

**CONTRIBUTION AU RAPPORT FINAL
SUBVENTION 2013-2014
Octobre 2014**

VOLUME ANNEXE

RECHERCHE I 4

LA BIODIVERSITE SOUS L'ANGLE DES DYNAMIQUES
ECOSYSTEMIQUES CO-EVOLUTIVES

Rapport scientifique



Responsable scientifique

Pour le Lepur : E. Sérusiaux

Chercheurs

Pour le Lepur : S. Hendrickx et C. Van der Kaa

TABLE DES MATIERES

1. Présentation Synthétique de la recherche.....	7
1.1 Problématique à la base de la proposition d’initiative.....	7
1.2 Proposition d’éléments d’analyse et de réponse.....	7
1.3 Développement des outils.....	7
1.4 Valorisation des outils.....	9
1.5 Diffusion.....	11
2. Développements originaux de la recherche.....	13
2.1 La typologie ECODYN.....	13
2.1.1 Les habitats naturels.....	14
2.1.2 Les habitats artificialisés ou perturbés.....	16
2.1.3 Synthèse et articulation des deux types d’habitats dans la typologie.....	17
2.2 La cartographie des climax.....	19
2.2.1 Travail préliminaire.....	20
2.2.2 Cartographie des niveaux hydriques.....	20
2.2.3 Cartographie des niveaux trophiques.....	24
2.2.4 Cartographie du contexte écologique.....	26
2.2.5 Cartographie des climax écosystémiques.....	27
2.3 Le référentiel spatial ECODYN3.....	38
2.3.1 Bases de la démarche.....	38
2.3.2 Correction de la topologie et des erreurs d’encodage.....	39
2.3.3 Combinaison des informations.....	40
2.3.4 Légende finale.....	40
2.3.5 Remarques par rapport à certaines occupations du sol.....	42
2.3.6 Remarques par rapport au référentiel obtenu.....	43
2.4 La cartographie de portance écologique du territoire.....	44
2.4.1 Concept et principe de calcul.....	44
2.4.2 Choix et spécifications des continuums.....	45
2.4.3 Evaluation de la Portance Ecologique.....	46
2.4.4 Résultats.....	53
2.4.5 Discussion et perspectives.....	54
2.5 Domaine de validité et limites des modèles développés.....	57
2.5.1 Cartographie des climax.....	57
2.5.2 Cartographie de la portance écologique.....	59
3. Applications pratiques.....	61
3.1 Opérationnalisation des résultats.....	61
3.1.1 Vulgarisation : série « Les lignées climaciques de Wallonie ».....	61
3.1.2 Transfert de compétences au SPW.....	67
3.1.3 Mise en ligne des cartographies opérationnelles.....	67
3.2 Utilisation de la méthodologie pour une analyse ciblée.....	70
3.2.1 Identification du Continuum calcicole.....	70
3.2.2 Portance écologique du Continuum calcicole.....	71
3.2.3 Résultats.....	75
3.2.4 Discussion.....	80
3.3 Diffusion.....	81
3.3.1 Présentations de la recherche avec PowerPoint.....	81

3.3.2	Articles.....	82
3.3.3	Présentations de posters lors d'évènements.....	82
4.	Perspectives.....	83
4.1	Valorisation directe.....	83
4.1.1	Détermination de trames vertes et bleues.....	83
4.1.2	Orientation des choix sylvicoles en fonction des conditions pédologiques locales.....	83
4.1.3	Identification des parcelles agricoles optimales pour l'application de MAE.....	83
4.2	Développements.....	85
4.2.1	Potential de l'agroforesterie pour le renforcement de la portance écologique.....	85
4.2.2	Module informatique en ligne pour l'identification des espèces arborées adaptées en fonction des coordonnées géographiques spécifiées par l'utilisateur.....	85
4.2.3	Optimisation des services écosystémiques rendus par le territoire.....	86
4.2.4	Renforcement du réseau écologique pour des continuums ciblés.....	86
4.3	Amélioration des modèles réalisés.....	88
5.	Bibliographie.....	89
6.	Annexes.....	94
6.1	Codification ECODYN.....	94
6.2	Classement synoptique des écosystèmes et habitats de la typologie ECODYN.....	96
6.3	Schéma fonctionnel de la typologie ECODYN.....	112
6.4	Travail préliminaire à la modélisation des niveaux hydrique et trophique et du contexte écologique.....	113
6.4.1	Carte de l'hydrologie.....	113
6.4.2	Carte du Relief, carte des expositions et carte du contexte orohydrographique.....	113
6.4.3	Carte des matériaux et texture du sol.....	116
6.4.4	Carte du drainage du sol.....	116
6.4.5	Carte du développement de profil du sol.....	116
6.4.6	Carte de la charge du sol en éléments grossiers.....	117
6.4.7	Carte de la profondeur et pierrosité du sol.....	117
6.4.8	Carte de l'acidité du sol.....	117
6.4.9	Carte de la teneur en phosphore assimilable.....	118
6.5	Méthodologies à l'usage de l'administration régionale.....	119
6.5.1	Méthodologie de modélisation des climax écosystémiques.....	119
6.5.2	Méthodologie d'analyse de la portance par continuum.....	133
6.6	Compte-rendu de la réunion de transfert de compétences au SPW.....	136
6.6.1	Contexte.....	136
6.6.2	Modélisation des climax.....	137
6.6.3	Calcul de la portance écologique.....	144
6.6.4	Méthode Saura.....	148
6.6.5	Conclusion.....	156
6.7	Note de synthèse relative aux concepts de biodiversité et de naturalité.....	157
6.8	Compte-rendu des séminaires.....	187
6.8.1	Oostvaardersplassen (NL) – visite du 18/06/2012.....	187
6.8.2	Séminaire Dynamiques, biodiversité et territoire du 27/11/2012.....	197
6.9	Glossaire.....	201

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 1 : Grille de spécification des critères typologiques.....	15
Tableau 2 : Détermination des écosystèmes sur base des critères typologiques	15
Tableau 3 : Clé de détermination du niveau hydrique	22
Tableau 4 : Proportion (%) de chaque type de forêt en correspondance avec les indices de niveau hydrique	23
Tableau 5 : Clé de détermination du niveau trophique	25
Tableau 6 : Proportion (%) de chaque type de forêt en correspondance avec les indices de niveau trophique.....	26
Tableau 7 : Clé de détermination du climax	29
Tableau 8 : Proportion (%) de chaque type de forêt IPRFW pour chacun des grands types d'écosystèmes EcoDyn modélisés.....	31
Tableau 9 : Occupation climacique potentielle du territoire wallon.	35
Tableau 10 : Occupations du sol intégrées dans le fond topographique IGN top10v.....	39
Tableau 11 : Détails de l'occupation du sol en terme de superficie et de pourcentage	41
Tableau 12 : Spécifications des continuums : occupations du sol formant la zone d'extension....	47
Tableau 13 : Spécifications des continuums : paramètres pour la détermination de marges écotonales, des zones nodales et des zones de connexions potentielles.....	48
Tableau 14 : Cotes attribuées à la naturalité hémérobie	49
Tableau 15 : Cotes attribuées à la naturalité en fonction du contexte écologique	50
Tableau 16 : Matrice de résistance des occupations du sol par continuum	52
Tableau 17 : Principes de détermination du continuum calcaire pauvre.....	71
Tableau 18 : Cotes attribuées à l'indicateur de naturalité du continuum	72
Tableau 19 : Valeur de contexte des occupations du sol pour l'indicateur de naturalité de restauration du continuum calcaire pauvre	73
Tableau 20 : Matrice de résistance pour le calcul de la distance de coût et de la fonctionnalité du continuum calcaire pauvre.....	74
Tableau 21 : Végétation potentielle (lignée climacique) du territoire couvert par le continuum calcicole.....	76
Tableau 22 : Occupation du sol du continuum calcicole	77
Tableau 23 : Statistiques des sites à haute portance écologique du continuum calcicole.....	78
Tableau 24 : Occupation du sol des sites de faible et haute portance écologique	79
Tableau 25 : Synthèse des évènements qui ont donné lieu à une présentation de la recherche. .	81
Tableau 26 : Classement des sols selon les matériaux parentaux et la texture	122
Tableau 27 : Classement des sols selon leur drainage	123
Tableau 28 : Classement des sols selon leur développement de profil	124
Tableau 29 : Classement des sols selon la nature lithologique de leur charge caillouteuse	125
Tableau 30 : Classement des sols selon leur profondeur et leur charge caillouteuse.....	126
Tableau 31 : Clé de détermination du niveau hydrique	128
Tableau 32 : Clé de détermination du niveau trophique.....	130
Tableau 33 : Clé de détermination du climax.....	132
Tableau 34 : Proposition conceptuelle de grille d'évaluation de l'hémérobie.....	178
Tableau 35 : Proposition de mesure de la naturalité relativement à l'artificialisation	179
Tableau 36 : Proposition de mesure de la naturalité contextuelle des occupations du sol.....	181

INDEX DES FIGURES

Figure 1 : Structuration des différentes démarches entreprises dans le cadre de la recherche....	10
Figure 2 : Aperçu des documents produits pour rendre compte des points principaux de la recherche	11
Figure 3 : Test de validation de la cartographie des « climax » sur base des données N2000.....	32
Figure 4 : Exemple de situation dans laquelle la cartographie des climax apporte des précisions sur le potentiel écologique d'un boisement.....	33
Figure 5 : Exemple de situation illustrant certaines limites de la modélisation cartographique..	34
Figure 6 : Fréquences comparées des peuplements forestiers selon la modélisation et selon les données IPRFW.....	37
Figure 7 : Présentation schématique de la démarche d'évaluation de la portance écologique du territoire wallon	45
Figure 8 : Aperçu de la structure et du contenu des fiches descriptives	62
Figure 9 : projet de cartographie pour la mise en ligne des données de la carte de climax.....	69
Figure 10 : projet de cartographie pour la mise en ligne des données de portance écologique....	69
Figure 11 : schéma explicatif de la méthode de détermination des lits majeurs.....	140
Figure 12 : Zones de la carte des climax écosystémiques présentant une imprécision.....	143
Figure 13 : schéma explicatif du test de dilatation-érosion	144
Figure 14 : Schéma explicatif du choix méthodologique de la compacité pour mesurer l'espace disponible aux espèces.	145
Figure 15 : Illustration des principales étapes pour déterminer l'indice de fonctionnalité sur base de l'occupation du sol.....	146
Figure 16 : Schéma explicatif de la théorie des graphes	148
Figure 17 : Principe de l'évaluation de la probabilité de connexion entre différents sites	149
Figure 18 : Récapitulatif des principaux indices pouvant être calculé par la méthode Saura.	150
Figure 19 : Format des fichiers textes servant de tables pour le calculs des indices.....	152
Figure 20 : Exemple de fichier en sortie pour la probabilité de connexion	154
Figure 21 : Exemple d'analyse de la connectivité pour le continuum forestier.....	155
Figure 22 : Les gradients d'analyse de la nature selon Vallauri.	160
Figure 23 : Les deux dimensions de la naturalité selon Gilg.....	161
Figure 24 : Les stades de la succession forestière et biodiversité associée	163
Figure 25 : Exemple des oiseaux nicheurs en forêt rappelé par Laporte, 2009	163
Figure 26 : Relations entre la structure spatiale du paysage agricole et la biodiversité	176

1. PRESENTATION SYNTHETIQUE DE LA RECHERCHE

1.1 PROBLEMATIQUE A LA BASE DE LA PROPOSITION D'INITIATIVE

En Wallonie, la gestion de la biodiversité s'opère surtout sur base réglementaire. Cette approche classique, basée sur le cadre légal de la loi sur la conservation de la nature de juillet 1973 et de la directive européenne 92/43 fondant le réseau Natura 2000, cible d'une part des espèces et d'autre part des habitats*. Elle se fonde sur des listes rouges et/ou d'espèces et de milieux préalablement choisis en vertu d'une batterie de critères, d'ailleurs souvent implicites et/ou non communiqués. Ce faisant, elle ne traite finalement que la nature résiduelle sans réellement tenir compte des diverses potentialités territoriales. Cette approche s'avère, dans les faits, insuffisante ; la biodiversité wallonne continue dans l'ensemble à s'éroder.

1.2 PROPOSITION D'ELEMENTS D'ANALYSE ET DE REPONSE

La recherche propose une approche complémentaire, incluant d'emblée l'ensemble du territoire, de manière à cerner sa capacité effective et son potentiel en termes de biodiversité et à comprendre comment celle-ci et l'homme peuvent co-exister et co-évoluer dans un espace partagé.

Cependant, l'information disponible relative à la biodiversité et aux milieux naturels ne couvre pas l'entièreté du territoire. Pour pallier à cette lacune, il est nécessaire de modéliser ce qui n'est pas relevé (manque de moyens) ou relevable sur le terrain (suite notamment à la présence d'une occupation anthropique*¹, par exemple une culture, qui se substitue au milieu naturel).

La modélisation proposée s'appuie sur des cartographies existantes de grande qualité, notamment la carte des sols et l'IGN top10V, ainsi que sur les connaissances des naturalistes et notamment sur les typologies existantes des habitats naturels. En retravaillant, en restructurant et en articulant ces informations de sources diverses, la recherche vise à spécifier au mieux l'occupation biologique du territoire régional et à établir une cartographie prédictive des habitats naturels potentiels.

Les connaissances éthologiques (comportement des espèces) doivent ensuite permettre d'analyser le territoire en fonction des besoins territoriaux de différents pans de la biodiversité régionale. Cette analyse peut même être quantifiée. Elle permet alors d'envisager objectivement et de spatialiser des pistes de renforcement du réseau écologique régional, ainsi que d'évaluer l'impact d'opérations d'aménagement du territoire sur la biodiversité.

1.3 DEVELOPPEMENT DES OUTILS

Concrètement, la recherche a successivement développé plusieurs outils :

- une typologie de l'ensemble des milieux présents en Wallonie,
- une cartographie des 'climax*', c'est-à-dire de la végétation potentielle susceptible de se rencontrer sur le territoire en fonction des caractères physiques et chimiques rencontrés localement,
- un référentiel spatial ou cartographie de l'occupation des sols, optimisé en ce qui concerne l'information relative aux occupations biologiques du territoire,
- un indicateur spatialisé de la portance écologique du territoire, qui rend compte de l'aptitude de celui-ci à abriter différentes espèces.

¹ Le symbole * indique que le terme employé fait l'objet d'une définition dans le glossaire (annexe 8)

La typologie s'articule en deux volets, l'un dédié aux habitats naturels et l'autre consacré aux habitats artificialisés par l'action humaine. Ces différents habitats sont mis en relation au travers de diverses dynamiques, naturelles ou anthropiques, qui organisent la transition de l'un à l'autre. Les habitats naturels sont en outre décrits au sein la typologie par leurs trois déterminants fondamentaux : l'humidité ou niveau hydrique du sol, la richesse du sol en nutriments ou niveau trophique* et le contexte écologique (alluvial, tourbeux ou paratourbeux, calcaire ou neutro-acidocline). L'avantage de cette caractérisation tient dans le fait que l'information cartographique existante permet la cartographie de ces déterminants et donc, par la combinaison des cartographies qui leur sont associées, la cartographie des habitats naturels correspondants. Le développement de la typologie conduit ainsi, après un traitement des informations relatives au sol et au relief, à la cartographie des climax, autrement dit l'identification et la spatialisation des habitats naturels potentiels sur le territoire wallon. 18 écosystèmes* différents sont différenciés, incluant diverses variantes pour un total de 30 climax. Cette cartographie permet de prédire avec une bonne précision quel type de végétation naturelle est probablement présent dans les endroits peu marqués par l'action humaine, mais que les naturalistes n'ont pas actuellement cartographié. Elle permet également d'orienter le choix des essences à planter, notamment dans le domaine forestier. Enfin, elle permet de savoir en quels endroits une espèce donnée pourrait prospérer, même si cet endroit est actuellement soumis à des perturbations* qui ne lui en laissent pas l'occasion : terre en culture ou en prairie...

Pour tenir compte de l'état effectif du territoire et des contraintes qu'il impose à l'état potentiel décrit par les climax, la recherche a établi une cartographie de l'occupation du sol qui intègre l'ensemble des données biologiques connues à l'échelle régionale. La cartographie de base, qui est la carte topographique à l'échelle du 1 :10.000 vectorielle* de l'IGN, est enrichie d'informations issues de diverses sources. La source améliorant la description des plus grandes surfaces est celle du SIGeC qui apporte l'information relative à l'espace agricole, sur base des déclarations des exploitants. La répartition entre les cultures et les prairies est actualisée par rapport à celle figurant au sein de l'IGN, et les prairies sont spécifiées selon leur caractère permanent ou temporaire. Sur base d'autres sources, les vergers sont discriminés en fonction du caractère des arbres (hautes tiges ou basses tiges), le pelouses naturelles sont identifiées de même que les tourbières, etc. Le référentiel spatial obtenu peut être considéré comme représentatif de l'occupation du sol en 2010, à l'échelle du 1 :10.000.

Cette information spatiale brute doit être analysée afin d'en comprendre le fonctionnement écologique en réseau du point de vue des différentes espèces présentes en Wallonie et de pouvoir identifier les moyens de son optimisation. Un indicateur, la portance écologique, a été développé à cet effet. Il fait intervenir deux composantes. La première composante est celle de la valeur écologique, qui apprécie la qualité intrinsèque de la parcelle considérée du point de vue de l'espèce analysée, cela en fonction de sa qualité, de sa taille et sa morphologie et enfin de son emplacement relatif dans le contexte paysager, qui facilitera plus ou moins le déplacement de l'espèce. La seconde composante intègre les aspects liés aux statuts du site, selon le niveau de protection qu'ils assurent aux espèces de la flore et de la faune, ainsi que les aspects de gestion, plus ou moins favorables à ces espèces. La combinaison de ces deux composantes donne une évaluation, sur une échelle de 1 à 100, de l'intérêt de la parcelle pour l'espèce évaluée. Pour des raisons pratiques, le calcul n'a cependant pas été mené par espèce, mais pour quatre groupes de ces espèces : les espèces forestières, celles des prairies, celles de champs et milieux ouverts et celles des milieux aquatiques et humides. Des cartographies de l'ensemble de territoire régional ont ainsi été obtenues pour chacun de ces groupes d'espèces. Elles montrent quels espaces sur le territoire sont appropriés pour ces espèces, et à quel point ils le sont.

La sélection des meilleurs sites pour chacun des quatre groupes d'espèces donne un aperçu de l'ensemble des sites les plus intéressants pour la biodiversité wallonne, compte tenu de l'occupation actuelle des sols. Le résultat peut donc être considéré comme une sorte de réseau écologique de fait, qu'il devient possible de formaliser et d'optimiser.

1.4 VALORISATION DES OUTILS

Une présentation des résultats de la recherche lors des Midis de la DGO3 en juin 2013 a permis d'orienter la valorisation des outils en fonction des attentes des utilisateurs potentiels. Ainsi, les derniers mois de la recherche ont été consacrés à la production de différents documents explicatifs des résultats, au transfert des compétences vers les agents du SPW ainsi qu'au développement de cartographies opérationnelles et à leur mise à disposition pour les utilisateurs potentiels. En outre, un exercice de transposition pratique a été mené, à titre démonstratif de l'efficacité des outils, afin d'éclairer la stratégie à développer pour la sauvegarde des pelouses calcaires wallonnes.

Chacun des 18 grands climax identifiés a fait l'objet d'une analyse descriptive synthétisée dans une fiche. Les aspects envisagés incluent notamment la caractérisation générale en termes d'habitats et d'espèces, la répartition spatiale, l'occupation et l'affectation du sol, les statuts de conservation et de gestion, la portance écologique et la valeur biologique et patrimoniale des milieux concernés. Chaque fiche se clôture par un bilan et quelques recommandations. Les 18 fiches, accompagnées d'une notice explicative et d'une fiche récapitulative de l'ensemble des climax, seront disponibles en ligne sur le site de la CPDT. Des tirages papier sont également prévus.

Une note méthodologique détaillée a été transmise au SPW afin d'assurer la reproductibilité, par les agents du service public régional, de la méthodologie. Plusieurs agents, guidés par P. ENGELS (DGO3, DEMNA), se sont investis dans l'assimilation de cette méthodologie et dans ses adaptations en fonction des problématiques plus spécifiques à traiter. Une réunion avec l'équipe de recherche a permis de lever les dernières interrogations, de discuter des choix méthodologiques et d'assurer l'effectivité du transfert de compétences à l'administration.

Deux cartes issues de la recherche seront prochainement proposées en ligne via le Géoportail de la Wallonie, à destination notamment des communes et des bureaux d'études, qui se sont déjà montrés intéressés. La première carte est celle des climax, la seconde celle de la valeur maximale de portance écologique tous continuums* confondus, c'est-à-dire en considérant l'ensemble des valeurs obtenues pour les quatre groupes d'espèces évalués. Cette carte est rendue plus opérationnelle par la présence en fond de plan du référentiel spatial, et, en surimpression, celle de différents périmètres d'aménagement du territoire et de conservation de la nature. Les cartes seront consultables à leur plus haute résolution, le 1:10.000. Des métadonnées précisent l'intérêt et les limites d'interprétation de ces documents.

Pour illustrer concrètement le potentiel des outils développés, une analyse spécifique aux pelouses calcaires a été menée. Jusqu'à présent, l'administration wallonne ne disposait, pour bâtir sa stratégie de préservation de ces milieux fragiles nécessitant une gestion pour leur maintien, que de la cartographie menée dans le cadre de Natura 2000. La cartographie des climax a permis d'identifier le potentiel régional pour cet habitat spécifique. Ensuite, l'indicateur de portance écologique, calculé selon un paramétrage optimisé relativement aux espèces concernées, a permis d'obtenir une cartographie du territoire wallon dans laquelle les divers sites sont hiérarchisés en fonction de leur intérêt effectif, compte tenu de l'occupation des sols, pour les pelouses concernées. L'administration dispose ainsi d'un véritable outil d'aide à la décision pour orienter ses choix de gestion et optimiser le rendement des coûts consentis. La performance de l'outil est confirmée notamment par la mise en évidence de l'intérêt de certaines parcelles dont la gestion a, indépendamment, été également ciblée par un projet LIFE.

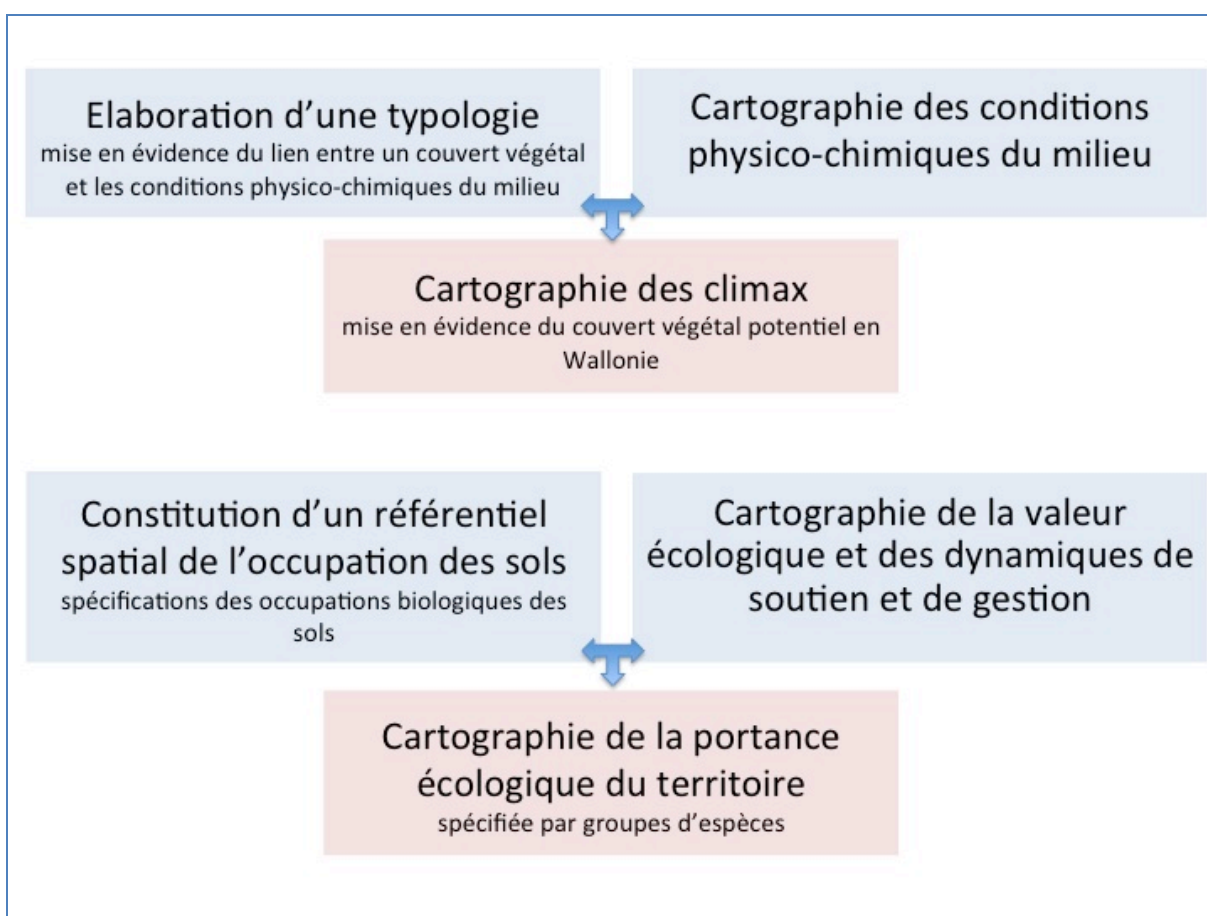


Figure 1 : Structuration des différentes démarches entreprises dans le cadre de la recherche



Figure 2 : Aperçu des documents produits pour rendre compte des points principaux de la recherche

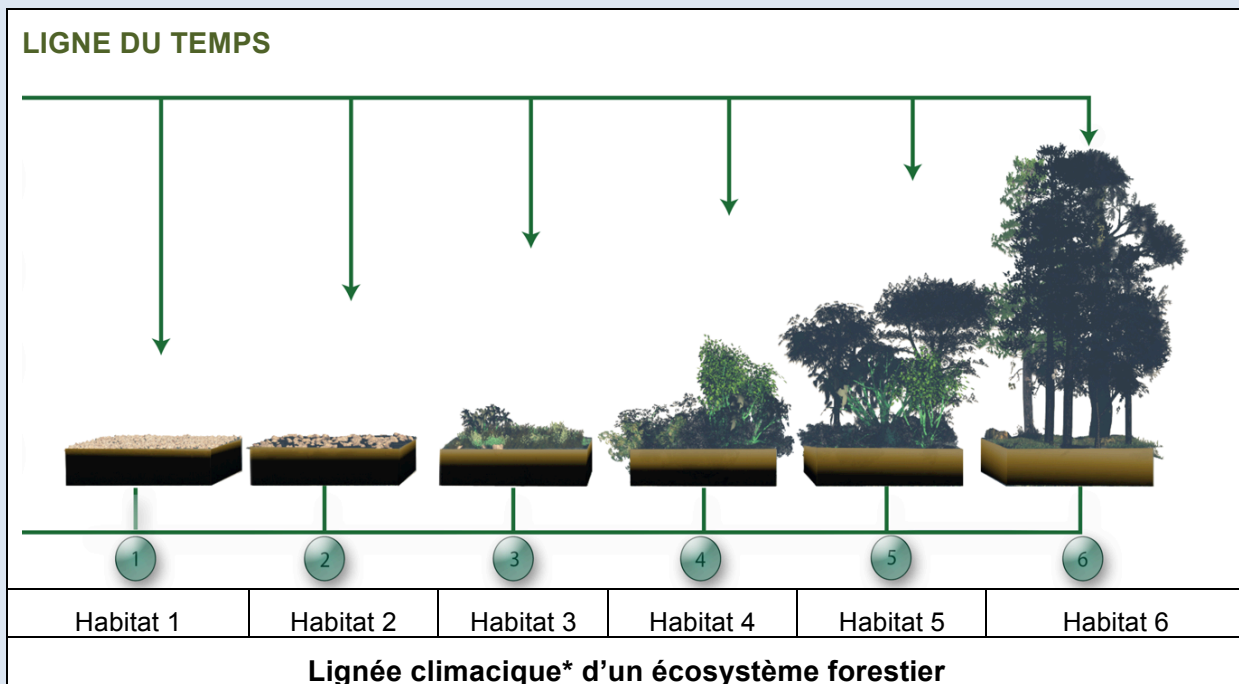
1.5 DIFFUSION

La recherche a été présentée à différents stades de son développement et en divers cénacles. Les chercheurs ont été sollicités notamment dans le cadre de la journée européenne des Parcs naturels, qui cherche à définir des trames vertes et bleues pour lesquelles l'outil développé s'avère particulièrement pertinent. Une présentation a également eu lieu au cours des Midis de l'Urbanisme de la Maison de l'urbanisme du Brabant wallon. Des posters ont été affichés au cours de plusieurs manifestations.

LES HABITATS NATURELS DANS LE TEMPS ET DANS L'ESPACE

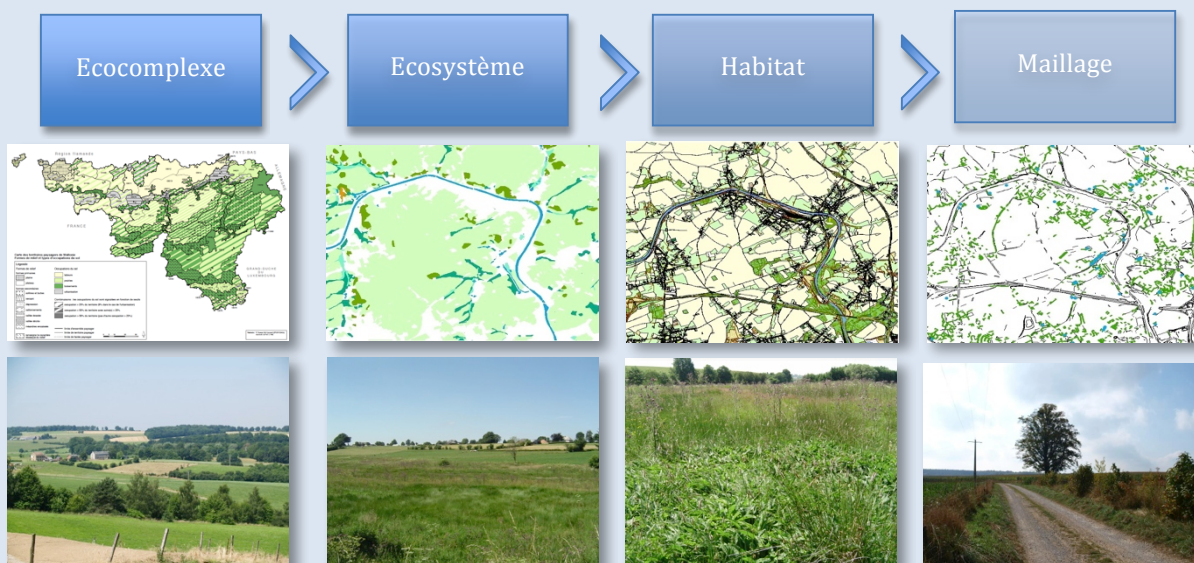
Dimension temporelle

Un habitat peut être considéré comme caractéristique d'une phase particulière de la succession d'un écosystème donné. Il constitue un état transitoire de cet écosystème à un moment donné. En général, les différents habitats constitutifs de l'écosystème coexistent : on observe dans la forêt des trouées à différents stades de recolonisation.*



Dimension spatiale

Un habitat est un constituant d'un ensemble plus vaste, l'écosystème, lui-même inclus dans un écocomplexe qui s'appréhende à l'échelle du paysage. Localement, l'habitat est nuancé par différents éléments ponctuels et linéaires, végétaux et aquatiques, qui composent le maillage*.*



2. DEVELOPPEMENTS ORIGINAUX DE LA RECHERCHE

2.1 LA TYPOLOGIE ECODYN

Points clés

Pour aboutir à un outil prédictif du niveau de préservation/renforcement de la biodiversité selon divers scénarios de développement territorial, il faut disposer d'un modèle capable de prédire quel écosystème se trouve privilégié par telle ou telle condition ou évolution de milieu. La typologie ECODYN est une première réponse à ce besoin.

La typologie procure la possibilité de déterminer et de cartographier à une échelle fine les habitats naturels potentiellement présents sur le territoire et ainsi de pallier, au moins partiellement, à l'absence de cartographie des habitats naturels. Elle distingue trois critères fondamentaux de discrimination des habitats naturels : le niveau d'humidité du sol, la richesse du sol en éléments nutritifs et le contexte écologique.*

La typologie présente également la spécificité d'inclure un caractère dynamique en fonction d'une part des évolutions naturelles subies par les milieux vivants et d'autre part des perturbations issues des pratiques humaines. Un schéma de fonctionnement explicite les interrelations entre habitats et écosystèmes en fonction des dynamiques qui s'exercent.

La typologie intègre explicitement et de manière dynamique les habitats subissant des perturbations anthropiques fortes voire majeures, le plus souvent exclus de la réflexion sur la préservation de la biodiversité. En particulier, l'espace agricole et tout particulièrement les cultures intensives, qui représentent une partie significative du territoire régional, sont généralement considérés comme définitivement « hors jeu » pour l'écrasante majorité des espèces de la biodiversité wallonne. Dans l'approche proposée ici, ces espaces font au contraire partie intégrante des milieux présents sur le territoire. Malgré leur degré de perturbation, ils sont considérés à part entière pour leur potentiel en termes de biodiversité propre ou en soutien à d'autres espèces.

Le détail de l'élaboration de la typologie ECODYN est publié au sein de la Note de recherche 34² et les ajustements finaux sont présentés dans la Note de recherche 37³.

Une typologie est une démarche méthodique consistant à définir ou étudier un ensemble de types, afin de faciliter l'analyse, la classification et l'étude de réalités complexes (Wikipedia, consulté le 09/09/14).

Dans le cas présent, la typologie vise à préciser les différents types d'habitats potentiellement présents sur le territoire régional et à mettre en évidence les critères à la base de leur distribution spatiale et de leur évolution dans le temps. L'approche adoptée distingue les habitats naturels et ceux qui présentent une artificialisation.

² Hendrickx S., van der Kaa C., Dopagne C., Melin E. sous la direction de Sérusiaux E., 2012. Dynamique écosystémiques co-évolutives : proposition de typologie fonctionnelle des milieux. CPDT, note de recherche n°34, 52 p. Disponible en ligne : <http://cpdt.wallonie.be/publications/note-de-recherche/note-de-recherche-34>

³ Hendrickx S., van der Kaa C., Dopagne C., Melin E. sous la direction de Sérusiaux E., 2013. Dynamique écosystémiques co-évolutives : cartographie de climax potentiels. CPDT, note de recherche n°37, 74 p. Disponible en ligne : <http://cpdt.wallonie.be/publications/note-de-recherche/note-de-recherche-37>

2.1.1 Les habitats naturels

La question fondamentale à laquelle la typologie doit répondre est la suivante : quel habitat naturel peut-on s'attendre à trouver dans des conditions de terrain données et comment est-il susceptible d'évoluer spontanément ? Pour répondre à cette double question, les espèces caractéristiques* des différents habitats biologiques présents en Wallonie et listés au sein de différentes nomenclatures phytosociologiques* existantes⁴ ont été recensées.

Les caractéristiques abiotiques* de ces espèces sont spécifiées par les indices d'Ellenberg⁵ et Julve : lumière, température, continentalité, humidité atmosphérique, humidité édaphique*, réactivité du sol (pH), richesse du sol en nutriments, salinité, texture* du sol et quantité de matière organique (ou type d'humus).

Ces divers éléments ont été intégrés au sein d'une base de données en ligne⁶. Pour 8.882 niveaux et classes d'habitats introduites pour l'ensemble des typologies, 2.444 liens ont ainsi été établis entre elles et 17.121 liens ont été identifiés entre ces classes d'habitats et les espèces qui leur sont caractéristiques.

La connaissance des indices des espèces caractéristiques ou représentatives d'un habitat a ensuite permis, par une analyse statistique, de dégager les caractéristiques abiotiques moyennes de l'habitat. Tous les habitats ont ainsi été spécifiés par leurs propres indices, moyennes des indices de leurs espèces caractéristiques ou représentatives.

Les caractéristiques moyennes, une revue de la littérature et les connaissances biologiques des chercheurs ont alors permis un classement des habitats selon des catégories dynamiques dites « lignées climaciques » ou « lignées évolutives ». Autrement dit, les habitats sont groupés en 18 écosystèmes différenciés par leurs caractéristiques abiotiques, c'est-à-dire les conditions physico-chimiques du terrain. Au sein de chaque écosystème, les habitats représentent différents stades* de maturité de la végétation, depuis le couvert herbacé jusqu'à la forêt. La lignée climacique traduit donc la dimension temporelle ou « successionnelle » de l'écosystème (voir encart page 12).

Une analyse a permis d'identifier les critères abiotiques les plus pertinents et discriminants ainsi que peu corrélés et permettant de discriminer les écosystèmes entre eux : l'humidité du sol, la richesse en nutriments, le contexte écologique (liés au facteur de la réactivité du sol et à la matière organique ou type d'humus) et la luminosité (traduisant l'évolution d'un habitat dans une dynamique* de recolonisation forestière).

Pour le niveau d'humidité, qui est un critère particulièrement sensible, 6 catégories ont été différenciées. Deux niveaux de richesse du sol en nutriments distinguent les milieux pauvres des milieux neutres à riches. Enfin, quatre contextes écologiques sont identifiés. Les contextes alluviaux* ou fontinaux ainsi que les contextes tourbeux* ou paratourbeux* sont pertinents pour les espaces présentant un niveau hydrique aquatique, hygrophile et hydrocline*. Les contextes neutro-acidocline* et calcicole* s'appliquent aux milieux plus secs.

⁴ Typologie de M. Bournerias, système Catminat de P. Julve, synthèse phytosociologique de J. Duvigneaud, groupes forestiers de A. Noifalise, typologie de H. Stieperaere, classification de la Carte d'Evaluation Biologique, groupes écosociologique de M. Tanghe et classification des habitats écologiques wallons WalEUNIS.

⁵ **Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D. (1991).** Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18, 248 p.

⁶ La base de données BIOGEOnet, réalisée par aCREA-ULg, est consultable à l'adresse suivante : <http://www.econet.ulg.ac.be/biogeoenet/>.

Niveau hydrique : humidité du sol		Niveau trophique : richesse du sol		Contexte écologique	
A	Aquatique	O	Oligotrophe à oligo- mésotrophe	A	Alluvial ou Fontinal
D	Hygrophile			T	Tourbeux ou paratourbeux
H	Hygrocline	P	Mésotrophe à polytrophe	C	Calcicole
M	Mésophile			N	Neutro-acidocline
S	Xérocline				
X	Xérophile				

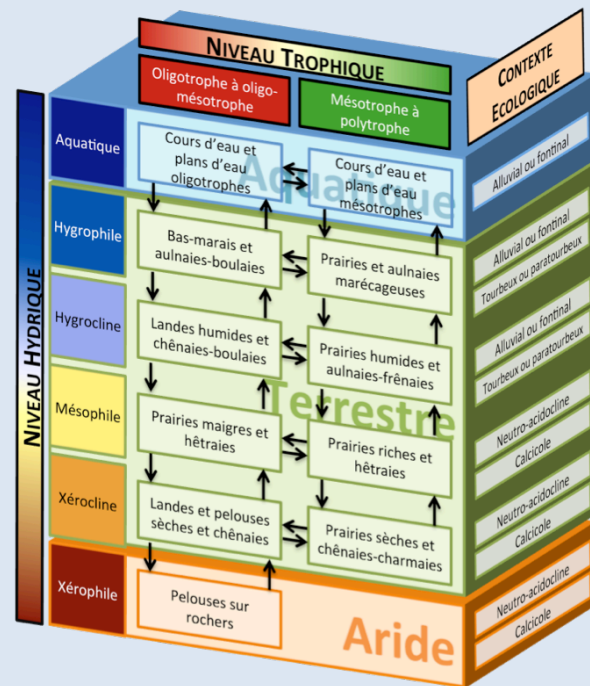
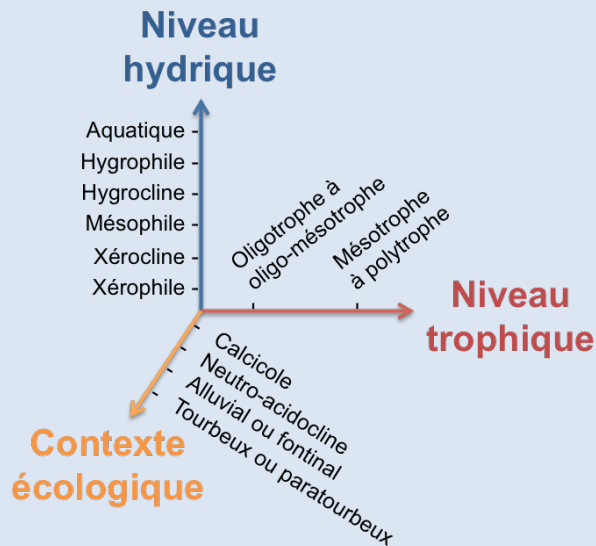
Tableau 1 : Grille de spécification des critères typologiques

ECOSYSTEME		
CODE	COMBINAISON DES CRITERES	CORRESPONDANCE PHYTOSOCIOLOGIQUE (LIGNEE)
AAO	Alluvial ou fontinal aquatique oligo- mésotrophe	Végétation submergée et flottante des eaux oligotrophes
AAP	Alluvial ou fontinal aquatique méso- eutrophe	Végétation submergée et flottante des eaux méso-eutrophes
ADO	Alluvial ou fontinal hygrophile oligo- mésotrophe	Aulnaies marécageuses oligotrophes
ADP	Alluvial ou fontinal hygrophile méso- eutrophe	Aulnaies marécageuses méso-eutrophes et frênaies-aulnaies des sources et ruisseaux
AHO	Alluvial ou fontinal hygrocline oligo- mésotrophe	Chênaies-charmaies hygroclines et chênaies à bouleaux
AHP	Alluvial ou fontinal hygrocline méso- eutrophe	Aulnaies-frênaies et saulaies blanches riveraines, chênaies-frênaies hygroclines et ormaies-frênaies
CMO	Calcicole mésophile oligo- mésotrophe	Hêtraies calcicoles à orchidées
CMP	Calcicole mésophile méso-eutrophe	Hêtraies calcicoles à aspérules et érabraies- tilliaies de ravins
CSO	Calcicole xérocline oligo-mésotrophe	Chênaies thermophiles
CSP	Calcicole xérocline méso-eutrophe	Chênaies-charmaies calcicoles
CXO	Calcicole xérophile oligo-mésotrophe	Pelouses sur rochers calcaires
NMO	Neutro-acidocline mésophile oligo- mésotrophe	Hêtraies acidoclines, érabraies-ormaiies de ravins et chênaies-charmaies schisteuses
NMP	Neutro-acidocline mésophile méso- eutrophe	Chênaies-charmaies et hêtraies neutroclines
NSO	Neutro-acidocline xérocline oligo- mésotrophe	Chênaies acidoclines et chênaies thermophiles
NSP	Neutro-acidocline xérocline méso- eutrophe	Chênaies-charmaies neutroclines
NXO	Neutro-acidocline xérophile oligo- mésotrophe	Pelouses sur rochers siliceux
TDO	Tourbeux ou paratourbeux hygrophile oligo-mésotrophe	Tourbières hautes et boulaies tourbeuses
THO	Tourbeux ou paratourbeux hygrophile oligo-mésotrophe	Chênaies-boulaies paratourbeuses

Tableau 2 : Détermination des écosystèmes sur base des critères typologiques

ORGANISATION DES GRANDS TYPES D'ECOSYSTEMES NATURELS IDENTIFIES

Système à 3 dimensions intégrant les Principaux facteurs écologiques



Les différentes lignées évolutives ont été organisées en fonction des critères d'humidité, de richesse du sol et de contexte écologique lié au type d'humus et à l'influence de la roche mère. Le tableau 2 précise les 18 lignées climaciques potentielles pour le territoire régional wallon et la figure ci-dessus met la structure logique en évidence de manière simplifiée.

