyen/ha	/			>3	1 à 3	<1	>2	1 à 2	< 1

Le Tableau 48 reprend le nombre moyen de bois mort à l'hectare par habitat et région biogéographique en prenant en compte le bois mort feuillu. Ont été pris en compte tous les éléments de bois mort au sol de longueur supérieure à 2m et de circonférence supérieure à 125cm ; et le bois mort sur pied de plus de 2m de longueur et 40 cm de diamètre.

Aucun habitat n'atteint l'état de conservation favorable, et seuls le 9160/A et 91E0/A atteignent l'état inadéquat (U1).

TABLEAU 48 : NOMBRE MOYEN D'ARBRES MORT OBSERVÉS PAR HECTARE ET ÉTAT GLOBAL DE CONSERVATION (A-B-C), PAR TYPE D'HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, POUR LE CRITÈRE 2.3 - « BOIS MORT »

HIC	Région biogéographique	Feillus+Résineux (MP40)	Cote globale
9110	C	0,53	U2
9120	A	0,46	U2
9130	A	0,55	U2
	C	0,57	U2
9150	C	0,21	U2
9160	A	1,28	U1
	C	0,28	U2
9180	C	0,00	U2
9190	A	0,00	U2
	C	0,43	U2
91D0	C	0,00	U2
91E0	A	1,48	U1
	C	0,55	U2

A titre informatif, le Tableau 49 présente le nombre moyen d'arbres mort à l'hectare obtenu en faisant varier les seuils d'inventaire, ou en élargissant l'indicateur au bois mort feuillu et résineux; soit les trois cas de figure présentés à la Figure 12.

On peut dès lors constater qu'aucun état de conservation ne serait modifié en élargissant l'indicateur également au bois résineux, pour un seuil d'inventaire identique (cas n°3) ;

En abaissant le seuil d'inventaire à 30cm de diamètre au lieu de 40 (cas 1 et 2), le paramètre bois mort reste problématique pour la grande majorité des habitats, toujours considérés en mauvais état de conservation. Seule la forêt alluviale atlantique passerait dans ce cas en état Fv.

TABLEAU 49 : NOMBRE MOYEN D'ARBRES MORTS SUR PIED (MP) ET AU SOL (MS) PAR HIC ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE SELON 3 CAS DE FIGURE:

1) PRISE EN COMPTE DU BOIS MORT FEUILLU+RÉSINEUX AVEC DIAMÈTRE D'INVENTAIRE DE 30CM POUR BOIS MORT SUR PIED (MP)

2) FEUILLUS MP D >30 CM

3) FEUILLUS + RÉSINEUX AVEC MP D >40CM

EN ROUGE, LES HABITATS OBTENANT L'ÉTAT GLOBAL U2, EN JAUNE U1, EN VERT FV

hichc	dbiogr	Moyenne de Feuillus+Résineux (MP30)	Moyenne de Feuillus(MP30)	Moyenne de Feuillus + Résineux (MP40)
9110	2,00	1,05	0,92	0,61
9120	1,00	1,48	1,03	0,46
9130	1,00	0,65	0,55	0,65
	2,00	1,16	1,13	0,59
9150	2,00	0,21	0,21	0,21
9160	1,00	2,48	2,48	1,28
	2,00	0,71	0,55	0,34
9180	2,00	0,00	0,00	0,00
9190	1,00	0,00	0,00	0,00
	2,00	0,58	0,58	0,43
91D0	2,00	0,00	0,00	0,00
91E0	1,00	6,39	6,39	1,48
	2,00	0,55	0,55	0,55
Total général		1,07	0,95	0,51

II.4 GROS ARBRES D'INTÉRÊT BIOLOGIQUE

A l'instar du bois mort, l'indicateur « gros arbres d'intérêt biologique » est problématique pour la majorité des habitats. Seulement deux de ceux-ci – les hêtraies neutrophile (9130A) et acidophile atlantiques – atteignent l'état de conservation favorable, les habitats restant étant classés U1 ou U2, à parts quasiment égales (Tableau 50).

TABLEAU 50 : NOMBRE DE TRÈS GROS BOIS À L'HECTARE PAR HIC ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, EN ROUGE LES ÉTATS DE CONSERVATION C, EN JAUNE LES ÉTATS DE CONSERVATION B

	Région biogéo	NHA	EC
9110	C	0,57	U2
9120	A	2,97	FV
9130	A	3,19	FV
	C	1,09	U1
9150	C	0,54	U2
9160	A	1,85	U1
	C	0,70	U2
9180	C	1,17	U1
9190	A	0,00	U2
	C	1,04	U1
91D0	C	0,00	U2
91EO	A	0,61	U2
	C	1,28	U1

III CRITÈRE GÉNÉRAL 3 : DÉGRADATIONS ANTHROPIQUES

III.1 ESPÈCES INVASIVES

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul et agrégation vers l'indicateur	seuils (échelle régionale)		
			Fv	U1	U2
Espèces invasives	Présence/absence	% de placettes avec présence d'espèces invasives	< 2 %	2-10 %	> 10 %

TABEAU 51 : POURCENTAGE DE PLACETTES AVEC PRÉSENCE D'ESPÈCES INVASIVES PAR HIC ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE POUR L'INDICATEUR 3.1 - « ESPÈCES INVASIVES »

hichc	dbiogr	Présence	Etat global de conservation
9110	C	1,09%	FV
9120	A	9,09%	U1
9130	A	3,23%	U1
	C	1,22%	FV
9150	C	4,17%	U1
9160	A	6,09%	U1
	C	1,23%	FV
9180	C	0,00%	FV
9190	A	30,00%	U2
	C	1,47%	FV
91D0	C	0,00%	FV
91E0	A	0,00%	FV
	C	0,00%	FV

En son état actuel, la majorité des HIC sont considérés en bon état de conservation pour cet indicateur.