On notera que plusieurs variantes d'écosystèmes peuvent être identifiées pour une même combinaison de critères typologiques. Ces variantes se basent sur des critères complémentaires telles que la pente et l'exposition du terrain. Par exemple, au sein des contextes calcicole et neutro-acidocline, les écosystèmes sur pentes fortes sont différenciés.

Un tableau plus complet, fourni en annexe 6.2, détaille les écosystèmes au travers de leurs habitats spécifiques. Ceux-ci sont organisés sur base de la succession naturelle révélée par l'indice de luminosité, du stade le plus jeune et ouvert jusqu'au stade le plus évolué et fermé. Ce tableau constitue ainsi une première formalisation des dynamiques écosystémiques : les successions (temporelles) des habitats au sein d'un même « climax » y sont lisibles, ainsi que l'habitat de substitution qui résulterait d'une modification de l'un ou des deux critères fondamentaux de spécification, le contexte écologique pouvant être considéré comme fixé.

2.1.2 Les habitats artificialisés ou perturbés

A ce stade, il convient de compléter l'approche en prenant en compte les habitats artificialisés par l'homme, ou perturbés, qui occupent l'essentiel de la superficie du territoire régional. Ces écosystèmes fortement anthropisés ne sont généralement pas décrits, dans les typologies précitées, en termes de végétation (listes d'espèces), mais identifiés en diverses catégories selon un niveau supposé d'artificialisation. L'angle de vision est statique et « naturaliste ». La co-évolution homme - nature est ainsi difficile à appréhender sous l'angle des processus dynamiques.

Dans la philosophie de la typologie ECODYN, caractériser ces habitats perturbés et les intégrer dans une approche dynamique qui les connecte aux habitats naturels est d'une grande importance et même un enjeu conceptuel. ECODYN adopte une approche basée sur le constat que les habitats perturbés s'inscrivent dans une dynamique contrôlée qui n'est plus celle des séries végétales, et qu'ils sont moins dépendants que les milieux naturels des conditions abiotiques initiales du milieu. Mais tous les habitats anthropisés présentent une caractéristique commune : ils découlent de l'application d'une action perturbatrice sur un milieu naturel. La démarche relative aux habitats anthropisés s'appuie ainsi sur l'identification de différents types de perturbations en fonction de la déviance qu'elles produisent sur la trajectoire naturelle de l'habitat.

Pour construire le schéma dynamique, les perturbations considérées sont celles intervenant dans les flux et cycles des matières et des espèces, quelque soit le niveau d'artificialisation de l'habitat. Deux grandes catégories sont définies : celles par lesquelles les habitats sont amenés à évoluer et celles qui visent au contraire à les immobiliser dans un état qui, spontanément, serait seulement transitoire. Les perturbations évolutives peuvent jouer dans un sens progressif, régressif ou transgressif.

Autant que l'imperméabilisation et l'excavation, les labours et les mises à blanc sont considérés comme des perturbations clés dans l'évolution des écosystèmes. Ces perturbations hautement régressives découvrant le sol de sa végétation remettent en quelque sorte le compteur successional à zéro et permettent à l'homme d'établir l'habitat de production qu'il recherche soit par semis, soit par plantation. Le semis constitue souvent une perturbation plus grande que la plantation, du fait que les espèces semées sont plus éloignées des espèces trouvées dans les habitats naturels que les espèces plantées. Le semis est assimilable à une introduction combinée à une immobilisation de l'habitat au stade herbacé.

Les prairies permanentes, pour lesquelles les perturbations restent limitées par rapport à celles qui s'exercent dans le contexte naturel, sont considérées comme intégrées aux dynamiques évolutives (et figurent donc parmi les écosystèmes naturels) mais avec application d'une perturbation régressive récurrente (pâturage du bétail) et donc immobilisatrice. En cas de pâturage occasionnel d'un habitat buissonneux, le pâturage est considéré comme simplement régressif.

Deux dynamiques de perturbation sont prises en compte pour traduire le retour d'un habitat artificialisé vers un habitat naturel : l'abandon et la restauration, qui diffèrent essentiellement par leur rythme et leur gestion. Dans le premier cas, l'intervention humaine est inutile, alors qu'elle est nécessaire dans le second. Les dynamiques d'abandon connaissent des rythmes variables selon les habitats, mais sont généralement plus lentes que les dynamiques de restauration.

Les différentes catégories d'occupation du sol sont classées en fonction des perturbations auxquelles elles correspondent et positionnées dans un schéma dynamique. Les grandes catégories identifiées sont relatives respectivement aux milieux boisés, aux milieux cultivés, aux milieux perturbés par l'industrie et aux milieux urbanisés ou artificialisés.

2.1.3 Synthèse et articulation des deux types d'habitats dans la typologie

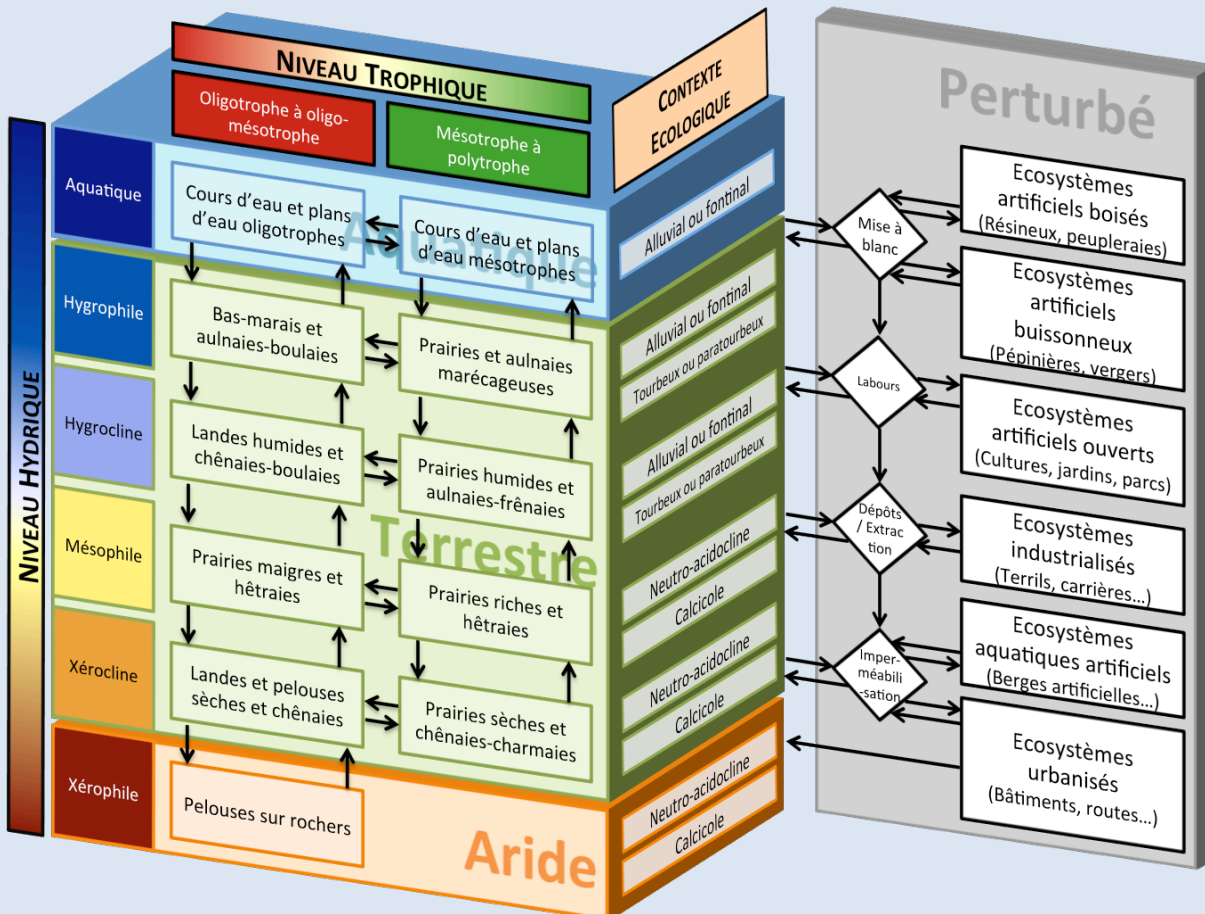
En dernière étape, les schémas dynamiques obtenus pour les habitats naturels et artificialisés sont combinés et articulés entre eux par les dynamiques de perturbation appropriées. Chaque habitat est identifié et décrit par un code spécifiant ses caractères. Ce code est présenté en annexe 6.1.

Le tableau final de classement des habitats est repris en annexe 6.2, de même que le schéma détaillé de fonctionnement en annexe 6.3.

CLASSEMENT DES PERTURBATIONS IDENTIFIEES

→	évolution progressive	la perturbation fait « avancer » rapidement l'habitat vers un stade successional plus mature, par exemple par plantation
→	évolution régressive	l'habitat est remplacé par un habitat plus juvénile dans la succession, c'est-à-dire un stade plus ouvert ; cela se produit notamment par des prélèvements de biomasse
→	évolution transgressive	l'habitat ne peut plus être considéré comme dans la même continuité climacique que l'habitat de départ ; des espèces sont introduites comme dans le cas de semis
→	artificialisation	cas particulier d'évolution transgressive majeure menant aux espaces urbanisés et industriels (terrils, carrières)
→	évolution par événement naturel ou artificiel comme le drainage*, l'inondation...	
→	évolution naturelle spontanée qui s'exerce en cas d'abandon de la gestion	
→	restauration délibérée	
⊖	immobilisation par prélèvement	
⊖	immobilisation par prélèvement et intrants	
⊖	immobilisation par prélèvement et plantation	

INTEGRATION ET ARTICULATION DES ECOSYSTEMES NATURELS ET PERTURBES (schéma simplifié)



2.2 LA CARTOGRAPHIE DES CLIMAX

Points clés

La cartographie des climax constitue un modèle cartographique prédictif des climax écosystémiques potentiels en Wallonie, c'est-à-dire du couvert végétal d'équilibre, métastable à notre échelle d'observation, caractéristique d'un écosystème en un lieu aux conditions physico-chimiques déterminées.

Le développement de ce modèle repose d'une part sur la typologie ECODYN et d'autre part sur la détermination cartographique des paramètres physico-chimiques utilisés par cette typologie.

Trois cartographies régionales ont été réalisées : une relative aux niveaux hydriques (humidité du sol), la deuxième aux niveaux trophiques (richesse du sol) et la troisième au contexte écologique. La comparaison de ces cartes avec des données phytosociologiques relevées dans le cadre de l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie a permis de leur calibrage et leur validation sur base de la situation existante.

Enfin, la cartographie prédictive des climax écosystémiques a été obtenue par combinaison des trois cartes précédentes et confrontée pour validation à la présence réelle des écosystèmes sur le territoire, à nouveau sur base des relevés phytosociologiques.

Le détail de l'élaboration de la cartographie des climax est présenté au sein de la Note de recherche 37⁷.

Le modèle prédictif vise à fournir un cadre opérationnel pour l'orientation du développement territorial en matière de conservation de la nature. Tel que proposé, il permet, pour l'ensemble du territoire régional wallon, de prédire avec précision la répartition spatiale des différents écosystèmes potentiels tels qu'ils existeraient ou s'établiraient en dehors de toute intervention humaine, sans préjuger du stade évolutif atteint localement. Ce dernier dépend en effet de facteurs non modélisables comme l'ancienneté de la végétation, les interventions subies, les aléas climatiques etc.

Par son couplage à la typologie des milieux développée en première phase de la recherche, le modèle permet d'appréhender les impacts liés aux dynamiques anthropiques* s'exerçant sur le territoire.

Sur le plan opérationnel, la modélisation des climax est obtenue par la combinaison de trois modélisations primaires respectivement au contexte écologique, au niveau hydrique et au niveau trophique du territoire, à l'échelle du 1/10.000, pour l'ensemble du territoire régional. Chacune de ces modélisations thématiques possède un lien direct de correspondance avec la typologie des habitats ECODYN. La combinaison des modélisations primaires est opérée de manière à recomposer les codes complets et spécifiques de la typologie des écosystèmes (présentés en annexe 6.1), lesquels peuvent alors être cartographiés. Cette opération converge fortement avec la méthodologie suivie dans le « Guide de boisement des stations forestières de Wallonie »⁸, ouvrage qui synthétise les connaissances actuelles en matière de comportement des essences à l'égard des paramètres stationnels* et qui, similairement à la méthodologie ECODYN, base le diagnostic premièrement sur une échelle hydrique et secondairement sur une échelle trophique, mais ne propose pas de cartographie de ces critères.

⁷ **Hendrickx S., van der Kaa C., Dopagne C., Melin E. sous la direction de Sérusiaux E., 2013.** Dynamique écosystémiques co-évolutives : cartographie de climax potentiels. CPDT, note de recherche n°37, 74 p. Disponible en ligne : <http://cpdt.wallonie.be/publications/note-de-recherche/note-de-recherche-37>

⁸ **Weissen F., Bronchart L. et Piret A., 1994.** Guide de boisement des stations forestières de Wallonie. Namur, Ministère de la Région wallonne, 175 p.

2.2.1 Travail préliminaire

L'obtention des cartographies relatives aux trois critères a nécessité un important travail préalable d'analyse et d'interprétation des cartographies existantes, en particulier du Modèle Numérique de Terrain⁹ et de la Carte Numérique des Sols de Wallonie¹⁰. L'ensemble de ce travail est présenté ci-après en annexe 6.4.

Toutes les données cartographiques utilisées ont été transposées dans le même système de projection (Lambert belge 72). Les cartes calculées sont toutes sous format raster*, calées à l'identique, à la résolution d'un pixel par 100m². Ces cartes¹¹ sont relatives aux aspects suivants du territoire régional :

- Hydrologie,
- Relief,
- Exposition,
- Contexte orohydrographique,
- Matériaux et texture du sol,
- Drainage du sol,
- Développement de profil du sol,
- Charge du sol en éléments grossiers,
- Profondeur / pierrosité du sol,
- Acidité du sol,
- Teneur en phosphore assimilable du sol.

2.2.2 Cartographie des niveaux hydriques

Le critère de l'humidité édaphique est un déterminant fondamental des écosystèmes. Les données mobilisées sont la texture et le drainage du sol, la profondeur et la pierrosité du sol, l'exposition, les apports hydriques liés au contexte topographique et hydrographique et la pluviométrie. La limitation la plus importante de la modélisation tient au fait que l'humidité du sol est souvent corrigée par l'installation d'un drainage artificiel qu'il n'est pas possible, faute de données, de prendre en compte.

Le premier facteur pris en compte pour déterminer le niveau hydrique est le contexte orohydrologique. Ce critère distingue différentes zones en fonction des apports d'eau liés au ruissellement. Ainsi, outre les sources, les plaines alluviales sont des zones à apport d'eau quasi permanent puisqu'ils sont le lieu de convergence de tous les ruisseaux, permanents ou temporaires. Les replats constituent des zones à apport d'eau latéral variable car cet apport est exclusivement lié au ruissellement temporaire des eaux de pluie. Enfin, les plateaux et les versants forment des zones sans apport d'eau latéral car leur situation ne permet pas l'accumulation des eaux de ruissellement. D'une façon générale, à l'exception des sols tourbeux et paratourbeux, les zones à apports d'eau quasi permanents seront plus humides que les zones à apport d'eau latéral variable qui seront elles-mêmes plus humides que les zones sans apport d'eau latéral.

Le deuxième facteur qui intervient est le matériau du sol. Les sols tourbeux sont en permanence considérés comme très humides. Les sols paratourbeux sont humides mais peuvent présenter un assèchement estival.

⁹ Erruissol, modèle numérique de terrain soutenu par la Direction de l'Espace Rural et réalisé par l'Unité d'Hydrologie et Hydraulique agricole du service ULg Agro-Bio Tech de Gembloux. Accessible en ligne : <http://cartopro3.wallonie.be/CIGALE/viewer.htm?APPNAME=ERRUISSOL>

¹⁰ CNSW, réalisée par l'Unité Sol – Ecologie – Territoire du du service ULg Agro-Bio Tech de Gembloux à la demande de la Direction générale de l'Agriculture (SPW – DGO3). Accessible en ligne : <http://cartopro3.wallonie.be/CIGALE/viewer.htm?APPNAME=CNSW>

¹¹ Ces cartes sont fournies au sein d'un atlas en annexe 3 au rapport final de subvention (fichier CPDT_RF_Octobre_2014_Annexe_RI4-3_Atlas.pdf)

Les sols minéraux (argileux, limoneux, sableux et caillouteux) présentent une humidité variable qui dépend principalement du drainage.

Le drainage apporte le niveau suivant de précision. Les sols dont le drainage est très pauvre présentent une humidité très élevée. Cette humidité diminue au fur et à mesure que le drainage augmente mais reste importante pour les sols à drainage pauvre à imparfait.

Pour les sols au drainage modéré à excessif, la texture intervient pour déterminer le degré d'humidité. Les sols sableux sont considérés comme les sols les plus secs, suivis des sols caillouteux, tandis que les sols limoneux et argileux sont les sols les plus humides. Un sol au drainage modéré et à la texture sableuse situé en zone sans apport d'eau latéral est ici considéré comme un sol mésophile*, tandis qu'un sol de texture limoneuse ou argileuse, caillouteux ou non caillouteux, situé dans les mêmes conditions, est considéré comme hygrocline.

En ce qui concerne les sols dont le drainage est favorable à légèrement excessif, les facteurs de profondeur, de pierrosité et d'exposition s'ajoutent enfin à la texture. Les sols les plus superficiels ou les plus pierreux sont les plus secs, et cela d'autant qu'ils se trouvent dans un secteur chaud et ensoleillé.

Les sols dont le drainage est excessif sont les plus secs et sont considérés comme xéroclines*, voire xéro-thermophiles* lorsqu'ils sont sur des sols sableux.

Ces différents facteurs ont été combinés pour attribuer un indice de niveau hydrique allant de -6 à +6, selon la grille fournie au Tableau 3.

Cet indice a été calibré par comparaison spatiale avec les données phytosociologique issues de l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières Wallonnes (IPRFW). A cette fin, ces données phytosociologiques ont au préalable été classées par critère d'humidité afin de correspondre aux catégories du niveau hydrique, pour les milieux terrestres, de la typologie EcoDyn : forêts marécageuses, forêts humides, forêts mésophiles et forêts sèches. Ce classement fait intervenir environ 3.300 données de l'inventaire, parmi lesquelles les différentes classes ne sont pas équitablement représentées (les forêts mésophiles étant sensiblement mieux représentées sur le territoire que les autres types de forêts). Le nombre de données a donc été converti en proportions afin d'établir un taux de correspondance spatiale entre l'échelle de niveau hydrique modélisée et la présence réelle d'habitats forestiers sur le territoire. Les valeurs obtenues sont présentées dans le Tableau 4.

La comparaison de ces données relevées, proportionnellement à leur représentativité, et du niveau hydrique modélisé a montré des résultats globalement satisfaisants. En effet, comme le montre le tableau 7, la proportion des habitats forestiers de types marécageux et humides par indices de niveau hydrique, décroît à mesure que l'indice de niveau hydrique augmente. A l'inverse, la proportion des habitats mésophiles et xéroclines augmentent à mesure que l'indice de niveau hydrique augmente. Cette analyse a permis d'établir les catégories du niveau hydrique en fonction des indices où les classes d'habitats dominant :

- la catégorie « hygrophile* » (-6 à -4) correspond aux conditions écologiques où les forêts marécageuses sont majoritaires ;
- la catégorie « hygrocline » (-3 à -1) correspond aux conditions écologiques où les forêts humides sont majoritaires ;
- la catégorie « mésophile » (0 à 3) correspond aux conditions écologiques où les forêts mésophiles sont majoritaires ;
- et la catégorie « xérocline » (4 à 6) correspond aux conditions écologiques où les forêts sèches sont majoritaires.

Au final, ces divers traitements appliqués aux données spatiales ont permis de dresser la **carte du niveau hydrique** des sols de Wallonie à la résolution d'un pixel par 100m².

Matériaux	Drainage	Texture	Profondeur/pierrosité	Exposition	Contexte orohydrologique					
					Sources	Plaines alluviales	Replats	Versants	Plateaux	
Sols tourbeux					-6	-6	-6	-5	-5	
Sols paratourbeux					-6	-3	-3	-2	-2	
Très pauvre					-6	-6	-6	-4	-4	
Pauvre à horizon réduit					-6	-5	-5	-2	-2	
Assez pauvre à horizon réduit					-6	-4	-4	-2	-2	
Pauvre sans horizon réduit					-5	-4	-4	-1	-1	
Assez pauvre sans horizon réduit					-5	-3	-3	-1	-1	
Imparfait					-5	-1	-1	0	0	
Argilo-limoneux					-5	-1	0	0	0	
Caillouteux					-5	-1	0	0	0	
Modéré	Sableux	Profond			-5	-1	0	1	1	
		Peu profond			-5	-1	0	2	2	
		Superficiel			-5	-1	1	3	3	
		Substrat affleurant	Froid		-5	-1	2	4	4	
		Substrat affleurant	Chaud		-5	-1	3	5	5	
	Argilo-limoneux	Profond				-5	-1	0	1	1
		Peu profond	Froid			-5	-1	1	2	2
		Peu profond	Chaud			-5	-1	2	3	3
		Superficiel	Froid			-5	-1	2	4	4
		Superficiel	Chaud			-5	-1	4	5	5
Sols minéraux	Favorable	Substrat affleurant	Froid		-5	1	2	4	4	
		Substrat affleurant	Chaud		-5	1	3	5	5	
		Profond	Froid			-5	-1	0	1	1
		Profond	Chaud			-5	-1	0	1	1
		Peu profond	Froid			-5	-1	1	2	2
		Peu profond	Chaud			-5	-1	2	3	3
	Caillouteux	Peu profond très caillouteux	Froid			-5	1	2	3	3
		Peu profond très caillouteux	Chaud			-5	1	3	5	5
		Superficiel	Froid			-5	2	3	4	4
		Superficiel	Chaud			-5	2	4	6	5
		Superficiel très caillouteux	Froid			-5	2	4	4	4
		Superficiel très caillouteux	Chaud			-5	2	5	6	5
	Légèrement excessif	Sableux	Très Superficiel	Froid		-5	2	5	5	5
			Très Superficiel	Chaud		-5	3	6	6	6
		Substrat affleurant	Froid			-5	2	3	3	3
		Substrat affleurant	Chaud			-5	4	5	5	5
		Profond				-4	0	1	2	2
		Peu profond	Froid			-4	1	2	3	3
Excessif	Sableux	Chaud			-4	1	3	4	4	
		Superficiel	Froid		-4	2	4	5	5	
	Superficiel	Chaud			-4	2	5	6	6	
	Substrat affleurant	Froid			-4	1	5	5	5	
Substrat affleurant	Chaud			-4	1	6	6	6		

Tableau 3 : Clé de détermination du niveau hydrique sur base du type de matériaux, du drainage, de la texture, de la profondeur et de la pierrosité du sol ainsi que de l'exposition de la pente et du contexte orohydrologique.

Indices niveau hydrique	Forêts IPRFW marécageuses	Forêts IPRFW humides	Forêts IPRFW mésophiles	Forêts IPRFW sèches	Catégorie niveau hydrique
-6	52,7	42,3	5,1	0	Hygrophile
-5	52,6	41,4	6	0	Hygrophile
-4	67,3	21,6	10,2	1	Hygrophile
-3	39,1	53,5	7,5	0	Hygrocline
-2	18,1	66,3	15,6	0	Hygrocline
-1	29,9	37,4	28,4	4,3	Hygrocline
0	10,7	34,6	52,7	2	Mésophile
1	0	15,8	70	14,1	Mésophile
2	16	11,5	60,7	11,8	Mésophile
3	0	7	48,2	44,8	Mésophile
4	0	12,1	37,4	50,5	Xérocline
5	0	3,2	24,7	72,1	Xérocline
6	0	5,9	28,8	65,3	Xérocline

Tableau 4 : Proportion (%) de chaque type de forêt en correspondance avec les indices de niveau hydrique. Les chiffres en rouge signalent que le type de forêt est majoritaire pour l'indice de niveau hydrique considéré.

La carte du niveau hydrique, réalisée ainsi au format raster, a été convertie au format vectoriel. Les catégories « aquatiques » et « xérophiles* » ont alors été ajoutées par une intersection de ce jeu de données avec les données IGN top10v permettant respectivement la localisation des cours d'eau et celle des rochers.

2.2.3 Cartographie des niveaux trophiques

Le deuxième critère principal permettant l'identification de l'écosystème attendu est celui de la richesse du sol en nutriments. La reconstruction de ce critère est délicate et nécessite d'importants choix méthodologiques, notamment pour les écosystèmes terrestres perturbés pour lesquels il est étroitement lié aux diverses pratiques agricoles et sylvicoles. Les données disponibles (par exemple le phosphore sous cultures ou sous prairies) sont souvent plus révélatrices de ces pratiques que des conditions abiotiques de base de la station. Dans la perspective de modéliser les écosystèmes climaciques, il conviendrait de faire abstraction de l'état anthropisé de ce critère et d'intégrer les valeurs observées sur le terrain dans les zones de cultures, de prairies et sous couvert forestier dans l'analyse ultérieure du diagnostic de l'état actuel du territoire. Cependant, la chimie et la structure des sols tels qu'ils étaient avant l'intensification de l'agriculture nous sont inconnues.

Les constats précédents impliquent une limitation de la capacité d'établir une modélisation prédictive qui reflète réellement les climax tels qu'ils seraient actuellement établis en dehors d'une présence humaine sur le territoire. Le résultat de la modélisation correspond à la cartographie des climax qui s'établiraient spontanément dans les conditions actuelles (hors changement climatique) si le territoire dans son état actuel perturbé était laissé à l'évolution spontanée. Il faut donc envisager les climax issus de la modélisation comme étant les climax potentiels en lieu et place des terrains exploités compte tenu des caractéristiques trophiques actuelles de ces terrains. Le terme « climax » est utilisé de manière quelque peu abusive par facilité de langage et non à son sens strict.

La détermination du niveau trophique repose à la fois sur le développement de profil du sol et le type de matériau ou de texture du sol, puis sur l'acidité du sol et sa richesse en phosphore assimilable.

Le développement de profil pédologique permet de distinguer les sols alluvionnaires* ou colluvionnaires* liés à une absence de développement de profil ainsi que les sols podzoliques* liés aux profils de type horizon* B textural tacheté ou morcelé et de type horizon B humique et ferrique peu distinct ou distinct. D'une façon générale, les sols alluvionnaires ou colluvionnaires sans développement de profil ou à développement de profil non défini sont considérés comme ayant un niveau trophique plus élevé. A l'inverse, les sols à horizon B textural tacheté ou morcelé et les sols à horizon B humique et ferrique peu distinct sont plus pauvres et plus acides (acidoclines). Les sols à horizon B humique et ferrique distinct sont considérés comme plus pauvres encore (acidophiles*).

La texture du sol intervient essentiellement pour la distinction des sols sableux, ou paratourbeux et tourbeux, généralement plus pauvres que les sols limoneux et argileux.

En dehors des sols tourbeux ou paratourbeux et des sols à développement de profil de type humique et ferrique, le pH permet la distinction de processus chimiques rendant disponibles ou non certains nutriments du sol. Les sols à pH supérieurs à 5,7 sont considérés comme très peu acides et présentent une bonne disponibilité des éléments nutritifs. A l'inverse, en dessous d'un pH de 4,2, la forte acidité entrave la capacité de nombreuses espèces à prélever les nutriments du sol.

Enfin, la teneur en phosphore permet d'estimer, de façon plus affinée, la présence plus ou moins grande de nutriments dans le sol, le phosphore étant généralement l'élément nutritif le plus limitant dans la croissance des végétaux. Pour rappel, les relevés portant sur les sols en culture ou en prairie soumis à des fertilisations, les valeurs disponibles sont représentatives de l'état anthropisé du territoire. Les teneurs en phosphore ont été réparties en cinq classes avec des seuils choisis en fonction de la distribution des valeurs en Wallonie.

Développement de profil	Matériaux / Texture	Acidité (pH)	Teneur en phosphore assimilable (P en mg/100 g)				
			très faible P < 3,5	faible 3,5 < P < 6,5	moyenne 6,5 < P < 9,5	élevée 9,5 < P < 11,5	très élevée P > 11,5
Absent ou non défini	Sols limoneux et argileux	pH > 5,7	0	1	2	3	3
		4,2 < pH < 5,7	-1	0	1	2	3
		pH < 4,2	-2	-1	0	1	2
	Sols sableux et sablonneux légers	pH > 5,7	0	1	2	3	3
		4,2 < pH < 5,7	-1	0	1	2	3
	pH < 4,2	-2	-1	0	1	2	
	Sols paratourbeux et sols tourbeux		-3	-2	-1	0	1
Horizon B textural ou structural ou Horizon A humifère anthropogène	Sols limoneux et argileux	pH > 5,7	-1	0	1	2	3
		4,2 < pH < 5,7	-2	-1	0	1	2
		pH < 4,2	-3	-2	-1	0	1
	Sols sableux et sablonneux légers	pH > 5,7	-1	0	1	2	3
		4,2 < pH < 5,7	-2	-1	0	1	2
	pH < 4,2	-3	-2	-1	0	1	
	Sols paratourbeux et sols tourbeux		-3	-3	-2	-1	0
Horizon B textural tacheté ou morcelé	Sols limoneux et argileux	pH > 5,7	-1	0	1	2	3
		4,2 < pH < 5,7	-2	-1	0	1	2
		pH < 4,2	-3	-2	-1	0	1
	Sols sableux et sablonneux légers	pH > 5,7	-2	-1	0	1	2
		4,2 < pH < 5,7	-3	-2	-1	0	1
	pH < 4,2	-3	-2	-1	0	1	
	Sols paratourbeux et sols tourbeux		-3	-3	-2	-1	0
Horizon B humique et ferrique disinct et peu distinct			-3	-2	-1	0	1

Tableau 5 : Clé de détermination du niveau trophique sur base du développement de profil, du matériaux ou de la texture du sol, de l'acidité et de la teneur en phosphore assimilable.

En combinant l'ensemble de ces informations, l'analyse aboutit à une échelle du niveau trophique allant de -3 à +3. Cet indice a été calibré par comparaison spatiale avec les données phytosociologique issues de l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières Wallonnes (IPRFW).

Comme pour le niveau hydrique, ces données phytosociologiques ont été classées par critère de richesse en nutriments afin de correspondre aux deux classes de la typologie EcoDyn : oligo-mésotrophe* (sols plutôt pauvres) et méso-eutrophe* (sols plutôt riches). Ce classement fait intervenir environ 4.700 données de l'inventaire IPRFW, parmi lesquelles les deux classes ne sont pas équitablement représentées (les forêts oligo-mésotrophes étant mieux représentées). Ici également, le nombre de données a été converti en proportions afin d'établir un taux de correspondance spatiale entre l'échelle de niveau trophique modélisée et la présence réelle d'habitats forestiers sur le territoire.

Cette comparaison permet de constater que la proportion d'habitats forestiers oligo-mésotrophes ou méso-eutrophes est cohérente par rapport à l'échelle du niveau trophique. En effet, la proportion des forêts classées comme oligo-mésotrophes décroît à mesure que l'indice de niveau trophique augmente et, inversement, la proportion de forêts classées comme méso-eutrophes augmente avec cet indice. Les catégories de niveau trophique ont été attribuées en tenant compte de ces proportions.

Indice niveau trophique	Forêts IPRFW oligo-mésotrophes	Forêts IPRFW méso-eutrophes	Catégorie niveau trophique
-3	77,1	22,9	Très oligotrophe
-2	76,5	23,5	Oligotrophe
-1	53,1	46,9	Oligo-mésotrophe
0	45,9	54,1	Mésotrophe
1	20,1	79,9	Méso-eutrophe
2	7,5	92,5	Eutrophe
3	0	100	Très eutrophe

Tableau 6 : Proportion (%) de chaque type de forêt en correspondance avec les indices de niveau trophique. Les chiffres en rouge indiquent que le type de forêt est majoritaire pour l'indice de niveau trophique considéré.

Sur base de ce calibrage, la **carte du niveau trophique** des sols de Wallonie a été obtenue à la résolution d'un pixel par 100m², en attribuant aux indices de niveau trophique modélisés les catégories de niveau trophique correspondantes (voir tableau 6).

Cette carte a été reclassée pour correspondre aux catégories EcoDyn en fonction du type de forêt majoritaire pour un indice de niveau trophique donné :

- la catégorie « oligotrophe à oligo-mésotrophe » (-3 à -1) correspond aux conditions écologiques où les forêts oligo-mésotrophes sont majoritaires ;
- la catégorie « mésotrophe à polytrophe* » (0 à 3) correspond aux conditions écologiques où les forêts méso-eutrophes sont majoritaires.

La carte ainsi obtenue au format raster a été convertie au format vectoriel pour les étapes de combinaisons ultérieures.

2.2.4 Cartographie du contexte écologique

Le dernier paramètre du milieu abiotique pris en compte, en parallèle avec les niveaux hydrique et trophique, concerne le contexte écologique tel que décrit dans la typologie EcoDyn. Pour rappel, au sein des milieux hygroclines à hygrophiles, ce paramètre fait la distinction entre écosystèmes tourbeux à paratourbeux et écosystèmes alluviaux ou fontinaux*. Au sein des milieux mésophiles à xéroclines, il fait la distinction entre les écosystèmes calcicoles et les écosystèmes neutro-acidoclines.

Ces quatre grands types d'écosystèmes ont fait l'objet d'une cartographie en combinant les données des cartes de la texture du sol, du niveau hydrique et de la charge en éléments grossiers. La carte du niveau hydrique élaborée précédemment permet la distinction du degré d'humidité afin de distinguer les écosystèmes alluviaux et fontinaux. La carte de la texture permet l'identification des écosystèmes tourbeux et paratourbeux. La carte de la charge en éléments grossiers permet quant à elle de distinguer les écosystèmes calcicoles des écosystèmes neutro-acidoclines.

La **carte du contexte écologique** a été obtenue à la résolution d'un pixel par 100m² à la suite d'une simple combinaison de ces données. Cette carte a ensuite été convertie au format vectoriel.

Quelques données vectorielles précises liés à la morphologie du terrain, aux cours d'eau et à la présence d'un sol schisteux famennien ont ensuite été ajoutées à cette carte afin de permettre l'identification de variantes d'habitats climaciques liées à ces critères.

Les berges sont identifiées de part et d'autre des grandes rivières lentes sur base de la carte du relief. Au niveau des plus petits cours d'eau, les berges ont été identifiées grâce à une zone tampon dont la largeur dépend de la taille du cours d'eau. Pour les rivières et les gros ruisseaux, la largeur est 20 mètres tandis que pour les petits ruisseaux elle est de 10 mètres.

L'identification des schistes famenniens a été réalisée sur base de la charge en éléments grossiers du sol. Cette catégorie intègre les sols schisteux ou argilo-schisteux se trouvant en Famenne et en Condroz¹².

Enfin, les fortes pentes ont été identifiées sur base de la carte du relief en reprenant les classes de pente supérieure à 50%. L'orientation de ces pentes a été ajoutée grâce à la carte des expositions.

2.2.5 Cartographie des climax écosystémiques

2.2.5.1 Diagnostic des caractéristiques abiotiques

Les cartes du contexte écologique, du niveau hydrique et du niveau trophique ont été combinées au format vectoriel. Les combinaisons obtenues ont été interprétées sur base de la typologie EcoDyn pour déterminer le type d'écosystème attendu selon ces trois critères et donc prédire quelle végétation climacique se développerait spontanément dans le milieu physico-chimique modélisé.

- Quelles que soient les conditions trophiques, les milieux tourbeux hygrophiles aboutissent à la formation de boulaies tourbeuses (TDO¹³), tandis que les milieux paratourbeux hydroclines et paratourbeux aboutissent à la formation de chênaiies-boulaies paratourbeuses (THO).
- Les autres milieux hydromorphes* présentent des sols gleyifiés* sur lesquels se développent des aulnaies marécageuses oligotrophes (ADO) ou méso-eutrophes (ADP) selon le niveau trophique. Lorsqu'ils sont situés aux abords d'un ruisseau de petite taille, ces milieux aboutissent plutôt à la formation de frênaiies-aulnaies hygrophiles (ADP).
- Les milieux terrestres hydroclines en conditions oligo-mésotrophes ou en conditions méso-eutrophes non alluviales évoluent respectivement vers un climax de chênaiie-charmaie (AHO) ou de chênaiie-frênaiie hydrocline (AHP). En conditions oligo-mésotrophes, la présence d'un sol podzolique induit plutôt la dominance d'une chênaiie à bouleaux (AHO) plutôt que d'une chênaiie à charme sur pseudogley*. Les autres écosystèmes terrestres hydroclines sont situés en milieux alluviaux méso-eutrophes et forment principalement des forêts alluviales (AHP). On distingue trois variantes de ces forêts suivant qu'elles se situent à hauteur de la berge des rivières et ruisseaux (aulnaie-frênaiie alluviale), à hauteur de la berge d'une très grande rivière - la Meuse en l'occurrence - (saulaie blanche), ou dans la plaine alluviale d'une grande vallée (ormaiie-frênaiie-aulnaie riveraine).

¹² Sur base de la cartographie des régions agro-géographiques de Wallonie

¹³ Pour la codification, voir annexe 6.1.

- Les milieux terrestres mésophiles évoluent vers deux types d'écosystèmes en fonction de la présence ou non de calcaire dans le sol. Parmi les écosystèmes calcicoles, on distingue la hêtraie calcicole à orchidées en conditions oligo-mésotrophes (CMO) et la hêtraie calcicole à aspérules en conditions méso-eutrophes (CMP). Sur des pentes fortes, l'érablaie-tillaie de ravin se substitue à ces deux types de hêtraies. Parmi les écosystèmes neutro-acidoclines, on distingue la hêtraie acidocline en conditions oligo-mésotrophes (NMO) et la hêtraie neutrocline* en conditions méso-eutrophes (NMP). Sur les sols schisteux famenniens, la chênaie-charmaie schisteuse remplace ces hêtraies. Lorsque la pente est forte, l'érablaie-ormaie de ravin se substitue aux hêtraies ou à la chênaie-charmaie schisteuse.
- Les milieux terrestres xéroclines évoluent vers différents type de chênaies selon l'exposition, la présence ou non de calcaire dans le sol et le niveau trophique. Les écosystèmes calcicoles évoluent vers la chênaie thermophile à chênes pubescents en conditions oligo-mésotrophes (CSO) et vers la chênaie-charmaie calcicole en conditions méso-eutrophes (CSP). Les écosystèmes neutro-acidoclines évoluent quant à eux vers la chênaie acidocline, ou la chênaie thermophile si l'exposition le permet, en conditions oligo-mésotrophes (NSO) et vers la chênaie-charmaie neutrocline en conditions méso-eutrophes (NSP).
- Les milieux rocheux xérophiles n'évoluent pas au stade forestier. Leur climax consiste en une végétation herbacée rase de type pelouse. Les écosystèmes rocheux xérophiles calcicoles évoluent en pelouses calcaires sur rochers (CXO) tandis que les écosystèmes neutro-acidoclines évoluent en pelouses rupicoles thermophiles (NXO).
- Les écosystèmes aquatiques sont en dynamique permanente et, en l'absence d'une perturbation venant modifier cette dynamique, ils n'évoluent pas au-delà de la formation d'une flore aquatique liée à la richesse du cours d'eau en nutriments et à la turbidité de l'eau. Ainsi, on distingue les végétations submergées et flottantes des sources et ruisseaux de celles des rivières, en conditions oligo-mésotrophes d'une part (AAO) et en conditions méso-eutrophes d'autre part (AAP).

Le résultat final est la carte des **Climax**, au format vectoriel. Cette carte distingue et spatialise 30 écosystèmes (ou variantes) climaciques aquatiques, terrestres et arides.

La carte des Climax est fournie en parallèle à ce rapport, en Annexe 3 au rapport final¹⁴.

¹⁴ Fichier : CPDT_RF_Octobre_2014_Annexe_RI4-3_Atlas.pdf

Contexte écologique	Niveau hydrique	Niveau trophique	Variantes	Climax écosystémique
Alluvial ou fontinal	Aquatique	Oligo-mésotrophe	Ruisseaux	Végétation submergée et flottante des sources et ruisseaux oligotrophe
			Rivières	Végétation submergée et flottante des rivières oligotrophes
		Méso-polytrophe	Ruisseaux	Végétation submergée et flottante des sources ruisseaux mésotrophes
			Rivières	Végétation submergée et flottante des rivières mésotrophes
	Hygrophile	Oligo-mésotrophe		Aulnaie marécageuse oligotrophe
		Méso-polytrophe	Ruisseaux	Frênaie-aulnaie hygrophile
	Hygrocline	Oligo-mésotrophe	Pseudogley	Chênaie-charmaie hygrocline
			Podzols	Chênaie pubescente à bouleau
		Méso-polytrophe	Ruisseaux et rivières	Aulnaie-frênaie alluviale
			Grandes rivières	Saulaie riveraine
			Grandes vallées	Ormaie-frênaie-aulnaie riveraine
			Autres	Chênaie-frênaie hygrocline
	Tourbeux ou paratourbeux	Hygrophile	Oligo-mésotrophe	Boulaie tourbeuse
		Hygrocline	Oligo-mésotrophe	Chênaie-boulaie paratourbeuse
Calcicole	Mésophile	Oligo-mésotrophe	Pente faible	Hêtraie calcicole à orchidées
			Pente forte	Erablaie-tillaie de ravins
		Méso-polytrophe	Pente faible	Hêtraie calcicole à aspérules
			Pente forte	Erablaie-tillaie de ravins
	Xérocline	Oligo-mésotrophe	Chênaie pubescente thermophile	
		Méso-polytrophe	Chênaie-charmaie calcicole	
Xérophile	Oligo-mésotrophe	Pelouses calcicoles des rochers calcaires		
Neutro-acidocline	Mésophile	Oligo-mésotrophe	Pente faible	Hêtraie acidocline
			Pentes fortes	Erablaie-ormnaie de ravins
		Méso-polytrophe	Schistes famenniens	Chênaie-charmaie schisteuse
				Hêtraie neutrocline
	Xérocline	Oligo-mésotrophe	Exposition froide	Chênaie acidophile non thermophile
			Exposition chaude	Chênaie acidophile thermophile
		Méso-polytrophe	Chênaie-charmaie neutrocline	
Xérophile	Oligo-mésotrophe	Pelouse rupicole des rochers siliceux		

Tableau 7 : Clé de détermination du climax par combinaison des paramètres abiotiques principaux.

2.2.5.2 Validation des résultats de la modélisation

a) Analyse comparative sur base des relevés forestiers de l'IPRFW

La carte des climax a fait l'objet d'une validation au cours de laquelle, pour chaque classe EcoDyn observée indépendamment, la proportion des types d'habitats IPRFW correspondants est examinée. Cette analyse a été réalisée en deux étapes. Elle fait intervenir plus de 4.700 relevés IPRFW.

Lors de la première étape, le nombre d'observations brutes a été identifié pour chaque correspondance entre une classe EcoDyn et un type d'habitat forestier. Cette étape a permis de considérer comme non représentatives les correspondances établies grâce à un seul relevé IPRFW.

Lors de la seconde étape, le nombre d'observations étant fortement variable d'un habitat IPRFW à un autre, celui-ci a été converti en pourcentage par rapport au total d'observations d'un même type d'habitat et proportionnellement à l'ensemble des habitats concernés par une classe EcoDyn. En effet, sans cette conversion, il aurait été difficile de comparer la concordance entre les relevés de terrain et la classe modélisée. Les relevés de terrain comptent en effet plus de 1.300 chênaies acidophiles pour seulement une quinzaine de hêtraies calcicoles. Cette traduction des chiffres en proportions par classe EcoDyn a rendu possible la comparaison des données IPRFW en établissant une hiérarchie de la représentation d'un type d'habitat pour une classe donnée. En revanche, cette analyse ne permet pas la comparaison des valeurs obtenues entre classes EcoDyn, celles-ci n'étant pas toutes représentées de la même manière par les données IPRFW.