La chênaie-boulaie acidophile située en zone atlantique se distingue néanmoins avec près d'un tiers des placettes où la présence d'espèces invasives est constatée.

Rappelons que cet indicateur est sujet à caution. En effet, il est plus qu'étonnant qu'aucune espèce invasives n'ait été relevée pour certains HIC forestiers (moyenne=0%), et d'autant plus dans le cas de la forêt alluviale (91E0) ! On peut supposer un biais méthodologique lié au déplacement des placettes en bord de cours d'eau, ou encore certains problèmes de détermination.

III.2 ESPÈCES INDICATRICES D'EUTROPHISATION

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul puis agrégation vers l'indicateur	Seuils (échelle placette)			Seuils (échelle régionale)		
			A	B	C	Fv	U1	U2
Eutrophisation	% de recouvrement relatif des espèces indicatrices d'eutrophisation dans la strate herbacée	Cote à chaque placette puis pondération	<5%	5-25%	>25%	agrégation des cotes placettes		

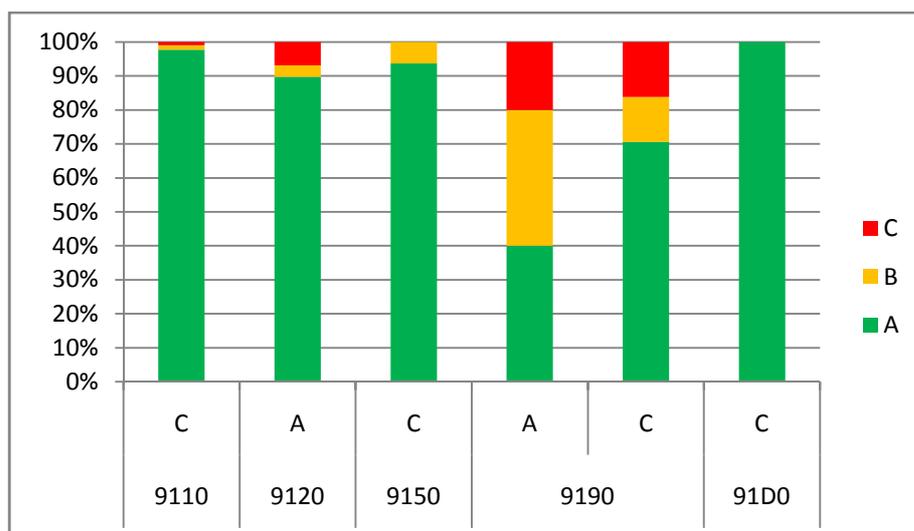


FIGURE 23 : POURCENTAGE DE PLACETTES PAR DEGRÉ DE CONSERVATION (A-B-C), VENTILÉES PAR TYPE D'HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, POUR LE CRITÈRE 3. 2 - « ESPÈCES INDICATRICES D'EUTROPHISATION »

Les chênaies-boulaies acidophiles des deux zones biogéographiques (mais principalement de la zone atlantique) constituent les HIC forestiers où le plus grand nombre de placettes présentant une flore caractéristique de condition eutrophisées a été inventorié (Figure 23). Il s'en suit que ces HIC obtiennent une cote globale de conservation défavorable pour le critère, étant noté U1 (Tableau 52).

TABLEAU 52 : NOMBRE DE PLACETTES CLASSÉES PAR DEGRÉS DE CONSERVATION (A-B-C) ET ÉTAT GLOBAL DE CONSERVATION (FV- U1 - U2), PAR TYPE D'HABITAT ET RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE POUR LE CRITÈRE 3. 2 - « ESPÈCES INDICATRICES D'EUTROPHISATION »

HIC	Région biogéographique	A	B	C	Total général	Valeur d'agrégation	Cote globale
9110	A	1707	23	16	1746	1,04	FV
9120	C	79	3	6	88	1,24	FV
9150	A	45	3		48	1,06	FV
9190	C	4	4	2	10	2,00	U1
	A	48	9	11	68	1,62	U1
91D0	A	13			13	1,00	FV
Total général		1896	42	35	1973		

III.3 DRAINAGE

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul-agrégation vers indicateur	Seuils (échelle régionale)		
			FV	U1	U2
Drainage	Présence/Absence	% de placettes avec présence de drains	<5%	5 à 25%	>25 %

TABLEAU 53 : POURCENTAGE DE PLACETTES AVEC PRÉSENCE DE DRAINS ET ÉTAT GLOBAL DE CONSERVATION DES HIC FORESTIERS PAR RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, POUR LE CRITÈRE 3.3 - « DRAINAGE »

HIC	Région biogéographique	P	Cote globale
9160	A	20,00%	U1
	C	9,71%	U1
9190	A	40,00%	U2
	C	19,12%	U1
91D0	C	23,08%	U1
91E0	A	22,50%	U1
	C	11,11%	U1
Total général		4,17%	U1

L'indicateur drainage est défavorable à l'ensemble des habitats humides, et principalement dans les chênaies-boulaies acidophiles de la zone atlantique, où la présence de drains a été constatée sur 40% des placettes.

III.4 COMPACTION DU SOL

Indicateur	Paramètre analysé	Calcul puis agrégation vers l'indicateur	Seuils (échelle régionale)		
			Fv	U1	U2
Compaction du sol	Présence/Absence de dégâts de type ornières, surface tassée	% de placettes comportant des traces de compaction	<5 %	5 à 25 %	> 25%

TABLEAU 54 : POURCENTAGE DE PLACETTES AVEC PRÉSENCE DE TRACES DE COMPACTION ET ÉTAT GLOBAL DE CONSERVATION DES HIC FORESTIERS PAR RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE POUR LE CRITÈRE 3.4 - « COMPACTION »

hichc	dbiogr	1	Cote globale
9110	C	8,36%	U1
9120	A	7,95%	U1
9130	A	11,83%	U1
	C	5,60%	U1
9150	C	2,08%	FV
9160	A	12,17%	U1
	C	13,56%	U1
9180	C	0,00%	FV
9190	A	10,00%	U1
	C	19,12%	U1
91D0	C	38,46%	U2
91E0	A	10,00%	U1
	C	5,56%	U1
Total général		9,44%	

L'indicateur est défavorable à la grande majorité des HIC forestiers, et principalement en boulaie tourbeuse (91D0).

On note par ailleurs l'influence du type de sol sur cet indicateur. En effet, la hêtraie calcicole (9150) et l'érablière de ravin (9180) sont considérés les habitats en meilleur état de conservation pour le critère, or ils constituent également les deux HIC forestiers les plus secs, présentant un sol généralement caillouteux.

SYNTHÈSE

Critère général	1. Composition			2. Structure et fonctionnement de l'écosystème				3. Dégradations anthropiques				
	Indicateur	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	2.4	3.1	3.2	3.3	3.4
	Région biogéo	Caractère indigène du cortège ligneux	Diversité du cortège ligneux arboré et arbustif	Espèces indicatrices des FPP	Continuité forestière	Structure verticale et régénération naturelle	Bois mort	Arbres âgés de grosses dimensions	Espèces invasives	Espèces indicatrices d'eutrophisation	Drainage	Compaction du sol
9110	C	FV	U1	U1		FV	U2	U2	FV	FV	X	U1
9120	A	U1	U1	U1		U2	U2	FV	U1	FV	X	U1
9130	A	U1	U1	U1		FV	U2	FV	U1	X	X	U1
	C	FV	Fv	Fv		FV	U2	U1	FV	X	X	U1
9150	C	FV	Fv	Fv		U1	U2	U2	U1	FV	X	FV
9160	A	U1	U1	U1		FV	U1	U1	U1	X	U1	U1
	C	FV	Fv	U1		FV	U2	U2	FV	X	U1	U1
9180	C	FV	Fv	Fv		U1	U2	U1	FV	X	X	FV
9190	A	U1	U1	U1		U1	U2	U2	U2	U1	U2	U1
	C	U1	U1	U1		U1	U2	U1	FV	U1	U1	U1
91D0	C	U1	U1	X		U1	U2	U2	FV	FV	U1	U2
91EO	A	U2	U1	U2		FV	U1	U2	FV	X	U1	U1
	C	U1	U1	U1		Non testé	FV	U2	U1	FV	X	U1

QUATRIÈME PARTIE : MÉTHODE D'AGRÉGATION

L'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire pour le volet « structures et fonctions » repose sur la mesure d'une série de 11 indicateurs, organisés en trois critères généraux ; un système d'agrégation à deux niveaux permet de passer des valeurs individuelles prises par ces différents indicateurs à l'état global de conservation de l'habitat (Figure 24).

Critère général	1. Composition			Agrégation du critère général 1	2. Structure et fonctionnement de l'écosystème				Agrégation du critère général 2	3. Dégradations atrophiques				Agrégation du critère général 3
	Indicateur	1.1	1.2		1.3	2.1	2.2	2.3		2.4	3.1	3.2	3.3	
10 HIC	Caractère indigène du cortège ligneux	Diversité du cortège ligneux arboré et arbustif	Espèces indicatrices des forêts peu perturbées		Continuité forestière	Structure verticale et régénération naturelle	Bois mort	Arbres âgés de grosse dimension		Espèces invasives	Espèces indicatrices d'eutrophisation	Drainage	Compaction du sol	
9110 Fv ou U1 ou U2 Fv ou U1 ou U2 Fv ou U1 ou U2
...	Fv Ou U1ou U2	Fv ou U1ou U2	Fv ou U1 ou U2		Fv ou U1 ou U2	Fv ou U1 ou U2	Fv ou U1ou U2	Fv ou U1 ou U2		Fv ou U1 ou U2	Fv ou U1 ou U2	Fv ou U1 ou U2	Fv ou U1 ou U2	
91EO