Le tableau 8 reprend les résultats de cette analyse. Les résultats présentent globalement une cohérence satisfaisante entre les relevés IPRFW dont la proportion est majoritaire et les attentes du modèle pour chaque classe EcoDyn. Quelques observations non attendues mais non contradictoires avec les données abiotiques du modèle prédictif ont été observées, notamment la forte présence de hêtraies calcicoles dans des conditions considérées de fait calcicoles par le modèle, mais estimées par celui-ci un peu trop sèches pour le hêtre. En revanche, quelques observations semblent contradictoires avec les conditions abiotiques identifiées par le modèle, notamment la présence d'aulnaies mésotrophes dans des conditions données pour oligo-mésotrophes par le modèle ainsi que la forte présence de l'érablaie-tillaie sur pente calcaire dans des conditions évaluées comme oligotrophes* acidophiles. Ces observations contradictoires peuvent être en partie liées à la précision cartographique d'une part du modèle et d'autre part des relevés de terrains, ceux-ci pouvant être positionnés en marge d'un polygone pour lequel la concordance aurait été correcte. La présence de hêtraies neutroclines en milieu calcicole peut s'expliquer par la présence d'un sous-sol calcaire avec un sol de nature non calcaire.

Il convient de noter que cette analyse comparative présente certaines limites. En effet, elle compare un potentiel d'habitat théorique avec une réalité de terrain relativement anthropisée. Les forêts wallonnes, largement plantées, ne sont pas nécessairement composées d'espèces en adéquation avec les conditions abiotiques du terrain.

EcoDyn	Aulnaies-boulaies oligotrophes	Aulnaies mésotrophes	Aulnaies-frênaies alluviales	Chênaies-charmaies acidoclines	Chênaies-frênaies neutroclines	Chênaies-boulaies	Hêtraies acidoclines	Hêtraies neutroclines	Hêtraies calcicoles	Chênaies acidophiles	Chênaies-charmaies schisteuses	Chênaies-charmaies calcicoles	Chênaies pubescentes thermophiles	Erabraies-ormaies	Erabraies-tillaies
ADO	25	23	22	1	2	24	1	0	0	1	1	0	0	0	0
ADP	0	43	29	3	6	11	1	4	0	0	2	1	0	0	0
AHO	13	18	14	6	2	24	7	1	0	8	8	0	0	0	0
AHP	0	32	15	8	16	13	0	1	0	4	10	2	0	0	13
TDO	76	21	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
THO	91	6	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
NMO	1	0	4	10	4	7	17	12	3	11	11	1	0	20	5
NMP	0	7	12	13	25	6	1	4	5	17	7	3	0	0	3
NSO	0	0	5	16	7	12	8	10	8	15	13	7	0	0	29
NSP	0	0	0	33	40	0	1	11	0	7	7	0	0	0	0
CMO	0	0	0	3	6	0	1	26	21	0	3	39	0	0	14
CMP	0	0	10	2	12	0	0	2	0	0	2	11	60	0	22
CSO	0	0	0	1	3	0	0	2	28	0	3	28	35	0	6
CSP	0	0	2	1	3	0	0	4	30	1	0	21	38	0	14
N ^{bre} de relevés	21	24	96	789	721	11	940	130	15	1303	584	85	4	4	22

Tableau 8 : Proportion (%) de chaque type de forêt IPRFW pour chacun des grands types d'écosystèmes EcoDyn modélisés. Les résultats majoritaires sont affichés en gras et les résultats peu significatifs car inférieurs à la moyenne ou ne correspondant qu'à une seule donnée de l'inventaire IPRFW sont affichés en gris. Parmi les résultats significatifs, les chiffres affichés en vert sont ceux qui correspondent aux attentes du modèle et les chiffres en rouge signalent des résultats contradictoires à ces attentes.

b) Analyse comparative sur base des relevés d'habitats de Natura 2000

Un deuxième test de validation a été entrepris sur base de la cartographie des habitats Natura 2000. A la différence du test précédent les données comparées incluent à la fois des forêts et des milieux ouverts ou arbustifs. Cependant, la pertinence d'évaluer la cartographie des climax sur base des données disponibles relatives à des milieux ouverts n'est pas évidente. En effet, certains habitats ouverts comme les prairies pâturées et les prairies de fauche ne sont pas discriminantes dans la mesure où elles peuvent correspondre à un grand nombre de séries climaciques, tant oligotrophes (pauvres) que mésotrophes et tant mésophiles (humidité moyenne) que xéroclines (sèches).

Une autre différence avec le test précédent tient au fait que les données Natura 2000 sont spatialisées de façon plus précise sur base de l'occupation du sol, ce qui permet d'obtenir un résultat spatialisé et d'identifier les erreurs par une approche cartographique (la figure 3 illustre les résultats obtenus).

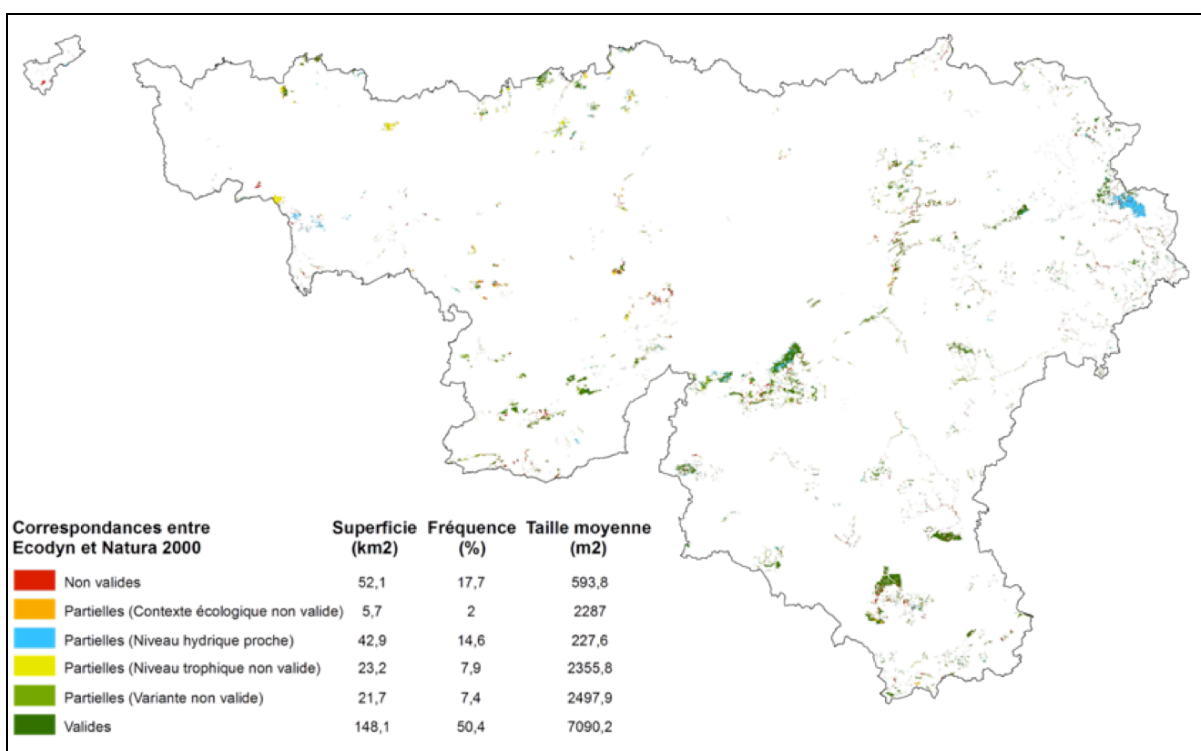


Figure 3 : Test de validation de la cartographie des « climax » sur base des données Natura 2000 (Relevés effectués par le DEMNA, 2012)

De manière brute, les résultats montrent environ 50% de correspondances valides entre les séries climaciques modélisées et les habitats Natura 2000. Ces correspondances montent à 80% si on admet une tolérance de proximité par rapport aux séries climaciques modélisées.

Le manque de correspondance se remarque particulièrement au niveau des fonds de vallée et s'explique en partie par le fait que les terrains ont été fortement transformés par rapport aux relevés pédologiques en raison de l'occupation du sol (prairies drainées, tourbières exploitées, enrichissement, acidification...). Dans certains cas, la modélisation permet d'observer des divergences par rapport à la cartographie des habitats qui permettraient l'identification de milieux potentiellement restaurables.

On observe également une divergence entre la modélisation et la réalité de terrain qui se situe à la marge de grands ensembles paysagers ou de transition entre deux types de lignées climaciques. Ceci est lié à la différence de précision des méthodologies appliquées pour relever la nature des sols et pour relever les types d'habitats. Pour la première, la nature du sol n'est pas identifiable visuellement, il a donc fallu procéder à un grand nombre de relevés pédologiques et ce en veillant à ce que l'occupation du sol interfère le moins possible dans ces relevés. Dans le second cas, les habitats ont été identifiés visuellement sur base de la végétation et la méthodologie a été appliquée, par souci de simplicité, à de grands ensembles paysagers et donc en se basant sur l'occupation du sol. Dès lors, on peut observer un biais marginal lié à ces différences méthodologiques. Par exemple, un bois identifié comme étant calcicole par un relevé visuel ne l'est pas forcément dans son entièreté si on se fie à la carte numérique des sols (la figure 4 illustre cet exemple).

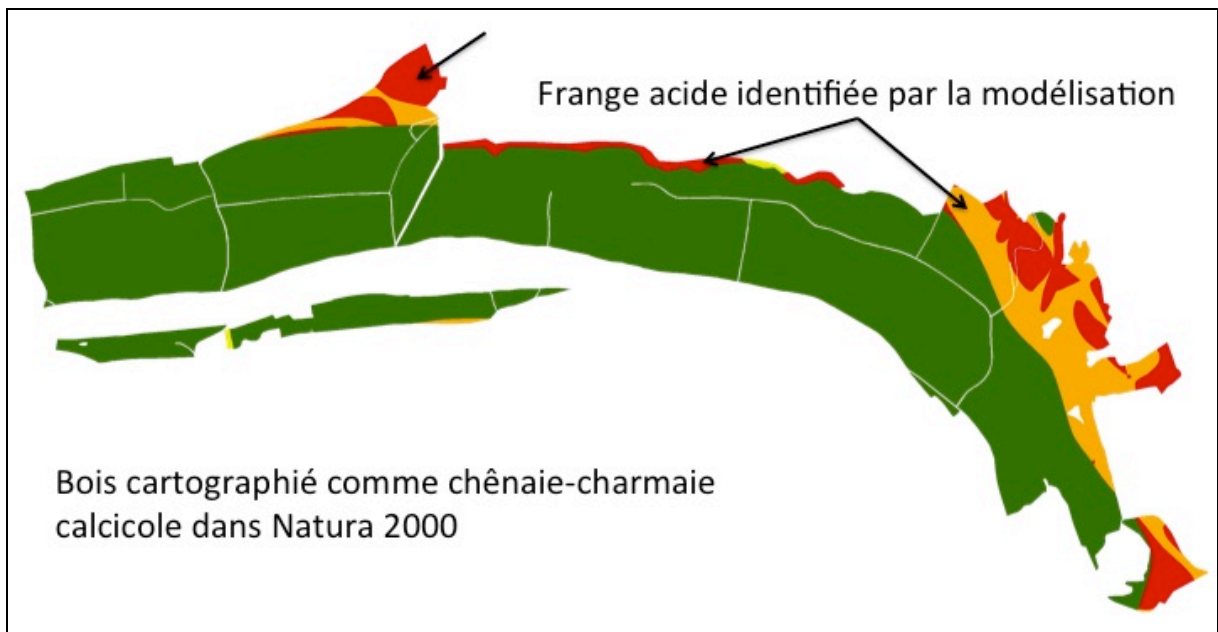


Figure 4 : Exemple de situation dans laquelle la cartographie des climax apporte des précisions sur le potentiel écologique d'un boisement.

D'autres divergences sont par contre liées à un manque de données introduites dans la modélisation cartographique et au fait que cette modélisation a été appliquée de façon similaire sur l'ensemble du territoire wallon. C'est le cas d'une grande zone située à proximité du camp militaire d'Elsenborn (la figure 5 illustre ce cas). Dans cette zone, les données de sols ont fait l'objet d'une extrapolation et peuvent donc être éloignées des conditions réelles. D'une part une tourbière identifiée sur le terrain n'a pu être modélisée en raison d'une absence de données pédologiques permettant son identification. D'autre part, pour un complexe de différents habitats naturels, identifié sur le terrain, la modélisation n'a retenu qu'un seul habitat correspondant à une série climacique particulière. Enfin, sur l'ensemble de cette zone, la mise en place d'un drainage a fortement modifié le niveau d'humidité de l'habitat prairial qui par conséquent ne correspond pas au résultat de la modélisation.

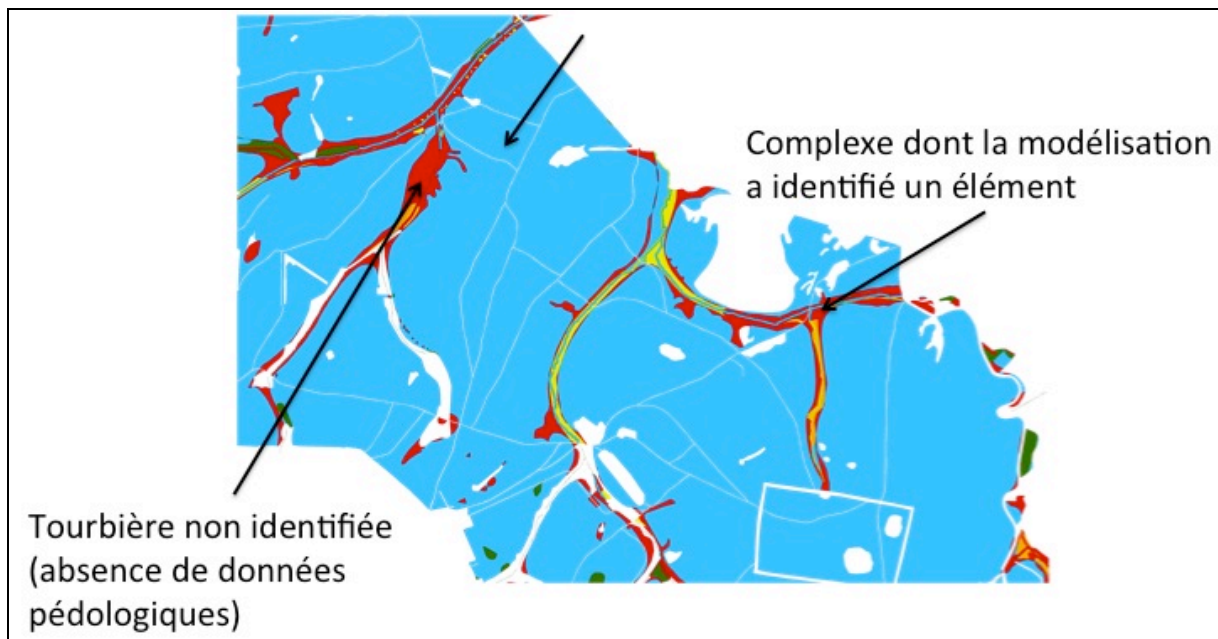


Figure 5 : Exemple de situation illustrant certaines limites de la modélisation cartographique.

2.2.5.3 Ecosystèmes modélisés et situation existante

La modélisation des climax montre que, laissé à sa libre évolution, le territoire wallon serait occupé par une forêt continue, ponctuellement interrompue seulement en raison du passage des cours d'eau, de l'existence de pentes rocheuses ne permettant pas l'installation d'une flore arborescente et de la présence de clairières aléatoires liées à des incendies, aux chablis occasionnés par les tempêtes, à l'action de certains animaux comme le castor ou simplement à la régénération naturelle. Si on se limite à leur présence actuelle sur le territoire, les cours d'eau représenteraient environ 0,5% de la superficie de celui-ci et les pelouses colonisant les rochers couvriraient moins de 0,01%.

Au sein du couvert forestier, les espèces dominantes seraient adaptées aux conditions physico-chimiques locales. Le hêtre serait de loin l'espèce dominante, pour autant que les changements climatiques ne modifient de manière drastique le niveau hydrique des sols. Ainsi, on estime que la hêtraie acidocline couvrant l'Ardenne et la Lorraine serait la végétation climacique la mieux représentée sur le territoire (36,5%), suivi de la hêtraie neutrocline (27,7%) qui s'installerait principalement dans les milieux mésotrophes de Hesbaye. La hêtraie calcicole serait moins présente (6,8%) et se situerait principalement au niveau du Condroz, de la Calestienne et du Pays de Herve.

Les forêts typiques des plaines alluviales, telle que l'ormnaie-frênaie et la chênaie-frênaie hygrocline seraient ensuite les mieux représentées (7,2%) avec une dominance de l'ormnaie-frênaie occupant les larges plaines des grands cours d'eau comme la Meuse, l'Escaut ou l'Ourthe. Le hêtre serait rarement présent dans ces plaines alluviales, car moins adapté aux inondations qui y surviennent. De même, dans les zones humides oligotrophes liées aux podzols ou aux dépressions présentant un sol à drainage plus faible, s'installeraient respectivement la chênaie à bouleaux (2,5%) ou la chênaie-charmaie hygrocline (2,5%).

Lorsqu'à l'inverse, les conditions d'humidité sont plus sèches, le hêtre est dominé par le chêne qui s'installe généralement avant lui et résiste mieux aux conditions xéroclines. On observe alors des forêts au sous-bois moins ombragé, dominées par le chêne sessile. La chênaie acidophile occuperait ainsi les plateaux et versants où l'hygrométrie est plus faible. La variante non thermophile, liée aux conditions peu ensoleillées, serait nettement plus présente sur le territoire (4,1%) que la variante thermophile limitée aux versants en pente forte bien ensoleillée (0,6%). Les versants calcaires seraient quant à eux occupés essentiellement par la chênaie pubescente thermophile (1%). En conditions mésotrophes, on observerait la chênaie-charmaie neutrocline (0,7%) ou la chênaie-charmaie calcicole (0,4%).

Classes EcoDyn	Climax	Couverture (km ²)	Part du territoire (%)
AAO.a	Végétation submergée et flottante des sources et ruisseaux oligotrophe	11,9	0,07
AAO.b	Végétation submergée et flottante des rivières oligotrophes	21,7	0,13
AAP.a	Végétation submergée et flottante des sources ruisseaux mésotrophes	11,3	0,07
AAP.b	Végétation submergée et flottante des rivières mésotrophes	42,2	0,25
ADO	Aulnaie marécageuse oligotrophe	185,8	1,1
ADP.a	Aulnaie marécageuse mésotrophe	320,5	1,9
ADP.b	Frênaie-aulnaie hygrophile	195	1,15
AHO.a	Chênaie-charmaie hygrocline	427,2	2,53
AHO.b	Chênaie pubescente à bouleau	420,8	2,49
AHP.aa	Aulnaie-frênaie alluviale	44,5	0,26
AHP.ab	Saulaie riveraine	13,1	0,08
AHP.ba	Chênaie-frênaie hygrocline	544,6	3,22
AHP.bb	Ormaie-frênaie-aulnaie riveraine	673,3	3,98
CMO	Hêtraie calcicole à orchidées	468,4	2,77
CMP.a	Hêtraie calcicole à aspérules	686,7	4,06
CMP.b	Erablaie-tillaie de ravins	4,2	0,02
CSO	Chênaie pubescente thermophile	179,9	1,06
CSP	Chênaie-charmaie calcicole	68,6	0,41
CXO	Pelouses calcicoles des rochers calcaires	0,7	0,004
NMO.a	Hêtraie acidocline	6163,2	36,46
NMO.b	Erablaie-ormnaie de ravins	148,2	0,88
NMO.c	Chênaie-charmaie schisteuse	529,2	3,13
NMP	Hêtraie neutrocline	4681,8	27,7
NSO.a	Chênaie acidophile non thermophile	695,5	4,11
NSO.b	Chênaie acidophile thermophile	97,6	0,58
NSP	Chênaie-charmaie neutrocline	123,9	0,73
NXO	Pelouse rupicole des rochers siliceux	0,3	0,002
TDO	Boulaie tourbeuse	75,4	0,45
THO	Chênaie-boulaie paratourbeuse	67	0,4

Tableau 9 : Occupation climacique potentielle du territoire wallon, exprimée en surface (kilomètre carré) et proportionnellement à la taille du territoire (%).

En Condroz et en Fagne-Famenne, la présence de schistes famenniens limite également l'installation du hêtre au profit du chêne et du charme. La chênaie-charmaie schisteuse occuperait ainsi environ 3,1% du territoire régional.

De même les fortes pentes favorisent l'installation des érablaies qui représenteraient environ 0,9% du territoire wallon.

Au niveau des milieux marécageux, le chêne et le hêtre laissent la place à l'aulne pour lequel le niveau élevé de l'humidité est favorable. Ces zones marécageuses seraient alors occupées par une aulnaie oligotrophe (1,1%) ou une aulnaie méso-eutrophe (1,9%).

Sur les berges des cours d'eau, des galeries rivulaires d'arbres occuperaient relativement peu de place. Selon les dimensions du cours d'eau, on verrait se développer une frênaie-aulnaie des sources et ruisseaux (1,1%), une aulnaie-frênaie alluviale des rivières (0,26%) ou une saulaie riveraine des grands fleuves (0,08%).

Enfin, les zones tourbeuses et paratourbeuses développeraient progressivement une végétation arborescente. Celle-ci serait surtout constituée de bouleaux dans les zones tourbeuses (0,45%), auxquels s'ajouterait le chêne pubescent dans les zones paratourbeuses (0,4%).

La mesure dans laquelle les forêts actuelles correspondent aux climax modélisés est basée sur la comparaison entre d'une part des différents climax écosystémiques modélisés sur le territoire actuellement occupé par des forêts, et d'autre part les différents écosystèmes forestiers présents sur le territoire.

L'évaluation de la présence actuelle des différents types de forêts sur le territoire provient des données de l'IPRFW. Dans cet inventaire, l'échantillonnage est tel qu'un point de relevé est considéré comme représentatif de 50 hectares de forêt. L'ensemble des données ponctuelles relevées dans l'inventaire sont ici converties en pourcentage. Il faut toutefois signaler que la pertinence de cette démarche est limitée du fait que les données de l'IPRFW comportent plus de 10% de formations végétales non déterminées. Ceci est susceptible d'introduire un biais dans la comparaison.

Avec cette limite, les résultats montrent d'emblée la faible présence de la hêtraie par rapport à la situation climacique. Celle-ci est environ 5 fois moindre qu'elle le serait, à territoire forestier égal, en dehors de toute gestion. A l'inverse, on constate que les chênaies-charmaies et les chênaies, qui constituent le stade pré-climacique de la hêtraie, sont mieux représentées que dans l'occupation potentielle. En raison de la gestion des forêts, ces habitats forestiers sont substitués à la hêtraie dans les écosystèmes où la hêtraie devrait normalement être présente.

De même, les peuplements résineux, qui seraient absents de nos régions d'un point de vue climacique, représentent en réalité environ 40% des forêts wallonnes. Ces peuplements se substituent partiellement à tous les types de climax forestiers, mais en particulier, ils remplacent la moitié des hêtraies acidoclines, environ 72% de la chênaie-boulaie paratourbeuse et 31% de la chênaie acidophile climacique.

Les chênaies-charmaies schisteuses présentent une bonne présence sur le territoire en comparaison de leur occupation potentielle.

Les érablaies de pentes et de ravins sont faiblement représentées.

Les écosystèmes marécageux, tourbeux et paratourbeux sont très faiblement représentés, ce qui s'explique probablement par l'installation de fossés de drainage intra-forestier (paramètre non modélisé).

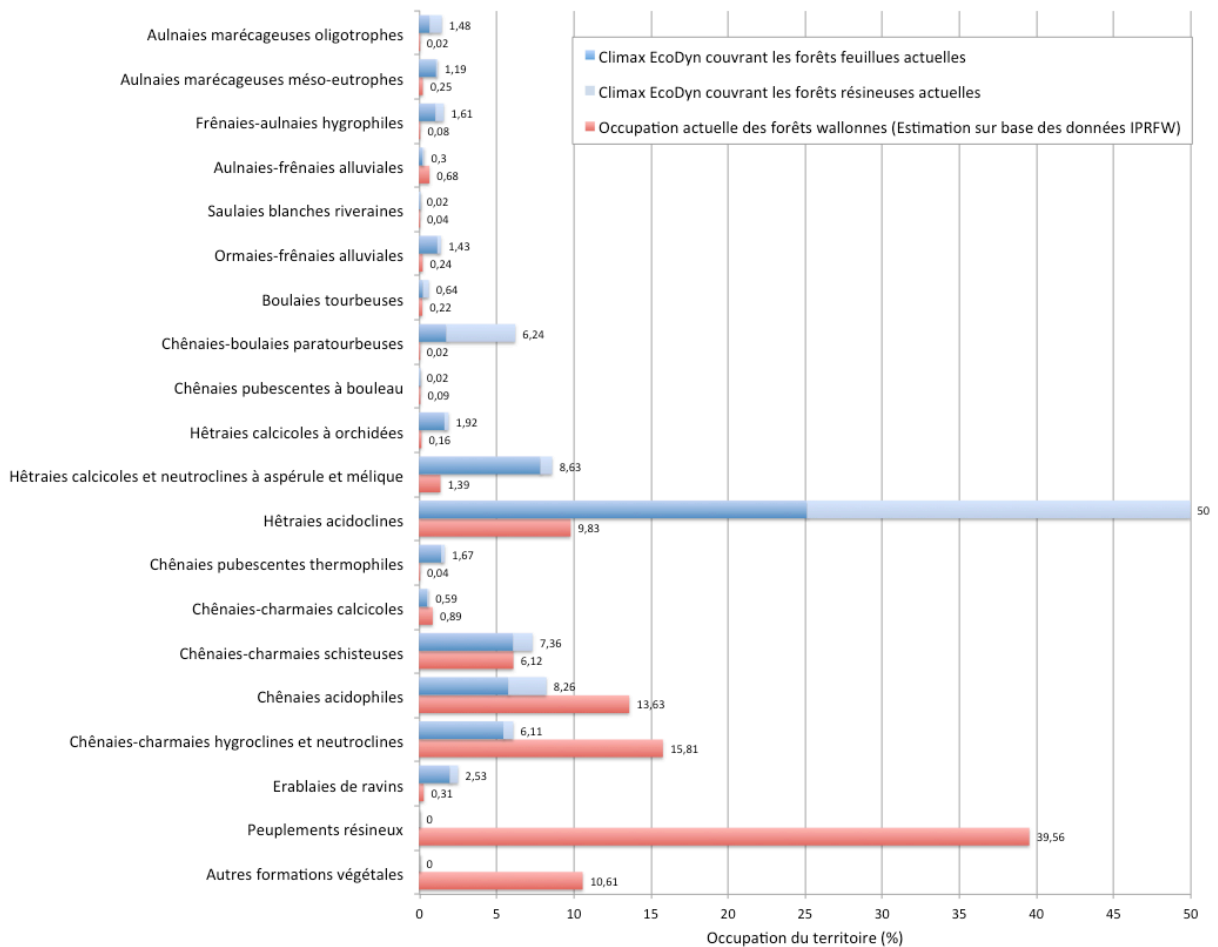


Figure 6 : Fréquences comparées des peuplements forestiers selon la modélisation (en bleu) et selon les données IPRFW (en rouge). La part des climax modélisés actuellement en forêt feuillue (bleu foncé) est distinguée de celle actuellement en forêt résineuse (bleu clair).

Au niveau des forêts alluviales, les divergences observées peuvent s’expliquer par le fait qu’il s’agit généralement d’écosystèmes de faible étendue, étirés en bordure des cours d’eau. Dès lors, l’estimation de leur présence sur le territoire peut être soit sous-évaluée parce qu’ils ont échappé à la méthode de relevé de l’IPRFW, soit sur-évaluée parce que la conversion d’un point de relevé en pourcentage n’est pas proportionnelle à leur superficie réelle sur le territoire.

2.3 LE REFERENTIEL SPATIAL ECODYN3

Points clés

L'obtention d'une cartographie aussi détaillée que possible du territoire et notamment de la composante biologique de l'occupation des sols vise à optimiser l'analyse de l'état du territoire wallon dans l'optique des dynamiques écosystémiques co-évolutives ainsi que l'examen de scénarios d'aménagement du territoire selon différents objectifs de conservation de la nature. Un tel document est en outre intéressant en lui-même tant pour l'aménagement du territoire wallon que pour la conservation de la nature.

Le référentiel ECODYN3 d'occupation du sol a été réalisé sur base de la carte topographique vectorialisée de l'IGN au 1 :10.000 (IGN top10v). Les éléments de légende de celle-ci ont été séparés et combinés successivement à différentes sources cartographiques descriptives de la couverture végétale de sols afin d'obtenir les informations biologiques les plus récentes. Les parcelles concernées sont en particulier les sols agricoles, dont la spécification de l'occupation est fournie par les déclarations des agriculteurs, cartographiées au sein du SIGeC. Les milieux naturels inventoriés dans le cadre de Natura 2000 constituent la deuxième grande composante intégrée à la cartographie IGN. Enfin, différents éléments sont fournis par la Cartographie de l'Occupation des Sols de Wallonie (COSW v2, 2007). Les données relatives à ces divers éléments sont traitées et organisées en cohérence avec la typologie ECODYN. La cartographie finale conserve la résolution originale du 1 :10.000 et peut être considérée comme représentative de l'occupation du sol en 2010.

2.3.1 Bases de la démarche

Le référentiel d'occupation du sol a été réalisé sur base de la carte topographique vectorialisée de l'IGN au 1 :10.000 (IGN top10v). Les éléments de légende de celle-ci ont été séparés et combinés successivement à différentes sources cartographiques afin d'en obtenir les informations biologiques les plus récentes. Les éléments ainsi ajoutés et leurs sources sont repris dans le tableau 10.

Par ailleurs, certains éléments polygonaux de la carte d'occupation du sol de l'IGN top10v (landuse) ont été caractérisés sur base des couches d'informations linéaires de l'IGN top10v. Les éléments du réseau routier ont été classés en « Autoroutes », « Routes nationales », « Routes de liaisons », « Routes locales », « Chemins de terre », « Coupe-feux » et « Sentiers ». Les éléments du réseau ferroviaire ont été classés en « TGV » et « Non TGV ». Les éléments du réseau hydrographique ont été classés comme suit : « Très grands fleuves (Meuse) », « Cours d'eau navigables », « Cours d'eau non navigables » et « Canaux artificiels ».

Éléments cartographiques ajoutés	Sources	Superficie minimale
Prairies permanentes	SIGEC 2010	1000 m ²
Prairies temporaires	SIGEC 2010	1000 m ²
Prairies permanentes peu intensives	SIGEC 2010 & MAE 2010 ¹⁵	1000 m ²
Cultures	SIGEC 2010	3000 m ²
Cultures maraîchères en serre	SIGEC 2010	500 m ²
Tournières	SIGEC 2010	1000 m ²
Pépinières	SIGEC 2010	800 m ²
Taillis à courte rotation	SIGEC 2010	1000 m ²
Vergers de noyers	SIGEC 2010	1000 m ²
Vergers de noisetiers	SIGEC 2010	1000 m ²
Vergers de basses tiges	SIGEC 2010 & COSW 2007	1000 m ²
Cultures de sapins de Noël	SIGEC 2010 & COSW 2007	1000 m ²
Pelouses naturelles	NATURA 2000 – habitats (09/2012)	-
Pelouses métallifères	NATURA 2000 – habitats (09/2012)	-
Tourbières	NATURA 2000 – habitats (09/2012)	-

Tableau 10 : Occupations du sol intégrées dans le fond topographique IGN top10v

2.3.2 Correction de la topologie et des erreurs d'encodage

Chacune des couches d'information intégrées au référentiel a fait au préalable l'objet d'un nettoyage destiné à éliminer toutes les erreurs de topologie (slivers), c'est-à-dire les espaces vides pouvant exister entre les éléments cartographiques (gaps) et, à l'inverse, les recouvrements de plusieurs éléments cartographiques les uns sur les autres (overlaps). Ces erreurs proviennent généralement d'une erreur d'encodage, ou plus particulièrement dans le cas de l'IGN top10v, de la juxtaposition de plusieurs « planches » dont les limites ne correspondent pas parfaitement. Le détail des différentes opérations est fourni dans le rapport de la recherche d'octobre 2013.

¹⁵ Les mesures considérées sont pour les MAE : MAE1b (arbres, si plus de 5 arbres à l'hectare), MAE2 (prairies naturelles), MAE7 (faible charge en bétail), MAE8 (prairies de haute valeur biologique) et les parcelles cultivées en bio. Pour le SIGEC : pâturages à statut particulier.

Par ailleurs, plusieurs erreurs d'encodage identifiées au sein de l'IGNtop10v ont été corrigées. Celles-ci concernent essentiellement des erreurs d'identification du réseau routier, des cours d'eau identifiés comme plans d'eau et inversement, des plans d'eau identifiés comme cours d'eau.

2.3.3 Combinaison des informations

La géométrie de l'occupation du sol n'est pas fournie par les mêmes sources selon les cartes utilisées. Ainsi, la COSW s'appuie sur le PLI et extrait les informations d'occupation du sol de différentes couches de données propriétés de la Wallonie ainsi que de la matrice cadastrale (attribut "nature") qui fournit l'essentiel de l'information relative à l'occupation des parcelles non agricoles. L'information issue du SIGeC se base quant à elle sur le cadastre. Cette absence de correspondance géométrique entre les référentiels fait de la combinaison d'éléments issus des différentes cartographies une opération assez complexe.

Les différentes couches d'information ont été combinées aux éléments du top10v par des opérations d'union. Ensuite l'enveloppe générale du top10v (c'est à dire les réseaux, routiers, ferroviaire, hydrographique et les grandes limites de boisements, jardins, prairies, cultures, etc.) a été conservée en sélectionnant tous les artefacts issus d'une mauvaise superposition entre les couches d'information et en leur appliquant un traitement par l'outil *Eliminate* pour les rattacher aux polygones adjacents dont ils partagent la limite la plus importante.

Les données provenant de Natura 2000 n'ont pas dû subir ce traitement. Celles-ci ayant été cartographiées à partir de l'IGN top10v, leur superposition avec celui-ci ne génère pas d'artefact.

La sélection des artefacts a été réalisée sur base de deux critères : d'une part un critère de taille et d'autre part un critère de position. Le critère de position permet de sélectionner les polygones qui ont été ajoutés (pour éviter de modifier les données de base) tandis que le critère de taille permet de repérer les artefacts au sein de ces polygones. Ce critère de taille a été choisi en fonction du type d'occupation du sol ajouté. Pour les cultures, par exemple, on a fixé la taille minimale des cultures à 3.000 m², une culture présentant en général une surface supérieure. Les polygones de superficie inférieure ont donc été identifiés comme des artefacts. Les superficies minimales choisies pour discriminer les artefacts sont présentées au tableau 10 ci-avant. Dans certains cas, lorsque les données introduites concernent peu de polygones, les artefacts ont été discriminés manuellement.

Il faut noter que la cartographie des habitats Natura 2000 ne concerne pas l'ensemble du territoire mais seulement le périmètre des sites Natura 2000. Il a cependant été supposé que ces périmètres recouvrent l'ensemble des zones où se présentent les éléments cartographiques ajoutés au moyen de celle-ci, ceux retenus étant en principe bien connus sur le territoire (tourbières, pelouses naturelles et métallifères).

2.3.4 Légende finale

La légende finale de la cartographie ECODYN3 s'articule avec la typologie ECODYN. Elle discrimine les diverses occupations du sol, au mieux de l'information disponible et de l'objectif poursuivi, en les plaçant en relation avec les différents types d'écosystèmes identifiés par cette typologie.

La carte du référentiel spatial est fournie en parallèle à ce rapport, en Annexe 3 au rapport final¹⁶.

¹⁶ Fichier : CPDT_RF_Octobre_2014_Annexe_RI4-3_Atlas.pdf

Occupation du sol	Superficie (ha)	Proportion (%)
Hydrographie		
Cours d'eau navigables	2.947	0,20
Cours d'eau non navigables	4.991	0,33
Plans d'eau (lacs, étangs, mares, bassins)	5.178	0,34
Marais profond et roselières	112	0,01
Pelouses et rochers naturels		
Pelouses naturelles	238	0,02
Sables	87	0,01
Rochers	99	0,01
Espaces sauvages		
Tourbières	257	0,02
Végétation rudérale	10.799	0,72
Végétation rudérale buissonneuse	7.301	0,48
Broussailles	4.016	0,27
Landes	5.278	0,35
Landes avec conifères	546	0,04
Landes avec feuillus	1.968	0,13
Landes buissonneuses	983	0,07
Espaces ouverts artificiels		
Pelouses artificielles	14.233	0,94
Prairies permanentes	383.255	25,43
Prairies permanentes peu intensives	6.229	0,41
Vergers de hautes-tiges	3.890	0,26
Prairies temporaires	32.936	2,19
Cultures et tournières	342.598	22,73
Jardins	97.898	6,50
Espaces boisés artificiels		
Vergers de basse-tiges et vignes	1.473	0,10
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	892	0,06
Pépinières	1.146	0,08
Forêts		
Forêts feuillues en futaie avec sous-bois ligneux	251.247	16,67
Forêts feuillues en futaie sans sous-bois ligneux	1.406	0,09
Forêts feuillues en taillis	713	0,05
Forêts de conifères	181.487	12,04
Forêts mixtes à conifères dominants	11.645	0,77
Forêts mixtes à feuillus dominants	20.043	1,33
Forêts mixtes sans dominants	13.882	0,92
Peupleraies	7.477	0,50
Urbanisation et réseau des transports		
Réseau routier	32.357	2,15
Réseau ferroviaire	1.248	0,08
Chemins et sentiers	11.824	0,78
Surfaces urbanisées	44.422	2,95
Total	1.507.101	100,00

Tableau 11 : Détails de l'occupation du sol en terme de superficie et de pourcentage par rapport à l'ensemble de la Wallonie (source : Référentiel spatial d'occupation du sol, CPDT 2014)

2.3.5 Remarques par rapport à certaines occupations du sol

2.3.5.1 Les prairies

Distinction entre les prairies permanentes et temporaires

Les personnes ressources du Comité d'accompagnement affirment que les déclarations de prairies temporaires telles qu'elles sont transmises au SIGeC sont abusives et ne correspondent pas à la réalité de terrain. De nombreux agriculteurs n'effectuent cette déclaration que pour se préserver l'opportunité de labourer la parcelle concernée, dans l'éventualité où cela les arrangerait. D'un autre côté, la plupart des prairies permanentes subissent un labour tous les 5 ans. La différence attendue entre ces terrains du point de vue des dynamiques écosystémiques co-évolutives, portant justement sur la fréquence du travail du sol, n'est donc guère constatée sur le terrain. Cependant, à défaut de données plus solides, la distinction du SIGEC a été retenue.

Intensité des prairies permanentes

Des relevés auraient montré que les modalités envisagées – les seules possibles compte tenu des données disponibles - ne permettent d'identifier qu'une minorité des prairies peu intensives (aux alentours de 20%), leur déclaration par les agriculteurs n'étant pas systématique. A nouveau, à défaut de données plus complètes, cette information est utilisée, non pas dans le cadre du référentiel spatial mais dans celui de l'évaluation des dynamiques de soutien à la portance écologique du territoire.

2.3.5.2 Les forêts

La cartographie IGN Top10v distingue 7 catégories de couvert forestier, lesquelles nécessitent un classement différencié dans le référentiel ECODYN3. Les catégories VE112 et VE113, à savoir les forêts feuillues en taillis et en haute futaie avec sous-bois ligneux, sont classées au sein des écosystèmes terrestres (milieux non ou peu perturbés). Les autres catégories forestières, y compris les peupleraies, sont intégrées aux écosystèmes artificiels boisés. Cette case de la typologie ECODYN a été complétée par une catégorie réservée aux forêts mixtes.

La possibilité de discriminer les forêts selon qu'elles soient ou non gérées par le DNF était une piste d'amélioration possible du référentiel spatial. L'information transmise par le DNF a été examinée. Les limites coïncidant mal avec celles du référentiel, la donnée n'est finalement pas intégrée en son sein, mais est utilisée dans le cadre de l'évaluation des dynamiques de gestion.

2.3.5.3 Les vergers

L'utilisation de la COSW permet une discrimination entre les vergers des hautes tiges et ceux de basses tiges, information que ne fournit pas la cartographie de l'IGN. La distinction a été opérée au sein du référentiel ECODYN3 car elle renvoie à des écosystèmes propices à des espèces différentes.

2.3.6 Remarques par rapport au référentiel obtenu

L'intégration des données du SIGeC apporte la vision de l'état, en 2010, de la répartition entre cultures et prairies, laquelle évolue rapidement et n'est rendu que de façon peu précise par la cartographie IGN. La situation 2010 est ainsi mieux évaluée par le référentiel. Pour que cet avantage du référentiel soit conservé, il serait opportun d'organiser l'actualisation récurrente du référentiel, en reproduisant la méthodologie telle qu'exposée ci-avant. Il en va de même pour les autres sources de données. En particulier, la cartographie Natura 2000 n'est pas entièrement aboutie à l'heure actuelle et il serait utile d'intégrer les habitats de la version finale du document lorsque cette cartographie aura été finalisée, en veillant à la correspondance avec la typologie ECODYN.

On notera également que l'intégration du SIGeC pourrait permettre une vision encore plus détaillée de l'occupation des sols agricoles. A l'échelle de la Wallonie, un tel détail conduit cependant à un fichier numérique extrêmement lourd et difficile à manipuler.

2.4 LA CARTOGRAPHIE DE PORTANCE ECOLOGIQUE DU TERRITOIRE

Points clés

La portance écologique du territoire est un concept développé dans l'objectif de mesurer la capacité de l'ensemble du territoire wallon à abriter la biodiversité, que ce soit dans l'état actuel de ce territoire ou selon d'autres états scénarisés.

La portance peut s'évaluer par espèce, mais a été calculée dans le cas présent pour quatre groupes de ces espèces, constitués selon les affinités qu'elles ont en commun par rapport à leurs besoins territoriaux, et globalement représentatifs de la biodiversité de l'ensemble des milieux de Wallonie.

L'indicateur de portance est la résultante de deux composantes : la première a trait à la valeur écologique intrinsèque de l'occupation du sol pour le groupe d'espèces considéré ; la seconde vise le soutien ou le frein que représentent la gestion et les statuts du site dans l'optique de ce groupe d'espèces. L'évaluation est donc multidimensionnelle.

L'indicateur est spatialisé sur base du référentiel ECODYN3 et est cartographié, pour chaque groupe d'espèces, à l'échelle du 1 :10.000. Ainsi, la totalité de la Wallonie, et non pas seulement des sites naturels répertoriés, est analysée du point de vue écologique, et une valeur relative est attribuée à chaque point du territoire.

Une vision globale peut être obtenue par combinaison des différents résultats, dessinant les contours du réseau écologique régional pour l'ensemble de la biodiversité.

Le détail de l'élaboration et du calcul de l'indicateur sont présentés en détail dans la note de recherche 44¹⁷ et dans le rapport de recherche d'octobre 2013.

2.4.1 Concept et principe de calcul

La portance écologique du territoire correspond au niveau effectif de support à la biodiversité que ce territoire assume eu égard à sa capacité potentielle actuelle et future. Son évaluation se base sur des méthodologies existantes qui ont été utilisées au niveau international, notamment pour l'étude de la connectivité écologique au niveau de l'arc alpin¹⁸. Par principe, l'évaluation écologique est spécifique à une espèce ou à un groupe d'espèces dont les besoins territoriaux sont déterminés.