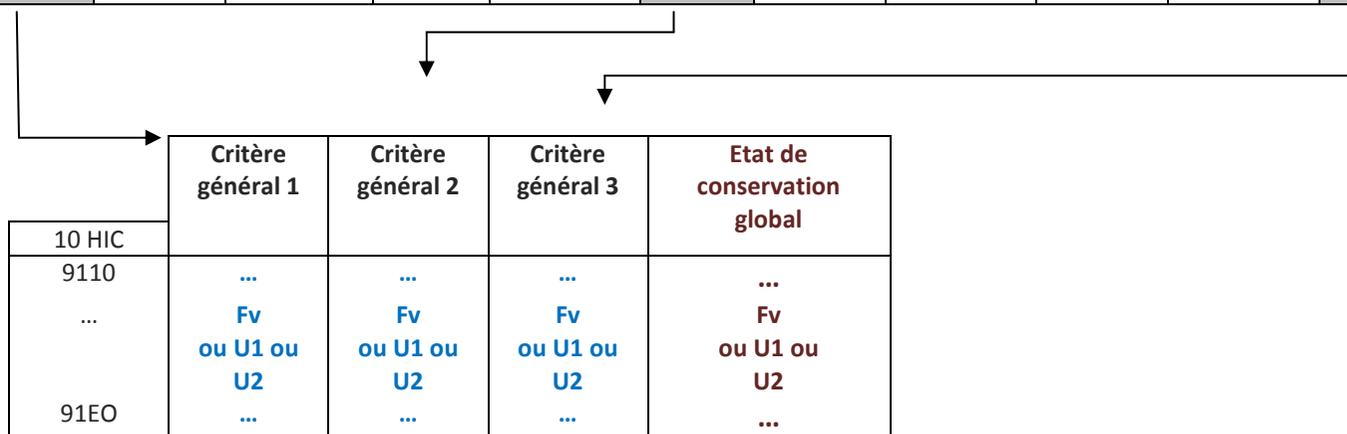


FIGURE 24 : DOUBLE SYSTÈME D'AGRÉGATION AFIN D'ÉVALUER L'ÉTAT DE CONSERVATION GLOBAL DE DES HIC FORESTIER : UNE PREMIÈRE AGRÉGATION PERMET D'OBTENIR UNE COTE POUR CHACUN DES CRITÈRES GÉNÉRAUX (TABLEAU SUPÉRIEUR) ; LES TROIS COTES AINSI OBTENUES SONT ALORS À LEUR TOUR AGRÉGÉES AFIN D'ÉTABLIR L'ÉTAT DE CONSERVATION GLOBAL DE CHACUN DES HIC (TABLEAU INFÉRIEUR).

- **PREMIÈRE AGRÉGATION : COTATION PAR CRITÈRE GÉNÉRAL**

Critère général 1 – Composition spécifique

Pour le critère général "composition spécifique", l'agrégation des trois critères s'apparente à une moyenne (Tableau 55), ce qui signifie que les contributions des trois indicateurs sont équivalentes; la faiblesse de l'un pouvant être compensée par un indicateur très positif.

TABLEAU 55 : RÈGLE D'AGRÉGATION DES COTES DES 3 INDICATEURS DU CRITÈRE "COMPOSITION"

Cotes des indicateurs	Etat de conservation pour le critère
Fv/Fv/Fv, Fv/Fv/U1	Favorable (Fv)
Fv/Fv/U2, Fv/U1/U1, Fv/U1/U2, U1/U1/U1, U1/U1/U2	Inadéquat (U1)
U2/U2/Fv, U2/U2/U1, U2/U2/U2	Défavorable (U2)

Dans l'exemple présenté au Tableau 56, les cotes obtenues pour les trois premiers indicateurs ont été agrégées afin d'obtenir la cote globale du critère de composition pour les différents habitats, par région biogéographique. En ce qui concerne la boulaie tourbeuse (91DO), la règle de la valeur moyenne ne peut s'appliquer, puisque cet habitat n'est évalué que selon deux indicateurs. Dans ce cas particulier, on retiendra la valeur la plus basse pour évaluer le critère de composition. En effet, la boulaie tourbeuse constitue un habitat prioritaire pour lequel toute dégradation doit être considérée comme une atteinte grave à l'intégrité de l'habitat; par ailleurs, l'indicateur 1.2 "diversité du cortège ligneux" ne prend jamais la valeur U2 pour cet habitat.

TABLEAU 56 : CALCUL DE L'ÉTAT DE CONSERVATION DU CRITÈRE GÉNÉRAL 1, PAR AGRÉGATION DES NOTES OBTENUES PAR LES 3 INDICATEURS COMPOSANT LE CRITÈRE.

	Critère général	1. Composition			Critère général 1
	Indicateur	1.1	1.2	1.3	
HIC	Région biogéo	Caractère indigène du cortège ligneux	1.2 Diversité du cortège ligneux arboré et arbustif	1.3 Espèces indicatrices des forêts peu perturbées	Cote Globale
9110	C	Fv	U1	U1	U1
9120	A	U1	U1	U1	U1
9130	A	U1	U1	U1	U1
	C	Fv	Fv	Fv	Fv
9150	C	Fv	Fv	Fv	Fv
9160	A	U1	U1	U1	U1
	C	Fv	Fv	U1	Fv
9180	C	Fv	Fv	Fv	Fv
9190	A	U1	U1	U1	U1
	C	U1	U1	U1	U1
91D0	C	U1	U1	/	U1
91E0	A	U2	U1	U2	U2
	C	U1	U1	U1	U1

Critère général 2 – Structure et fonctionnement de l'écosystème

L'agrégation du second critère général " structure et fonctionnement de l'écosystème " s'opère en deux étapes. Tout d'abord, le critère "représentation des stades de sénescence" est calculé sur base de deux indicateurs qui le concernent, à savoir les nombres de gros bois morts et d'arbres de grand intérêt biologique. Considérant que ces indicateurs concernent chacun la disponibilité d'un certain type de microhabitats, ils sont agrégées selon le Tableau 57, en mettant en avant la disponibilité de microhabitats au sens large au sein de la forêt puisque tous deux sont caractéristiques de peuplements gérés de manière relativement extensive.

TABLEAU 57 : MÉTHODE DE CALCUL DE LA COTE DU CRITÈRE "REPRÉSENTATION DES STADES DE SÉNESCENCE" À PARTIR DES DEUX INDICATEURS (NOMBRES DE GROS BOIS MORT ET D'ARBRES D'INTÉRÊT BIOLOGIQUE).

Cotes des 2 indicateurs	Cote pour le critère
Fv/Fv	Fv
Fv/U1, Fv/U2, U1/U1, U1/U2	U1
U2/U2	U2

Les cotes obtenues par les deux autres indicateurs du critère général – «continuité» et «structure verticale et régénération naturelle» – sont ensuite agrégées à la cote obtenue pour ce sous-critère, selon une méthode donnant plus de poids aux critères déclassants. En effet, contrairement aux critères individuels qui forment le critère général "composition", ceux-ci évaluent chacun une facette du fonctionnement de l'écosystème et de sa biodiversité potentielle spécifique. Ainsi, dès que l'un des critères est défavorable (U2), le critère général se voit attribuer un état de conservation défavorable (U2), tandis qu'à l'inverse, pour obtenir une sous-évaluation favorable, il faut que les cotes des critères individuels soient toutes favorables (Fv); dans les autres cas, le critère général reçoit la cote "inadéquat" (U1). Ce système d'agrégation en deux étapes est présenté dans l'exemple repris dans les Tableau 7.58 et

Tableau 59.

TABLEAU 7.58 : 1ÈRE ÉTAPE D'AGRÉGATION POUR LE CRITÈRE GÉNÉRAL 2 - « STRUCTURE ET FONCTIONNEMENT DE L'ÉCOSYSTÈME » : ÉVALUATION DU SOUS-CRITÈRE « REPRÉSENTATION DES STADES DE SÉNESCENCE ».

	Critère général	Structure et fonctionnement de l'écosystème		Sous-critère « Représentation des stades de sénescence »
	Indicateur	2.3	2.4	
	Région biogéo	Bois mort	Arbres âgés de grosses dimensions	Cote globale
9110	C	U2	U2	U2
9120	A	U2	Fv	U1
9130	A	U2	Fv	U1
	C	U2	U1	U1
9150	C	U2	U2	U2
9160	A	U1	U1	U1
	C	U2	U2	U2
9180	C	U2	U1	U1
9190	A	U2	U2	U2
	C	U2	U1	U1
91D0	C	U2	U2	U2
91EO	A	U1	U2	U1
	C	U2	U1	U1

TABLEAU 59 : 2^{ÈME} ÉTAPE : AGRÉGATION DU SOUS-CRITÈRE « REPRÉSENTATION DES STADES DE SÉNESCENCE » AUX INDICATEURS « CONTINUITÉ » ET « STRUCTURE VERTICALE », AFIN D'OBTENIR LA COTE GLOBALE DU CRITÈRE GÉNÉRAL 2 « STRUCTURE ET FONCTIONNEMENT DE L'ÉCOSYSTÈME ».

Critère général Indicateur	Structure et fonctionnement de l'écosystème			Critère général 2
	2.1	2.2	« Représentation des stades de sénescence »	
Région biogéo	Continuité forestière	Structure verticale et régénération naturelle	Cote globale du sous critère	Cote globale
9110 C	Non testé	Fv	U2	U2
9120 A		U2	U1	U2
9130 A		Fv	U1	U1
C		Fv	U1	U1
9150 C		U1	U2	U2
9160 A		Fv	U1	U1
C		Fv	U2	U2
9180 C		U1	U1	U1
9190 A		U1	U2	U2
C		U1	U1	U1
91D0 C		U1	U2	U2
91EO A		Fv	U1	U1
C		Fv	U1	U1

Critère général 3 – Dégradation atrophiques

Pour le critère "dégradations anthropiques", la règle d'agrégation est la plus sévère, considérant, d'une part, que les dégradations directes de l'écosystème sont évitables, même dans le cadre d'une sylviculture intensive, et que, d'autre part, une dégradation d'un type donné ne peut être compensée par l'absence d'autres types de dégradation. Dès lors, lorsque l'un des indicateurs est défavorable (U2), la cote du critère général est défavorable (U2). A l'inverse, pour atteindre l'état favorable au niveau du critère (Fv), il faut au moins autant d'état favorable (Fv) que d'état inadéquat (U1). Dans les autres cas, l'état de conservation est inadéquat (U1) pour le critère général "dégradations anthropiques" (figure 25). Cette méthode est présentée dans l'exemple du Tableau 7.60.