La mesure de la portance additionne deux critères : la valeur écologique intrinsèque de l'occupation du sol et les dynamiques de soutien et de gestion. La mesure de la valeur écologique s'appuie sur trois composantes : la qualité, la capacité et la fonctionnalité du continuum considéré (réseau composé d'occupations du sol favorables à un groupe défini d'espèces). Différents indicateurs interviennent pour évaluer ces critères. Les dynamiques de soutien et de gestion sont appréhendées respectivement par les informations issues de la conservation de la nature et celles du plan de secteur. La figure 7 montre l'organisation générale de l'évaluation.

¹⁷ **Hendrickx S., van der Kaa C. sous la direction de Sérusiaux E., 2013.** Dynamique écosystémiques co-évolutives : portance écologique du territoire wallon. CPDT, note de recherche n°44, 64 p. Disponible en ligne : <http://cpdt.wallonie.be/publications/note-de-recherche/note-de-recherche-44>

¹⁸ **Berthoud G., 2010.** Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés. Dix années d'expériences en Isère. ECONNECT Restoring the web of life, Alpine Space, Isère Conseil général, 139 p.

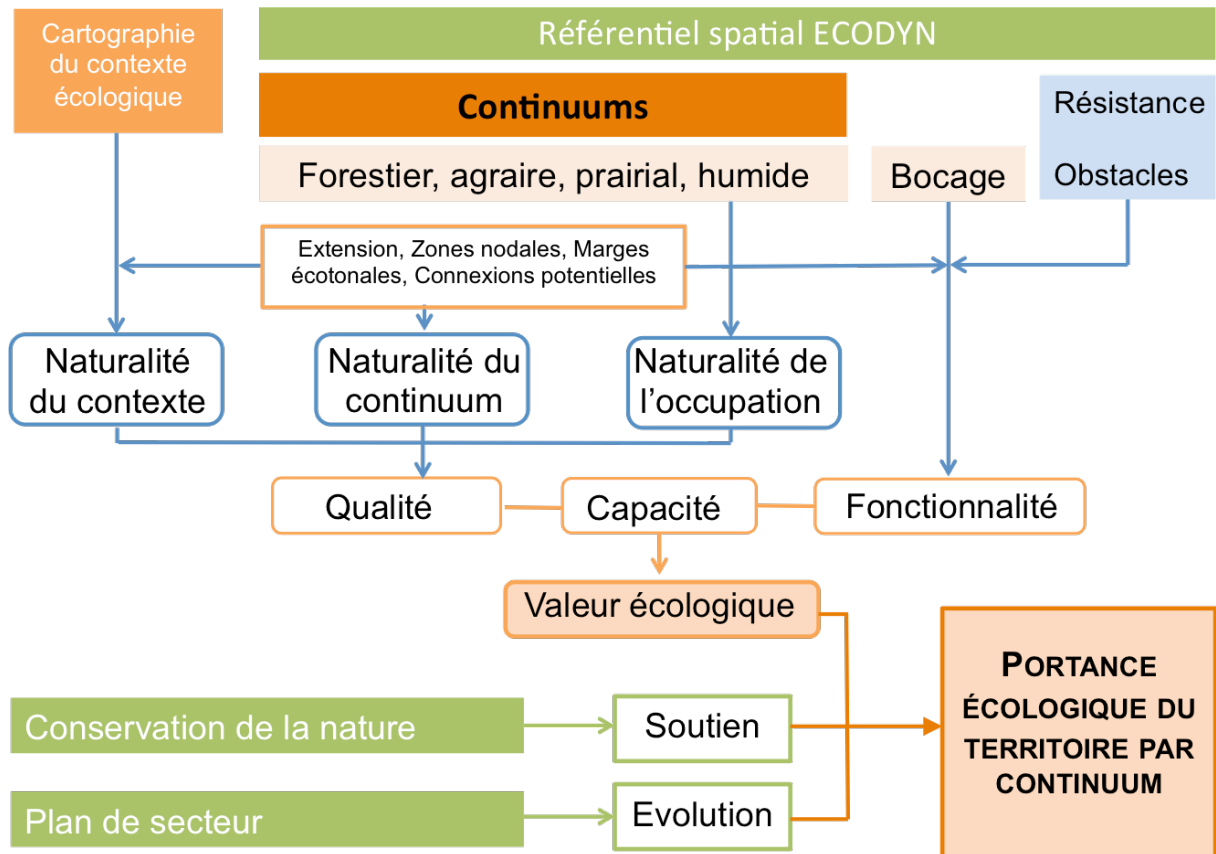


Figure 7 : Présentation schématique de la démarche d'évaluation de la portance écologique du territoire wallon

2.4.2 Choix et spécifications des continuums

Les continuums analysés ont été retenus sur base de leur pertinence relativement au territoire wallon ainsi que sur leur potentialité d'articulation avec les continuums utilisés dans les régions voisines pour la détermination notamment des trames vertes et bleues en France. Cinq continuums ont été retenus pour décrire globalement le territoire wallon : il s'agit des continuums forestier, agraire, prairial, humide et anthropique.

Chaque continuum (hors continuum anthropique) est constitué de quatre types de zones : la zone d'extension, les zones nodales, les marges écotonales* et les zones de connexions potentielles.

- La zone d'extension correspond à l'ensemble des occupations du sol participant de manière effective à l'habitat du groupe d'espèce concerné par le continuum. Cette zone d'extension est directement extraite du référentiel spatial d'occupation du sol. On notera que certaines occupations du sol sont considérées simultanément dans les zones d'extension de plusieurs continuums. C'est le cas par exemple de la végétation rudérale* basse (les 'mauvaises herbes') et des prairies temporaires incluses dans les continuums agraire et prairial, des landes dans les continuums forestier et prairial... Cette multiple prise en compte découle du fait que ces milieux sont adaptés à un grand nombre d'espèces. Par ailleurs, la zone d'extension du continuum humide intègre partiellement les plaines alluviales. La cartographie des plaines alluviales utilisée pour définir cette zone d'extension est celle développée antérieurement dans le cadre de la cartographie des 'climax'.
- Les zones nodales sont des zones particulières au sein de la zone d'extension, dont les limites sont suffisamment en retrait par rapport aux lisières et/ou à différents élé-

ments perturbateurs de l'occupation du sol et la surface suffisamment vaste pour que l'espèce y bénéficie de conditions optimales.

- Les marges écotonales constituent des zones en pourtour de la zone d'extension, au sein desquelles les espèces animales peuvent se déplacer avant de réintégrer la zone d'extension.
- Enfin, les zones de connexions potentielles constituent des corridors pouvant être empruntés par les espèces pour se disperser et rejoindre un autre lieu de la zone d'extension avec une bonne probabilité de succès.

Les éléments anthropiques et naturels ont été pris en considération dans la démarche d'analyse et ceux constituant des obstacles infranchissables ont été différenciés. L'analyse a été menée à l'échelle régionale.

Les diverses informations relatives à la détermination et à la caractérisation des continuums sont synthétisées au sein des tableaux 12 et 13.

2.4.3 Evaluation de la Portance Ecologique

Les diverses cartographies résultantes sont fournies dans l'Atlas en Annexe 3¹⁹ au rapport final de recherche.

2.4.3.1 Evaluation de la valeur écologique

a) Analyse de la qualité

La qualité du continuum considéré est appréhendée à travers trois indicateurs permettant de définir la naturalité du biotope au sein de celui-ci, ou à l'inverse son état de transformation²⁰ :

- La naturalité est en premier lieu définie selon les zones du continuum concerné. Ce premier indice attribue une valeur 5 aux zones nodales, une valeur 4 à la zone d'extension, une valeur 3 aux marges écotonales, une valeur 2 aux zones de connexions potentielles et une valeur 1 au solde, c'est-à-dire à la matrice paysagère.
- Un deuxième indice traduit le degré d'artificialisation du paysage, ou hémérobie, en fonction de l'occupation du sol. Par exemple, les forêts, les tourbières et les prairies peu intensives reçoivent un indice 5 tandis que les cultures et le milieu urbain reçoivent un indice 1. Les différents indices de cette naturalité-hémérobie sont présentés au tableau 14 pour chaque occupation du sol.
- Un troisième indice est basé sur le constat de la nécessité, en fonction du contexte écologique local, de transformer plus ou moins fortement le biotope pour mener à bien une activité relative à une occupation du sol donnée. Les valeurs de naturalité choisies en fonction du contexte sont présentées au tableau 15.

La qualité globale est calculée par la moyenne de ces trois indices et reportée sur une échelle de 1 à 5 par un reclassement au moyen des seuils de Jenks.

b) Analyse de la capacité

La capacité d'un continuum, autrement dit son aptitude spatiale pour accueillir les espèces de la faune et de la flore du groupe d'espèces considéré, est mesurée par un calcul de la compacité appliqué aux périmètres de la zone d'extension (incluant les zones nodales).

¹⁹ Fichier : CPDT_RF_Octobre_2014_Annexe_RI4-3_Atlas.pdf

²⁰ Pour plus d'informations à ce sujet, voir la note "Naturalité et Biodiversité", reprise à l'annexe 6.7.

OCCUPATIONS DU SOL	Continuum forestier	Continuum agraire	Continuum prairial	Continuum humide	Continuum artificialisé
Végétation rudérale basse		v	v		
Végétation rudérale buissonneuse			v		
Landes ouvertes	v		v		
Landes buissonneuses ou avec feuillus	v		v		
Landes avec conifères	v		v		
Tourbières				v	
Broussailles	v				
Pelouses naturelles (Natura 2000)			v		
Sables					
Rochers					
Pelouses artificielles (non Natura 2000)					v
Prairies permanentes			v		
Prairies permanentes peu intensives			v		
Prairies temporaires		v	v		
Tournières enherbées			v		
Cultures		v			
Jardins					v
Pelouses métallifères			v		
Vergers de basses tiges et vignes		v			
Sapins de Noël et taillis à courte rotation		v			
Pépinières		v			
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	v		v		
Peupleraies	v				
Forêts feuillues en taillis	v				
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	v				
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	v				
Forêts de conifères	v				
Forêts mixtes sans dominants	v				
Forêts mixtes à feuillus dominants	v				
Forêts mixtes à conifères dominants	v				
Cours d'eau non navigable				v	
Cours d'eau navigable				v	
Canaux					
Meuse					
Marais profonds et roselières				v	
Lacs, étangs, mares, bassins				v	
Stériles					v
Réseau routier : autoroutes, nationales, liaison, locales					v
Réseau routier : chemins de terre, sentiers, coupe-feux					v
Rail : TGV					v
Rail : réseau non TGV					v
Bâtiments (structures) et cultures maraîchères sous verre					v
<i>Etendue des plaines alluviales hors bâtiments, stériles, routes principales et rail</i>				v	

Tableau 12 : Spécifications des continuums : occupations du sol formant la zone d'extension

	Continuum forestier	Continuum agraire	Continuum prairial	Continuum humide	Continuum artificialisé
Marge écotonale (m)	100	0	100	lits majeurs, ailleurs 30	bâti : 60, autoroutes 100, nationales 50, liaison 15, TGV 30
Distance de connectivité (m)	500	100	100	100	
Seuil minimum pour zones nodales (ha)	50	5	10	0	
Retrait lisières pour zones nodales (m)	0 par rapport aux prairies, tournières, pelouses naturelles, sables, rochers, cours d'eau non navigables, marais profonds, chemins de terre, sentiers, coupe-feux ; sinon 300	300 par rapport aux lisières forestières et artificialisées sauf chemins de terre, sentiers, coupe-feux	100	retrait de 60m par rapport aux bâtiments, de 40m par rapport aux routes, aux cultures, aux vergers BT et aux vignes, et de 20m par rapport aux forêts de conifères et forêts mixtes à conifères dominants	

Tableau 13 : Spécifications des continuums : paramètres pour la détermination de marges écotonales, des zones nodales et des zones de connexions potentielles

L'indice de compacité a été retenu comme moyen simple et relativement direct de prendre en compte la superficie de l'habitat en tant que facteur prépondérant, et, de manière complémentaire, la morphologie de cet habitat au travers de son périmètre. En effet, la longueur du périmètre est d'autant plus faible que l'habitat est compact. A superficie égale, une forme compacte présente par rapport à une forme peu compacte l'avantage d'offrir plus de superficie à l'abri des effets de lisière.

La formule mathématique utilisée est la suivante : $I_{\text{compacité}} = 12,57 \times \{\text{Aire}\}^2 / \{\text{Périmètre}\}^2$

Les résultats obtenus pour ce calcul sont directement influencés par le détail des polygones analysés. Pour obtenir des résultats réalistes, les coupe-feux, sentiers, chemins et cours d'eau de faible largeur (en particulier les drains) ont été intégrés aux zones d'extension, leur rôle de barrière étant considéré comme très limité. Le calcul a donc été opéré sur les périmètres englobant ces structures.

La capacité d'un continuum est obtenue par un reclassement de l'indice de compacité sur une échelle de 2 à 5 au moyen des seuils de Jenks. La valeur 1 est attribuée à l'ensemble du continuum situé en dehors de la zone d'extension élargie.

L'évaluation de la capacité du continuum humide est plus complexe. Elle intègre :

- la densité du réseau hydrographique (calculée sous format raster sur base de cellules de 50m et d'une distance de 1000m),
- la compacité des plans d'eau, marais, roselières et tourbières, avec l'indice de compacité tel que présenté ci-avant,
- la surface effectivement disponible pour la zone d'extension au sein de la plaine alluviale par rapport à la superficie totale de celle-ci, mesurée par districts hydrographiques (suppression des zones bâties, stériles, réseau routier...).

Dans chaque cas, les valeurs obtenues sont réparties en 5 classes. La capacité du continuum humide est alors obtenue par combinaison des trois résultats. Pour les plans d'eau, marais... localisés en plaine alluviale, l'indice relatif à la surface disponible en plaine alluviale est imposé au détriment du résultat de compacité.

OCCUPATIONS DU SOL	Naturalité
Tourbières	5
Sables	
Rochers	
Forêts feuillues en taillis	
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	
Cours d'eau non navigable	
Marais profonds et roselières	
Landes ouvertes	4
Landes buissonneuses ou avec feuillus	
Pelouses naturelles (Natura 2000)	
Prairies permanentes peu intensives	
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	
Forêts mixtes à feuillus dominants	
Cours d'eau navigable ou canaux	3
Lacs, étangs, mares, bassins	
Végétation rudérale basse	
Végétation rudérale buissonneuse	
Landes avec conifères	
Broussailles	
Prairies permanentes	
Tournières enherbées	2
Peupleraies	
Forêts de conifères	
Forêts mixtes sans dominants	
Forêts mixtes à conifères dominants	
Pelouses artificielles (non Natura 2000)	
Prairies temporaires	
Pelouses métallifères	1
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	
Cultures	
Jardins	
Vergers de basses tiges et vignes	
Pépinières	
Stériles	
Réseau routier : autoroutes, nationales, liaison, locales	
Réseau routier : chemins de terre, sentiers, coupe-feux	
Rail : TGV	
Rail : réseau non TGV	
Bâtiments (structures) et cultures maraîchères sous verre	

Tableau 14 : Cotes attribuées à la naturalité perçue comme l'inverse de l'artificialisation (hémérobie)

Occupation du sol	Contexte alluvial	Contexte tourbeux	Contexte calcicole		Contexte neutro-acidocline	
			Pente faible	Pente forte	Pente faible	Pente forte
Pelouses artificielles (non Natura 2000)	2	1	5	3	5	3
Prairies permanentes	5	1	5	4	5	4
Prairies permanentes peu intensives	5	1	5	5	5	5
Prairies temporaires	3	1	4	2	4	2
Tournières enherbées	3	1	4	2	4	2
Cultures	1	1	4	1	3	1
Jardins	3	1	4	3	4	3
Vergers de basses tiges et vignes	1	1	5	3	5	3
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	1	1	4	2	5	3
Pépinières	2	1	5	3	5	3
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	2	1	5	4	5	4
Peupleraies	5	1	3	2	3	2
Forêts feuillues en taillis	5	3	5	5	5	5
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	5	3	5	5	5	5
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	2	1	5	3	5	3
Forêts de conifères	1	1	5	2	5	2
Forêts mixtes sans dominants	1	1	5	3	5	3
Forêts mixtes à feuillus dominants	2	1	5	3	5	3
Forêts mixtes à conifères dominants	1	1	5	3	5	3
Landes ouvertes	5	5	3	4	4	5
Landes buissonneuses ou avec feuillus	5	5	3	4	4	5
Landes avec conifères	3	3	2	3	3	4

Tableau 15 : Cotes attribuées à la naturalité des occupations du sol en fonction du contexte écologique

c) Analyse de la fonctionnalité

La fonctionnalité traduit la capacité de dispersion des espèces au sein du continuum par rapport aux zones d'extension. Elle est calculée par un test de distance de coût visant à identifier en chaque point du continuum la probabilité qu'une espèce puisse rejoindre une partie de la zone d'extension.

Ce test fait intervenir une matrice de résistance permettant d'identifier pour chaque continuum les difficultés que représente chaque type d'élément du référentiel d'occupation du sol pour la dispersion des espèces concernées par ces continuums. Les valeurs de résistance attribuées à ces éléments sont 0, 5, 30 ou 100 selon le degré d'imperméabilité qu'ils représentent pour les espèces du continuum. Ces valeurs varient donc d'un continuum à un autre ; elles sont présentées au tableau 16. Par ailleurs, l'influence du continuum anthropisé est ici marquée en augmentant d'une classe la valeur de résistance d'un élément de l'occupation du sol lorsqu'il est situé dans la marge écotonale du continuum anthropisé, situation qui s'accompagne de diverses perturbations comme le bruit, la pollution lumineuse....

En outre, certains obstacles considérés comme infranchissables ont été identifiés et pris en compte dans l'évaluation de la connectivité. Il s'agit de l'ensemble du bâti, du réseau routier hormis les coupe-feux, sentiers et chemins de terre, du réseau ferré TGV et de la Meuse (sauf pour le continuum aquatique et humide).

La distance de coût est calculée en attribuant la zone d'extension au format raster comme donnée de source et la matrice de résistance au format raster comme donnée de coût. La conversion au format raster a été réalisée en choisissant une taille de cellule de 10 mètres sur 10 mètres. La valeur de la distance de coût est ensuite répartie en 5 classes en choisissant les quantiles comme seuils de classes.

Pour les continuums agraires et humides, la distance de coût est directement utilisée comme mesure de la fonctionnalité.

Pour les continuums forestier et prairial, le résultat de ce test de distance de coût a été pondéré par la densité de maillage (haies et alignements d'arbres), car celle-ci peut apporter un support supplémentaire au déplacement des espèces. La densité du réseau des haies et des alignements d'arbres est basée sur l'information de l'IGN top10v. La valeur de densité calculée a été attribuée à toutes les occupations du sol, exception faite du bâti, des réseaux routier, ferroviaire et hydrographique, des surfaces stériles, des rochers, des sables et des forêts auxquels la valeur 0 a été attribuée.

L'indice de fonctionnalité pour les éléments non concernés par le maillage est directement la distance de coût. Pour les autres éléments, la fonctionnalité est obtenue selon la formule suivante :

$$I_{\text{fonctionnalité}} = \{ \text{Distance de coût} \} \times 2 + \{ \text{Densité de maillage} \} / 3$$

L'indice de fonctionnalité est ensuite reclassé sur une échelle de 1 à 5 au moyen des seuils de Jenks.

d) Calcul de la valeur écologique

Le calcul de la valeur écologique (VE) a été réalisé au format raster en raison des limites de capacité de calcul des logiciels utilisés.

Les couches d'information relatives à la qualité, à la capacité et à la fonctionnalité de chaque continuum ont été converties en rasters avec une taille de cellule de 10 mètres sur 10 mètres. Ces couches ont ensuite été combinées en multipliant les indices de celles-ci entre eux. Les résultats varient donc de 1 à 125. La valeur 0 est automatiquement appliquée aux zones situées en dehors des continnum.

OCCUPATIONS DU SOL	Continuum forestier	Continuum agraire	Continuum prairial	Continuum humide
Végétation rudérale basse	5	0	0	30
Végétation rudérale buissonneuse	5	30	0	30
Landes ouvertes	5	5	0	30
Landes buissonneuses ou avec feuillus	5	30	0	30
Landes avec conifères	5	30	0	30
Tourbières	5	5	30	0
Broussailles	5	100	5	30
Pelouses naturelles (Natura 2000)	30	5	0	100
Sables	5	30	30	100
Rochers	5	30	30	100
Pelouses artificielles (non Natura 2000)	30	30	30	100
Prairies permanentes	5	30	0	30
Prairies permanentes peu intensives	5	30	0	30
Prairies temporaires	5	0	0	30
Tournières enherbées	5	30	0	30
Cultures	30	0	100	30
Jardins	30	30	30	30
Pelouses métallifères	30	5	0	100
Vergers de basses tiges et vignes	30	0	100	30
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	5	0	100	30
Pépinières	30	0	100	30
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	5	30	0	30
Peupleraies	0	100	30	30
Forêts feuillues en taillis	0	100	30	30
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	0	100	30	30
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	0	100	30	30
Forêts de conifères	0	100	30	30
Forêts mixtes sans dominants	0	100	30	30
Forêts mixtes à feuillus dominants	0	100	30	30
Forêts mixtes à conifères dominants	0	100	30	30
Cours d'eau non navigable	5	5	5	0
Cours d'eau navigable	5	5	5	0
Canaux	5	5	5	0
Meuse	5	5	5	0
Marais profonds et roselières	5	5	30	0
Lacs, étangs, mares, bassins	30	100	100	0
Stériles	100	100	100	100
Réseau routier : autoroutes, nationales, liaison, locales	100	100	100	100
Réseau routier : chemins de terre, sentiers, coupe-feux	0	0	0	100
Rail : TGV	100	100	100	100
Rail : réseau non TGV	30	30	30	100
Bâtiments (structures) et cultures maraîchères sous verre	100	100	100	100

Tableau 16 : Matrice de résistance des occupations du sol par continuum

2.4.3.2 *Evaluation des dynamiques de soutien et d'évolution*

Les dynamiques de soutien sont évaluées sur base de données issues de la conservation de la nature. On considère que les rôles de soutien les plus forts sont ceux fournis par les statuts de réserves naturelles et de zones humides d'intérêt biologique. Tous ces périmètres reçoivent une valeur de 5 dans la cartographie. Viennent ensuite les périmètres Natura 2000 (hors périmètres précédents) avec une valeur de 4, puis les périmètres des bois soumis et les réserves forestières avec la valeur 3. Enfin, les parcs naturels reçoivent la valeur 2 et le reste du territoire la valeur 1 qui traduit l'absence de disposition spécifique favorable pour le soutien du territoire en tant que support à la vie sauvage.

Les perspectives d'évolution s'appuient sur le plan de secteur. Les zones d'affectation ont été considérées en premier lieu :

- la cote 1, soit la valeur minimale traduisant une perspective défavorable, a été attribuée à toutes les zones urbanisables à l'exception de la zone d'extraction. La cote 1 a également été attribuée aux zones non affectées (zones blanches) ;
- la valeur 3 ou neutre a été retenue pour les zones agricole, forestière, d'extraction et de parc ainsi qu'aux zones vierges ;
- la valeur 5, soit le score maximal, est accordée aux zones naturelles, d'espaces verts et de plans d'eau.

Ces valeurs ont ensuite été nuancées pour les périmètres d'intérêt paysager dont la cote a été augmentée d'une valeur de 1 et pour les périmètres de liaison écologique, dont la cote a été augmentée de 2. Les résultats supérieurs à 5, obtenus notamment pour des plans d'eau et des zones d'espaces verts compris dans les périmètres d'intérêt paysager, ont été ramenés à la valeur maximale de 5. Enfin, la valeur 1 a été imposée pour tous les périmètres de réservation d'infrastructures (autoroutes, canalisations, lignes haute tension... en projet).

2.4.3.3 *Calcul de la portance écologique*

Pour chaque continuum, la cartographie de la valeur écologique et celles des dynamiques de support et d'évolution sont combinées. Un poids trois fois plus important est accordé, dans le calcul, à la composante de la valeur écologique. Ce choix est opéré en vue de produire une évaluation dans laquelle l'intérêt du territoire dans son état actuel prédomine, et est seulement nuancée par la gestion et les statuts qui s'y appliquent. L'analyse comparative des cartographies de la valeur écologique et de la portance écologique permet de mettre plus spécifiquement en exergue l'impact des dynamiques de soutien et des perspectives d'évolution.

2.4.4 Résultats

Les cartographies résultantes sont fournies en parallèle à ce rapport, en Annexe 3 au rapport final²¹.

Les cartes révèlent l'organisation spatiale de chaque continuum et mettent ainsi en évidence les discontinuités du réseau. Elles établissent également l'importance de chaque point du territoire au regard de chacun des critères considérés (qualité, capacité, fonctionnalité), ainsi que globalement en tant qu'élément constitutif du réseau (valeur écologique et portance). Sur chaque carte (sauf celles relatives à la naturalité de continuum), les zones ne faisant pas partie du continuum, qui correspondent à la matrice territoriale relative au continuum considéré, figurent en grisé pâle.

²¹ Fichier : CPDT_RF_Octobre_2014_Annexe_RI4-3_Atlas.pdf

2.4.5 Discussion et perspectives

2.4.5.1 *Continuum forestier*

L'évaluation spécifique au continuum forestier est limitée dans sa portée par son caractère extrêmement générique car la méconnaissance des peuplements effectifs sur le territoire (et donc l'indisponibilité d'une cartographie) ne permet pas de valoriser pleinement l'analyse de la végétation climacique opérée précédemment. L'information utilisée pour la discrimination des forêts ne va en effet pas plus loin que celle proposée par l'IGN, avec la distinction entre bois feuillus, résineux et mixtes (à dominance ou non). Les données de l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie, obtenues par station selon une grille d'échantillonnage, ne peuvent être extrapolées spatialement. L'information plus ciblée relative aux peuplements gérés par le DNF (bois soumis) ne présente actuellement pas encore de garanties suffisantes de fiabilité et surtout d'homogénéité entre les divers cantonnements (B. Delfosse, DNF). Par ailleurs, l'information équivalente relative aux autres boisements (bois non soumis) n'est pas disponible.

Compte tenu de ces considérations, l'évaluation du continuum forestier inclut une appréciation qualitative nuancée seulement, au sein du continuum lui-même, par la naturalité liée au contexte, qui déprécie en particulier les boisements résineux, et par la naturalité-hémérobie.

Enfin, en termes de fonctionnalité du territoire, l'aspect bocager est pris en compte selon une pondération relativement arbitraire. Celle-ci pourrait nécessiter des adaptations pour rendre mieux compte du rôle de connectivité joué par les haies et alignement d'arbres sur des espèces plus ciblées du groupe écologique considéré, à cette étape très généraliste.

2.4.5.2 *Continuum prairial*

Une limite de l'évaluation du continuum prairial est liée à l'absence de données réellement représentatives de l'intensivité des pratiques agricoles (voir point 2.1).

Par ailleurs, les zones de connexion potentielles ont été définies sur base d'une même distance que celle utilisée pour la marge écotonale (100m). Il en résulte que les zones de connexions potentielles sont entièrement incluses dans les marges et, en conséquence, qu'elles n'interviennent pas dans la mesure de la naturalité relative au continuum (la mesure prise en compte est celle obtenue pour la marge).

Enfin, à nouveau, en termes de fonctionnalité du territoire, l'aspect bocager est pris en compte selon une pondération relativement arbitraire. Celle-ci pourrait nécessiter des adaptations pour rendre mieux compte du rôle de connectivité joué par les haies et alignement d'arbres sur des espèces plus ciblées du groupe écologique considéré.

2.4.5.3 *Continuum agraire*

Le continuum agraire se différencie notablement des autres continuums par l'absence de marge écotonale. Les occupations adjacentes à la zone d'extension sont donc considérées comme « non fréquentables » par les espèces visées. Cette optique est moins restrictive que celle observée dans la méthodologie initiale développée pour l'Isère par G. Berthoud²², qui considère qu'il existe une marge écotonale négative, sorte de lisière répulsive en bordure intérieure de la zone d'extension.

²² **Berthoud G., 2010.** Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés. Dix années d'expériences en Isère. ECONNECT Restoring the web of life, Alpine Space, Isère Conseil général, 139 p.

La distance utilisée pour la cartographie des zones de connexions potentielles étant limitée à 100 mètres, l'évaluation de la fonctionnalité peut à première vue paraître très favorable car, dans le continuum, la zone d'extension couvre des surfaces bien plus importantes que les zones de connexions potentielles. Il est nécessaire d'examiner la cartographie dans ses détails (1/25.000 par exemple) pour bien voir apparaître l'évaluation nuancée de ces zones de connexions potentielles.

2.4.5.4 Continuum humide

Comme expliqué ci-avant, l'analyse menée pour ce continuum a été menée selon une méthodologie quelque peu différente, établie afin de rendre compte au mieux de la réalité fonctionnelle de ce groupe écologique.

Le continuum considérant simultanément les plaines alluviales, les cours d'eau, les plans d'eau et les milieux humides des tourbières, des marais et des roselières, il était nécessaire d'adopter une approche différenciée. Cela a été fait en observant toujours, dans la mesure du possible, des raisonnements similaires à ceux ayant prévalu pour l'évaluation des autres continuums, de manière à préserver une cohérence d'ensemble à l'évaluation territoriale menée in fine.

2.4.5.5 Vision synoptique du territoire

L'évaluation, dans sa forme actuelle, informe sur la valeur relative des différents patches d'habitats d'un même continuum, mais également, en grande partie, sur les valeurs relatives des différents continuums présents sur le territoire. Ceci est dû notamment à la similarité de la démarche méthodologique et plus particulièrement à la prise en compte équivalente de la naturalité liée au contexte et de celle traduisant l'artificialisation des occupations du sol. Il en résulte, par exemple, que le continuum forestier obtient, de manière générale, des scores plus élevés que ceux obtenus par le continuum agricole visant les espèces de type steppique, qui ne trouvent dans les zones de culture que des habitats de substitution et, ailleurs, guère de milieux naturellement ouverts.

Il est possible d'isoler, au sein des cartographies de chaque continuum, les classes où la portance écologique est bonne ou très bonne pour le groupe écologique considéré. La compilation de ces éléments fournit une vision des lieux potentiellement les plus porteurs pour l'ensemble de la vie sauvage en Wallonie compte tenu de la présence et de l'action humaines. Cette carte est intitulée « Carte synoptique de la portance écologique » (son pendant pour les valeurs écologiques est également fourni) ; les sites qui y figurent présentent tous une portance écologique supérieure à 60 (sur une échelle de 1 à 100).

Il est intéressant de mettre en regard cette cartographie, qui résulte d'une analyse globale, homogène, qualitative et fonctionnelle du territoire, avec celle de la structure écologique principale de Wallonie. Cette dernière résulte d'une démarche totalement différente puisqu'elle d'une part elle est construite sur base d'une compilation des cartographies de sites reconnus pour leur intérêt biologique et non pas d'une investigation sur l'ensemble du territoire, et que d'autre part elle ne propose pas d'évaluation des périmètres qu'elle retient. La cartographie comparative (Carte « Comparaison des sites de haute portance écologique avec la structure écologique principale ») met en évidence les périmètres communs (en vert), ceux identifiés en outre par l'analyse de la portance écologique (en couleurs dégradées selon le niveau de portance calculé), et ceux non mis en exergue par cette dernière mais repris uniquement dans la SEP (en bleu)²³.

²³ Voir l'Atlas fourni en parallèle à ce rapport, en Annexe 3 du rapport final, fichier : CPDT_RF_Octobre_2014_Annexe_RI4-3_Atlas.pdf.

En troisième analyse, les recouvrements entre les différents continuums sont identifiés. Pour rappel, ces recouvrements existent déjà partiellement pour les zones d'extension (quelques occupations du sol sont considérées comme appartenant aux zones d'extension de plusieurs continuums). Ils existent également, plus largement, au niveau des marges écotonales et au niveau des zones de connexions potentielles des divers continuums. Trois cartographies sont proposées. La première cartographie identifie, pour chaque point du territoire, combien de recouvrements de continuums sont observés et lesquels (Carte « Polyvalence du territoire »). La deuxième cartographie attribue à chaque point du territoire la plus haute valeur de portance écologique observée, tous continuums confondus (Carte « Valeurs maximales de portance écologique sans distinction de continuum »). Enfin, la dernière cartographie propose les mêmes informations que la deuxième, mais ajoute la distinction entre les continuums (Carte « Valeurs maximales de portance écologique avec distinction de continuum »).

La prise en compte de la polyvalence enrichit l'analyse en indiquant les sites de fonctionnalité supérieure puisque participant à celle de plusieurs continuums. Théoriquement, ces espaces devraient donc abriter une biodiversité importante. Néanmoins, ces lieux de mélange des flux d'espèces sont également favorables à leurs prédateurs et peuvent fragiliser le fonctionnement en métapopulation de certaines espèces (effet de puits démographique). Ils méritent donc une attention toute particulière.

2.4.5.6 Perspectives

Les résultats cartographiques obtenus sont évidemment dépendants des modalités retenues pour le calcul, notamment des pondérations attribuées à chaque étape aux divers facteurs. Il serait intéressant de tester d'autres valeurs. Toutefois, les nombreuses cartographies établies permettent de visualiser facilement quel(s) facteur(s) pèsent en chaque lieu dans le score final, et la transparence de la méthodologie autorise facilement, si on le souhaite ou l'estime nécessaire, la transposition d'autres choix hiérarchiques entre les critères ou indicateurs, par exemple si l'on souhaite accorder plus de poids relatif à la capacité qu'à la qualité etc.

Les cartographies de la portance écologique du territoire seront également intéressantes dans le cadre d'un usage récurrent (tous les 10 ans par exemple) comme indicateurs de suivi à l'échelle régionale ou plus locale afin de quantifier et de localiser l'impact des modifications de l'occupation de sol sur la fonctionnalité écologique du territoire. Une condition de base pour ce faire sera de veiller à l'actualisation du référentiel spatial et donc à la collecte des informations qui permettent de le constituer.

2.5 DOMAINE DE VALIDITE ET LIMITES DES MODELES DEVELOPPES

Toutes les couches vectorielles utilisées ont subi, préalablement à leur utilisation, une vérification et des corrections de leur topologie (voir point 2.3.2 pour le référentiel spatial).

L'ensemble des données a été traité dans le système de coordonnées Lambert belge 1972.

2.5.1 Cartographie des climax

2.5.1.1 Aspects conceptuels

En premier lieu, le modèle prédictif actuel est lié au référentiel typologique EcoDyn et donc limité aux catégories qui y ont été définies. Le niveau trophique ne fait la distinction que de deux classes (une pauvre et une riche) et le niveau hydrique compte 6 classes (aquatique à xérophile). Si cela a permis une différenciation simple des conditions liées à chaque type d'habitat, les limites entre deux habitats sont rarement aussi nettes dans la nature, où l'on observe plutôt des gradients progressifs. En outre, la variabilité temporelle des niveaux hydriques et trophiques contribue à ce caractère progressif des limites. *In fine*, on constate généralement sur le terrain la présence d'habitats de transition au niveau desquels les espèces appartenant à deux catégories climaciques différentes peuvent cohabiter. La précision de la détermination des habitats pourrait donc être augmentée par la prise en compte d'un plus grand nombre de classes au niveau des paramètres abiotiques.

Par ailleurs, la capacité d'établir une modélisation prédictive qui reflète réellement les climax tels qu'ils seraient actuellement établis en dehors d'une présence humaine sur le territoire est limitée par la méconnaissance des conditions abiotiques « vierges » du territoire. La pertinence de ce modèle serait d'ailleurs faible, puisque le retour à l'état initial n'est ni envisageable socialement, ni réalisable sur le terrain. Le résultat de la modélisation développée correspond aux climax qui s'établiraient spontanément dans les conditions actuelles (hors changement climatique) si le territoire, dans son état actuel perturbé, était laissé à l'évolution spontanée. Il faut donc envisager les climax issus de la modélisation comme étant, en cas d'abandon de toute gestion, les végétations potentielles qui se développeraient compte tenu des caractéristiques actuelles, notamment trophiques, des terrains.

D'autre part, si les données de la teneur en phosphore dans le sol permettent de modéliser les conditions trophiques actuelles, il convient de souligner l'absence de données relatives aux autres éléments trophiques du sol (azote, potassium) pour préciser ces conditions trophiques. En outre, il est difficile de prédire comment, en absence de gestion, le niveau trophique évoluerait au fil du temps.

Enfin, une autre limite de la modélisation des climax tient au fait que la composante des niveaux hydriques est entachée d'une certaine imprécision. En effet, l'humidité du sol, telle que mesurée lors de la cartographie des sols, a depuis lors été corrigée en de nombreux endroits par l'installation d'un drainage artificiel qu'il n'a pas été possible, faute de données, de prendre en compte lors de l'élaboration de la modélisation. Ce drainage n'étant cependant maintenu en place que par un entretien régulier, il y a lieu de penser que l'évolution spontanée mènerait ces écosystèmes perturbés vers une dynamique plus humide.

2.5.1.2 Mise en œuvre

Solidité des cartographies sources : données sols, relief, pH essentiellement

- L'utilisation des données de sols est la première source d'imprécision dans la mesure où la carte des sols, ancienne, est constituée de données extrapolées et n'a de plus sans doute pas été géoréférencée avec la même rigueur que le modèle numérique

de terrain ERRUISSOL utilisé conjointement pour la modélisation ; son échelle de référence est le 1/20.000 ;

- Les combinaisons des données sols ne produisent aucune perte de résolution puisqu'elles sont issues de la même cartographie ;
- L'utilisation des données de la teneur en phosphore contribue le plus à l'imprécision du résultat car il s'agit en partie de données obtenues par un échantillonnage relativement aléatoire (demande des exploitants agricoles) et extrapolées à plus grande distance que celles des sols, en s'appuyant sur la cartographie des principaux types de sols dérivée de la CNSW et sur la cartographie des régions agricoles ; les cartes fournissent « une gamme de valeurs attendues dans une région donnée et pour un type de sol » et de couvert (culture, prairie). La détermination des niveaux trophiques, qui peuvent être modifiés artificiellement à l'échelle de la parcelle, constitue le facteur le moins solide de la modélisation ;
- Les données issues de l'IPRFW sont obtenues sur base d'un échantillonnage par maille. Elles ne sont pas spatialisables et ne fournissent qu'une connaissance statistique des peuplements forestiers.

Solidité des choix méthodologiques

- L'analyse du relief et la détermination des lits majeurs, bas de versants, replats... fait appel à des jugements d'experts ;
- Les associations réalisées pour le développement de profil sont critiquables, en ce sens que les sols sans développement de profil (généralement alluviaux et riches) et les sols à développement de profil non défini (généralement sur plateaux et pauvres) ont été rassemblés dans une seule et même catégorie. Cette erreur a été partiellement corrigée par un traitement séparé des argiles blanches au niveau du contexte écologique. Dès lors, elle ne concerne que les sols à développement de profil non défini qui n'ont pas été considérés comme argile blanche. Ceux-ci représentent environ 15.600 hectares, situés essentiellement au nord du sillon Sambre-Meuse.
- Les niveaux trophiques ont été réduits à deux catégories ; la fixation du seuil est donc importante. L'identification d'une catégorie supplémentaire aurait pu permettre la mise en évidence de milieux intermédiaires susceptibles d'accueillir une large gamme d'espèces, et de différencier plus nettement les pôles riche et pauvre, en dehors des terrains réputés « moyens » en termes de présence d'éléments nutritifs ;
- Les niveaux hydriques ont été simplifiés également, mais de manière bien moins drastique ;

Solidité des traitements informatiques

- L'analyse du relief et la détermination des lits majeurs, bas de versants, replats... fait appel à diverses manipulations des données de relief et donc à des jugements d'experts ;
- Le choix de cartographier la totalité du territoire a nécessité des extrapolations pour les zones urbaines non couvertes par les cartographies sources ; l'incertitude relative à ces extrapolations s'accroît avec la distance aux points connus. Les cartographies obtenues avec ce type de manipulations différencient toutefois, au travers de la légende, les valeurs exactes des valeurs calculées. Pour des raisons de lisibilité, cette spécificité n'a pas été conservée pour la cartographie finale des climax. Cette imprécision concerne principalement le sillon industriel sambro-mosan et les camps militaires d'Elsenborn, Marche-en-Famenne et Lagland ;
- Les transformations du format vectoriel au format raster (nécessaires pour les combinaisons de couches) et les transformations inverses introduisent des imprécisions. Néanmoins, ces imprécisions sont limitées par le choix d'une résolution de 10 mètres sur 10 mètres pour le format raster. Cette résolution entraîne la disparition des éléments de taille inférieure à celle-ci, à savoir principalement des rochers et des cours d'eau de petite taille. Ces derniers ont dès lors été traités au format vectoriel.

2.5.2 Cartographie de la portance écologique

2.5.2.1 Aspects conceptuels

La méthodologie développée s'inspire de méthodologies existantes et éprouvées par ailleurs et notamment celle proposée par BERTHOUD (2010), qui pose les bases de l'évaluation de la valeur écologique. La méthodologie CPDT complète cette approche par la prise en compte d'aspects importants pour le caractère opérationnel des cartographies résultantes. Elle vise ainsi à optimiser l'aide à la décision que peuvent apporter ces cartographies. Les aspects ajoutés portent sur les statuts de gestion effective des sites ainsi que sur leurs statuts planologiques.

L'analyse du potentiel territorial global du territoire wallon pour l'ensemble de la biodiversité a impliqué une appréciation par groupes d'espèces, et seuls 4 groupes ont été définis et étudiés. La méthodologie reste néanmoins valide pour d'autres groupes d'espèces ou espèces particulières.

La mise en œuvre de la méthodologie nécessite de nombreux paramétrages que seule une connaissance approfondie des exigences territoriales des espèces analysées peut apporter. Ces paramètres ne pouvaient évidemment pas être obtenus dans le cadre de la présente recherche ; ils sont donc issus de la littérature ou ont été appréciés par l'équipe de recherche.

2.5.2.2 Mise en œuvre

Solidité des cartographies sources : référentiel spatial, plan de secteur, périmètres de protection.

- Le référentiel spatial lui-même est issu de différentes données : IGN Top10v, SIGEC (cartographie sur base cadastrale), MAE, Natura 2000 ; sa précision reste cependant similaire à celle de l'IGN dont une grande partie est conservée ;
- Les périmètres Natura 2000 intégrés au référentiel sont eux-mêmes basés sur l'IGN Top10v et ne correspondent pas nécessairement aux limites des unités de gestion mises en œuvre au niveau parcellaire ;
- Le plan de secteur n'est pas en lui-même une cartographie précise ; son échelle de référence est le 1/10.000 mais une imprécision finale de l'ordre de 25 mètres est possible compte tenu des imprécisions successives liées à l'établissement et à la vectorisation de la carte, et à celles du fond de plan IGN (1980-1993) utilisé en référentiel. Le plan de secteur n'intervient cependant qu'au terme du processus de calcul, pour la portance écologique, sous format raster ;
- Les périmètres de protection ne bénéficient pas nécessairement d'une délimitation très précise. Cependant, ils ne couvrent qu'une très faible partie du territoire (environ 1%) et leur cartographie n'intervient que pour le calcul final de la portance écologique.

Solidité des choix méthodologiques

- Critère de Qualité : basée sur trois critères de naturalité qui ressortent du jugement d'experts mais sont proposés dans la littérature ;
- Critère de Capacité : indice géométrique, critère solide mais moins pour le continuum humide qui a nécessité plus de manipulations ;
- Critère de Fonctionnalité : calcul solide mais sur base de jugement d'experts pour la matrice de coût, inspirée de celles proposées dans la littérature ;
- Indicateur de Valeur écologique : combinaison des trois critères précédents ; absence de pondération (jugement d'experts) ; pas de dégradation de l'information à ce stade ;

- Pour chacun des points précédents, le jugement d'expert intervient pour la détermination des seuils de classification des résultats obtenus. Selon les cas, ce sont les seuils de Jenks ou les quantiles qui ont été retenus après observation de la distribution des valeurs ;
- Dynamiques de soutien : jugement d'experts pour la sélection des périmètres retenus et la cote qui leur est attribuée, à noter que la qualité des pratiques professionnelles agricoles et sylvicoles, pour laquelle les données existantes ne sont que fragmentaires, n'est pas prise en compte dans l'évaluation bien qu'elle s'avère souvent d'une importance cruciale sur le terrain. ;
- Dynamiques d'évolution : jugement d'experts pour l'attribution des cotes (zones et périmètres) ;
- Indicateur de Portance : jugement d'experts pour la pondération où la valeur écologique intervient pour 3/5 et chacune des dynamiques pour 1/5.

Solidité des traitements informatiques

- Les calculs de base ont été menés sous format vectoriel, et les cartographies résultantes ont ensuite été transformées au format raster selon la même procédure (résolution, calage). A part la perte informative de la transformation initiale, plus aucune dégradation de l'information n'est donc introduite par la suite. Pour rappel, les pixels utilisés ont une taille de 10mx10m.

3. APPLICATIONS PRATIQUES

3.1 OPERATIONNALISATION DES RESULTATS

Points clés

L'opérationnalisation des résultats de la recherche a été au cœur du travail de la troisième année de subvention. Elle s'est organisée en plusieurs volets :

- *vulgarisation avec la production de divers documents « textes » en vue notamment d'une mise à disposition en ligne sous format .pdf (notes de recherche, fiches, atlas),*
- *aide à la décision avec la production de cartographies opérationnelles destinées à la mise en ligne sur le Géoportail du SPW pour épauler le travail des agents en charge de l'aménagement ou de la conservation de la nature,*
- *et surtout transfert de compétences au SPW avec la rédaction de notes méthodologiques et discussion avec les agents concernés.*

Les différents outils ont été développés par la recherche au cours de ses deux premières années. Le cahier des charges initial prévoyait, pour la troisième et dernière année, le test de scénarios d'aménagement en vue d'évaluer leurs impacts potentiels sur la biodiversité. Cependant, à la demande du Comité d'accompagnement, une présentation de ces outils a été organisée lors des Midis de la DGO3 en juin 2013 de manière à cerner les attentes des principaux utilisateurs potentiels, à savoir les agents du SPW. Un sondage a donc été réalisé auprès des participants afin de recueillir l'information à ce sujet. C'est sur la base de ces réponses que l'opérationnalisation des résultats a été organisée.

3.1.1 Vulgarisation : série « Les lignées climaciques de Wallonie »

Destinées à accompagner la cartographie des climax, des fiches descriptives ont été réalisées pour les 18 lignées climaciques principales identifiées sur le territoire régional. Comportant une vingtaine de pages, ces fiches abordent successivement différents aspects propres aux lignées climaciques et à leur inscription sur le territoire régional largement artificialisés. Les points traités sont illustrés dans la figure 8. Les fiches incluent les cartographies en lien avec les points traités, les tableaux statistiques correspondants et, le cas échéant, le positionnement relatif de la lignée par rapport aux 17 autres, afin d'évaluer sommairement la qualité de la lignée pour le point considéré. Elles se concluent par un bilan, des recommandations et une analyse AFOM.


Une notice explicative a également été rédigée. Elle fournit quelques commentaires utiles par rapport au contenu des fiches et à son interprétation. En outre, une fiche récapitulative reprend chaque point traité (et certains points complémentaires) simultanément pour l'ensemble des lignées climaciques.

L'ensemble de ces documents accompagne ce rapport (Annexe RI4.2: Lignes climaciques ; fichier : CPDT_RF_Octobre_2014_Annexe_RI4-2_Lignes.pdf) et sera très prochainement disponible en ligne sur le site de la CPDT. 200 tirages papier sont également prévus.

Page de couverture

Illustrations photographiques de différents aspects de la lignée climacique

Numérotation repositionnant la lignée dans l'ensemble des climax



12

Lignée des hêtraies acidoclines, des érablaies-ormales de ravin et des chênaies-charmaies schisteuses

Dénomination de la lignée en termes accessibles

Double page « Caractérisation générale »

Caractérisation générale de la lignée

Rappel du positionnement typologique

Cartographie

Positionnement de la lignée dans la typologie

Développement de la série évolutive

Caractérisation écologique

Spécification des dimensions évolutives et co-évolutives

Détail du stade avec indices et espèces

Figure 8-1 : Aperçu de la structure et du contenu des fiches descriptives

Double page « Extension territoriale »

Cartographie de la lignée avec distinction de la partie urbanisée de fait et référentiel des zones agro-géographiques au lieu des territoires écologiques

Détail de la répartition selon les zones agro-géographiques

Extension territoriale

Cette ligne climatique est la plus étendue sur le territoire régional dont elle représente plus de 20%. Elle est présente au sein de 82% des communes de Mayenne.

Le réseau typique moyen principal est représenté par une grande partie de la limite régionale. Le réseau typique haut principal est représenté par la limite de la N502 essentiellement au sud et de la Mayenne, à partir du sud Coucé et de l'est de Laigné. Le caractère écopaysan est marqué et s'étend sur les zones où les milieux culturels affaiblissent ou se situent à l'abandon.

La limite orientale est la zone agro-géographique qui, à la fois, inclut les plus grandes superficies de N502 > plus de 200 000 hectares au 05/05/2014 - et est caractérisée de la manière la plus importante par cette ligne. N502 est aussi bien représentée en Haute Mayenne que de 10 à 15 de son extension qui s'étend plus de 80% de la zone agro-géographique. La limite zone incluse de grandes superficies de N502 est la Paysse Française avec plus de 60 000 hectares et la zone de la surface de la zone. La Lorraine et le Pays de Mayenne sont également caractérisés à plus de 50% par la ligne. A l'inverse, la ligne climatique est peu présente en Haute Mayenne, où elle ne dépasse que 4 000 hectares, dont une surface agricole non négligeable, mais qui en termes relatifs ne représente que 0,5% de la ligne et 2,5% de la zone agro-géographique.

La continuité spatiale théorique de cette ligne climatique est bien élevée, ce qui lui assure des conditions très favorables en termes de connectivité potentielle. L'urbanisation qui est au cœur de son développement au sud, des zones, des zones forestières et des zones à un autre réseau. Néanmoins la présence de ces zones non agricoles à 50% de leur territoire national. Cependant, cette ligne climatique est mieux représentée à plus de 5 hectares, ce qui est le meilleur score pour l'ensemble des lignes climatiques.

Zone agro-géographique	Superficie (ha)	Surface (ha)	Surface (ha)	Surface (ha)
Mayenne (France) (France)	12 187	1,7	1,7	1,7
Mayenne (France) (France)	13 294	1,8	1,8	1,8
Mayenne	4 204	0,6	0,6	0,6
Mayenne (France)	14 081	2,3	15,6	15,6
Mayenne	107 297	9,8	29,0	29,0
Pays de Mayenne	26 386	3,8	59,6	59,6
Pays de Mayenne	28 382	3,9	49,7	49,7
Mayenne (France)	208 000	10,2	89,2	89,2
Mayenne (France)	133 586	10,1	63,7	63,7
Mayenne	54 094	7,8	59,0	59,0
Total	371 893	11,2	41,8	41,8

Sources : Cartographie des zones agro-géographiques (ZAG), etc.

Intégration des sources et de la date des données (partout dans la fiche)

Double page « Occupation du sol »

Cartographie de la lignée suivant le référentiel spatial ECODYN3 et figuration du découpage communal

Commentaire analytique

Occupation du sol

Profil (2 221 km²) et parcelles (2 190 km²) sont les occupations les plus représentées au sein de la MMO. Ces occupations sont, elles, en continuité plus ou moins importante de la superficie. Les parcelles et zones agricoles sont ainsi délimitées dans l'ensemble plus ou moins continu de la ligne climatique. Les surfaces d'habitat sont en revanche plus fragmentées (186 km²) et les constructions qui y sont spécifiquement affectées (habitat individuel, collectif, industriel et commercial) sont plus dispersées.

Les occupations les moins représentées sont celles de zones d'eau, marais et tourbières, prairies naturelles et autres, terres, bruyères et végétation rudérale, terres agricoles de 190 km², soit la partie 5,5% de l'ensemble de la ligne climatique. Il s'agit principalement de la surface agricole la plus élevée de la ligne climatique, la surface relative étant toutefois caractérisée à cette échelle par un CMO (coefficient de modification) négatif, ce qui signifie que les parcelles agricoles sont moins représentées que les parcelles agricoles de la ligne climatique. Ce réseau correspond à une partie importante des surfaces agricoles de la ligne climatique et représente 7,2% de cette occupation du sol en Mayenne.

2 00% de la superficie agricole sont occupées par cette ligne climatique, soit plus de 200 km², soit approximativement 10% du territoire (habitat individuel, collectif, industriel, commercial).

Les forêts liées au NMO représentent 60% de la forêt nationale, alors que les parcelles correspondant à 50% des parcelles agricoles sont occupées par cette ligne climatique. Les occupations les plus importantes sont les surfaces agricoles affectées aux occupations à des destinations importantes sur l'ensemble de la ligne climatique.

Les forêts de la MMO sont caractérisées par un CMO positif de 47%, ce qui signifie que les surfaces de la MMO sont plus représentées que les surfaces de la ligne climatique.

Occupation du sol	Superficie (ha)	Proportion relative à la superficie (ha)	Proportion relative à la superficie de la ligne climatique (ha)
Pays de France	883	0,1	9,1
Communes de Mayenne	84	0,0	1,8
Forêts de France (hors forêts communales)	8	0,0	0,1
Forêts communales	17	0,0	0,2
Forêts privées et publiques	298	0,1	3,8
Forêts publiques et privées (hors forêts communales)	261 000	11,2	53,2
Forêts privées et publiques (hors forêts communales)	1 198	0,0	14,1
Forêts privées et publiques (hors forêts communales)	1 122	0,0	13,7
Forêts communales	28 078	0,0	34,8
Forêts de France	20 118	0,1	89,1
Forêts privées	20 118	0,1	89,1
Forêts publiques	406	0,0	4,0
Forêts privées	8	0,0	0,0
Forêts publiques	38 912	11,2	11,9
Forêts privées, terres agricoles et TSC	1 898	0,0	18,2
Forêts et surfaces agricoles	21 124	0,0	11,1
Forêts communales	21 108	0,0	11,0
Forêts privées	11 072	0,0	11,0
Forêts publiques	298	0,0	0,8
Forêts et surfaces	1 111	0,0	11,1
Total	761 893	100,0	41,8

CLASSEMENT DE LA LIGNE EN TERMES DE SURFACES NATURELLES en valeur absolue

en valeur absolue

en valeur relative

Visualisation du classement de la lignée

Détail de la répartition selon les occupations

Figure 8-2 : Aperçu de la structure et du contenu des fiches descriptives

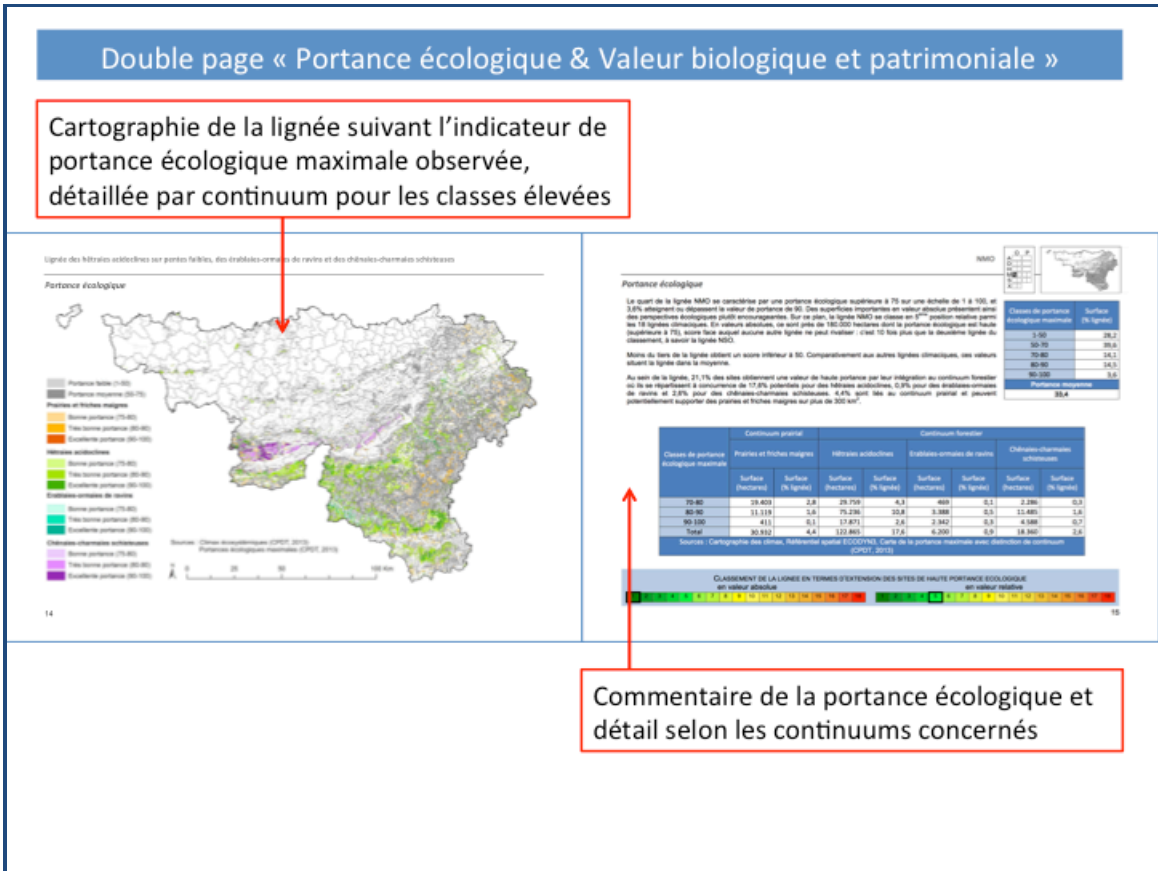
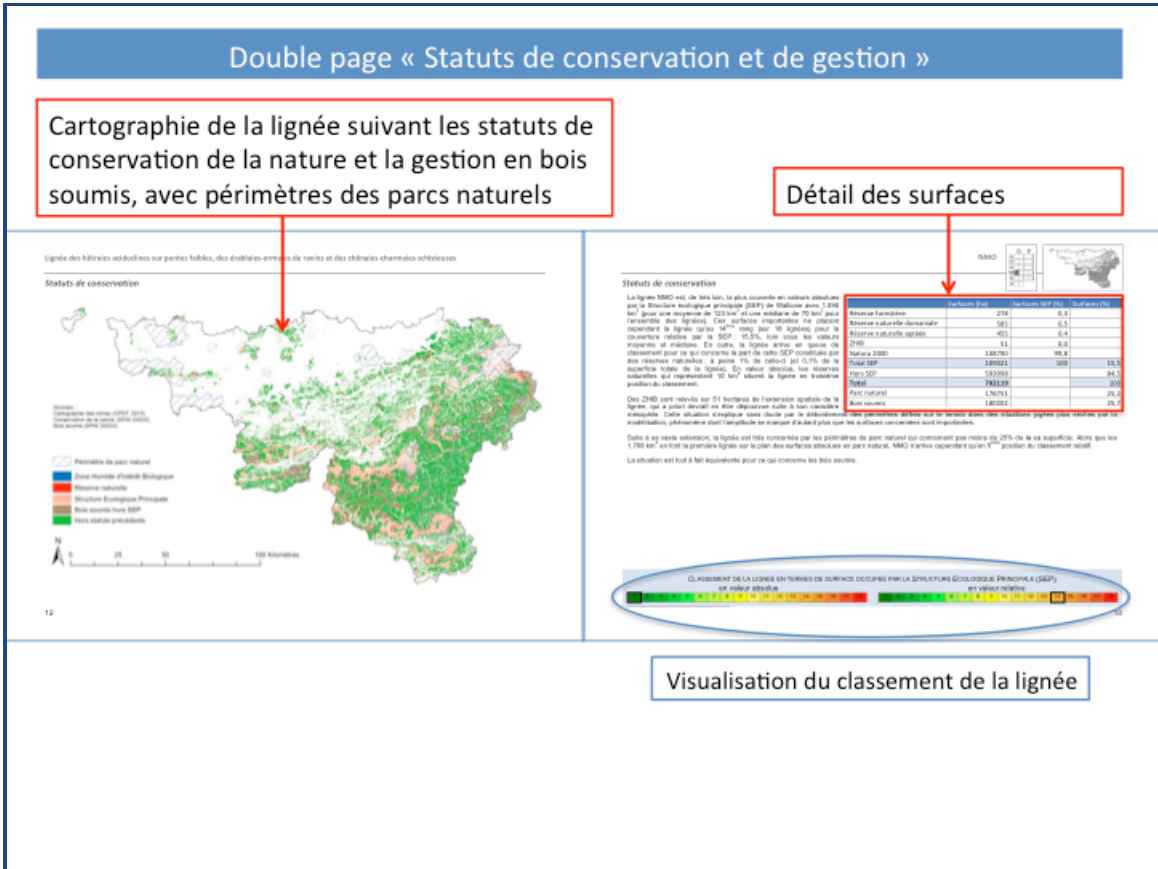


Figure 8-4 : Aperçu de la structure et du contenu des fiches descriptives

Page « Valeur biologique et patrimoniale »

Lignée des habitats actives, des habitats semi-naturels et des habitats caractéristiques

Valeur biologique et patrimoniale

Exposition forte des prairies marges des étages sub-montagnards à montagnards dont la présence sur le territoire est plus restreinte, les habitats qui composent cette lignée sont relativement fréquents. Ils présentent généralement une forte diversité dont les espèces sont assez abondantes et par conséquent peu menacées sur le plan patrimonial. Ces habitats sont néanmoins intéressants pour la faune et la flore, notamment à la fois des espèces éphémères qu'ils accueillent sur le territoire.

Du point de vue floristique, les habitats forestiers sont par ailleurs intéressants pour leur richesse en Bryophytes spécialisés.

Les prairies marges sur sol acides sont liées à la préservation de pratiques agricoles extensives qui assurent également le paysage visible, principalement en Ardennes et Haute-Ardenne. Encore aujourd'hui, ces pratiques extensives favorisent l'accueil de nombreuses espèces, en particulier d'insectes et d'oiseaux (ex. : Vautour des pins, Grand prêtre, etc. des prairies, chouette des champs...).

ESPÈCES RECOMMANDÉES POUR LA PLANTATION D'ARBRES ET ARBUSTES

Hêtres (Fagus sylvatica)
 Chêne pédonculé (Quercus robur)
 Chêne sessile (Quercus petraea)
 Merisier (Prunus avium)
 Pommier (Malus sylvestris)
 Orme de montagne (Ulmus glaberrimus)
 Bouleau verticillé (Betula pendula)
 Saule marsault (Salix caprea)
 Peuplier tremble (Populus tremula)
 Aulnaie à deux étages (Salix elaeagnifolia)
 Prunellier (Prunus spinosa)
 Noyer des chênes (Juglans regia)
 Bourdaine (Fraxinus alba)
 Sureau à grappes (Sambucus racemosa)
 Nerf (Alnus glutinosa)
 Saule à bords (Salix alba)
 Chêne vert (Quercus ilex)
 Houx (Ilex aquifolium)

Page « Bilan et recommandations générales »

NMO

Bilan et recommandations générales

Cette lignée, la plus abondante sur le territoire régional, est adaptée surtout, au niveau du sol, à l'acidité moyenne à forte qu'il s'agit de. La forte exposition d'ailleurs la pénalise position tant en termes d'occupation du sol que d'affectation territoriale et le quart de l'extension territoriale de la lignée est gérée par le ONF. Les prairies composent le tiers du NMO.

1. Recommandation 1 : améliorer la gestion par le ONF au vu de l'augmentation de la surface

Options possibles :

- adopter de nouvelles espèces de non intervention au sein des boisements
- veiller à une bonne représentation des différents stades de maturité du climat
- développer les feuillus en tubes réguliers plutôt que les résineux (sauf problèmes de Code forestier) ou les feuillus en tubes réguliers

2. Recommandation 2 : renforcer le rôle des prairies dans l'impulsion écologique de la lignée climatique

Options possibles :

- stimuler l'implantation de bases en bordure des prairies, notamment en connexion avec les boisements
- développer l'exploitation des prairies (SMAE...)

3. Les surfaces protégées sont importantes en termes abiotiques, elles sont par contre relativement faibles en termes relatifs alors qu'il s'agit de la lignée climatique la plus représentative du territoire régional. Les meilleures scores de performance abiotique désignent la forêt d'Ardennes et le bois d'Ardenne comme étant les meilleurs supports à la biodiversité en vue de la mise en place d'une réserve naturelle de grande superficie.

3. Recommandation 3 : améliorer les superficies protégées

Options possibles :

- adopter de nouvelles réserves naturelles principalement sur les sites de haute performance écologique pour le continuum forestier
- adopter de nouvelles zones naturelles en compensation des sites d'urbanisation sur le territoire de la lignée climatique

La zone urbanisable au sein du NMO est relativement peu étendue mais compacte, en valeur absolue, de vastes espaces actuellement à moitié entièrement urbanisés de fait. Le sol et les modes existants ont déjà occasionné une importante fragmentation de la zone d'extension de la lignée climatique. De grandes surfaces de prairies et, dans une moindre mesure, de forêts, sont potentiellement urbanisables, de même que plusieurs dizaines de ha de surfaces d'occupations de type rural. Plus de terre des zones d'aménagement communal concurrencé de Belgique, occupées essentiellement par des prairies, sont situées au sein du NMO.

3. Recommandation 4 : améliorer les superficies protégées

Options possibles :

- changer le statut phytosociologique des surfaces de type rural actuellement urbanisables et présentant une superficie suffisante pour leur conférer un statut de zone naturelle
- définir des sites de réserve naturelle afin de préserver au mieux l'impact non impactabilité
- veiller au maintien de la connectivité des sites de la lignée et prendre les mesures compensatoires adaptées en cas de nouvelle fragmentation de la zone d'extension du NMO

3. Recommandation 5 : améliorer les infrastructures de l'urbanisation possible

Options possibles :

- améliorer la connectivité à la fois à été interrompue par les principales infrastructures de transport

Liste des principales espèces recommandées

Page finale : analyse AFOM

Lignée des habitats actives, des habitats semi-naturels et des habitats caractéristiques

+ ATOUTS	- FAIBLESSES	OPPORTUNITÉS	▲ MENACES
<ul style="list-style-type: none"> - Bien représenté sur le territoire régional - Distribution spatiale favorable à la migration des espèces de la lignée - Support à la biodiversité abiotique certaines espèces rares - Hétérogénéité et lieu de refuge de nombreuses espèces communes - Cadre à l'extension de ses forêts, la lignée contribue à la régulation des crues - Service de régulation du climat - Bonne contribution à la pollution - Bonne productivité en termes de biomasse, bois d'œuvre, bois de chauffage - Attraits du point de vue touristique (chasses, randonnées) 	<ul style="list-style-type: none"> - Fortement fragmenté par l'urbanisation - Forte artificialisation des forêts de la lignée 	<ul style="list-style-type: none"> - Possibilité de restauration d'habitats d'intérêt communautaire prioritaires (NMO) et d'intérêt communautaire (SIC), S230, S150, S120, S125 - Importantes surfaces de haute performance écologique - Importantes surfaces dont la performance écologique est améliorée - Possibilité de renforcement des continuités forestières et pastorales - Agriculture extensives - Possibilité d'urbanisation sans pertes conséquentes de biodiversité - Possibilité de développements touristiques 	<ul style="list-style-type: none"> - La lignée présente une faible mesure de performance abiotique - Risque de perte d'habitat significative en raison de l'urbanisation et de l'industrialisation - Nécessité de mieux reconnaître par la surévaluation et l'identification agricole - Sensibilité importante à l'attribution

Figure 8-5 : Aperçu de la structure et du contenu des fiches descriptives

3.1.2 Transfert de compétences au SPW

En complément des rapports de recherche, deux notes méthodologiques ont été rédigées et communiquées aux agents du SPW (via P. ENGELS, DGO3, DEMNA).

La première note décrit en détail la méthodologie d'établissement de la cartographie des climax, y compris les traitements préliminaires opérés sur les cartes de base (CNSW, MNT...).

La seconde note aborde la méthodologie relative au calcul de l'indicateur de portance écologique tel que développé pour l'évaluation des continuums forestier, prairial, agraire et humide. L'ensemble du paramétrage retenu y est précisé, de même que les modalités concrètes dans l'usage du logiciel SIG.

Ces notes ont été transmises au SPW fin février 2014, en même temps que des extraits cartographiques permettant l'application concrète de la méthodologie sur un territoire de taille suffisante, mais plus petit que celui de la Wallonie. Les temps de calcul sont en effet très importants lorsqu'il s'agit de réaliser les traitements informatiques en question, et l'objectif n'était pas de reproduire l'ensemble des résultats mais de vérifier la capacité effective à les reproduire.

P. ENGELS, membre du Comité d'accompagnement et personne ressource au SPW pour ce volet de la recherche, a appliqué personnellement la procédure et vérifié sa capacité à maîtriser la méthodologie. Ensuite, il a transmis la documentation aux agents du SPW pressentis pour tenter également ce travail. Compte tenu du planning déjà bien rempli de ces agents et du temps relativement important nécessaire à l'assimilation de la méthodologie, la réunion avec l'équipe de recherche pour discuter de celle-ci et des choix de paramétrages opérés s'est tenue en octobre au centre de formation du SPW à Namur. Cette réunion fut l'occasion pour les chercheurs de répondre aux interrogations subsistantes relatives à la méthodologie proposée. Les résultats issus de l'application de cette méthodologie ont été discutés et des voies d'amélioration et d'affinement du modèle ont été discernées. Celles-ci ne pourront toutefois pas être opérées par les chercheurs d'ici la fin de la subvention. Le compte-rendu de la réunion est fourni ci-après en annexe au point 6.6.

3.1.3 Mise en ligne des cartographies opérationnelles

La mise en ligne de cartographies originales produites par la recherche vise à mettre à disposition des agents du SPW et des communes ainsi que des acteurs intéressés (bureaux d'études...) des documents opérationnels pour leur pratique professionnelle.

Deux cartes sont proposées à cet effet : l'une des climax (avec en fond en grisé les structures et routes IGN en guise de repérage), l'autre de la portance écologique maximale observée (tous continuums confondus).

La première carte renvoie directement et explicitement aux fiches descriptives des climax concernés. En outre, elle permet :

- d'une part une bonne visualisation des continuités écologiques sur le territoire (indépendamment de l'occupation du sol) ;
- d'autre part des choix judicieux en matière de (recommandations de) plantations dans les projets d'urbanisme.

La seconde carte vise à une meilleure prise en compte du capital et du fonctionnement écologique en réseau dans ces mêmes projets, notamment dans le cadre de la mise en œuvre de la partie non urbanisée des zones urbanisables ainsi que dans celle des zones d'aménagement communal concerté. A cette fin, elle met en évidence la portance écologique actuelle des sites potentiellement urbanisables. Cette carte est structurée de la sorte :

- Référentiel spatial Ecodyn 3 en fond de plan (visible par transparence) : structures, routes, rail,
- Aplats en dégradé de couleur : portance écologique maximale tous continuums confondus,
- Périmètres en surimpression : Structure Ecologique Principale provisoire (SEPP) ainsi que zone urbanisable, zone d'aménagement communal concerté et zone naturelle (éventuellement zone d'extraction).

En termes opérationnels, une telle carte rend possible différents constats et permet ainsi d'orienter les choix d'aménagement. Par exemple :

- La mise en évidence en surimpression de l'extension globale des différentes zones urbanisables combinée au figuré sous-jacent de l'IGN permet de distinguer la part encore non urbanisée de ces zones urbanisables, tout en informant par rapport à leur portance écologique. Cette lecture est également possible pour les zones d'aménagement communal concerté (ZACC). La carte permet donc de hiérarchiser, du point de vue écologique, l'impact de la mise en œuvre de tout ou partie d'une zone urbanisable ou d'une ZACC.
- La figuration des valeurs de portance, lue en relation avec la cartographie des climax, permet d'évaluer l'impact de projets introduisant une fragmentation, ainsi que, à l'inverse, la recherche de connexions écologiques compensatoires de bonne portance.
- La carte montre également la portance écologique des périmètres des zones naturelles du plan de secteur. De faibles valeurs de portance devraient amener les aménageurs à se poser la question du respect des impositions relatives à cette zone voire à la pertinence de son périmètre.
- La carte montre les sites existants dont la portance écologique est élevée. Souvent, ces sites sont inclus dans la Structure Ecologique Principale (SEP) dont le périmètre figure de manière très lisible. Il en existe cependant en dehors de celle-ci. La carte amorce ainsi la réflexion relative au renforcement de la SEP. Par rapport à la SEP existante, les variations de portance écologique observables peuvent orienter les mesures à mettre en place sur le terrain pour renforcer l'intérêt écologique de l'ensemble.

Les cartographies seront mises en ligne et seront accompagnées de métadonnées détaillées qui précisent l'interprétation qui peut en être faite et renvoient vers les documents de référence produits par la recherche.

Des extraits cartographiques de ces deux cartes sont fournis à titre exemplatif aux figures 9 et 10.

Parallèlement à cette mise en ligne sur le site du SPW, un module cartographique a été ajouté à la base de données en ligne, BIOGEOnet. Cette nouvelle interface, baptisée « BIOGEOnet carto » permet d'accéder à différentes cartographies en ligne et d'y afficher des données inventoriées au sein de la base de données. L'accès à ces cartes est cependant restreint aux personnes inscrites sur le site. L'inscription se fait à la demande auprès du responsable du site.

La carte des climax écosystémique et celle de la valeur écologique (toutes deux au format raster) ont été intégrées dans ce module.

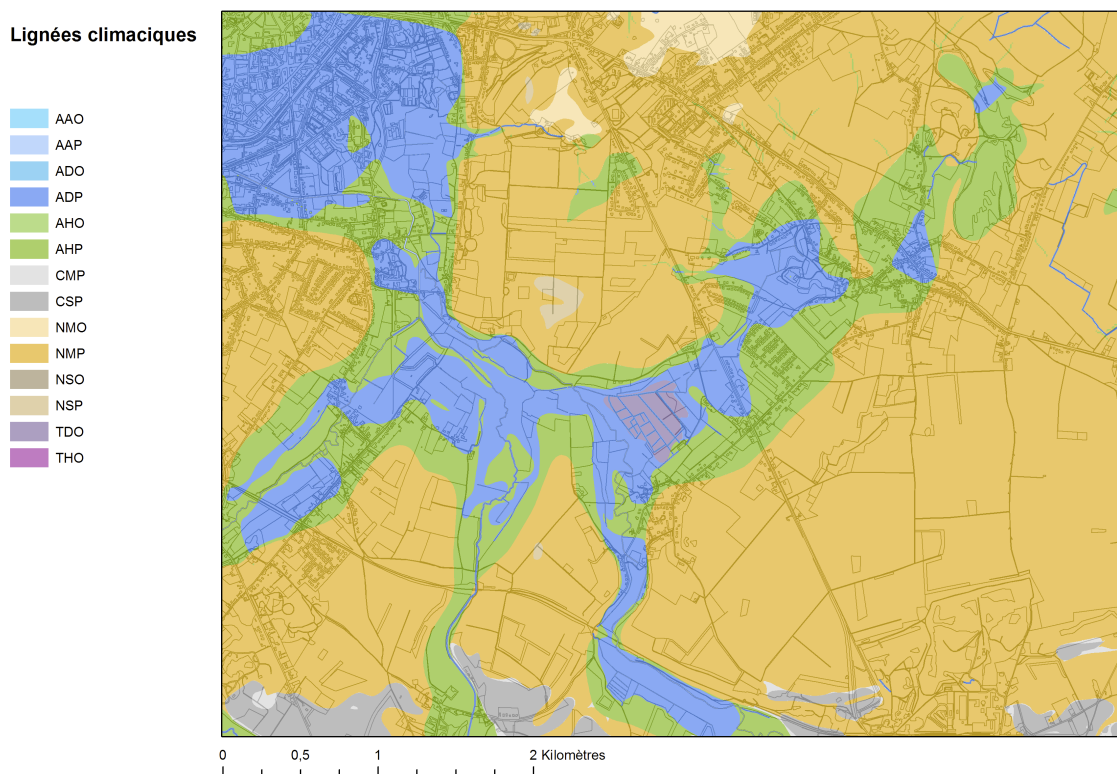


Figure 9 : projet de cartographie pour la mise en ligne des données de la carte de climax.

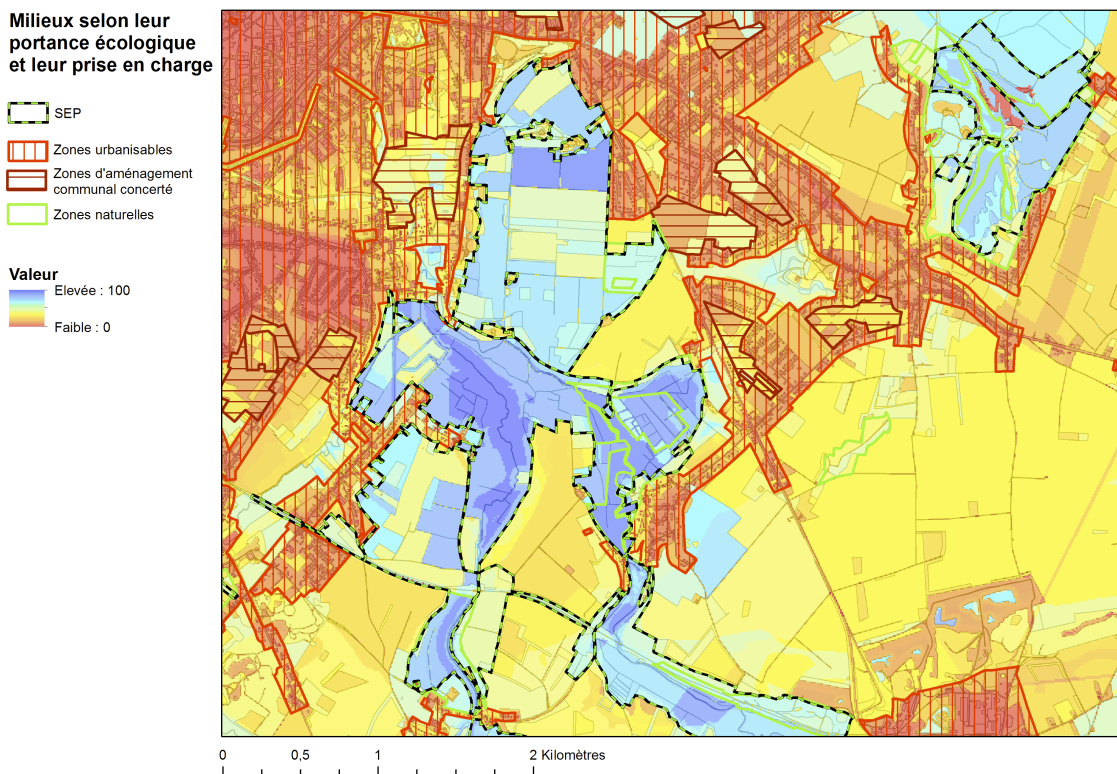


Figure 10 : projet de cartographie pour la mise en ligne des données de portance écologique.

3.2 UTILISATION DE LA METHODOLOGIE POUR UNE ANALYSE CIBLEE : LE CAS DES PELOUSES CALCAIRES

Point clés

Le potentiel global du territoire wallon en tant que support aux espèces des pelouses calcaires a été étudié au moyen de la méthodologie développée. L'analyse de la portance écologique a été transposée de manière ciblée en constituant un continuum spécifique pour ces espèces et en choisissant un paramétrage représentatif de leur sensibilité.

La cartographie obtenue localise et hiérarchise les différents sites appropriés aux pelouses calcaires sur le territoire wallon et permet une analyse objectivée du réseau écologique correspondant. Elle apporte ainsi une aide à la décision permettant d'opérer les choix de gestion les plus judicieux.

Le travail relatif aux pelouses calcaires est décrit en détail au sein de la Note de recherche 48²⁴.

3.2.1 Identification du Continuum calcicole

La modélisation des végétations climaciques permet de localiser les sites potentiels les plus adaptés à cette biocénose spécifique, alors qu'aucune cartographie exhaustive de ces sites n'existait jusqu'à présent. La lignée CSO est la principale visée pour le développement spontané et stable de pelouses calcaires méso-xérophiles. Le maintien de celles-ci y est essentiellement lié au pâturage par des ovins qui empêchent la croissance des graminées et l'installation des ligneux. Les conditions de la lignée CXO, plus sèches, ne permettent pas *a priori* l'accueil de la même flore mais bien le développement de pelouses xériques dont la végétation rase peut attirer des insectes communs à la lignée CSO. Ces pelouses, installées sur rochers calcaires, sont stables en dehors de toutes perturbations et ne nécessitent dès lors que très peu de gestion. Enfin, la lignée CMO, plus humide, est plutôt propice aux prairies mésophiles pouvant accueillir différentes espèces des pelouses calcaires en associations avec les graminées typiques des sols pauvres. La gestion de ces prairies est généralement opérée par une fauche tardive avec export du produit de fauche mais peut être menée par pâturage extensif par des bovins ou des ovins. La prise en compte conjointe de ces trois lignées permet de rechercher des continuités spatiales pour les espèces qui les fréquentent, augmentant la fonctionnalité écologique du continuum tout en facilitant la gestion de ce dernier (par exemple en identifiant un périmètre suffisamment vaste et continu pour que leur gestion par un troupeau mené par un berger rémunéré soit envisageable).

Un continuum spécifique au groupe écologique cible des espèces liées aux milieux calcaires pauvres a donc été défini afin de lui appliquer la méthodologie d'évaluation de la portance écologique.

La zone d'extension de ce continuum est établie sur base des lignées calcicoles pauvres CXO et CSO, *a priori* les plus aptes à abriter des pelouses calcaires. Cette zone d'extension est complétée par les sites effectifs, identifiés sur le terrain, renseignés via la cartographie Natura 2000, et que la cartographie des sols n'avait pas permis d'identifier lors de la modélisation des climax (fosses d'extraction, charge en graviers...).

²⁴ Hendrickx S., van der Kaa C. sous la direction de Sérusiaux E., 2014. Pelouses calcaires : une application de la portance écologique pour le renforcement du réseau écologique. CPDT, note de recherche n°48, 31 p.

Dans cette approche, la lignée CSO est envisagée, conformément à la typologie ECODYN, en tant que support fondamental du groupe écologique visé, mais CXO participe également en jouant un rôle de réservoir pour diverses espèces. Bien que plus secs, les milieux rocheux de CXO sont en effet souvent en rapport étroit avec des pelouses calcaires ou au moins avec des lambeaux de celles-ci présents dans leurs anfractuosités.

Le détail de la constitution du continuum est fourni au tableau 17.

Continuum	
Extension	{ CSO moins la partie déjà urbanisée + CXO } + Pelouses effectives
	Partie urbanisée = Bâti (structures et bâtiments), plans d'eau, routes (sauf chemins, sentiers et coupe-feux) et rails.
Zones nodales	retrait par rapport au bâti, aux routes (sauf locales), jardins, pelouses artificielles, stériles, et au rail de 30m
	retrait par rapport aux cultures de 50m (= cultures, prairies temporaires, vignes et vergers BT)
	seuil de taille de 1 ha
Marges écotonales	100m autour de la zone d'extension
Zones de connexion potentielles	buffer +/- de 500m sur la couche union CXO + CSO + CMO et CSP dont la partie artificialisée (bâti, routes, TGV, plans d'eau) est ôtée
Matrice	carrières en activité et fosses d'extraction, sur socle calcaire

Tableau 17 : Principes de détermination du continuum calcaire pauvre

3.2.2 Portance écologique du Continuum calcicole

Le calcul de la portance écologique du continuum ainsi défini est similaire, dans sa méthode, à celui mené précédemment pour les continuums forestier, agraire, prairial et humide. Pour rappel, il se résume par la formule suivante :

$$\text{Portance} = (\text{valeur écologique} \times 3) + \text{dynamiques de soutien} + \text{dynamiques d'évolution}$$

Les dynamiques de soutien et d'évolution n'ont pas varié par rapport à ce qu'elles étaient pour l'analyse déjà menée pour les continuums précédents. En revanche, pour les facteurs définissant la valeur écologique, plusieurs ajustements ont été opérés en fonction de l'objectif poursuivi qui est de mettre en évidence les sites les plus favorables à une restauration potentielle.

3.2.2.1 Facteur Qualité

Trois indicateurs cette naturalité ont été retenus :

- la naturalité en fonction du continuum, qui consiste à attribuer une valeur différente en fonction des zones du réseau écologique, la valeur maximale étant attribuée aux zones nodales. L'évaluation de la naturalité de continuum tient compte en outre du caractère favorable de la présence d'un contexte calcaire dans la valeur attribuée aux zones de connexion et à la matrice. Ainsi, en contexte calcaire, ces zones voient leur valeur majorée de 1 (voir tableau 18).
- la naturalité en fonction du contexte écologique, c'est-à-dire le niveau d'intervention anthropique nécessaire pour l'établissement de l'occupation du sol constatée par rapport aux conditions écologiques locales. Dans le cas présent, il s'agit davantage d'un critère de restaurabilité, traduisant, en fonction de l'occupation actuelle du sol, la difficulté de restauration d'une pelouse calcaire (exemple : une forêt sera plus difficilement restaurable en pelouse qu'une prairie, en raison de l'enracinement des arbres et des possibilités de rejets). Dès lors, une grille spécifique a été utilisée pour le calcul de la naturalité de contexte (voir tableau 19). Celle-ci favorise évidemment le contexte calcicole par rapport aux autres contextes écologiques, mais distingue également au sein du contexte calcicole des valeurs différentes en fonction de la pente et de l'exposition.
- la naturalité au sens inverse de l'artificialisation ; cet indicateur est conservé tel que dans la méthodologie initiale.

Ces différents indicateurs sont, conformément à la méthodologie d'origine, évalués sur une échelle de 1 à 5. En les appliquant sur base d'un référentiel de l'occupation du sol, on obtient une cartographie de la naturalité du territoire wallon selon les trois indicateurs. Le référentiel d'occupation utilisé ici est celui développé spécifiquement dans le cadre de la recherche, qui optimise la description de l'occupation biologique des sols.

Critère de qualité : naturalité de continuum	
zone nodale	5
zone d'extension	4
marge écotonale	3
zone de connexion	2 3 si CMO ou CSP
matrice	1 2 si CMP

Tableau 18 : Cotes attribuées à l'indicateur de naturalité du continuum

3.2.2.2 Facteur Capacité

Ce facteur est inchangé par rapport à la méthodologie initiale. L'indicateur retenu est l'indice de compacité calculé en appliquant la formule suivante :

$$I_{co} = 4 \pi A^2 / P^2 \quad (A = \text{aire de l'objet étudié ; } P = \text{son périmètre})$$

Occupation du sol actuelle	Contexte calcicole			Autres contextes
	Pente faible	Pente forte		
		Bien exposée	Mal exposée	
Végétation rudérale basse	4	5	4	1
Végétation rudérale buissonneuse	3	4	3	1
Landes ouvertes	4	5	4	1
Landes buissonneuses ou avec feuillus	3	4	3	1
Landes avec conifères	3	4	3	1
Tourbières	0	0	0	0
Broussailles	3	4	3	1
Pelouses naturelles (Natura 2000)	5	5	5	1
Sables	5	5	5	1
Rochers	5	5	5	1
Pelouses artificielles (non Natura 2000)	4	5	4	1
Prairies permanentes	4	5	4	1
Prairies permanentes peu intensives	5	5	5	1
Prairies temporaires	2	3	2	1
Tournières enherbées	2	3	2	1
Cultures	2	3	2	1
Jardins	3	4	3	1
Pelouses métallifères	5	5	5	1
Vergers de basses tiges et vignes	2	3	2	1
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	2	3	2	1
Pépinières	2	3	2	1
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	3	4	3	1
Peupleraies	2	3	2	1
Forêts feuillues en taillis	2	3	2	1
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	2	3	2	1
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	2	3	2	1
Forêts de conifères	2	3	2	1
Forêts mixtes sans dominants	2	3	2	1
Forêts mixtes à feuillus dominants	2	3	2	1
Forêts mixtes à conifères dominants	2	3	2	1
Cours d'eau non navigable	0	0	0	0
Cours d'eau navigable	0	0	0	0
Canaux	0	0	0	0
Meuse	0	0	0	0
Marais profonds et roselières	0	0	0	0
Lacs, étangs, mares, bassins	0	0	0	0
Stériles	2	3	2	1
Réseau routier : autoroutes, nationales, liaison, locales	1	1	1	1
Réseau routier : chemins de terre, sentiers, coupe-feux	4	5	4	1
Rail : TGV	1	2	1	1
Rail : réseau non TGV	1	2	1	1
Bâtiments (structures) et cultures maraîchères sous verre	1	1	1	1

Tableau 19 : Valeur de contexte des occupations du sol pour l'indicateur de naturalité de restauration du continuum calcaire pauvre

3.2.2.3 Facteur fonctionnalité

Les modifications apportées à la méthodologie initiale incluent :

- la prise en compte d'une matrice de résistance spécifique (voir tableau 20)
- l'absence de prise en compte du caractère bocager,
- l'ajout d'un critère de densité afin de tenir compte de la proximité entre les pelouses calcaires qui forment déjà un réseau.