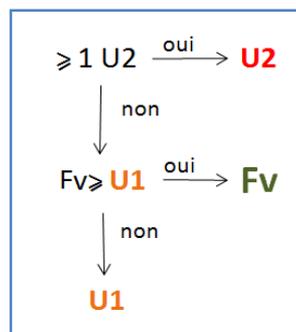


FIGURE 25 : RÈGLE D'AGRÉGATION DES COTES DES QUATRE INDICATEURS RELATIFS AU CRITÈRE GÉNÉRAL "DÉGRADATIONS ANTHROPIQUES"

TABLEAU 7.60 : AGRÉGATION ET COTE GLOBALE OBTENUE POUR LES HIC, PAR RÉGION BIOGÉOGRAPHIQUE, POUR LE CRITÈRE GÉNÉRAL 3 « DÉGRADATIONS ANTHROPIQUES ».

Critère général	3. Dégradations anthropiques					Critère général 3
	Indicateur Région biogéo	3.1 Espèces invasives	3.2 Espèces indicatrices d'eutrophisation	3.3 Drainage	3.4 Compact ion du sol	Cote globale
9110	C	FV	FV	/	U1	FV
9120	A	U1	FV	/	U1	U1
9130	A	U1	/	/	U1	U1
	C	FV	/	/	U1	FV
9150	C	U1	FV	/	FV	FV
9160	A	U1	/	U1	U1	U1
	C	FV	/	U1	U1	U1
9180	C	FV	/	/	FV	FV
9190	A	U2	U1	U2	U1	U2
	C	FV	U1	U1	U1	U1
91D0	C	FV	FV	U1	U2	U2
91EO	A	FV	/	U1	U1	U1
	C	FV	/	U1	U1	U1

- **Seconde agrégation : Agrégation des trois critères généraux**

Une fois les états de conservation partiels attribués aux critères généraux, l'agrégation générale vers l'état de conservation de l'HIC procède d'une grande sévérité car les possibilités de compensation ont été envisagées au niveau de chaque sous-critère. En effet, il est logique que si l'une des trois grandes composantes de l'état de conservation (composition, fonctionnement, dégradation) est défavorable, l'écosystème ne peut être qu'en état défavorable en raison d'une composition qui ne correspond pas à l'HIC, d'un fonctionnement entravé par le manque d'un compartiment fonctionnel ou d'une altération de son fonctionnement par des dégradations anthropiques de l'HIC. La règle d'agrégation des trois critères généraux vers l'état de conservation global est donc d'aligner l'évaluation sur le critère le plus négatif, comme cela se fait, par exemple, pour l'évaluation de la qualité des cours d'eau dans le cadre de la Directive Cadre Eau. Le résultat de cette procédure est présenté dans le Tableau 61.

TABLEAU 61 : L'ÉTAT DE CONSERVATION GLOBAL DE L'HIC SELON LA RÈGLE D'AGRÉGATION DES ÉTATS DE CONSERVATION PARTIELS POUR LE PARAMÈTRE "STRUCTURE ET FONCTIONS".

	Région biogéo	Critère général 1	Critère général 2	Critère général 3	Etat de conservation global
9110	C	U1	U2	FV	U2
9120	A	U1	U2	U1	U2
9130	A	U1	U1	U1	U1
	C	Fv	U1	FV	U1
9150	C	Fv	U2	FV	U2
9160	A	U1	U1	U1	U1
	C	Fv	U2	U1	U2
9180	C	Fv	U1	FV	U1
9190	A	U1	U2	U2	U2
	C	U1	U1	U1	U1
91D0	C	U1	U2	U2	U2
91EO	A	U2	U1	U1	U2
	C	U1	U1	U1	U1

Il est important de rappeler ici que cette évaluation des états de conservation des HIC, présentée à titre d'exemple risque d'être modifiée dans un sens ou dans l'autre lors de l'analyse plus approfondie qui sera menée par le DEMNA à l'occasion du prochain rapportage "article 17" à l'Union Européenne. Son but est uniquement didactique.

BIBLIOGRAPHIE

Articles et ouvrages

André J. (1997) La phase hétérotrophe du cycle sylvigénésique. Dossiers de l'environnement de l'INRA, 15: 87-99.

Baumgartner H. (2007) Ecosystèmes fragiles : les méfaits de l'azote. Environnement 4: 15-18.

Blondel J. (2003) Les cavités naturelles: refuges et sites d'alimentation et de reproduction pour la faune. L'exemple des oiseaux cavicoles. In : Vallauri D., André J., Dodelin B., Eynard-Machet R. et Rambaud D. (coord.), (2005) Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes, Tec & Doc Lavoisier, Paris, 404 p.