OCCUPATIONS DU SOL	Continuum calcicole
Végétation rudérale basse	30
Végétation rudérale buissonneuse	100
Landes ouvertes	100
Landes buissonneuses ou avec feuillus	100
Landes avec conifères	100
Tourbières	100
Broussailles	100
Pelouses naturelles (Natura 2000)	0
Sables	5
Rochers	0
Pelouses artificielles (non Natura 2000)	5
Prairies permanentes	5
Prairies permanentes peu intensives	0
Prairies temporaires	30
Tournières enherbées	30
Cultures	100
Jardins	30
Pelouses métallifères	5
Vergers de basses tiges et vignes	100
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	100
Pépinières	100
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	30
Peupleraies	100
Forêts feuillues en taillis	100
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	100
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	100
Forêts de conifères	100
Forêts mixtes sans dominants	100
Forêts mixtes à feuillus dominants	100
Forêts mixtes à conifères dominants	100
Cours d'eau non navigable	100
Cours d'eau navigable	100
Canaux	100
Meuse	100
Marais profonds et roselières	100
Lacs, étangs, mares, bassins	100
Stériles	30
Réseau routier : autoroutes, nationales, liaison, locales	100
Réseau routier : chemins de terre, sentiers, coupe-feux	30
Rail : TGV	5
Rail : réseau non TGV	5
Bâtiments (structures) et cultures maraîchères sous verre	100

Tableau 20 : Matrice de résistance pour le calcul de la distance de coût et de la fonctionnalité du continuum calcaire pauvre

Le critère de densité a été obtenu en convertissant la zone d'extension et le réseau existant de pelouses calcaires, établi sur base des relevés Natura 2000, en deux grilles de points. La distance entre les points est de 100 mètres et la distance maximale entre un point et les polygones à l'origine de celui-ci est de 40 mètres. Ces deux grilles de points ont été utilisées pour évaluer la densité de pelouses calcaires effectives (à partir du réseau de pelouses calcaires existant) et potentielles (à partir de la zone d'extension) en appliquant l'outil de densité de noyau de Spatial Analyst. Les deux résultats de ces calculs de densité ont été classés en 4 classes (dont les valeurs vont de 2 à 5) avec l'outil de reclassement de Spatial Analyst. Les seuils ont été définis par la méthode des quantiles. Les deux couches résultantes ont ensuite été combinées en calculant leur moyenne. Cette moyenne a ensuite été croisée avec la couche résultante du test de distance de coût, de nouveau par une moyenne entre les deux couches. On notera que la couche issue du calcul de densité ne comporte pas de valeur 1, ceci afin de ne pas dégrader trop fortement la cote de la couche issue du test de la distance de coût.

3.2.3 Résultats

Les diverses cartographies résultantes sont fournies dans l'Atlas en Annexe²⁵ au rapport final.

3.2.3.1 Analyse du continuum calcicole

La cartographie des climax permet l'appréhension de la couverture potentielle du territoire par les pelouses calcaires. Sur base de celle-ci, le continuum des espèces occupant ces pelouses calcaires a été modélisé. En termes spatiaux, ce continuum se caractérise par une étendue relativement faible par rapport à l'ensemble de la région wallonne.

La zone d'extension et les zones nodales représentent environ 2.414 hectares. Ceux-ci sont situés principalement en Calestienne mais également sur les tiges du Condroz où la géologie calcaire influence directement la pédologie, ainsi qu'au niveau de la vallée de la basse Meuse (près du lieu-dit de la montagne Saint-Pierre) et à l'extrême sud de la Lorraine. Ces deux zones du continuum représentent le potentiel principal pour la restauration d'un réseau de pelouses calcaires. Elles sont naturellement distribuées de façon discontinue, ce qui ne les empêche cependant pas d'appartenir à un réseau écologique fonctionnel prenant la forme de « pas japonais ».

Ces zones couvrent essentiellement les lignées climaciques CSO et CXO, c'est-à-dire les milieux calcicoles oligotrophes secs et bien exposés, mais également CSP, le pendant mésotrophe de CSO.

Les marges écotonales forment une zone tampon autour de ces deux premières zones, au sein de laquelle les espèces peuvent se déplacer avant de revenir vers la zone d'extension. Elles couvrent environ 21.782 hectares et occupent, du point de vue de la végétation potentielle, essentiellement les milieux calcicoles soit secs mésotrophes (CSP) soit mésophiles oligotrophes (CMO).

²⁵ Fichier : CPDT_RF_Octobre_2014_Annexe_RI4-3_Atlas.pdf

Les connexions potentielles constituent les zones par lesquelles les espèces caractéristiques du continuum peuvent transiter pour rejoindre un autre point de la zone d'extension. Elles couvrent 163.368 hectares, c'est-à-dire la majeure partie du continuum, et comportent principalement des milieux neutro-acidoclines mésophiles (NMO et NMP, lignées les plus répandues sur le territoire wallon) et des milieux calcicoles dans la plupart des cas mésophiles oligotrophes (CMO), mais également secs mésotrophes (CSP).

L'analyse de l'étendue du continuum calcicole montre les possibilités de connexions entre les pelouses calcaires potentielles. Il permet de distinguer les pelouses restaurables en connexion directe et celles qui sont isolées. L'enveloppe de ce continuum calcicole apporte une indication précieuse pour établir de nouvelles pelouses calcaires qui servent à compléter ou à relier des réseaux de pelouses calcaires existantes.

Ecodyn	Continuum calcicole	Zones nodales	Zone d'extension	Marges écotonales	Connexions potentielles
AAOa	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
AAOb	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
AAPa	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1
AAPb	0,5	0,0	0,0	1,6	0,3
ADO	0,4	0,0	0,0	0,5	0,4
ADPa	0,7	0,0	0,6	0,8	0,7
ADPb	0,8	0,0	0,0	1,7	0,7
AHOa	1,5	0,0	0,0	1,4	1,6
AHOb	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
AHPaa	0,4	0,0	0,1	1,8	0,2
AHPab	0,1	0,0	0,0	0,3	0,1
AHPba	2,9	0,0	0,3	4,5	2,7
AHPbb	2,5	0,0	0,4	4,5	2,2
CMO	19,8	0,9	4,3	16,3	20,5
CMPa	5,4	0,4	1,8	3,1	5,8
CMPb	0,7	0,0	0,6	2,4	0,5
CSO	1,1	91,5	68,9	0,3	0,0
CSP	15,6	4,8	10,6	35,5	13,1
CXO	0,0	0,6	6,7	0,0	0,0
NMOa	23,2	0,0	0,5	8,3	25,5
NMOb	0,3	0,0	0,0	0,7	0,3
NMOc	2,5	0,2	0,8	1,4	2,7
NMP	16,2	0,7	2,8	7,4	17,6
NSOa	3,7	0,7	1,0	4,7	3,6
NSOb	0,3	0,0	0,4	1,7	0,1
NSP	1,1	0,1	0,1	0,5	1,2
NXO	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
TDO	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1
THO	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tableau 21 : Végétation potentielle (lignée climacique) du territoire couvert par le continuum calcicole pour l'ensemble du continuum et pour ses différentes parties (exprimée en pourcentage de chacune des parties)

Occupation du sol	Superficies (hectares)				
	Continuum calcicole	Zones nodales	Zone extens.	Marges écoton.	Connex. potent.
Végétation rudérale basse	1.305,6	11,2	8,2	208,3	1.077,9
Végétation rudérale buissonneuse	928,2	8,4	13,6	216,1	690,0
Landes ouvertes	76,1	0,3	0,1	7,9	67,7
Landes buissonneuses ou avec feuillus	115,0	0,7	2,4	25,6	86,4
Landes avec conifères	5,2	3,4	0,9	0,4	0,4
Tourbières	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5
Broussailles	605,8	5,2	8,8	139,4	452,4
Pelouses naturelles (Natura 2000)	89,0	13,8	72,9	2,3	0,0
Sables	4,7	0,0	0,3	3,3	1,1
Rochers	79,1	9,3	62,8	5,5	1,5
Pelouses artificielles (non Natura 2000)	1.526,5	0,0	8,9	209,6	1.308,1
Prairies permanentes	60.168,2	36,2	52,1	4.064,4	56.015,4
Prairies permanentes peu intensives	1.257,6	25,5	18,5	169,4	1.044,1
Prairies temporaires	3.219,1	0,0	0,3	101,5	3.117,3
Tournières enherbées	1.025,9	0,0	0,3	62,9	962,7
Cultures	38.430,5	0,0	1,8	657,5	37.771,3
Jardins	11.085,2	22,4	22,8	1.311,5	9.728,5
Pelouses métallifères	31,8	3,4	0,8	14,2	13,5
Vergers de basses tiges et vignes	74,0	0,0	0,0	2,2	71,8
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	26,4	0,0	0,0	2,0	24,3
Pépinières	66,3	0,0	0,2	2,4	63,8
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	402,8	0,5	0,9	43,9	357,5
Peupleraies	387,8	0,1	1,4	57,3	329,1
Forêts feuillues en taillis	76,1	3,8	1,6	19,1	51,6
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	39.435,3	1.033,0	497,0	8.786,4	29.118,9
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	11,2	0,0	0,0	0,2	11,0
Forêts de conifères	8.882,8	94,4	64,5	1.659,6	7.064,4
Forêts mixtes sans dominants	2.004,6	53,4	31,2	555,0	1.364,9
Forêts mixtes à feuillus dominants	2.207,5	33,6	36,9	545,9	1.591,2
Forêts mixtes à conifères dominants	1.867,4	60,5	27,8	535,7	1.243,5
Cours d'eau non navigable	663,5	0,0	0,0	310,2	353,3
Cours d'eau navigable	15,2	0,0	0,0	2,1	13,1
Canaux	29,4	0,0	0,0	29,4	0,0
Meuse	433,6	0,0	0,0	142,7	290,9
Marais profonds et roselières	9,9	0,0	0,1	1,4	8,4
Lacs, étangs, mares, bassins	321,7	0,0	0,1	63,3	258,4
Stériles	2.672,9	0,0	36,1	512,2	2.124,5
Réseau routier : autoroutes, nationales, liaison, locales	4.032,4	0,0	0,6	682,5	3.349,3
Réseau routier : chemins de terre, sentiers, coupe-feux	1.301,8	14,8	6,1	287,0	993,9
Rail : réseau non TGV	164,2	0,0	0,0	60,7	103,6
Bâtiments (structures) et cultures maraîchères sous verre	2.523,7	0,0	0,2	281,3	2.242,1
Total	187.564,5	1.434,0	980,2	21.782,1	163.368,2

Tableau 22 : Occupation du sol du continuum calcicole, exprimée en terme de superficie (hectares) pour l'ensemble du continuum et pour ses différentes parties.

3.2.3.2 Analyse de la portance écologique

Les indicateurs produits sous forme cartographique constituent par ailleurs autant de résultats qui apportent une connaissance approfondie de la situation des milieux calcicoles susceptibles d'accueillir la faune et la flore des pelouses calcaires.

Les facteurs de qualité et de fonctionnalité sont les indicateurs qui mesurent la pression anthropique environnementale et qui attribuent une cote favorable aux milieux qui en sont les plus préservés. La qualité mesure l'impact direct de cette pression anthropique en fonction du degré d'exploitation des milieux et de leur proximité par rapport à différentes sources de pollution (eutrophisation, pollution lumineuse, dérangement lié à l'urbanisation ou au réseau routier). La fonctionnalité mesure l'impact indirect de cette pression en fonction du degré de fragmentation qu'elle crée au sein du réseau écologique. Elle donne une information sur la capacité des espèces à se déplacer et à rejoindre des pelouses potentielles ou existantes au sein de ce réseau.

Le facteur de capacité mesure quant à lui la disponibilité en terme de superficie et de compacité que les sols présentant les caractéristiques physico-chimiques idéales offrent pour l'installation de pelouses calcaires.

La portance écologique résume ces différents facteurs et y ajoute des conditions relatives à l'affectation des sols au plan de secteur et à leur statut sur le plan légal de la conservation de la nature. Elle constitue donc un indicateur du potentiel de restauration de pelouses calcaires tenant compte à la fois de la nature des sols, de l'exposition, de la pression anthropique, de la position géographique au sein du réseau écologique et des contraintes ou opportunités liées à la législation.

La carte de la portance écologique renseigne directement sur l'aptitude de la Wallonie en tant que support pour l'extension des pelouses calcaires. Elle se base à la fois sur les caractéristiques physico-chimiques des sols et sur la situation géographique de ceux-ci au sein d'un contexte fortement anthropisé.

Portance écologique	Surface totale (ha)	Surface en pelouse (ha)	Nombre d'entité de superficie > 10m ²	Nombres d'entités en pelouses calcaires	Surface maximale des entités (ha)	Surface moyenne des entités (ha)
> 60	974,33	229,63	446	128	22,59	2,18
> 70	576,85	146,18	184	54	22,58	3,13
> 80	230,75	69,47	97	29	22,54	2,38
> 90	43,54	9,87	21	9	20,12	2,07
100	10,32	5,86	9	4	4,4	1,15

Tableau 23 : Statistiques des sites à haute portance écologique du continuum calcicole. Le nombre d'entités ne prend en compte que les polygones dont la surface est supérieure à 10m².

D'une manière globale, la cartographie obtenue montre un nombre assez important de zones calcaires pouvant potentiellement servir de substrat pour de nouvelles pelouses calcaires. On compte en effet 446 sites à haut potentiel (score de portance supérieur à 60), couvrant une superficie de 974 hectares. Parmi ces sites, 128 sont déjà au moins en partie occupés par une pelouse calcaire, soit une superficie de 229 hectares. Pour les sites présentant le score de portance maximal, c'est à dire ceux qui ont obtenu un score maximum en qualité, capacité, fonctionnalité, dynamiques de soutien et d'évolution, on compte 9 entités couvrant environ 10 hectares, dont 4 entités, soit 5,8 hectares, sont déjà en pelouses calcaires (le tableau 23 donne plus de détails).

Occupation du sol	Superficies (hectares)				
	Portance 1-59	Portance 60-69	Portance 70-79	Portance 80-89	Portance 90-100
Végétation rudérale basse	1481,3	2,0	4,0	4,6	0,0
Végétation rudérale buissonneuse	1038,7	3,5	0,7	0,2	0,0
Landes ouvertes	80,3	0,0	0,0	0,2	0,3
Landes buissonneuses ou avec feuillus	118,8	0,3	0,6	0,0	0,2
Landes avec conifères	1,1	2,4	1,7	0,0	0,0
Broussailles	661,8	1,6	0,0	0,0	0,0
Pelouses naturelles (Natura 2000)	34,2	16,6	15,4	18,9	2,5
Sables	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rochers	60,8	11,4	1,9	4,2	0,0
Pelouses artificielles (non Natura 2000)	1548,4	0,1	0,0	0,0	0,0
Prairies permanentes	59732,2	15,1	2,1	0,2	0,1
Prairies permanentes peu intensives	1209,8	8,1	8,9	13,8	4,8
Prairies temporaires	3188,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Tournières enherbées	1022,9	0,0	0,0	0,0	0,0
Cultures	38512,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Jardins	11047,5	0,7	0,1	0,0	0,0
Pelouses métallifères	29,4	2,1	0,0	0,0	0,0
Vergers de basses tiges et vignes	75,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	25,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Pépinières	68,9	0,0	0,0	0,0	0,0
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	411,9	0,1	0,0	0,0	0,0
Peupleraies	440,5	0,1	0,0	0,0	0,0
Forêts feuillues en taillis	74,6	0,9	1,4	1,6	0,0
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	39552,0	274,4	246,3	109,3	45,9
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Forêts de conifères	8870,5	15,7	12,6	4,9	0,0
Forêts mixtes sans dominants	1958,2	6,5	24,6	6,9	0,0
Forêts mixtes à feuillus dominants	2167,4	16,2	9,6	2,5	0,0
Forêts mixtes à conifères dominants	1820,0	16,5	14,6	9,2	0,0
Stériles	3291,6	0,4	0,0	0,0	0,0
Réseau routier : autoroutes, nationales, liaison, locales	4056,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Réseau routier : chemins de terre, sentiers, coupe-feux	1316,6	2,8	1,6	0,5	0,0
Rail : réseau non TGV	163,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Bâtiments (structures) et cultures maraîchères sous verre	2510,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	186590,2	397,5	346,1	176,9	53,9

Tableau 24 : Occupation du sol du continuum calcicole, exprimée en terme de superficie (hectares) pour les sites de faible portance écologique (1-59) et ceux de haute portance écologique (60-100).

Il apparaît que ce sont en premier lieu les forêts de feuillus en futaie avec un sous-bois ligneux qui occupent la plus grande partie des sites de haute portance écologique. Ces sites présentent l'avantage de couvrir de grandes étendues continues sur les sols calcaires, ce qui leur confère un haut score de capacité. En tout, ils représentent 676 hectares, soit près de 70% des sites dont la portance est supérieure ou égale à 60.

Les forêts de conifères ou mixtes arrivent en seconde position avec environ 140 hectares (14,4%). Néanmoins, en raison de l'indice de qualité moindre attribué à celles-ci, leur présence est nettement plus importante dans les sites de haute portance (portance écologique comprise entre 60 et 80) que dans les sites de très haute portance (supérieur à 80). Ces forêts sont d'ailleurs absentes des sites de portance écologique supérieure ou égale à 90.

Les pelouses naturelles occupent la troisième position avec 53,4 hectares (5,5%). Il s'agit des pelouses calcaires effectives reprises dans l'inventaire Natura 2000 et ne représentent par conséquent pas un potentiel de restauration. Les rochers calcaires qui constituent des réservoirs de biodiversité pour les pelouses calcaires représentent quant à eux 17,5 hectares (1,8%).

Ensuite, arrivent les prairies permanentes qui représentent presque autant de superficie que les pelouses calcaires effectives, à savoir 53 hectares (5,4%). Parmi-celles-ci, les prairies peu intensives (c'est à dire faisant l'objet de mesures agrienvironnementales MAE1b, MAE2, MAE7 ou MAE8 ou encore les parcelles exploitées en Bio) se distinguent par une présence plus forte à partir d'un score de portance de 70. En raison des investissements parfois onéreux que représentent la restauration de pelouse en lieu et place des forêts, ces prairies présentant un haut score de portance écologique pourraient s'avérer être de meilleurs candidats pour la restauration de pelouses calcaires. Cependant, ces prairies occupent également plus généralement des terrains privés alors que les forêts sont plus souvent des propriétés publiques. Il serait intéressant de calculer les bénéfices des deux options (restauration à partir de forêts publique ou achat de prairies à restaurer) avant de déterminer laquelle choisir.

Enfin, les friches et les broussailles occupent 16,6 hectares (1,7%) au sein des sites de haute portance écologique.

3.2.4 Discussion

La portance écologique apporte une valeur quantifiée au sein d'un réseau écologique potentiel pour un groupe d'espèces déterminé. Cette valeur permet d'assigner un ordre de priorité en terme de préservation et de définir des possibilités de restauration d'habitats favorables à ce groupe d'espèces. Elle permet en outre d'identifier les possibilités de migration des espèces, sachant que celles-ci emprunteront préférentiellement les espaces dont la portance écologique est élevée, et peut dès lors guider l'aménagement du territoire en tant qu'outil d'aide à la décision.

L'application de cet indicateur à un habitat particulier offre de nouvelles perspectives dans les choix pouvant être faits en matière de protection de cet habitat. Les pelouses calcaires sèches constituaient ici un bon sujet dans la mesure où elles sont relativement rares sur le territoire wallon et font l'objet d'un programme de protection ciblé. Il s'agit par ailleurs d'un habitat dont les caractéristiques abiotiques sont connues et assez restreintes. Les pelouses calcaires sont présentes en conditions calcicoles, sèches et d'exposition chaude. Il était relativement aisé de discerner les facteurs favorisant l'expansion de cet habitat.

Les résultats obtenus ici mériteraient d'être confrontés à la mise en œuvre effective de la restauration des pelouses calcaires afin de valider l'efficacité de cet indicateur de portance. En théorie, celui-ci intègre des facteurs sensés améliorer le rendement du réseau de pelouses calcaires, mais cette théorie n'a pas encore pu être confirmée par la pratique. Néanmoins, le processus consistant à faciliter la prise de décision pour la mise en œuvre de nouvelles pelouses calcaires semble coïncider avec les jugements d'experts relatifs à celle-ci. En effet, certaines pelouses calcaires nouvellement restaurées ou en vue d'être restaurées dans le cadre des programmes LIFE, et n'ayant pas été intégrées dans le modèle prédictif de la portance, figurent dans les sites à très haute portance désignés par ce modèle.

D'autres habitats pourraient faire l'objet d'une même analyse en vue d'identifier les zones les plus propices à leur préservation ou au renforcement de leur réseau écologique : notamment les plans d'eau, les marais oligotrophes ou eutrophes, les prairies humides, les prairies calcicoles, les pelouses silicicoles ou les landes acides.

3.3 DIFFUSION

Points clés

Diverses occasions de présenter les travaux de recherche ont été saisies tout au long des trois années de subvention. Le public touché a été lui-même assez diversifié : acteurs de l'aménagement au niveau régional et local, tant issu de la fonction publique que des associations, ainsi qu'acteurs de la conservation de la nature du niveau local au niveau fédéral. Des présentations soutenues par des diaporamas Powerpoint ont été faites et des posters affichés à plusieurs événements. Un article paraîtra dans les Cahiers Nouveaux de l'Urbanisme au premier semestre 2015. Une carte sera incluse dans l'Atlas en ligne de la CPDT et renverra aux différents documents produits par la recherche et présentés ci-avant.

3.3.1 Présentations de la recherche avec PowerPoint

Evènement	Date et lieu	Circonstances / contenu
Midis de la DGO3	11/06/2013 à Namur	Intitulé « Une nouvelle approche cartographique pour gérer la biodiversité », ce séminaire a fourni l'occasion non seulement de présenter l'avancement de la recherche, mais aussi de débattre avec les acteurs gestionnaires de la biodiversité en Wallonie. Principalement, les agents du SPW concernés par cette problématique étaient invités et ont été sondés afin de préciser leurs attentes opérationnelles en la matière.
Société Géographique de Liège	13/11/2013 à Liège	Sous le titre « La portance écologique du territoire wallon. La diversité sous l'angle des dynamiques écosystémiques co-évolutives. Résultats d'une recherche en Wallonie. », la présentation ciblait un public de géographes et géomaticiens intéressés par la composante cartographique de la recherche.
Journées européennes du Paysage	21/05/2014 à Houffalize	La présentation « Les outils ECODYN : une nouvelle approche pour gérer la biodiversité » s'inscrivait au sein des deux journées de colloque organisés comme chaque année par la Fédération des Parcs naturels de Wallonie. Cet événement réunit une centaine de personnes issues principalement du monde associatif. S'engageant dans des démarches de définition de trames vertes et bleues, les Parcs naturels étaient intéressés par les outils développés par la recherche, qui conviennent parfaitement à la détermination de ces trames.
Midis de l'Urbanisme	17/06/2014 à Louvain-la-Neuve	Toujours sous le titre « Les outils ECODYN : une nouvelle approche pour gérer la biodiversité », la présentation remaniée ciblait un public moins averti mais néanmoins curieux. Le volet relatif à l'aide à la décision en matière d'aménagement a été mis en exergue.

Tableau 25 : Synthèse des événements qui ont donné lieu à une présentation de la recherche.

Les documents présentés (présentations PowerPoint et posters en soutien) sont disponibles au format .pdf sur simple demande auprès des chercheurs.

3.3.2 Articles

- article planifié pour la revue « Les Cahiers Nouveaux », numéro orienté sur l'arbre, la haie et le paysage. 10 pages prévues. Parution au premier semestre 2015.
- Article envisagé pour la revue en ligne Territoire(s) de la CPDT.

3.3.3 Présentations de posters lors d'évènements

- TEEBelgium (The Economics of Ecosystems & Biodiversity Belgium) le 27/04/2012 à Bruxelles : poster illustrant la typologie EcoDyn
- Colloque CPDT la 27/11/2013 à Liège : deux posters présentant la méthode cartographique des climax et la portance écologique
- Stratégie nationale de la biodiversité le 19/05/2014 à Bruxelles : poster de présentation de la typologie et de l'évaluation de la portance écologique « Conserver la nature : les outils ECODYN ».

4. PERSPECTIVES

4.1 VALORISATION DIRECTE

Les résultats de la recherche ont permis d'obtenir une caractérisation précise des milieux naturels potentiellement présents sur le territoire régional ainsi qu'une vision fine de la capacité de la Wallonie à abriter la vie sauvage. A l'instar de l'analyse thématique des pelouses calcaires dont la préservation patrimoniale engage d'importants budgets et qui est menée cette année, ces résultats permettent l'examen de différents projets ou scénarios de développement territorial aux échelles concernées.

4.1.1 Détermination de trames vertes et bleues

Atout issu de la recherche

Les cartographies actuelles sont issues d'une démarche méthodologique similaire à celle utilisée en France pour la détermination des trames vertes et bleues.

Cadre potentiel / Acteurs intéressés

Collaboration avec les Parcs Naturels dans le cadre de l'identification des trames wallonnes.

Commentaire

La détermination des réseaux écologiques (zones centrales et zones de connexion) peut être menée tant à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale, et bien sûr à toutes les échelles intermédiaires. Un nouveau module méthodologique complétera les résultats actuels pour préciser et harmoniser les démarches.

4.1.2 Orientation des choix sylvicoles en fonction des conditions pédologiques locales, dans le cadre du Guide des boisements

Atout issu de la recherche

La cartographie précise des conditions pédologiques et topographiques est disponible ; notamment cartographie des niveaux hydriques et trophiques, établies lors du développement de la cartographie des climax.

Cadre potentiel / Acteurs intéressés

Collaboration avec le DEMNA (Guide des boisements et cartographie des territoires écologiques).

Commentaire

Le Guide des boisements oriente les choix sylvicoles sur base de critères pédologiques (humidité, richesse du sol), mais sans offrir de référentiel cartographique pour ceux-ci. Or les cartographies des niveaux hydrique et trophique constituent les meilleurs référentiels disponibles pour ces critères.

4.1.3 Identification des parcelles agricoles optimales pour l'application de mesures agro-environnementales

Atout issu de la recherche

La méthodologie d'évaluation de la portance écologique du territoire est facilement transposable, grâce notamment à l'adaptabilité du paramétrage utilisé.

Cadre potentiel / Acteurs intéressés

Collaboration avec la DGO3 ou avec Natagriwal

Commentaire

Cette collaboration peut être mise en place d'autant plus facilement que les membres de l'équipe de recherche travaillent dans les mêmes locaux que deux membres de Natagriwal.

4.2 DEVELOPPEMENTS

La méthodologie développée est apte à l'analyse de divers scénarios d'aménagement du territoire ou de conservation de la nature ; elle avait d'ailleurs été conçue dans ce but et ce type d'analyse était initialement prévu au cahier des charges.

Trois projets de recherche sont proposés :

- Potentiel de l'agroforesterie pour le renforcement de la portance écologique des milieux cultivés
- Module informatique en ligne pour l'identification des espèces arborées adaptées en fonction des coordonnées géographiques spécifiées par l'utilisateur
- Optimisation des services écosystémiques rendus par le territoire

4.2.1 Potentiel de l'agroforesterie pour le renforcement de la portance écologique des milieux cultivés

Contexte

Les vastes espaces de cultures du nord du sillon sambro-mosan rendent actuellement de grands services écosystémiques en termes de production alimentaire, mais leur situation écologique est très dégradée, avec notamment érosion des sols et pertes en humus. Les rendements ont désormais tendance à stagner.

Une des solutions préconisées par les spécialistes est de réintroduire des arbres au sein ou en bordure des parcelles ; c'est la démarche de l'agroforesterie. Les impacts de celle-ci sont étudiés depuis des années en France par des chercheurs de l'INRA et montrent une influence globalement positive tant sur les sols que sur les productions et les revenus tirés des parcelles et sur la biodiversité (voir C. Dupraz et F. Liagre, 2011, Agroforesterie : Des arbres et des cultures. Coll. Agriproduction, France Agricole).

Démarche envisagée

La proposition serait de modéliser différents scénarios de modifications de l'occupation du sol liées à la mise en place de parcelles agro-forestières, et de mesurer les nouvelles valeurs de portance écologique qui seraient ainsi obtenues. La comparaison avec la situation actuelle rendrait compte de l'amélioration apportée par ces modifications sur le plan écologique, notamment en termes de connectivité des espaces favorables aux espèces sauvages.

Contacts

Les modifications de l'occupation du sol seraient déterminées en concertation avec la DGA, des acteurs du monde agricole et avec l'AWAF asbl (Agence wallonne pour l'agroforesterie en Wallonie et à Bruxelles).

4.2.2 Module informatique en ligne pour l'identification des espèces arborées adaptées en fonction des coordonnées géographiques spécifiées par l'utilisateur

Contexte

La nouvelle cartographie des territoires écologiques est basée sur les données climatiques. Elle vient en appui au Guide des boisements pour l'orientation des choix sylvicoles. Les cartographies des niveaux hydrique et trophique développées par la CPDT permettent d'affiner significativement le diagnostic proposé en termes de niveau d'adéquation d'un site donné.

Démarche envisagée

La proposition serait de mettre à disposition du public cible un module informatique en ligne permettant d'identifier facilement, en entrant simplement les coordonnées géographiques du lieu où la plantation est envisagée, d'obtenir la liste des essences adaptées. Des commentaires tels que le délai d'exploitation du peuplement ou l'état économique du marché pour l'essence considérée, accompagneront ces propositions.

Contacts

L'équipe de H. Claessens au SPW (Guide des boisements) et l'équipe de Q. Ponette à l'UCL (développeur de la nouvelle cartographie des territoires écologiques).

4.2.3 Optimisation des services écosystémiques rendus par le territoire

Contexte

La cartographie et l'évaluation des services écosystémiques (SE) du territoire wallon ont été menées par les FUNDP en 2013. En conclusion, ce travail²⁶ pointe l'intérêt d'inclure dans la démarche de nouveaux paramètres biophysiques tels que la pente, la nature du sol, l'hydrologie,... et « socio- technico culturels » tels que les modes de gestion agricoles et sylvicoles, les pratiques et technologies qui y sont liés et l'intérêt d'envisager les synergies possibles entre les outils de gestion de la biodiversité existant et les outils de gestion des SE à mettre en place. La prise en compte de ces aspects permettrait de transformer ce premier exercice de communication en véritable outil d'aide à la décision.

Démarche envisagée

Des spécificités complémentaires seront intégrées dans l'évaluation des SE. Elles porteront notamment sur le plan biophysique du territoire et sur la gestion agricole, sur base des informations mises à disposition par la recherche (cartographie des climax décrivant les conditions de relief et de sol ; référentiel spatial intégrant des données de gestion agricole).

Divers scénarios seront testés et comparés sur cette base afin d'identifier les actions et mesures les plus bénéfiques à l'accroissement des SE.

Contacts

Equipe du Professeur Dendoncker à Namur

4.2.4 Renforcement du réseau écologique pour des continuums ciblés

Contexte

L'application de la méthodologie de détermination de la portance écologique aux pelouses calcaire constitue une aide à la décision pour le renforcement du réseau écologique propre au continuum calcicole. En effet, la portance évalue l'aptitude du territoire en tant que support à la vie sauvage et, en cela, une restauration sur un site de très haute portance présentera de meilleure chance de succès pour la biodiversité et une meilleure intégration dans la trame verte et bleue que si elle était effectuée sur un site de moins bonne portance.

²⁶ Dossier scientifique sur les services rendus par les écosystèmes en Wallonie, en vue de la préparation du rapport analytique 2012-2013 sur l'état de l'environnement wallon (Rapport final (Version février 2013), Université de Namur - Département de géographie Responsable scientifique : Professeur Nicolas Dendoncker ; Réalisation : Perrine Raquez)

Démarche envisagée

Cette nouvelle approche constitue un support aux avis d'experts mais elle pourrait en plus être complétée par d'autres méthodes afin de déterminer de quelle manière optimiser et renforcer le réseau écologique. Il est effectivement possible au sein du continuum de déterminer sur base de la portance écologique quels sont les trajets les plus efficaces pour le déplacement des espèces d'un point à un autre. Il est également possible sur base des sites de haute portance écologique de déterminer quel est l'apport de la restauration d'un site pour l'ensemble du réseau et de cette manière de déterminer sur quels sites une restauration présente la meilleure plus-value pour celui-ci. A l'inverse l'impact sur le réseau écologique qu'auraient divers aménagements du territoire au sein des sites de haute portance peut être mis en évidence.

Par ailleurs, cette approche peut être appliquée à bien d'autres habitats que celui des pelouses calcaires. La liste suivante n'est pas exhaustive mais constitue un inventaire des habitats pour lesquels une telle démarche est jugée pertinente et intéressante :

- plans d'eau oligotrophes et mésotrophes ;
- marais oligotrophes ou méso-eutrophes ;
- prairies humides ;
- prairies calcicoles ;
- pelouses silicicoles ;
- landes acides.

4.3 AMELIORATION DES MODELES REALISES

La modélisation cartographique des climax dérive directement de la typologie Ecodyn développée par la recherche, qui organise les habitats naturels potentiels du territoire wallon sur base non seulement des dynamiques successioneles, mais aussi des critères de niveau hydrique, de niveau trophique et de contexte écologique. Cet exercice, original, conduit à l'identification de 30 écosystèmes climaciques. La typologie et donc la cartographie des climax restent cependant assez sommaires au regard de la réalité complexe et subtile du terrain. En particulier, le recours à un nombre restreint de classes (notamment pour le niveau trophique) limite la capacité du modèle à rendre compte de la variabilité des écosystèmes et estompe certaines spécificités du territoire. Les milieux de transition en particulier sont difficilement appréhendés.

Néanmoins, cet exercice de cartographie des climax a permis de montrer l'intérêt que suscite une modélisation de ce genre, en particulier pour épauler le travail de cartographie sur le terrain (notamment celui des sites Natura 2000). La réunion de transmission des compétences au SPW a soulevé un certain nombre d'interrogations, témoignant un regret évident que la méthodologie n'aie pas plus loin, et mettant en exergue certaines améliorations pouvant être apportées. Si, suite à cette réunion, le transfert de compétences au SPW permet désormais à celui-ci de s'appropriier la méthode et de l'améliorer, il paraît opportun que des améliorations de la démarche soient entreprises dans un cadre universitaire en coordination avec le SPW.

Une amélioration de la typologie à la base de la recherche pourrait ainsi être entreprise afin de mieux cerner les caractéristiques abiotiques spécifiques à chaque habitat. Elle devrait être réalisée en collaboration avec les recherches thématiques pour la prédiction d'habitat mises en place par le SPW – DEMNA (par exemple pour les boulaies tourbeuses et les érablaies de ravin).

Au niveau de la modélisation elle-même, les choix de reclassement de la pédologie devraient faire l'objet d'une révision, de même que certains seuils établis pour les classes de pentes. Une plus grande exactitude dans la détermination des lignées climaciques pourrait ainsi être escomptée.

Le référentiel spatial pourrait également faire l'objet d'une amélioration en intégrant différentes nouvelles composantes et en précisant certaines catégories (notamment au niveau de l'hydrologie et de la caractérisation des plans d'eau).

Enfin, une analyse des réseaux écologiques potentiels ou effectifs peut être réalisée sur base d'une association entre la carte des climax écosystémiques et celle du référentiel spatial afin d'obtenir un référentiel des habitats théoriques sur le territoire. A l'instar du travail mené pour les pelouses calcaires, une analyse de la portance écologique pour des groupes d'espèces plus ciblés pourrait alors être menée sur base de ce référentiel.

5. BIBLIOGRAPHIE

- Affolter D., s.d.**. The Continuum Suitability Index. Technical Report. Dans le cadre de ECONNECT Restoring the web of life, 37 p.
- Allouche O. et al., 2012.** Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, n°43, 17495-17500.
- Aubert M., Bergès L., Jabiol B., 2007.** Mise au point d'outils robustes d'estimation de la richesse minérale et de la production d'azote du sol utilisant la valeur indicatrice de la flore, des formes d'humus et de la pédofaune. INRA
- Berthoud G., 2009.** A Methodology for Hierarchical Ecological Networks – 10 years of applications in Switzerland and Isère – Part 2: Description of the application stages. Présentation pdf, colloque scientifique Econnect [En ligne] URL : <http://www.corridors-isere.fr/2167-colloque-scientifique-econnect.htm>
- Berthoud G., 2010.** Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés. Dix années d'expériences en Isère. ECONNECT Restoring the web of life, Alpine Space, Isère Conseil général, 139 p.
- Berthoud G., Lebeau R. P., Righetti A., 2004.** Réseau écologique national REN. Rapport final. Cahier de l'environnement n°373. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 132 p.
- BIOGEOnet** [En ligne] URL : <http://www.econet.ulg.ac.be/biogeonet/>
- Blandin, P., 2009.** De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité. Editions Quæ, Versailles : 122 p.
- Bodin O., Saura S., 2010.** Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling* 221 (2010) 2393–2405.
- Boutefeu E., 2012.** Berlin, métropole naturelle. Certu, Trame verte et bleue, mai 2012, fiche n°3 (version longue), 22 p.
- Bournerias M., Arnal G. et Bock Ch., 2001.** Guide des groupements végétaux de la région parisienne. SEDES, Paris, 290 p.
- Bravard J.-P., 2003.** Dynamiques à long terme des systèmes écologiques ou de l'Eden impossible à la gestion de la variabilité. In *Quelles natures voulons-nous ? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement*. C. Lévêque et S. van der Leeuw éd. Scientifiques, Elsevier, collection environnement, 2003, pp 133-139.
- Brentrup F., Küsters J., Lammel J., Kuhlmann H., 2002.** Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. *LCA Methodology* 7 (6) 339-348 (2002).
- Broggi M., 1990.** Minimum requis de surfaces proches de l'état naturel dans le paysage rural – illustré par l'exemple du Plateau suisse. Rapport établi dans le cadre du Programme national de recherche « Sol » (PNR22), Berne, 199 p.
- Carbiener D., 1996.** Pour une gestion écologique des forêts européennes. *Courrier de l'INRA* n°29.
- Clément G., 2004.** Manifeste du Tiers paysage. Ed. Sujet Objet/L'Autre Fable, 69 p.
- Clergeau Ph. et Désiré G., 1999.** Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique. *Mappemonde* 55, 1999.3, pp 19-23.

- Collectif, 2010.** Biodiversité, naturalité, humanité. Pour inspirer la gestion des forêts. Vallauri D., André J., Génot J.-C., De Palma J.-P., Eynard-Machet R. coordonnateurs, Lavoisier, Editions Tec & Doc, 475 p.
- Coordonné par Nivet C., Bonhême I. et Peyron J.-L., 2012.** Les indicateurs de biodiversité forestière. Synthèse des réflexions issues du programme de recherche « Biodiversité, gestion forestière et politique publiques ». Paris, Gip Ecofor-MEDDE, 144 p.
- CPDT, 2011.** SDER - Diagnostic territorial de la Wallonie – Thématique sectorielle « Biodiversité ».
- Davies C.E. & Moss, D., 2002.** *EUNIS Habitat Classification*. Final Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, European Environment Agency. 125pp.
- De Blust G., Froment A., Kuyken E., NEF L., Verheyen R., 1985.** Carte d'Evaluation Biologique de la Belgique. Texte explicatif général. Centre de Coordination de la Carte d'Evaluation Biologique, Brugge, 98 p.
- Delarze R., s.d.** La nature demain – Grands espaces protégés. Canton de Vaud, 20 p.
- Delarze, R. et Gonseth Y., 2008.** Guide des milieux naturels de Suisse. Rossolis, Bussigny. 424 p.
- Droeven E. et Kummert M. sous la direction scientifique de Feltz C., 2004.** Les territoires paysagers de Wallonie. Etudes et documents n°4, CPDT, MRW DGATLP, Namur, 68 p.
- Dulière J.-F., Tanghe M., Malaisse F., 1995.** Répertoire des groupes écologiques du fichier écologique des essences. MRW, DGARNE, DNF, 319 p.
- Dupraz G. et Liagre F., 2011.** Agroforesterie. Des arbres et des cultures. Collection : Agriproduction, France Agricole ; 2e édition (30 novembre 2011), 432 pages
- Duvigneaud J., 2001.** Essai de réalisation d'un Synopsis des groupements végétaux de Wallonie (avec quelques références relatives aux régions voisines). Adoxa, hors série numéro 1, 23 p.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D., 1991.** Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18, 248 p.
- Englebert F., 2004.** Rencontre avec Gilbert Cochet. In La voie du loup, n°19, pp10-13.
- Espy Ph., 2010.** Identification et caractérisation des segments de lisières forestières au sein d'un paysage de large étendue à l'aide d'outils de géomatique. Rapport de stage, Université de Toulouse, Unité Mixte de Recherche Dynafor / INRA/INP-ENSAT, 90 p.
- Genot J.-Cl., 2010.** La nature malade de la gestion. La gestion de la biodiversité ou la domination de la nature. Ed. Sand de la Terre, Paris, 240 p.
- Genot V., Colinet G., Bock L., 2007.** La fertilité des sols agricoles et forestiers en Région wallonne. Dossier scientifique réalisé dans le cadre du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. FUSAGx, Département Sol-Ecologie-Terre, Laboratoire de Géopédologie, Requasud asbl, Gembloux, 78 p.
- Gratton L. et Desautels P., 2011.** Portrait de l'identification des milieux naturels pour la biodiversité en Estrie. Phase 1. Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire, Plan régional de développement intégré des ressources naturelles et du territoire (PRDIRT), version de juin 2011, 46 p.
- Green Ingenierie et Conservatoire Botanique National de Bailleul, 2008.** Actualisation de l'inventaire des sites d'intérêt écologique de l'arrondissement de Lille, rapport annexe : volet écologie du paysage. Agence de développement et d'urbanisation de Lille Métropole, 38 p.

- Holzgang O. et al., 2001.** Les corridors faunistiques en Suisse. Cahier de l'environnement n°326. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Société suisse de Biologie de la faune et Station ornithologique suisse de Sempach, Berne, 120 p.
- Hendrickx S., van der Kaa C., Dopagne C., Melin E. sous la direction de Sérusiaux E., 2012.** Dynamique écosystémiques co-évolutives : proposition de typologie fonctionnelle des milieux. CPDT, note de recherche n°34, 52 p.
- Hendrickx S., van der Kaa C., Dopagne C., Melin E. sous la direction de Sérusiaux E., 2013.** Dynamique écosystémiques co-évolutives : cartographie de climax potentiels. CPDT, note de recherche n°37, 74 p.
- Hendrickx S., van der Kaa C. sous la direction de Sérusiaux E., 2013.** Dynamique écosystémiques co-évolutives : portance écologique du territoire wallon. CPDT, note de recherche n°44, 64 p.
- Hendrickx S., van der Kaa C. sous la direction de Sérusiaux E., 2014.** Pelouses calcaires : une application de la portance écologique pour le renforcement du réseau écologique. CPDT, note de recherche n°48, 31 p.
- Jourdan S. et Mirenowicz J., 2012.** La forêt de Bialowieza, symbole de la nature en péril en Pologne. In La Revue Durable, n°47, décembre 2012 – janvier février 2013, 28-31.
- Julve P., 1998.** ff. - Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France.
- Laporte M., 2009.** Guide pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière. Centre de la Propriété Forestière Ile-de-France – Centre, 62 p.
- Lepart J., Marty P. et Fonderflick J., 2010.** Naturalité et biodiversité ! Quels enjeux de conservation, quels modes de mise en œuvre ? In Collectif, 2010. Biodiversité, naturalité, humanité. Pour inspirer la gestion des forêts. Vallauri D., André J., Génot J.-C., De Palma J.-P., Eynard-Machet R. coordonateurs, Lavoisier, Editions Tec & Doc, pp 73-80.
- Leurquin J., 2011.** Le concept de climax dans le cadre de la dynamique de la végétation. *Natura Mosana*, 64, 3: 69-75.
- Lévêque C., Mounolou J.-Cl., 2008.** Biodiversité. Dynamique biologique et conservation. Ed. Dunod, Paris, 2^{ème} édition, 258 p.
- Lindenmayer D. et al., 2008.** A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* (2008) 11 : 78-91
- Machado A., 2004.** An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation* 12 (2004) 95-110.
- Naro-Maciel E., Sterling E.J., Rao M., s.d.** Aires protégées et Conservation de la biodiversité I : Aménagement et création de réserve. Document de synthèse, 46 p.
- Noirfalise A., 1984.** Forêts et stations forestières en Belgique. Les Presses Agronomiques de Gembloux ASBL, Gembloux, 234 p.
- Parkinson D., Dopagne C., Melin E., Sérusiaux E., 2011.** Biodiversité et aménagement du territoire : quels indicateurs pour la Wallonie. CPDT, note de recherche n°20, 25 p.
- Parkinson D., Dopagne C., Melin E., Sérusiaux E., 2011.** Biodiversité et aménagement du territoire : vers une stratégie territoriale de conservation de la nature en Wallonie ? CPDT, note de recherche n°31, 27 p.
- Parkinson D., Dopagne C., Melin E. sous la direction de Sérusiaux E., 2011.** Thématique « Biodiversité ». CPDT, rapport final de la subvention 2010-2011, octobre 2011, Annexe Actualisation du SDER rapport scientifique – Thématiques sectorielles, 62 p.

- Pascual-Hortal L. et Saura S., 2006.** Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices : towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* (2006) 21 : 959-967
- Perfecto I. et Vandermeer J., 2010.** The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, n°13, 5786-5791.
- Phalan B., Onial M., Balmford A., Green R.E., 2011.** Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation : Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science*, Vol.333, 1289-1291.
- Poux X., Narcy J.-P. et Romain B., 2009.** Réinvestir le saltus dans la pensée agronomique moderne : vers un nouveau front éco-politique ? *L'Espace Politique*, revue en ligne de géographie politique et de géopolitique, 9 / 2009-3 Fronts écologiques
- Poux X., Narcy J.-P. et Romain B., 2009.** Le *saltus* : un concept historique pour mieux penser aujourd'hui le relations entre agriculture et biodiversité. *Courrier de l'environnement de l'INRA* n°57, juillet 2009, pp. 23-34.
- Saura S. et Pascual-Hortal L., 2007.** A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning : comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83 (2-3), pp 91-103.
- Saura, S. & Torné J., 2009.** Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.
- Saura S. et Rubio L., 2010.** A common currency for the different ways in wich patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33 : 523-537
- Saura S., Estreguil C., Mouton C., Rodríguez-Freire M., 2011.** Network analysis to assess landscape connectivity trends : Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators* 11 (2011) 407–416
- Sérusiaux E., 1999.** Mise en perspective de l'évolution de la qualité biologique du territoire wallon. *Natura Mosana*, vol. 52 (1999), n°2 41-58.
- Stieperaere H et Franssen K., 1982.** Standaardlijst van de Belgische Vaatplanten, met aanduiding van hun zeldzaamheid en socio-oecologische groep. *Dumortiera* 22, Jardin Botanique National, Meise, 41 p.
- Tagliapietra D. et Sigovini M., 2010.** Biological diversity and habitat diversity : a matter of Science and perception. *NEAR Curriculum in Natural Environmental Science, Terre et Environnement*, vol. 88, 147-155.
- Tanghe M., 2000.** Groupes socio-écologiques des formations herbacées et sous-arbustives. Inédit.
- Terrasson F., 2008.** En finir avec la nature. Le lien ou l'absence de lien avec la nature, voilà le point crucial ! Editions Sang de la Terre, Paris, 320 p.
- Tews J. et al., 2004.** Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity : the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* (2004) 31, 79-92.
- Timal G., Weissen F., Ponette Q., 2012.** Sols à argiles blanches : Typologie et aptitudes stationnelles. SPW-DGARNE-DNF, Namur, Belgique, 24 p.
- Trouvilliez, 2001.** Diversité biologique et conservation dans les forêts publiques - Les réserves biologiques. *Revue Forestière Française* LIII - numéro spécial 2001, 5 p.

- Tscharntke T. et al., 2012.** Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews* (2012)
- Vallauri D., 2007.** Biodiversité Naturalité Humanité. Application à l'évaluation des forêts et de la qualité de la gestion. Rapport scientifique WWF, Marseille, 86 p.
- Walzer C. et al., 2011.** Alpine biodiversity needs ecological connectivity. Les résultats du projet ECONNECT. Belardi M. et al. éd., 65 p.
- Weissen F., Bronchart L. et Piret A., 1994.** Guide de boisement des stations forestières de Wallonie. Namur, Ministère de la Région wallonne, 175 p.
- Wiens J., 2009.** Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation. *Landscape Ecology* (2009) 24 : 1053-1065.

6. ANNEXES

6.1 CODIFICATION ECODYN

Afin de traduire le caractère dynamique de la typologie, les différents habitats identifiés se sont vus attribuer un code permettant l'articulation de ceux-ci au sein des différentes lignées climaciques. Ce code présente 4 caractères correspondant chacun à l'un des facteurs déterminant sa position au sein d'une dynamique : le contexte écologique, l'humidité du sol, la richesse du sol et enfin le stade de succession. De cette façon, la modification d'un des paramètres du milieu physico-chimique ou l'évolution d'un habitat se traduit par un changement du caractère correspondant au sein de ce code. Alors que les trois premiers caractères définissent l'écosystème concerné, le quatrième caractère précise l'habitat spécifique ; il est repris après un point pour marquer cette spécificité. Au niveau des habitats artificiels, le quatrième caractère exprime le stade au niveau duquel une activité anthropique immobilise la dynamique. L'ajout d'une lettre minuscule après ce quatrième caractère permet de différencier les diverses formes que l'artificialisation peut prendre.

Le premier caractère correspond au contexte écologique, celui-ci étant peu fluctuant :

A – Milieu alluvial	Zones alluviales où évoluent les ruisseaux et cours d'eau rapides
T – Milieu tourbeux	Zones tourbeuses
N – Milieu neutre à acide	Zones d'influence d'une roche-mère neutre à acide
C – Milieu calcaire	Zones d'influence d'une roche-mère alcaline

Le deuxième caractère correspond aux grands types d'écosystèmes et à l'humidité du sol :

A – Aquatiques
D – Terrestres hygrophiles (détrempés)
H – Terrestres hygroclines (humides)
M – Terrestres mésophiles (moyennement humides)
S – Terrestres xéroclines (assez secs)
X – Rocheux xérophiles

Le troisième caractère traduit soit la richesse en éléments nutritifs, soit l'influence d'une perturbation artificielle masquant l'influence de la richesse du sol :

O – Sols oligotrophes à oligo-mésotrophes
P – Sols mésotrophes à polytrophes

Le quatrième caractère du code, succédant à un point, spécifie l'habitat en exprimant l'avancement qu'il représente du point de vue des stades de succession dynamique de l'écosystème:

0 – Stade initial (sol nu)
1 – Stade pionnier (végétation non fixée)
2 – Stade de colonisation des milieux ouverts (pelouses)
3 – Stade de maturation des milieux ouverts (prairies, friches)
4 – Stade de vieillissement des milieux ouverts (landes, buissons)
5 – Stade de transition forestière (fourrés)
6 – Stade de maturation des forêts à sous-bois clairs
7 – Stade de maturation des forêts à sous-bois ombragés

6.2 CLASSEMENT SYNOPTIQUE DES ECOSYSTEMES ET HABITATS DE LA TYPOLOGIE ECODYN

La table suivante présente l'ensemble des écosystèmes et habitats réunis au sein de la typologie EcoDyn. Pour la plupart des habitats, les espèces caractéristiques sont données ainsi que les paramètres abiotiques moyens des écosystèmes calculés sur base de ceux de ces espèces caractéristiques. Un lien est fait également avec les codes de la typologie Waleunis et les associations phytosociologiques.

Code ECODYN		Dénomination ECODYN									
Stade	Dénomination	Indice luminosité (L)	Indice température (T)	Indice continentalité (C)	Indice humidité atmosphérique (HA)	Indice humidité édaphique (HE)	Indice réactivité - acidité (R)	Indice nutriments (N)	Indice salinité (S)	Indice texture (T)	Indice matière organique (MO)
	(Codes Waleunis correspondants) Associations phytosociologiques										
Espèces caractéristiques											

AAO Ecosysteme alluvial ou fontinal aquatique oligo-mésotrophe											
0	Eaux libres sans communauté végétale										
1a	Végétation submergée et flottante des sources et ruisseaux oligotrophes (C2.18) <i>Ranunculion fluitantis</i>	L : 6	T : 4	C : 3	HA : 9	HE : 12	R : 3	N : 3	S : 0	T : 4	MO : 8
		<i>Fontinalis antipyretica, Fontinalis squamosa, Nardia compressa, Scapania undulata, Stellaria alsine</i>									
1b	Végétation submergée et flottante des rivières oligotrophes (C2.25) <i>Callitricho-Batrachion, Potamogetonum polygonifolii</i>	L : 7	T : 5	C : 4	HA : 9	HE : 12	R : 4	N : 3	S : 0	T : 4	MO : 9
		<i>Callitriche hamulata, Myriophyllum alterniflorum, Potamogeton polygonifolius, Scapania undulata</i>									
1c	Végétation submergée et flottante des pièces d'eau oligotrophes (C1.1) <i>Charion asperae, Nitelletalia flexilis, Potamogetonion graminei</i>	L : 7	T : 5	C : 4	HA : 9	HE : 12	R : 4	N : 4	S : 0	T : 4	MO : 9
		<i>Luronium natans, Myriophyllum alterniflorum, Potamogeton gramineus</i>									

AAP Ecosysteme alluvial ou fontinal aquatique méso-eutrophe											
0	Eaux libres sans communauté végétale										
1a	Végétation submergée et flottante des sources et ruisseaux méso-eutrophes (C2.1A) <i>Ranunculion fluitantis</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 9	HE : 12	R : 7	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 8
		<i>Berula erecta v submersa, Callitriche platycarpa, Ranunculus penicillatus, Sparganium emersum</i>									
1b	Végétation submergée et flottante des rivières méso-eutrophes (C2.2, C2.3) <i>Ranunculion fluitantis</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 9	HE : 11	R : 6	N : 6	S : 0	T : 2	MO : 8
		<i>Callitriche stagnalis, Groenlandia densa, Hippuris vulgaris, Nuphar lutea, Oenanthe fluviatilis, Potamogeton alpinus, Potamogeton nodosus, Ranunculus fluitans, Sagittaria sagittifolia</i>									
1c	Végétation submergée et flottante des pièces d'eau méso-eutrophes (C1.2, C1.3) <i>Lemnion trisulcae, Lemnion gibbae, Potamogetonion pectinati, Nymphaeion albae</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 9	HE : 12	R : 6	N : 6	S : 0	T : 2	MO : 8
		<i>Aponogeton distachyos, Azolla filiculoides, Callitriche brutia, Callitriche obtusangula, Callitriche palustris, Ceratophyllum demersum, Ceratophyllum submersum, Elodea canadensis, Elodea nuttallii, Hottonia palustris, Hydrocharis morsus-ranae, Lemna gibba, Lemna minor, Lemna trisulca, Myriophyllum spicatum, Myriophyllum verticillatum, Nuphar lutea, Nymphaea alba, Nymphoides peltata, Polygonum amphibium, Potamogeton crispus, Potamogeton lucens, Potamogeton natans, Potamogeton pectinatus, Potamogeton perfoliatus, Potamogeton praelongus, Ranunculus aquatilis, Ranunculus circinatus, Ranunculus trichophyllus, Spirodela polyrhiza, Stratiotes aloides, Utricularia australis, Utricularia vulgaris, Vallisneria spiralis, Wolffia arrhiza, Zannichellia palustris</i>									

ADO Ecosysteme alluvial ou fontinal hygrophile oligo-mésotrophe											
2	Communautés amphibies des berges oligotrophes (C2.11, C3.41) <i>Cardamino-Montion, Cratoneurion commutati ; Littorelletea uniflorae</i>	L : 8	T : 5	C : 3	HA : 9	HE : 9	R : 4	N : 3	S : 0	T : 3	MO : 9
		<i>Apium inundatum, Baldellia ranunculoides, Baldellia ranunculoides repens, Eleocharis acicularis, Hypericum elodes, Juncus bulbosus, Littorella uniflora, Montia fontana fontana, Montia fontana variabilis, Philonotis fontana, Ranunculus hederaceus</i>									
3	Bas-marais à jonc acutiflore (E3.42) <i>Juncion acutiflori</i>	L : 7	T : 5	C : 3	HA : 8	HE : 8	R : 4	N : 3	S : 0	T : 1	MO : 9
		<i>Carum verticillatum, Juncus acutiflorus, Lotus pedunculatus, Myosotis nemorosa, Wahlenbergia hederacea</i>									
5	Saussaies marécageuses oligotrophes (F9.2) <i>Salicion cinereae</i>	L : 6	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 9	R : 5	N : 4	S : 0	T : 1	MO : 7
		<i>Frangula alnus, Salix cinerea</i>									
6	Aulnaies marécageuses oligotrophes (G1.52) <i>Alnion glutinosae</i>	L : 7	T : 6	C : 4	HA : 8	HE : 9	R : 4	N : 4	S : 1	T : 1	MO : 9
		<i>Alnus glutinosa, Scutellaria minor</i>									

ADP Ecosysteme alluvial ou fontinal hygrophile méso-eutrophe											
2	Roselières des sols hydromorphes et des berges méso-eutrophes (C3.2) <i>Glycerio-Sparganion, Phragmiton australis, Scirpion lacustris, Oenanthon aquaticae</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 9	HE : 10	R : 6	N : 6	S : 0	T : 2	MO : 8
		<i>Acorus calamus, Alisma lanceolatum, Alisma plantago-aquatica, Apium nodiflorum, Berula erecta, Butomus umbellatus, Eleocharis palustris, Equisetum fluviatile, Glyceria maxima, Iris pseudacorus, Lycopus europaeus, Nasturtium officinale, Oenanthe aquatica, Phalaris arundinacea, Phragmites australis, Rorippa amphibia, Schoenoplectus lacustris, Sparganium erectum erectum, Typha angustifolia, Typha latifolia, Veronica anagallis-aquatica, Veronica beccabunga</i>									
3	Cariçaies et magnocariçaies* méso-eutrophes (D5.2) <i>Magnocaricion elatae</i>	L : 6	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 9	R : 6	N : 5	S : 0	T : 1	MO : 9
		<i>Carex acuta, Carex acutiformis, Carex paniculata, Carex pseudocyperus, Carex riparia, Carex vesicaria, Galium palustre, Peucedanum palustre</i>									
4	Prairies mouillées méso-eutrophes (E3.41) <i>Calthion palustris</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 8	R : 6	N : 5	S : 0	T : 2	MO : 8
		<i>Allium angulosum, Alopecurus pratensis, Alopecurus rendlei, Bromus racemosus, Caltha palustris, Campanula rhomboidalis, Carex disticha, Carex vulpina, Cirsium palustre, Crepis paludosa, Dactylorhiza majalis, Fritillaria meleagris, Geum rivale, Hypericum quadrangulum, Leucojum aestivum, Lychnis flos-cuculi, Mentha aquatica, Myosotis scorpioides, Rhinanthus angustifolius, Rhinanthus angustifolius grandiflorus, Scirpus sylvaticus, Senecio aquaticus, Senecio aquaticus erraticus, Taraxacum anglicum, Taraxacum sect Palustria, Taraxacum sect Spectabilia, Veronica longifolia, Viola elatior, Viola pumila</i>									
5	Saussaies marécageuses méso-eutrophes (F9.2) <i>Salicion cinereae</i>	L : 5	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 9	R : 5	N : 4	S : 0	T : 1	MO : 9
		<i>Salix cinerea</i>									
6a	Aulnaies marécageuses méso-eutrophes (G1.4) <i>Alnion glutinosae</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 9	R : 6	N : 6	S : 1	T : 2	MO : 8
		<i>Alnus glutinosa, Galium palustre, Lysimachia vulgaris, Solanum dulcamara</i>									
6b	Frênaies-aulnaies hygrophiles des sources et ruisseaux (G1.211) <i>Alno-Padion</i>	L : 5	T : 4	C : 4	HA : 9	HE : 8	R : 6	N : 5	S : 0	T : 2	MO : 8
		<i>Cardamine amara, Carex pendula, Carex remota, Carex strigosa, Chrysosplenium alternifolium, Chrysosplenium oppositifolium, Circaea x intermedia, Equisetum telmateia, Eupatorium cannabinum</i>									

AHO Ecosysteme alluvial ou fontinal hygrocline oligo-mésotrophe											
2	Communautés des grèves humides oligotrophes (C3.5) <i>Nanocyperion flavescens</i>	L : 8	T : 6	C : 4	HA : 7	HE : 7	R : 4	N : 4	S : 0	T : 4	MO : 4
		<i>Carex viridula v pulchella, Centaurium littorale, Centunculus minimus, Cicendia filiformis, Cyperus flavescens, Cyperus fuscus, Delia segetalis, Elatine hexandra, Elatine triandra, Exaculum pusillum, Gnaphalium luteoalbum, Gnaphalium uliginosum, Gypsophila muralis, Hypericum humifusum, Illecebrum verticillatum, Juncus bufonius, Juncus capitatus, Juncus pygmaeus, Juncus tenageia, Limosella aquatica, Lythrum hyssopifolia, Lythrum portula, Montia minor, Radiola linoides, Sagina apetala, Scirpus setaceus, Veronica acinifolia</i>									
3	Prairies humides oligotrophes (E3.51) <i>Molinion caeruleae</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 7	HE : 7	R : 6	N : 3	S : 0	T : 2	MO : 6
		<i>Achillea ptarmica, Genista tinctoria, Gentiana pneumonanthe, Inula salicina, Molinia caerulea, Platanthera bifolia</i>									
4	Landes humides à bruyère quaternée (F4.11a) <i>Ericion tetralicis</i>	L : 6	T : 6	C : 4	HA : 8	HE : 7	R : 2	N : 2	S : 0	T : 2	MO : 9
		<i>Erica tetralix</i>									
5	Saussaies non marécageuses (F3.1a) <i>Salicion cinereae</i>	L : 6	T : 5	C : 4	HA : 8	HE : 8	R : 4	N : 3	S : 0	T : 1	MO : 8
		<i>Frangula alnus, Salix aurita, Salix cinerea</i>									
6a	Chênaies-charmaies hygroclines sur pseudogley (G1.A1) <i>Stellario-carpinetum</i>	L : 5	T : 5	C : 5	HA : 7	HE : 7	R : 4	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 7
		<i>Carex ovalis, Deschampsia cespitosa, Lysimachia nemorum</i>									
6b	Chênaies pubescentes à bouleaux (G1.81) <i>Querco-betuletum</i>	L : 6	T : 6	C : 5	HA : 7	HE : 6	R : 4	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 4
		<i>Carex brizoides, Peucedanum gallicum</i>									

AHP Ecosysteme alluvial ou fontinal hygrocline méso-eutrophe											
2	Communautés des grèves humides méso-eutrophes (C3.5) <i>Bidention tripartitae</i> , <i>Chenopodium rubri</i>	L : 8	T : 6	C : 4	HA : 8	HE : 8	R : 7	N : 7	S : 1	T : 3	MO : 4
		<i>Alopecurus aequalis</i> , <i>Apium repens</i> , <i>Atriplex longipes</i> , <i>Atriplex prostrata</i> , <i>Bidens cernua</i> , <i>Bidens connata</i> , <i>Bidens frondosa</i> , <i>Bidens radiata</i> , <i>Bidens tripartita</i> , <i>Brassica juncea</i> , <i>Brassica nigra</i> , <i>Catabrosa aquatica</i> , <i>Cerastium dubium</i> , <i>Chenopodium chenopodioides</i> , <i>Chenopodium glaucum</i> , <i>Chenopodium rubrum</i> , <i>Collomia grandiflora</i> , <i>Crypsis alopecuroides</i> , <i>Damasonium alisma</i> , <i>Echinochloa crus-galli</i> , <i>Eleocharis multicaulis</i> , <i>Eragrostis pilosa</i> , <i>Erysimum cheiranthoides</i> , <i>Euphorbia stricta</i> , <i>Juncus foliosus</i> , <i>Leersia oryzoides</i> , <i>Ludwigia palustris</i> , <i>Mentha pulegium</i> , <i>Polygonum hydropiper</i> , <i>Polygonum lapathifolium</i> , <i>Polygonum mite</i> , <i>Polygonum persicaria</i> , <i>Polypogon monspeliensis</i> , <i>Potentilla supina</i> , <i>Pulicaria vulgaris</i> , <i>Ranunculus ophioglossifolius</i> , <i>Ranunculus sceleratus</i> , <i>Rorippa sylvestris</i> , <i>Rumex maritimus</i> , <i>Rumex palustris</i> , <i>Senecio congestus</i> , <i>Sisymbrium supinum</i> , <i>Trifolium resupinatum</i> , <i>Veronica anagallis-aquatica</i> , <i>Veronica peregrina</i> , <i>Xanthium orientale</i>									
3	Prairies humides méso-eutrophes (E3.41) <i>Lolio perennis-Potentillion anserinae</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 8	R : 6	N : 6	S : 1	T : 3	MO : 8
		<i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Alopecurus geniculatus</i> , <i>Apium graveolens</i> , <i>Carex hirta</i> , <i>Carex hordeistichos</i> , <i>Festuca arundinacea</i> , <i>Potentilla anserina</i> , <i>Rumex crispus</i> , <i>Trifolium fragiferum</i> , <i>Trifolium hybridum</i>									
4a	Mégaphorbiaies* riveraines des berges de cours d'eau (E5.41) <i>Senecion fluviatilis</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 7	HE : 7	R : 7	N : 6	S : 0	T : 1	MO : 7
		<i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Elymus campestris</i> , <i>Euphorbia esula</i> , <i>Galega officinalis</i> , <i>Hypericum tetrapterum</i> , <i>Lepidium graminifolium</i> , <i>Polemonium caeruleum</i> , <i>Senecio sarracenicus</i> , <i>Thalictrum flavum</i> , <i>Valeriana officinalis repens</i>									
4b	Mégaphorbiaies de plaines humides (E5.42) <i>Filipendulion ulmi</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 7	R : 7	N : 7	S : 0	T : 1	MO : 8
		<i>Aconitum napellus lusitanicum</i> , <i>Althaea officinalis</i> , <i>Angelica archangelica</i> , <i>Angelica sylvestris</i> , <i>Barbarea intermedia</i> , <i>Barbarea stricta</i> , <i>Barbarea vulgaris</i> , <i>Cuscuta europaea</i> , <i>Epilobium hirsutum</i> , <i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Helianthus tuberosus</i> , <i>Hemerocallis lilioasphodelus</i> , <i>Hesperis matronalis</i> , <i>Impatiens glandulifera</i> , <i>Inula helenium</i> , <i>Melilotus altissimus</i> , <i>Mentha longifolia</i> , <i>Mimulus moschatus</i> , <i>Petasites hybridus</i> , <i>Polygonum bistorta</i> , <i>Rorippa austriaca</i> , <i>Rudbeckia laciniata</i> , <i>Rumex aquaticus</i> , <i>Rumex obtusifolius transiens</i> , <i>Senecio paludosus</i> , <i>Stachys palustris</i>									
5a	Saussaies riveraines des berges de cours d'eau (F9.1) <i>Salicion triandrae</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 8	R : 7	N : 6	S : 0	T : 2	MO : 8
		<i>Calystegia sepium</i> , <i>Humulus lupulus</i> , <i>Salix purpurea v lambertiana</i> , <i>Salix triandra</i> , <i>Salix viminalis</i> , <i>Spiraea alba</i> , <i>Spiraea douglasii</i>									
5b	Saussaies non marécageuses méso-eutrophes (F3.1a) <i>Salicion cinereae</i>	L : 5	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 9	R : 5	N : 4	S : 0	T : 1	MO : 9
		<i>Salix cinerea</i>									
6aa	Aulnaies-frênaies riveraines des berges de rivières et ruisseaux (G1.212) <i>Alno-Padion</i>	L : 5	T : 4	C : 5	HA : 7	HE : 6	R : 7	N : 6	S : 0	T : 2	MO : 4
		<i>Aconitum lycoctonum vulparia</i> , <i>Allium scorodoprasum</i> , <i>Allium ursinum</i> , <i>Alnus incana</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Festuca gigantea</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Gagea spathacea</i> , <i>Galanthus nivalis</i> , <i>Glechoma hederacea</i> , <i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Knautia dipsacifolia</i> , <i>Matteuccia struthiopteris</i> , <i>Monotropa hypopitys glabra</i> , <i>Pulmonaria officinalis</i> , <i>Stellaria nemorum</i>									

6ab	Saulaies blanches riveraines des berges de grandes rivières (G1.1) <i>Salicion albae</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 8	R : 7	N : 7	S : 0	T : 4	MO : 8
		<i>Myosoton aquaticum, Salix alba, Salix fragilis</i>									
6ba	Chênaies-frênaies hygrocines des plateaux et plaines (G1.A1) <i>Primulo-carpinetum</i>	L : 5	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 7	R : 7	N : 7	S : 0	T : 1	MO : 3
		<i>Adoxa moschatellina, Anemone ranunculoides, Fraxinus excelsior, Neottia ovata, Paris quadrifolia, Primula elatior</i>									
6bb	Ormaies-frênaies-aulnaies alluviales des grandes vallées (G1.213) <i>Alno-Ulmion</i>	L : 6	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 7	R : 7	N : 7	S : 0	T : 3	MO : 5
		<i>Fraxinus excelsior, Gagea lutea, Populus alba, Ulmus laevis, Vitis vinifera sylvestris</i>									

TDO Ecosysteme tourbeux ou paratourbeux hygrophile oligo-mésotrophe											
2	Communautés initiales des dépressions tourbeuses (D2.3) <i>Rhynchosporion albae</i>	L : 8	T : 4	C : 3	HA : 9	HE : 8	R : 2	N : 2	S : 0	T : 2	MO : 9
		<i>Drosera intermedia, Hammarbya paludosa, Lycopodiella inundata, Rhynchospora alba, Rhynchospora fusca</i>									
3	Cariçaies et tremblants tourbeux (D2.3) <i>Caricion lasiocarpae, Caricion elatae</i>	L : 8	T : 5	C : 5	HA : 9	HE : 9	R : 6	N : 3	S : 0	T : 1	MO : 9
		<i>Calamagrostis canescens, Calamagrostis stricta, Calla palustris, Carex appropinquata, Carex lasiocarpa, Carex limosa, Carex rostrata, Comarum palustre, Eriophorum gracile, Menyanthes trifoliata, Scheuchzeria palustris, Schoenoplectus tabernaemontani</i>									
4a	Bas-marais acides (D2.2) <i>Agrostio caninae - Caricion curtae</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 8	R : 4	N : 2	S : 0	T : 1	MO : 9
		<i>Agrostis canina, Carex canescens, Carex echinata, Carex nigra, Carex trinervis, Epilobium palustre, Galium uliginosum, Hydrocotyle vulgaris, Juncus filiformis, Pedicularis palustris, Ranunculus flammula, Stellaria palustris, Veronica scutellata, Viola palustris</i>									
4b	Bas-marais alcalins (D4.1) <i>Caricion davallianae</i>	L : 8	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 8	R : 7	N : 2	S : 0	T : 2	MO : 9
		<i>Anagallis tenella, Carex davalliana, Carex diandra, Carex flava, Carex hostiana, Carex lepidocarpa, Dactylorhiza incarnata, Dactylorhiza traunsteineri, Eleocharis quinqueflora, Epipactis palustris, Equisetum variegatum, Eriophorum latifolium, Gentianella amarella, Juncus alpinoarticulatus, Liparis loeselii, Orchis palustris, Parnassia palustris, Pinguicula vulgaris, Primula farinosa, Schoenus ferrugineus, Schoenus nigricans, Scorpidium scorpioides</i>									
5	Tourbières hautes à sphaignes et saussaies marécageuses (D1.1, F9.2) <i>Sphagnion fusci, Salicion cinereae, Myricetum gale</i>	L : 8	T : 5	C : 4	HA : 8	HE : 9	R : 3	N : 2	S : 0	T : 1	MO : 9
		<i>Andromeda polifolia, Betula nana, Carex pauciflora, Dactylorhiza sphagnicola, Drosera rotundifolia, Eriophorum vaginatum, Myrica gale, Narthecium ossifragum, Odontoschisma sphagni, Pinguicula lusitanica, Sphagnum capillifolium, Sphagnum denticulatum, Sphagnum magellanicum, Sphagnum papillosum, Vaccinium oxycoccus</i>									
6	Boulaies tourbeuses à sphaignes (G1.51) <i>Betulion pubescentis</i>	L : 5	T : 5	C : 4	HA : 9	HE : 8	R : 5	N : 3	S : 0	T : 1	MO : 9
		<i>Betula pubescens, Carex elongata, Carex laevigata, Dryopteris cristata, Osmunda regalis, Polytrichum commune</i>									

THO Ecosysteme tourbeux ou paratourbeux hydrocline oligo-mésotrophe											
2	Pelouses paratourbeuses (E3.52) <i>Juncion squarrosi</i>	L : 8	T : 5	C : 4	HA : 6	HE : 7	R : 1	N : 2	S : 0	T : 3	MO : 6
		<i>Dactylorhiza maculata ericetorum, Juncus squarrosus, Pedicularis sylvatica</i>									
3	Prairies humides oligotrophes (E3.51) <i>Molinion caeruleae</i>	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 8	HE : 7	R : 6	N : 3	S : 0	T : 2	MO : 9
		<i>Carex panicea, Carex pulicaris, Carex tomentosa, Cirsium dissectum, Dactylorhiza maculata, Dianthus superbus, Galium boreale, Inula salicina, Juncus conglomeratus, Juncus effusus, Molinia caerulea, Ophioglossum vulgatum, Sanguisorba officinalis, Scorzonera humilis, Selinum carvifolia, Serratula tinctoria, Silaum silaus, Succisa pratensis, Tetragonolobus maritimus, Valeriana dioica</i>									
4	Landes paratourbeuses à myrtilles (F4.11b) <i>Oxycocco palustris-Ericion tetralicis</i>	L : 7	T : 5	C : 4	HA : 8	HE : 7	R : 4	N : 2	S : 0	T : 2	MO : 7
		<i>Erica tetralix, Eriophorum angustifolium, Salix repens argentea, Scirpus cespitosus, Sphagnum compactum, Vaccinium uliginosum</i>									
5	Saussaies non marécageuses (F3.1a) <i>Salicion cinereae</i>	L : 6	T : 5	C : 4	HA : 9	HE : 9	R : 4	N : 4	S : 0	T : 1	MO : 9
		<i>Salix aurita, Salix cinerea</i>									
6	Chênaies-boulaies paratourbeuses à trientale (G1.81) <i>Trientalo-betuletum</i>	L : 6	T : 4	C : 5	HA : 8	HE : 8	R : 3	N : 3	S : 0	T : 2	MO : 7
		<i>Betula pubescens, Trientalis europaea, Vaccinium uliginosum</i>									

NMO		Ecosysteme neutro-acidocline mésophile oligo-mésotrophe									
3	Prairies maigres des sols pauvres acides (E2.11b, E2.23, E2.3) <i>Festucion rubrae</i> , <i>Alchemillo-trisetetum</i> , <i>Polygono bistortae</i> - <i>Trisetion</i>	L : 7	T : 4	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 4	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 4
	<i>Agrostis capillaris</i> , <i>Alchemilla micans</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Meum athamanticum</i>										
4	Friches maigres des sols pauvres acides (E5.6) <i>Melampyrion pratense</i>	L : 6	T : 6	C : 4	HA : 5	HE : 5	R : 4	N : 4	S : 0	T : 4	MO : 4
	<i>Arrhenatherum elatius bulbosum</i> , <i>Conopodium majus</i> , <i>Hieracium maculatum</i> , <i>Hieracium vulgatum</i> , <i>Malva moschata</i> , <i>Melampyrum pratense</i> , <i>Pulmonaria longifolia</i> , <i>Viola lactea</i>										
5	Fourrés sur sols pauvres acides (F3.13) <i>Rubion subatlanticum</i>	L : 5	T : 6	C : 4	HA : 6	HE : 5	R : 3	N : 4	S : 0	T : 4	MO : 5
	<i>Rubus foliosus</i> , <i>Rubus fruticosus</i> , <i>Rubus nessensis</i> , <i>Rubus rosaceus</i> , <i>Rubus semicarpinifolius</i> , <i>Rubus sulcatus</i>										
6	Chênaies acidoclines (G1.82, G1.87a) <i>Quercion roboris-petraeae</i>	L : 6	T : 5	C : 5	HA : 6	HE : 5	R : 4	N : 3	S : 0	T : 4	MO : 5
	<i>Betula pendula</i> , <i>Blechnum spicant</i> , <i>Carex pallescens</i> , <i>Carex pilulifera</i> , <i>Dicranella heteromalla</i> , <i>Hieracium sabaudum</i> , <i>Hieracium umbellatum</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Lonicera periclymenum</i> , <i>Luzula sylvatica</i> , <i>Maianthemum bifolium</i> , <i>Poa chaixii</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Sorbus aucuparia</i>										
7a	Hêtraies acidoclines sur pentes faibles (G1.61, G1.62) <i>Fagion sylvaticae</i>	L : 5	T : 5	C : 5	HA : 6	HE : 5	R : 4	N : 4	S : 0	T : 4	MO : 4
	<i>Calamagrostis arundinacea</i> , <i>Carex reichenbachii</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Corallorhiza trifida</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Dryopteris dilatata</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Hieracium laevigatum</i> , <i>Hieracium murorum</i> , <i>Hieracium sabaudum</i> , <i>Holcus mollis</i> , <i>Hypericum pulchrum</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Lonicera periclymenum</i> , <i>Luzula forsteri</i> , <i>Luzula luzuloides</i> , <i>Luzula pilosa</i> , <i>Luzula sylvatica</i> , <i>Maianthemum bifolium</i> , <i>Mnium hornum</i> , <i>Plagiothecium denticulatum</i> , <i>Plagiothecium undulatum</i> , <i>Poa chaixii</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Solidago virgaurea</i> , <i>Veronica officinalis</i>										
7b	Erablaies-ormaies de ravins (G1.A41b) <i>Ulmo-Acerion</i>	L : 5	T : 5	C : 5	HA : 7	HE : 5	R : 5	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 4
	<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Cyanus montanus</i> , <i>Dicranum scoparium</i> , <i>Dryopteris filix-mas</i> , <i>Gymnocarpium dryopteris</i> , <i>Ulmus glabra</i>										
7c	Chênaies-charmaies schisteuses (G1.A15a) <i>Carpinion betuli</i>	L : 7	T : 5	C : 4	HA : 5	HE : 5	R : 4	N : 3	S : 0	T : 4	MO : 4
	<i>Carex caryophylla</i> , <i>Lathyrus linifolius v montanus</i> , <i>Malus sylvestris</i> , <i>Sorbus torminalis</i>										

NMP		Ecosysteme neutro-acidocline mésophile méso-eutrophe									
3a	Pâtures mésophiles	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 5	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 3
	(E2.11a) <i>Cynosurion cristati</i>	<i>Ajuga reptans, Bellis perennis, Cerastium fontanum vulgare, Cynosurus cristatus, Holcus lanatus, Leontodon autumnalis, Lolium perenne, Odontites vernus, Phleum pratense, Plantago major, Poa pratensis, Poa trivialis, Ranunculus acris, Trifolium repens, Veronica filiformis</i>									
3b	Prairies de fauches mésophiles	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 6	HE : 5	R : 6	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 3
	(E2.2) <i>Arrhenatherion elatioris</i>	<i>Achillea millefolium, Alchemilla glabra, Alchemilla monticola, Alchemilla vulgaris, Anthriscus sylvestris, Arrhenatherum elatius, Campanula patula, Centaurea jacea, Cerastium fontanum, Colchicum autumnale, Crepis biennis, Dactylis glomerata, Daucus carota, Gaudinia fragilis, Geranium pratense, Geranium sylvaticum, Heracleum sphondylium, Holcus lanatus, Lathyrus aphaca, Lathyrus pratensis, Plantago lanceolata, Prunella vulgaris, Ranunculus acris, Rhinanthus alectorolophus, Rhinanthus minor, Rumex acetosa, Trifolium pratense, Trisetum flavescens</i>									
4	Friches mésophiles des sols riches neutres	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 6	N : 7	S : 0	T : 3	MO : 3
	(E5.6) <i>Arction lappae</i>	<i>Aegopodium podagraria, Agrimonia repens, Alliaria petiolata, Allium cepa, Allium porrum, Allium vineale, Amaranthus retroflexus, Arabis glabra, Arctium lappa, Arctium minus, Arctium pubens, Arctium tomentosum, Armoracia rusticana, Arum italicum, Astragalus glycyphyllos, Atriplex patula, Ballota nigra, Ballota nigra foetida, Barbarea verna, Bunias orientalis, Capsella bursa-pastoris, Cardaminopsis arenosa arenosa, Carex spicata, Chaerophyllum aureum, Chaerophyllum bulbosum, Chaerophyllum temulum, Chelidonium majus, Chenopodium bonus-henricus, Cirsium arvense, Claytonia perfoliata, Conium maculatum, Coronopus squamatus, Crucifera laevipes, Digitaria ischaemum, Epilobium ciliatum, Epilobium montanum, Epilobium roseum, Epilobium tetragonum lamyi, Eragrostis minor, Erigeron annuus septentrionalis, Erigeron canadensis, Fumaria muralis boraei, Galeopsis tetrahit, Galinsoga parviflora, Galium aparine, Geranium nodosum, Geranium pyrenaicum, Geranium robertianum, Geum urbanum, Glechoma hederacea, Gnaphalium sylvaticum, Herniaria glabra, Hylotelephium telephium, Impatiens parviflora, Juncus tenuis, Lamium album, Lapsana communis, Lathyrus sylvestris, Leonurus cardiaca, Lepidium ruderales, Lunaria annua, Lupinus polyphyllus, Malva pusilla, Matricaria discoidea, Mentha arvensis, Mentha spicata, Mercurialis annua, Moehringia trinervia, Mycelis muralis, Myosotis arvensis, Odontites vernus serotinus, Orobanche hederaceae, Parietaria officinalis, Pentaglottis sempervirens, Peucedanum ostruthium, Polygonum aviculare, Rorippa austriaca, Rumex obtusifolius, Rumex patientia, Sambucus ebulus, Scrophularia vernalis, Silene dioica, Sison amomum, Stellaria media, Stellaria media major, Stellaria pallida, Symphytum asperum, Symphytum x uplandicum, Tanacetum balsamita, Tanacetum parthenium, Torilis japonica, Tulipa sylvestris, Urtica dioica, Veronica hederifolia lucorum, Veronica serpyllifolia, Vicia sepium, Vinca major, Viola odorata</i>									
5	Fourrés tempérés neutroclines	L : 6	T : 5	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 6	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 3
	(F3.11) <i>Prunetalia</i>	<i>Anthriscus caucalis, Artemisia vulgaris, Clematis vitalba, Cornus sanguinea, Corylus avellana, Crataegus laevigata, Crataegus monogyna, Euonymus europaeus, Lycium barbarum, Mespilus germanica, Prunus padus, Prunus spinosa, Pyrus communis, Ribes uva-crispa, Robinia pseudoacacia, Rosa canina, Rubus caesius, Salix caprea, Sambucus nigra, Sambucus racemosa, Viburnum opulus</i>									
6	Chênaies-charmaies neutroclines	L : 5	T : 5	C : 5	HA : 6	HE : 5	R : 6	N : 5	S : 0	T : 3	MO : 3
	(G1.A1) <i>Carpinion betuli</i>	<i>Arum maculatum, Carex umbrosa, Carpinus betulus, Corylus avellana, Dryopteris filix-mas, Epipactis helleborine, Galium odoratum, Hyacinthoides non-scripta, Lamium galeobdolon, Narcissus pseudonarcissus, Polygonatum multiflorum, Potentilla sterilis, Prunus avium, Pulmonaria montana, Ranunculus ficaria, Rosa arvensis, Ulmus minor, Vinca minor</i>									

7	Hêtraies neutroclines	L : 5	T : 5	C : 5	HA : 6	HE : 5	R : 5	N : 5	S : 0	T : 3	MO : 4
	(G1.63) <i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Acer campestre, Acer pseudoplatanus, Anemone nemorosa, Carex sylvatica, Crataegus laevigata, Dryopteris filix-mas, Epipactis helleborine, Euphorbia amygdaloides, Fagus sylvatica, Festuca altissima, Galium odoratum, Hedera helix, Hordelymus europaeus, Lamium galeobdolon, Melica uniflora, Milium effusum, Oxalis acetosella, Poa nemoralis, Polygonatum multiflorum, Rosa arvensis, Sanicula europaea, Scrophularia nodosa, Vinca minor, Viola riviniana</i>									

NSO Ecosysteme neutro-acidocline xérocline oligo-mésotrophe											
2	Pelouses silicicoles	L : 8	T : 6	C : 5	HA : 4	HE : 4	R : 4	N : 2	S : 0	T : 6	MO : 2
	(E1.9) <i>Corynephorion canescentis, Thero-Airion</i>	<i>Agrostis vinealis, Aira caryophyllea, Aira praecox, Campanula rotundifolia, Carex ligERICA, Corynephorus canescens, Festuca ovina hirtula, Filago minima, Herniaria hirsuta, Hieracium pilosella, Jasione montana, Mibora minima, Myosotis discolor, Ornithopus perpusillus, Potentilla argentea, Rumex acetosella, Scleranthus annuus, Scleranthus annuus polycarpus, Scleranthus perennis, Spergula morisonii, Teesdalia nudicaulis, Thymus serpyllum, Tuberaria guttata, Vulpia membranacea</i>									
3	Nardaies sèches	L : 7	T : 4	C : 4	HA : 5	HE : 5	R : 3	N : 3	S : 0	T : 4	MO : 5
	(E1.7) <i>Violio-Nardion</i>	<i>Ajuga pyramidalis, Antennaria dioica, Anthemis nobilis, Arnica montana, Botrychium lunaria, Botrychium matricariifolium, Bromus arvensis, Danthonia decumbens, Euphrasia micrantha, Euphrasia nemorosa, Festuca filiformis, Festuca rubra commutata, Galium saxatile, Gentianella campestris, Hieracium aurantiacum, Hieracium lactucella, Hypericum maculatum, Hypochaeris glabra, Luzula campestris, Luzula multiflora, Nardus stricta, Polygala serpyllifolia, Polygala vulgaris collina, Polygala vulgaris oxyptera, Potentilla erecta, Pseudorchis albida, Thesium pyrenaicum, Vicia orobus, Vicia sativa nigra, Viola canina</i>									
4	Landes sèches à callunes	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 3	N : 2	S : 0	T : 4	MO : 5
	(F4.2) <i>Calluno-Genistion</i>	<i>Calluna vulgaris, Carex arenaria, Cuscuta epithimum, Cytisus scoparius, Dicranum spurium, Diphasiastrum complanatum, Diphasiastrum issleri, Diphasiastrum tristachyum, Diphasiastrum zeileri, Erica cinerea, Festuca filiformis, Genista anglica, Genista germanica, Genista pilosa, Lycopodium clavatum, Orobanche rapum-genistae, Polygala serpyllifolia, Polytrichum juniperinum, Polytrichum piliferum, Ulex europaeus, Vaccinium vitis-idaea</i>									
5	Fourrés sur sols pauvres acides et fourrés de genévrier	L : 7	T : 6	C : 4	HA : 5	HE : 5	R : 5	N : 4	S : 0	T : 4	MO : 3
	(F3.16, F3.13) <i>Rubion subatlanticum, Dicrano-Juniperetum</i>	<i>Juniperus communis, Rubus silvaticus</i>									
6a	Chênaies acidoclines non thermophiles	L : 6	T : 5	C : 4	HA : 5	HE : 5	R : 3	N : 4	S : 0	T : 4	MO : 5
	(G1.82, G1.87a) <i>Quercion roboris-petraeae</i>	<i>Atrichum undulatum, Betula pendula, Castanea sativa, Deschampsia flexuosa, Hieracium umbellatum, Holcus mollis, Leucobryum glaucum, Pteridium aquilinum, Quercus pyrenaica, Teucrium scorodonia, Vaccinium myrtillus</i>									
6b	Chênaies sessiliflores thermophiles	L : 8	T : 6	C : 4	HA : 5	HE : 5	R : 5	N : 4	S : 0	T : 4	MO : 5
	(G1.82, G1.87b) <i>Quercion roboris-petraeae</i>	<i>Quercus petraea</i>									