Bossuyt B. and Hermy M., (2000). Restoration of the understorey layer of recent forest bordering ancient forest. Applied Vegetation Science 3, 1: 43-50

Bouget C. (2007) Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts. Rendez-vous technique ONF n°16, printemps 2007: 55-59

Bouget C. et Gosselin F. (2005) Distribution spatiale du bois mort: enjeux pour la conservation des espèces cavicoles et saproxyliques. In : Vallauri D., André J., Dodelin B., Eynard-Machet R. et Rambaud D. (coord.), (2005) Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes, Tec & Doc Lavoisier, Paris, 404 p.

Branquart E. et De Keersmaecker L. (2010) Effets du mélange d'essences sur la biodiversité forestière. Forêt Wallonne 106: 17-24.

Branquart E. et Liégeois S. (2005) Normes de gestion pour favoriser la biodiversité dans les bois soumis au régime forestier (complément à la circulaire n° 2619). Jambes, Ministère de la Région wallonne, Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement, 66 p. + annexes.

Branquart E., Delahaye L., Dufrene M., Paquet J.Y. et Verté P. (2003) Lignes directrices pour la conservation de la biodiversité forestière en Wallonie. Forum sur la diversité biologique en forêt : Gembloux, 11 p.

Brustel H. (2001) Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises. Perspectives pour la conservation du patrimoine naturel. Thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Toulouse, 327 p.

Bunnell F.L, Kremaster L.L and Wind E. (1999) Managing to sustain vertebrate richness in forests of the Pacific Northwest: relationships within stands. Environmental Reviews 7, 3: 97-146.

Bütler Sauvain R. (2003) Dead wood in managed forests: how much and how much is enough? Development of a Snag Quantification method by Remote Sensing & GIS and Snag targets Based on Tree-toed Woodpecker's Habitat Requirements. Thèse N°2761. Présenté à

la faculté environnement naturel, architectural et construit, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne

Carnino N. (2009) Etat de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site - Méthode d'évaluation des habitats forestiers. Muséum National d'Histoire Naturelle / Office National des Forêts, 49 p. + annexes.

Cellule Etat de l'environnement wallon (2010) Tableau de bord de l'environnement wallon 2010. SPW-DGARNE-DEMNA-DEEGARNE-DEMNA

Denis (2005) Analyse de la recolonisation des terres agricoles afforestées par la flore forestière : Application aux chênaies-frênaies du Condroz. Mémoires de fin d'études. Gembloux Agro Bio Tech

Crawford C.L. (2009) Ancient woodland indicator plants in Scotland. *Scottish Forestry* 63, 1: 6-19.

du Bus de Warnaffe, G. et Devillez, F. (2002) Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts : une démarche multicritères, *Annals forest science* 59 : 369–387.

Dulière, J.F., Carnol, M., Dalem, S., Remacle, J. and Malaisse, F. (1999) Impact of dolomite lime on the ground vegetation and on potential net N transformations in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Lieb.) stands in the Belgian Ardenne. *Annals of Forest Science* 56 : 361-370.

Dumas Y. (2004) Impact de la fertilisation sur la biodiversité en forêt. In: Gosselin M. et Laroussinie O. (coord.) (2004) Biodiversité et Gestion Forestière: connaître pour préserver – synthèse bibliographique. Collection Etudes du Cemagref, série Gestion des territoires, n°20, Antony, Coedition GIP Ecofor – Cemagref Editions, 320 p.

Dumas Y. et Valadon A. (2006) Amendement, fertilisation. In: Gosselin M., Valadon A., Berges L., Dumas Y., Gosselin F., Baltzinger CH. et Archaud F. (2006) Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : état des connaissances et recommandations, ONF-Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, 161p.

Dupouey J.-L., Sciamia D., Koerner W., Dambrine E. et Rameau J.-C. (2002) La végétation des forêts anciennes. *Revue Forestière Française* LIV, 6: 521-532.

European Commission (2008). Management of Natura 2000 habitats. Luzulo-Fagetum beech forests 9110. Technical Report 22/24.

Gosselin F. (2004a) Imiter la nature, hâter son oeuvre? Quelques réflexions sur les éléments et stades tronqués de la sylviculture. In: Gosselin M. et Laroussinie O. (coord.) (2004) Biodiversité et Gestion Forestière: connaître pour préserver – synthèse bibliographique. Collection Etudes du Cemagref, série Gestion des territoires, n°20, Antony, Coedition GIP Ecofor – Cemagref Editions, 320 p.

Gosselin F. (2004b) Influence de la composition et de la richesse spécifique du peuplement arboré. In: Gosselin M. et Laroussinie O. (coord.) (2004) Biodiversité et Gestion Forestière: connaître pour préserver – synthèse bibliographique. Collection Etudes du Cemagref, série Gestion des territoires, n°20, Antony, Coedition GIP Ecofor – Cemagref Editions, 320 p.

Gosselin F. et Valadon A. (2006a) Composition et diversité (spécifiques et génétiques) des peuplements, abondance des essences dans le paysage. In : Gosselin M., Valadon A., Berges L., Dumas Y., Gosselin F., Baltzinger CH. et Archaud F. (2006) Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : état des connaissances et recommandations, ONF-Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, 161p.

Gosselin F. et Valadon A. (2006b) Bois mort. In : Gosselin M., Valadon A., Berges L., Dumas Y., Gosselin F., Baltzinger CH. et Archaud F. (2006) Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : état des connaissances et recommandations, ONF-Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, 161p.

Gosselin F. et Valadon A. (2006c) Exploitation et travaux forestiers. In : Gosselin M., Valadon A., Berges L., Dumas Y., Gosselin F., Baltzinger CH. et Archaud F. (2006) Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : état des connaissances et recommandations, ONF-Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, 161p.

Gosselin M. (2006) Milieux humides en forêt. In : Gosselin M., Valadon A., Berges L., Dumas Y., Gosselin F., Baltzinger CH. et Archaud F. (2006) Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : état des connaissances et recommandations, ONF-Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, 161p.

Gosselin M., Paillet Y. (2010). Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière. Guide pratique (France métropolitaine). Quae, Paris, 100p.

Hermly M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C. and Lawesson J.-E. (1999) An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91, 1: 9-22.

Jactel H., Brockerhoff E. and Duelli P. (2005) A test of the biodiversity-stability theory : Meta-analysis of tree species diversity effects on insect pest infestations, and re-examination of responsible factors. *Forest Diversity and Function : Temperate and Boreal Systems* 176: 235-262.

Larrieu L. et Gonin P. (2008) L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française* LX, 6 : 727-74.

Larrieu L., Cabanettes A. and Delarue A. (2011) – Impact of sylviculture on the distribution and frequency of tree microhabitats in Montane Bech-Fir forests of the Pyrenees; *European journal of Forest Research* 131, 3: 773-786

Le Gall A.-C. (2004) Effets des dépôts atmosphériques de soufre et d'azote sur les sols et les eaux douces en France. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 101p.

Licoppe A. (2008) Cervidés et biodiversité. Forêt wallonne n°94, 17p.

Ligot G., Lejeune P., Rondeux J. and Hébert J. (2012) Assessing and harmonizing lying deadwood volume with regional forest inventory data in Wallonia (Southern region of Belgium). *The Open Forest Science Journal* 5: 15-22.

Meerts P., Dassonville N., Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Koutika L.-S. et Jacquemart A.-L. (2006) Les plantes exotiques envahissantes et leurs impacts. In : Biodiversité. Etat, enjeux et perspectives. Chaire Tractebel-Environnement 2004, De Boeck, Bruxelles, 109-120.

Müller J., Bütler R. (2010) A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129, 6 : 981-992.

Noirfalise A. (1984) Forêts et stations forestières en Belgique. Les Presses Agronomiques, Gembloux, 235p.

ONF (2005) Conséquences du tassement du sol dues à l'exploitation forestière. *Rendez-vous technique* 8, 28 p.

Paul M.A, Bailly M. (2005) La compaction des sols forestiers, définition et principes du phénomène. *Forêt Wallonne* 76 : 39-47

Piégay H., Pautou G. et Ruffinoni C. (2003) Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion. Institut pour le Développement Forestier, Paris, 463 p.

Pischedda D., Bartoli M., Brethes A., Cacot E., Chagnon JL, Gauquelin X., Nicolas M., Richter C. (2009). Pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt «PROSOL » - Guide pratique. FCBA, ONF, 110 p.

Ponette Q. (2010) Effet de la diversité des essences forestières sur la décomposition des litières et le cycle des éléments. *Forêt Wallonne* 106: 33– 42.

Richard F., Corriol G., Moreau P.A., Selosse M.A. et Gardes M. (2005) Conservation des champignons saproxyliques en France : perspective pour la gestion forestière. In : Vallauri D., André J., Dodelin B., Eynard-Machet R. et Rambaud D. (coord.), (2005) Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes, Tec & Doc Lavoisier, Paris, 404 p.

Speight M.C.D (1989) Les invertébrés saproxyliques et leur protection, Collection Sauvegarde de la Nature, Conseil de l'Europe, Strasbourg, 42, 77p.

Tanghe M. (2011) Boisements artificiels et semi-naturels : la composition du sous-bois herbacé comme indicateur du degré de naturalité. *Adoxa* 68, 1: 25-36.

Timbal J. et Maizeret C. (1998) Biodiversité végétale et gestion durable de la forêt landaise de pin maritime : bilan et évolution. *Revue Forestière Française* L, 5 : 403-424.

Vallauri (2005) Le bois dit mort, une lacune des forêts en France et en Europe. In : Vallauri D., André J., Dodelin B., Eynard-Machet R. et Rambaud D. (coord.), (2005) Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes, Tec & Doc Lavoisier, Paris, 404 p.

Van Tol G., Van Dobben H.F., Schmidt P. and Klap J.M. (1998) Biodiversity of Dutch forest ecosystems as affected by receding groundwater levels and atmospheric deposition. *Biodiversity and Conservation* 7, 2: 221-228.

Vanderhoeven S., Branquart E., Gregoire J.C. et Mahy G. (2006) L'érosion de la biodiversité: les espèces exotiques envahissantes. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux - Gembloux, Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois - Gembloux et Université Libre de Bruxelles - Bruxelles. 43p.

Verheyen K. et Branquart E. (2010) La recherche sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes forestiers. *Forêt Wallonne* 106: 6–16.

Weltecke K., Gaertig T. (2011) Methods for the assessment of soil deformation in forest stands : interrelationships and ecological relevance. *AFJZ - German Journal of Forest Research* 182, 9 :187-204.

Site consulté:

<http://www.alterias.be/fr/> (dernière consultation : mai 2012)