NSP Ecosysteme neutro-acidocline xérocline méso-eutrophe		L : 7	T : 4	C : 5	HA : 6	HE : 5	R : 6	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 3
3	Prairies de fauches des sols secs neutres (E2.2, E2.23, E2.3) <i>Arrhenaterion elatioris</i> , <i>Alchemillo-trisetetum</i> , <i>Polygono bistortae-Trisetion</i>	<i>Alchemilla xanthochlora</i> , <i>Bromus hordeaceus</i> , <i>Carum carvi</i> , <i>Hypericum dubium</i> , <i>Pastinaca sativa</i> , <i>Phyteuma nigrum</i>									
4	Friches et ourlets des sols secs neutres (E5.6) <i>Sisymbrium officinalis</i> , <i>Dauco-Melilotion</i>	L : 8	T : 6	C : 5	HA : 4	HE : 4	R : 7	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 3
		<i>Agrostis gigantea</i> , <i>Althaea hirsuta</i> , <i>Ambrosia artemisiifolia</i> , <i>Anchusa officinalis</i> , <i>Anthemis cotula</i> , <i>Anthemis tinctoria</i> , <i>Anthriscus cerefolium</i> , <i>Apera interrupta</i> , <i>Artemisia annua</i> , <i>Artemisia biennis</i> , <i>Artemisia verlotiorum</i> , <i>Atriplex hortensis</i> , <i>Bassia scoparia</i> , <i>Berteroa incana</i> , <i>Bombycilaena erecta</i> , <i>Bromus sterilis</i> , <i>Capsella bursa-pastoris rubella</i> , <i>Carduus acanthoides</i> , <i>Carthamus lanatus</i> , <i>Cerastium glomeratum</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Chenopodium ficifolium</i> , <i>Chenopodium hybridum</i> , <i>Chenopodium suecicum</i> , <i>Cirsium vulgare</i> , <i>Convolvulus arvensis</i> , <i>Corispermum leptopterum</i> , <i>Crepis foetida</i> , <i>Crepis setosa</i> , <i>Crepis tectorum</i> , <i>Cynoglossum officinale</i> , <i>Descurainia sophia</i> , <i>Digitaria sanguinalis</i> , <i>Echium vulgare</i> , <i>Epilobium angustifolium</i> , <i>Equisetum arvense</i> , <i>Erodium moschatum</i> , <i>Erucastrum gallicum</i> , <i>Euphorbia esula tommasiniana</i> , <i>Geranium molle</i> , <i>Geranium pusillum</i> , <i>Geranium rotundifolium</i> , <i>Helminthotheca echioides</i> , <i>Hesperis matronalis</i> , <i>Hirschfeldia incana</i> , <i>Hordeum murinum</i> , <i>Isatis tinctoria</i> , <i>Lactuca saligna</i> , <i>Lactuca serriola</i> , <i>Lappula squarrosa</i> , <i>Lathyrus hirsutus</i> , <i>Lepidium campestre</i> , <i>Lepidium densiflorum</i> , <i>Lepidium sativum</i> , <i>Lepidium virginicum</i> , <i>Malva neglecta</i> , <i>Malva parviflora</i> , <i>Malva sylvestris</i> , <i>Muscari comosum</i> , <i>Myrrhis odorata</i> , <i>Nepeta cataria</i> , <i>Pastinaca sativa urens</i> , <i>Potentilla intermedia</i> , <i>Potentilla norvegica</i> , <i>Potentilla recta</i> , <i>Prunus insititia</i> , <i>Reseda alba</i> , <i>Reseda lutea</i> , <i>Salsola kali ruthenica</i> , <i>Saponaria officinalis</i> , <i>Senecio inaequidens</i> , <i>Senecio vernalis</i> , <i>Silene latifolia alba</i> , <i>Sinapis alba</i> , <i>Sisymbrium altissimum</i> , <i>Sisymbrium austriacum</i> , <i>Sisymbrium austriacum chrysanthum</i> , <i>Sisymbrium officinale</i> , <i>Solanum triflorum</i> , <i>Spinacia oleracea</i> , <i>Torilis nodosa</i> , <i>Tripleurospermum inodorum</i> , <i>Tussilago farfara</i> , <i>Ventenata dubia</i> , <i>Verbascum blattaria</i> , <i>Verbascum lychnitis</i> , <i>Verbascum phlomoides</i> , <i>Verbascum thapsus</i> , <i>Veronica hederifolia</i> , <i>Vicia villosa varia</i> , <i>Vicia villosa villosa</i> , <i>Viola tricolor</i>									
5	Fourrés neutroclines des sols secs (F3.1c, F3.17)	L : 7	T : 6	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 6	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 8
		<i>Asparagus officinalis</i> , <i>Borago officinalis</i> , <i>Bryonia cretica dioica</i>									
6	Chênaies-charmaies neutroclines (G1.A1) <i>Carpinion betuli</i>	<i>Brachythecium rutabulum</i>									

NXO Ecosysteme neutro-acidocline xérophile oligo-mésotrophe											
0	Rochers et éboulis siliceux nus										
1	Communautés des rochers et éboulis siliceux (H3.1, H2.3) <i>Asplenion septentrionalis</i> , <i>Androsacion multiflorae</i> , <i>Galeopsidion segetum</i> , <i>Thlaspeion rotundifolii</i> , <i>Cryptogrammetum crispae</i>										
	<table border="1"> <tr> <td>L : 6</td> <td>T : 6</td> <td>C : 4</td> <td>HA : 5</td> <td>HE : 5</td> <td>R : 7</td> <td>N : 5</td> <td>S : 0</td> <td>T : 6</td> <td>MO : 2</td> </tr> </table> <p><i>Antirrhinum majus</i>, <i>Asplenium adiantum-nigrum</i>, <i>Asplenium billotii</i>, <i>Asplenium foresiense</i>, <i>Asplenium septentrionale</i>, <i>Asplenium trichomanes-ramosum</i>, <i>Asplenium x alternifolium</i>, <i>Cardaminopsis arenosa</i>, <i>Cryptogramma crispa</i>, <i>Draba aizoides</i>, <i>Galeopsis ladanum</i>, <i>Galeopsis segetum</i>, <i>Helleborus foetidus</i>, <i>Hieracium amplexicaule</i>, <i>Hieracium peleterianum</i>, <i>Hieracium schmidtii</i>, <i>Hymenophyllum tunbrigense</i>, <i>Iberis linifolia</i>, <i>Micropyrum tenellum</i>, <i>Potentilla rupestris</i>, <i>Pseudofumaria alba</i>, <i>Saxifraga hypnoides</i>, <i>Saxifraga rosacea sternbergii</i>, <i>Thlaspi rotundifolium</i></p>	L : 6	T : 6	C : 4	HA : 5	HE : 5	R : 7	N : 5	S : 0	T : 6	MO : 2
L : 6	T : 6	C : 4	HA : 5	HE : 5	R : 7	N : 5	S : 0	T : 6	MO : 2		
2	Pelouses rupicoles thermophiles (E1.1) <i>Alyso-Sedion</i>										
	<table border="1"> <tr> <td>L : 8</td> <td>T : 6</td> <td>C : 5</td> <td>HA : 4</td> <td>HE : 4</td> <td>R : 6</td> <td>N : 4</td> <td>S : 0</td> <td>T : 5</td> <td>MO : 3</td> </tr> </table> <p><i>Alyssum alyssoides</i>, <i>Arabidopsis thaliana</i>, <i>Arenaria serpyllifolia leptoclados</i>, <i>Artemisia campestris</i>, <i>Bromus thominei</i>, <i>Carex praecox</i>, <i>Cerastium brachypetalum</i>, <i>Cerastium pumilum</i>, <i>Cerastium semidecandrum</i>, <i>Cynodon dactylon</i>, <i>Erigeron acris</i>, <i>Erodium cicutarium</i>, <i>Erodium cicutarium dunense</i>, <i>Festuca heteropachys</i>, <i>Filago arvensis</i>, <i>Filago lutescens</i>, <i>Filago pyramidata</i>, <i>Filago vulgaris</i>, <i>Helichrysum arenarium</i>, <i>Holosteum umbellatum</i>, <i>Medicago minima</i>, <i>Minuartia hybrida</i>, <i>Phelipanche purpurea</i>, <i>Phleum arenarium</i>, <i>Poa bulbosa</i>, <i>Saxifraga tridactylites</i>, <i>Sedum rubens</i>, <i>Sedum rupestre</i>, <i>Sedum spurium</i>, <i>Silene armeria</i>, <i>Silene conica</i>, <i>Taraxacum sect Erythrosperma</i>, <i>Teucrium botrys</i>, <i>Thymus pulegioides</i>, <i>Trifolium scabrum</i>, <i>Valerianella carinata</i>, <i>Veronica arvensis</i>, <i>Veronica praecox</i>, <i>Vicia lathyroides</i>, <i>Viola curtisii</i></p>	L : 8	T : 6	C : 5	HA : 4	HE : 4	R : 6	N : 4	S : 0	T : 5	MO : 3
L : 8	T : 6	C : 5	HA : 4	HE : 4	R : 6	N : 4	S : 0	T : 5	MO : 3		

CMO		Ecosysteme calcicole mésophile oligo-mésotrophe									
3	Pelouses calcaires mésiques (E1.26) <i>Mesobromion erecti</i>	L : 8	T : 6	C : 5	HA : 5	HE : 4	R : 7	N : 3	S : 0	T : 3	MO : 2
		<i>Ajuga genevensis, Allium oleraceum, Anacamptis pyramidalis, Anthyllis vulneraria, Armeria maritima halleri, Asperula cynanchica, Aster amellus, Avenula pubescens, Brachypodium pinnatum, Bromus erectus, Campanula glomerata, Carex flacca, Carex ornithopoda, Carex praecox intermedia, Carlina vulgaris, Catapodium rigidum, Centaurea scabiosa, Centaurea timbalii, Centaurium erythraea, Cirsium acaule, Clinopodium acinos, Cytisus hirsutus, Dactylorhiza viridis, Euphorbia brittingeri, Euphorbia cyparissias, Euphrasia officinalis rostkoviana, Euphrasia stricta, Festuca lemanii, Festuca ovina guestfalica, Festuca valesiaca, Filipendula vulgaris, Galium glaucum, Galium pumilum, Gentianella ciliata, Gentianella germanica, Gymnadenia conopsea, Gymnadenia odoratissima, Helianthemum nummularium, Herminium monorchis, Hieracium bauhinii, Himantoglossum hircinum, Koeleria macrantha, Koeleria pyramidata, Linum catharticum, Linum leonii, Minuartia verna hercynica, Neotinea ustulata, Onobrychis viciifolia, Ophrys apifera, Ophrys fuciflora, Ophrys insectifera, Ophrys sphegodes, Orchis anthropophorum, Orchis militaris, Orchis simia, Orobanche alba, Orobanche gracilis, Phyteuma orbiculare, Plantago media, Podospermum laciniatum, Polygala amarella, Polygala calcarea, Polygala comosa, Primula veris, Prunella laciniata, Ranunculus serpens, Salvia pratensis, Sanguisorba minor, Scabiosa columbaria, Seseli montanum, Spiranthes spiralis, Thymus praecox, Trifolium montanum, Trifolium ochroleucon, Veronica spicata</i>									
4	Friches maigres calcicoles (E5.6) <i>Knautia arvensis- Agrimonion eupatoriae</i>	L : 7	T : 5	C : 4	HA : 4	HE : 4	R : 7	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 2
		<i>Agrimonia eupatoria, Galium verum, Knautia arvensis</i>									
5	Fourrés thermophiles calcaires (F3.1b) <i>Berberidion vulgaris</i>	L : 7	T : 6	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 8	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 2
		<i>Berberis vulgaris, Cornus mas, Euonymus latifolius, Hippocrepis emerus, Mahonia aquifolium, Rhamnus cathartica, Rosa rubiginosa, Staphylea pinnata</i>									
7	Hêtraies calcicoles à orchidées (G1.66) <i>Cephalanthero-Fagion</i>	L : 5	T : 5	C : 4	HA : 5	HE : 4	R : 7	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 2
		<i>Carex digitata, Cephalanthera damasonium, Cephalanthera longifolia, Cephalanthera rubra, Helleborus foetidus, Neottia nidus-avis, Orchis mascula</i>									

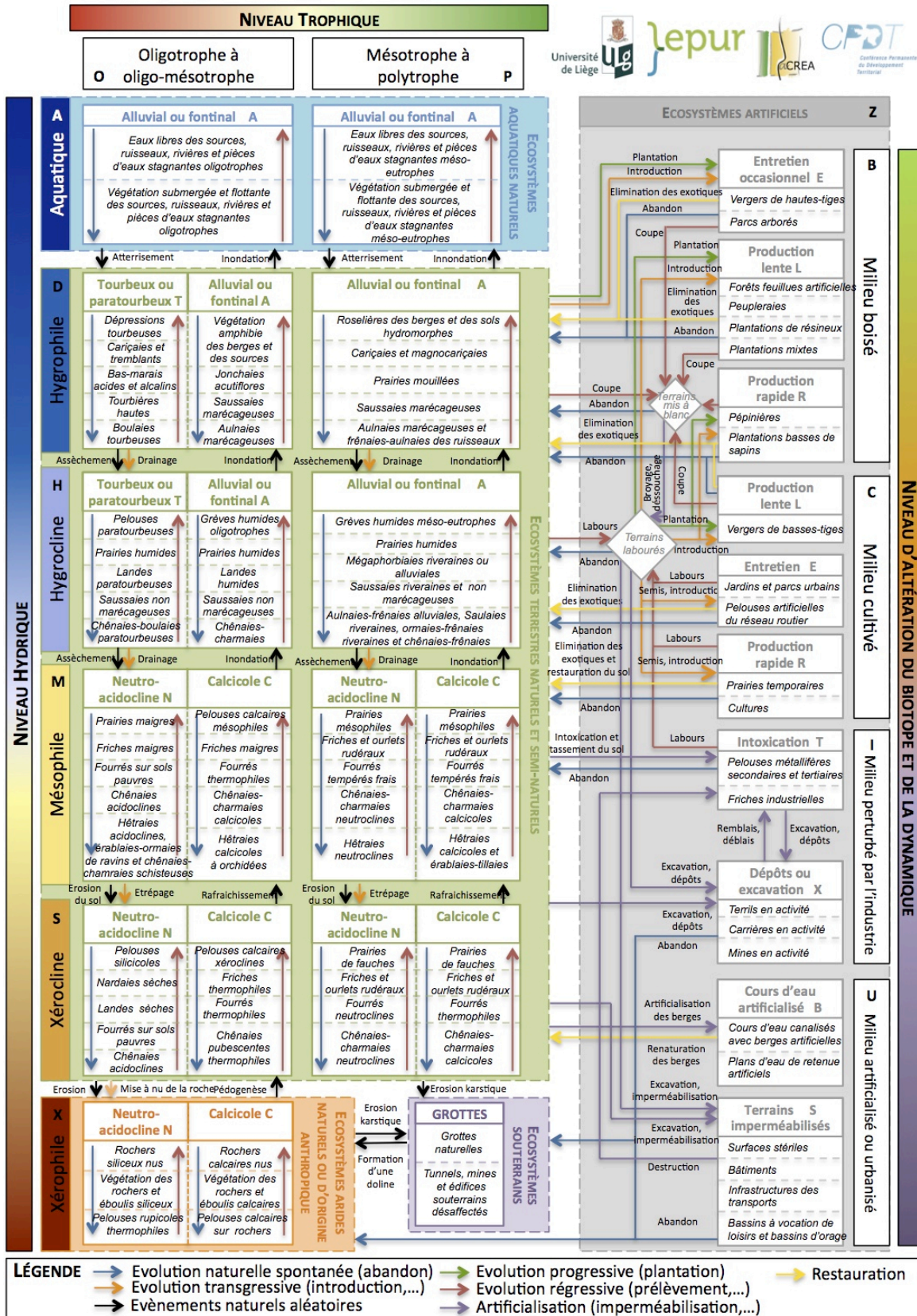
CMP		Ecosysteme calcicole mésophile méso-eutrophe									
3a	Pâtures mésophiles	L : 9	T : 5	C : 5	HA : 3	HE : 3	R : 8	N : 5	S : 0	T : 3	MO : 2
	(E2.11a) <i>Cynosurion cristati</i>	<i>Eryngium campestre, Medicago lupulina, Ononis spinosa, Ononis spinosa maritima, Primula veris, Trifolium campestre</i>									
3b	Prairies de fauches mésophiles	L : 8	T : 5	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 7	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 2
	(E2.2) <i>Arrhenaterion elatioris, Alchemillo-trisetetum, Polygono bistortae-trisetion</i>	<i>Festuca pratensis, Galium mollugo, Leucanthemum vulgare, Medicago arabica, Pimpinella major, Rumex thyrsoiflorus, Tragopogon pratensis</i>									
4	Friches mésophiles des sols riches alcalins	L : 7	T : 5	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 7	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 3
	(E5.6) <i>Onopordion acanthii</i>	<i>Bromus ramosus, Carex divulsa, Carex divulsa leersii, Erysimum virgatum, Hypericum hirsutum, Medicago sativa, Reseda luteola, Taraxacum alatum, Taraxacum dahlstedtii, Taraxacum ekmanii, Taraxacum marklundii, Taraxacum polyodon, Taraxacum sellandii, Taraxacum trilobatum, Taraxacum undulatum, Tragopogon pratensis minor, Verbascum pulverulentum</i>									
5	Fourrés tempérés calcicoles	L : 7	T : 7	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 8	N : 5	S : 0	T : 4	MO : 2
	(F3.11) <i>Prunetalia</i>	<i>Amelanchier lamarckii, Cotinus coggygria, Lonicera caprifolium, Prunus domestica</i>									
6	Chênaies-charmaies calcicoles	L : 5	T : 5	C : 5	HA : 5	HE : 5	R : 7	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 2
	(G1.A17) <i>Carpinion betuli</i>	<i>Aquilegia vulgaris, Asarum europaeum, Daphne mezereum, Doronicum plantagineum, Lonicera xylosteum, Mercurialis perennis</i>									
7a	Hêtraies calcicoles à aspérule	L : 4	T : 5	C : 5	HA : 6	HE : 5	R : 7	N : 7	S : 0	T : 2	MO : 2
	(G1.66) <i>Asperulo-fagion</i>	<i>Ranunculus auricomus, Viola reichenbachiana</i>									
7b	Erablaies-tilliaies de ravins à fougère scolopendre	L : 5	T : 4	C : 4	HA : 6	HE : 5	R : 6	N : 6	S : 0	T : 3	MO : 3
	(G1.A41a) <i>Tilio-Acerion</i>	<i>Acer platanoides, Acer pseudoplatanus, Actaea spicata, Anomodon viticulosus, Asplenium scolopendrium, Cardamine heptaphylla, Cardamine impatiens, Helleborus viridis occidentalis, Homalia trichomanoides, Lunaria rediviva, Neckera crispa, Polystichum aculeatum, Polystichum setiferum, Sorbus aria v incisa, Thamnobryum alopecurum, Tilia platyphyllos</i>									

CSO		Ecosysteme calcicole xérocline oligo-mésotrophe									
2	Pelouses calcaires xériques (E1.27) <i>Xerobromion erecti</i> , <i>Koelerion albescens</i>	L : 8	T : 6	C : 4	HA : 3	HE : 3	R : 8	N : 2	S : 0	T : 3	MO : 2
		<i>Allium sphaerocephalon</i> , <i>Arabis hirsuta</i> , <i>Artemisia alba</i> , <i>Avenula pratensis</i> , <i>Carex humilis</i> , <i>Coronilla minima</i> , <i>Dianthus carthusianorum</i> , <i>Fumana procumbens</i> , <i>Galatella linosyris</i> , <i>Globularia bisnagarica</i> , <i>Helianthemum apenninum</i> , <i>Hippocrepis comosa</i> , <i>Koeleria albescens</i> , <i>Linum tenuifolium</i> , <i>Ononis natrix</i> , <i>Orobanche teucrii</i> , <i>Pulsatilla vulgaris</i> , <i>Stachys recta</i> , <i>Teucrium chamaedrys</i> , <i>Teucrium montanum</i>									
4	Friches thermophiles calcaires (E5.6) <i>Geranion sanguinei</i>	L : 6	T : 6	C : 5	HA : 4	HE : 4	R : 8	N : 3	S : 0	T : 3	MO : 2
		<i>Anemone sylvestris</i> , <i>Anthericum ramosum</i> , <i>Bupleurum falcatum</i> , <i>Campanula cervicaria</i> , <i>Campanula persicifolia</i> , <i>Campanula rapunculoides</i> , <i>Campanula rapunculus</i> , <i>Fragaria viridis</i> , <i>Melampyrum cristatum</i> , <i>Securigera varia</i>									
5	Fourrés thermophiles calcaires avec fourrés de buis et genévrier (F3.1B, F3.12, F3.16) <i>Berberidion vulgaris</i> , <i>Helleboro-buxetum</i>	L : 6	T : 6	C : 5	HA : 4	HE : 4	R : 8	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 2
		<i>Amelanchier ovalis</i> , <i>Buxus sempervirens</i> , <i>Laburnum anagyroides</i> , <i>Origanum vulgare</i> , <i>Polygonatum odoratum</i> , <i>Rosa pimpinellifolia</i> , <i>Viburnum lantana</i> , <i>Viola hirta</i>									
6	Chênaies pubescentes thermophiles (G1.7) <i>Quercion pubescenti</i>	L : 7	T : 6	C : 5	HA : 5	HE : 4	R : 7	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 3
		<i>Carex halleriana</i> , <i>Coronilla coronata</i> , <i>Geranium sanguineum</i> , <i>Laserpitium latifolium</i> , <i>Lathyrus niger</i> , <i>Polygonatum odoratum</i> , <i>Quercus cerris</i> , <i>Quercus pubescens</i> , <i>Sorbus aria</i> , <i>Sorbus domestica</i> , <i>Sorbus intermedia</i> , <i>Sorbus latifolia</i> , <i>Sorbus x vagensis</i> , <i>Trifolium rubens</i> , <i>Valeriana officinalis tenuifolia</i> , <i>Vincetoxicum hirundinaria</i>									

CSP		Ecosysteme calcicole xérocline méso-eutrophe									
3	Prairies de fauches des sols secs alcalins (E2.2, E2.23, E2.3) <i>Arrhenaterion elatioris</i> , <i>Achemillo-trisetetum</i> , <i>Polygono bistortae-Trisetion</i>	L : 7	T : 5	C : 4	HA : 4	HE : 4	R : 7	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 2
		<i>Knautia arvensis</i>									
4	Friches et ourlets thermophiles (E5.6) <i>Geranion sanguinei</i>	L : 8	T : 6	C : 5	HA : 4	HE : 3	R : 7	N : 7	S : 0	T : 3	MO : 0
		<i>Centaurea calcitrapa</i> , <i>Onopordum acanthium</i>									
5	Fourrés thermophiles calcaires (F3.1b) <i>Berberidion vulgaris</i>	L : 7	T : 6	C : 4	HA : 5	HE : 4	R : 8	N : 5	S : 0	T : 3	MO : 3
		<i>Ligustrum vulgare</i>									
6	Chênaies-charmaies calcicoles (G1.A17) <i>Carpinion betuli</i>	L : 5	T : 6	C : 4	HA : 4	HE : 4	R : 7	N : 4	S : 0	T : 3	MO : 2
		<i>Daphne laureola</i> , <i>Melica nutans</i>									

CXO		Ecosysteme calcicole xérophile oligo-mésotrophe									
0	Rochers et éboulis calcaires nus										
1	Communautés des rochers et éboulis calcaires (H3.2, H2.6) <i>Potentillion caulescentis</i> , <i>Stipion calamagrostidis</i> , <i>Rumicetum scutati</i> , <i>Gymnocarpium robertianii</i>	L : 7	T : 6	C : 4	HA : 5	HE : 5	R : 8	N : 6	S : 0	T : 7	MO : 2
		<i>Asplenium ruta-muraria</i> , <i>Asplenium trichomanes</i> , <i>Centranthus ruber</i> , <i>Crossidium squamiferum</i> , <i>Cymbalaria muralis</i> , <i>Cystopteris fragilis</i> , <i>Geranium macrorrhizum</i> , <i>Grimmia orbicularis</i> , <i>Grimmia pulvinata</i> , <i>Gymnocarpium robertianum</i> , <i>Hornungia petraea</i> , <i>Iberis linifolia</i> , <i>Polypodium vulgare prionodes</i> , <i>Polypodium vulgare vulgare</i> , <i>Potentilla caulescens</i> , <i>Pseudofumaria lutea</i> , <i>Rumex scutatus</i> , <i>Salvia sclarea</i> , <i>Sempervivum tectorum</i>									
2	Pelouses calcaires sur rochers (E1.29) <i>Festucion pallentis</i> , <i>Sileno-Cerastion</i>	<i>Dianthus gratianopolitanus</i> , <i>Draba aizoides</i> , <i>Festuca pallens</i> , <i>Hieracium vogesiacum</i>									

6.3 SCHEMA FONCTIONNEL DE LA TYPOLOGIE ECODYN



6.4 TRAVAIL PRELIMINAIRE A LA MODELISATION DES NIVEAUX HYDRIQUE ET TROPHIQUE ET DU CONTEXTE ECOLOGIQUE

Les détails techniques et les tableaux relatifs aux associations de sols retenues sont présentés en annexe 6.5.

6.4.1 Carte de l'hydrologie

Dans le cadre de la modélisation des climax, seuls les habitats aquatiques lotiques* (cours d'eau) font l'objet d'une cartographie. Aucun climax n'est effectivement associé aux eaux libres stagnantes en Wallonie. Les plans d'eau considérés ici sont dès lors limités aux plans d'eau de retenue, assimilés à des surfaces naturelles telles que celles qui pourraient être obtenues suite à des glissements de terrain, l'action des castors... et qui constituent des réservoirs d'eau pour le réseau hydrologique en aval. Les autres plans d'eau (étangs, mares, bassins d'orage, douves, bassins de décantation, plans d'eau de carrière... ainsi que bras morts et noues des rivières) ne sont pas considérés comme des écosystèmes climaciques (au contraire des zones marécageuses). L'évolution naturelle de ces milieux conduit spontanément à un atterrissement formant un marécage, assimilé à un écosystème terrestre dans la typologie ECODYN.

Les cours d'eau sont responsables de dynamiques particulières liées à l'érosion qu'ils génèrent et à leur déplacement subséquent. Ces dynamiques s'opèrent au sein des lits majeurs où peuvent se déployer l'ensemble des habitats de l'écosystème riverain. Ces lits majeurs peuvent être modélisés sur base du relief actuel.

Les principaux cours d'eau présents en Wallonie ont été extraits de l'IGN top10v²⁷ sous forme vectorielle.

Les voies d'eau artificielles, qui correspondent aux canaux entièrement construits par l'homme, ont été exclues de la cartographie afin de ne conserver que les cours d'eau naturels de Wallonie.

Enfin, différentes données caractérisant les cours d'eau en Wallonie ont été obtenues sous forme de couches de points de relevés. D'une part, les données issues de la typologie des masses d'eau de la Région Wallonne caractérisent la largeur et la turbidité des cours d'eau. D'autre part, les données issues du Tableau de Bord de l'Environnement 2010 caractérisent la richesse en orthophosphates solubles (ions PO_4^-) qui apportent une estimation du caractère trophique du réseau hydrographique. Les valeurs associées à ces relevés ont été attribuées aux tronçons des cours d'eau concernés en aval de ces relevés.

6.4.2 Carte du Relief, carte des expositions et carte du contexte orohydrographique

La Wallonie dispose de plusieurs sources de données relatives au relief de son territoire. Les données de relief utilisées dans les précédentes modélisations étaient celles de la carte IGN 1 :50.000. Actuellement, grâce à l'utilisation de l'altimétrie laser avec mesure des premiers échos (enveloppe) et derniers échos (surface), la Wallonie dispose de données plus précises :

- Le modèle numérique de surface (MNS_2006_2007), sous format GRID (raster), présente une résolution au sol d'un pixel par 25m². S'agissant d'un modèle de surface, les altitudes fournies ne sont pas partout celles du sol (bâtiments, ponts...);

²⁷ Soit la carte topographique au 1/10.000 au format vectoriel.

- Le modèle numérique de terrain MNT_2006_2007, également sous format GRID, a été développé par l'Unité d'Hydrologie et d'Hydraulique agricole de la Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux dans le cadre du projet ERRUISSOL. Ce modèle présente une résolution d'un pixel par 100m². Il se base sur les différentes sources disponibles, de précision variable, en recourant en priorité aux plus détaillées (MNT cours d'eau > PICC > DTM-1/10.000 IGN). La précision est de 1 point par m² pour les cours d'eau navigables et non navigables de première catégorie.

L'analyse du relief intègre trois dimensions dans la modélisation : les altitudes, les pentes et les expositions.

Les **pent**es et les **expositions** sont utiles pour établir une relation à un écosystème donné via le critère d'humidité édaphique : plus un sol est sur un terrain pentu ou plus il est exposé au soleil, plus vite il sera sec.

Une pente très forte signale peut-être un affleurement rocheux ; les surfaces concernées seront donc examinées à la lumière d'autres sources de données pour vérification. Les pentes fortes sont par ailleurs associées aux écosystèmes forestiers de ravins comme les érablaies-tillaies sur pente forte. L'orientation de ces pentes est également déterminante pour discriminer les écosystèmes dits « thermophiles ».

Le MNT développé dans le cadre d' ERRUISSOL est utilisé pour le calcul des pentes et des expositions. Pour obtenir les **données de pent**es, la dérivée première des données d'altitude est calculée. Les données de pente sont alors exprimées en pourcents, puis reclassées en 8 catégories. Les seuils retenus s'appuient sur les valeurs tirées des notices phytosociologiques des cartes de végétation de Belgique. Ces seuils diffèrent de ceux retenus dans le cadre du projet ERRUISSOL²⁸ relatif à la problématique du ruissellement et qui sont plus adaptés au contexte agricole qu'à l'analyse écologique. Les différentes catégories utilisées sont les suivantes : Plat (0-4%), Pente très faible (4-6%), Pente faible (6-10%), Pente assez faible (10-20%), Pente moyenne (20-30%), Pente assez forte (30-50%), Pente forte (50-100%), Pente très forte (> 100%).

Le résultat de ce traitement est la **carte des pent**es.

Les **données d'exposition** des pentes ont été calculées selon un cadran exprimé en degrés (l'exposition nord correspondant à 0° et l'exposition sud correspondant à 180°). Ces orientations sont ensuite réparties en deux catégories : un secteur chaud et ensoleillé reprenant les orientations ESE-O (112,5° à 270°) et un secteur froid et ombragé reprenant les orientations opposées (270° à 112,5°). On obtient ainsi la **carte des expos**itions.

²⁸ Clases de pentes dans le cadre de ERRUISSOL (%) : < ou = 1, 1-3, 3-5, 5-7, 7-10, 10-15, >15.

Par rapport à l'identification des écosystèmes, **l'altitude** contribue généralement à différencier les domaines atlantique et continental. Cependant, ce facteur n'a été pas jugé pertinent dans le cadre de la modélisation des climax à l'échelle de la Wallonie. En effet, les différences induites par l'altitude au sein des écosystèmes (qui peuvent être considérées comme des variantes de ceux-ci) touchent essentiellement quelques espèces de la flore herbacée, certaines étant plus typiques du domaine atlantique et d'autres plus inféodées au domaine continental. La limite entre ces deux domaines n'est cependant pas clairement établie par la communauté scientifique et se présente, dans les faits, plutôt comme une zone de transition où les espèces des deux domaines se fréquentent. Dès lors, le modèle considère les écosystèmes liés à ces deux domaines comme un seul écosystème, rassemblant potentiellement les espèces liées à ces deux variantes.

Combinées avec des données indiquant le tracé des cours d'eau, les données d'altitude connues avec précision permettent toutefois de baliser les lits majeurs de ceux-ci, au sein desquels se développent les dynamiques alluviales et riveraines. Ces données permettent également de distinguer les zones d'accumulation des eaux de ruissellement, les reliefs convexes, les versants, les plateaux et les replats qui sont différemment influencés par les apports hydriques.

Afin de délimiter les **zones alluviales**, dans un premier temps, une analyse des dénivelées a été opérée avec différents seuils sur une distance de 1 kilomètre autour des principaux cours d'eau naturels. Une dénivelée de 5 mètres a finalement été retenue afin d'identifier les lits majeurs et les bas de pentes, et une dénivelée d'1 mètre a été retenue afin d'identifier les berges plus directement inondables. Dans certains cas, notamment pour les zones ne présentant pas de différence d'altitude suffisante au sein de la zone tampon, des données relatives aux aléas d'inondation, issues du même MNT, ont permis de compléter les données de lits majeurs.

Les **zones d'accumulation** où se forment certains ruisseaux temporaires ont également été calculées sur base du MNT. La courbure des pentes a été calculée sur base de la dérivée seconde des données d'altitude. Ce calcul a permis de distinguer d'une part des zones de convexités, souvent apparentées aux hauts de pentes et généralement synonymes d'une évacuation rapide des eaux de ruissellement, et d'autre part des zones de concavités au niveau desquelles on assiste à une accumulation des eaux de ruissellement.

Les **versants, plateaux et replats** ont été délimités sur base de la pente calculée auparavant ainsi que sur une différence d'altitude avec les lits majeurs modélisés. Les versants reprennent les zones où la pente est supérieure à 10% ainsi que celles où la dénivelée avec les lits majeurs est inférieure à 10 mètres. Dans les autres zones, la distinction entre les plateaux et les replats repose sur le fait que les plateaux (en ce compris les bas plateaux hesbignons) sont les éléments les plus élevés en altitude, les replats étant compris entre deux pans de versant à une altitude intermédiaire entre le lit majeur et le plateau. Cette distinction a pu être faite sur base des lignes de crêtes dérivées des districts des sous-bassins versants. Sont alors considérés comme plateaux les ensembles dont la pente est inférieure à 10% et qui croisent une ligne de crête.

Enfin, les **zones de sources**, où les apports hydriques sont élevés, intègrent simultanément les sources identifiées sur la carte IGN Top10v et les zones de source figurant sur la carte des sols.

Ces différents éléments ont été rassemblés dans la **carte du contexte orohydrographique**.

6.4.3 Carte des matériaux et texture du sol

La Carte Numérique des Sols de Wallonie ou CNSW (2002, révision en 2008) est le document de référence en cette matière. Elle identifie bien sûr les grands types de sols (séries principales) et les sols plus particuliers, tout en différenciant d'emblée les sols des plateaux et des pentes d'une part et les sols des vallées et des dépressions d'autre part. La carte précise également un nombre élevé de caractéristiques déterminantes des sols (matériau parental, état du drainage, développement de profil...).

La nature du matériau parental et la granulométrie* des sols minéraux sont importantes pour évaluer le niveau d'humidité d'un sol. Les sols organiques sont, d'une façon générale, plus humides que les autres ; les sols sableux sont, quant à eux, généralement plus secs. Les sols caillouteux sont particulièrement sensibles, en fonction de la profondeur du sol, à l'exposition des versants.

La CNSW présente, outre ces classes de texture principale, différents complexes de classes de textures qui associent deux ou trois de ces classes. Ces nombreuses classes ont été combinées entre elles pour aboutir à 5 catégories : sols limoneux et argileux non caillouteux, sols limoneux et argileux caillouteux, sols sableux et sablonneux légers, sols paratourbeux et sols tourbeux. La distinction des sols paratourbeux fait appel à la présence d'une phase de couverture organique inférieure à 40 cm d'épaisseur.

6.4.4 Carte du drainage du sol

Le drainage naturel du sol est directement lié au niveau d'humidité de celui-ci. Au plus le drainage du sol est élevé, au plus le sol est sec. L'état du drainage reprend par ailleurs des informations quant à l'engorgement d'eau temporaire ou permanent d'un sol (présence ou non d'un horizon réduit) avec ou sans zone de battement.

Différents complexes de classes de drainage existent également et regroupent différentes classes de drainage. Une recombinaison de l'ensemble des classes en associations a été réalisée. 10 classes de drainage sont différenciées : excessif, légèrement excessif, favorable, modéré, imparfait, assez pauvre, sans horizon réduit, pauvres sans horizon réduit, assez pauvre avec horizon réduit, pauvre avec horizon réduit et très pauvre. De ce reclassement résulte la carte du **drainage du sol**.

6.4.5 Carte du développement de profil du sol

Les profils pédologiques d'un sol résultent de la formation de celui-ci à partir du matériau parental sous l'action de différents facteurs. Les profils présentent une succession de couches horizontales appelées horizons. La succession de ces horizons est propre aux différents types de sols. La CNSW distingue 10 développements de profil différents ainsi que 3 complexes combinant plusieurs types de développements de profil. Ces différentes classes ont été recombinaisonnées en fonction des besoins de l'analyse climacique pour la caractérisation du niveau trophique. Les profils associés à la présence de podzols, généralement liés à des sols pauvres, ont été mis en évidence, ainsi que les sols alluviaux dont le développement de profil est absent. L'extrapolation de la couche de données a été ici accompagnée de l'ajout automatique, pour les zones blanches situées dans les lits majeurs modélisés précédemment, de la valeur « Absence de développement de profil » correspondant aux sols récents alluvionnaires. Finalement, les profils retenus sont au nombre de 6 : horizon B textural ou structural, horizon B textural tacheté ou morcelé, horizon B humique et ferrique peu distinct, horizon B humique et ferrique distinct, développement de profil absent ou non défini, horizon A humifère anthropogène.

6.4.6 Carte de la charge du sol en éléments grossiers

La cartographie des sols fournit l'information utile pour presque tout le territoire régional, mais ne précise pas la nature des affleurements rocheux ponctuels. Cette information nécessaire à la détermination de l'habitat associé doit donc être fournie par une autre source de données. En outre, il est avéré que la roche sous-jacente peut localement différer en termes de composition minéralogique de la charge caillouteuse incluse dans le sol. C'est essentiellement la distinction entre substrat calcaire ou non calcaire qui est exploitée pour évaluer la richesse trophique en un lieu.

La **charge en éléments grossiers** correspond à la nature lithologique* de la fraction caillouteuse présente dans un sol lorsque celle-ci représente plus de 5% du sol.

Lorsque l'information relative à la charge en éléments grossiers n'est pas disponible, les informations relatives aux roches affleurantes ou à certains éléments des séries pédologiques spéciales ont été exploitées. Ces informations ont été classées en diverses catégories de nature lithologique de la charge : crayeuse, calcaire, schisteuse, phylladeuse, psammitique, gréseuse ou crayeuse.

6.4.7 Carte de la profondeur et pierrosité du sol

La profondeur et la pierrosité influencent la rapidité d'assèchement d'un sol, en particulier lorsque celui-ci se trouve dans des conditions d'apports hydriques faibles ou d'exposition élevée.

Les informations relatives à la profondeur dépendent de la « phase 1 » des paramètres pédologiques de la CNSW tandis que la pierrosité dépend de la « phase 2 » des paramètres pédologiques et varie selon qu'on a affaire à un sol caillouteux ou à un sol non caillouteux. Par ailleurs, les phases 5 et 6 ainsi que les séries spéciales présentent certaines informations quant aux sols dont le substrat est affleurant. Ces diverses informations ont été classées en différentes associations.

6.4.8 Carte de l'acidité du sol

La connaissance du pH permet d'opérer une distinction entre milieux acides et milieux basiques pour les écosystèmes hygroclines et plus secs pour lesquels ce critère écologique d'acidité (R dans les indices Ellenberg) complète la distinction sur base des critères d'humidité et de richesse du sol. L'acidité d'un sol influence également grandement la disponibilité en nutriments et par conséquent la richesse trophique de celui-ci.

Les données disponibles pour évaluer l'acidité du sol concernent d'une part des relevés sous couvert forestier (IPRFW) et d'autre part des relevés sous cultures et sous prairies (base de données Aardewerk²⁹). Ces relevés rassemblent environ 30.000 points qui ont été extrapolés à l'ensemble du territoire wallon par Krigeage* ordinaire.

²⁹ Source : Aardewerk_RW_05

Base de données des profils de sols wallons revue et corrigée par le Projet de Cartographie Numérique des Sols de Wallonie en 2005 (convention entre le SPW-DGARNE et ULg-Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Systèmes Sol-Eau), d'après les addenda (Résultats analytiques) de la Carte des Sols de la Belgique (IRSIA 1947-1991) tels qu'informatisés par Van Orshoven J. & Vandenbroucke D. en 1993 (voir notamment : Van Orshoven J. & Vandenbroucke D. [1993] Guide de l'utilisateur de Aardewerk – Base de données de profils pédologiques. Rapport 18B. Louvain, Belgique : Instituut voor Land- en Waterbeheer, Katholieke Universiteit Leuven) dans le cadre du projet COBIS (IRSIA).

6.4.9 Carte de la teneur en phosphore assimilable

Le niveau trophique du sol est lié à l'acidité et à la richesse en calcium mais le phosphore et l'azote constituent également des éléments limitants pour la croissance des plantes et déterminants pour définir le niveau trophique et caractériser l'eutrophisation d'un milieu. Malheureusement, il n'existe pas de données suffisantes quant à la teneur en azote des sols en Wallonie. Dès lors, dans cette recherche, le caractère eutrophe du sol est abordé par le biais de la seule teneur du sol en phosphore et est combiné à d'autres cartes permettant d'estimer le caractère acido-basique du sol et la teneur en calcium.

Des données de la **teneur du sol en phosphore** ont été mesurées par l'IPRFW et REQUASUD sous les trois occupations du sol (forêts pour l'IPRFW, cultures et prairies pour REQUASUD) qui les co-déterminent en partie. Néanmoins, il est apparu à l'analyse de ces données que les méthodes d'extraction et d'analyse utilisées respectivement par l'IPRFW et par REQUASUD diffèrent et conduisent à des échelles de valeur de phosphore assimilable qui sont significativement différentes. Par conséquent, ces deux jeux de données ne pouvant être assemblés, seules les données REQUASUD, qui couvrent une part plus large du territoire, ont été exploitées.

L'extrapolation des données de REQUASUD a été réalisée sur base d'un échantillon de 30.000 points répartis en Wallonie. Cet échantillon a fait l'objet d'une interpolation par méthode de Krigeage ordinaire dont le résultat a ensuite été recombinaé aux données de base connues pour les cultures et les prairies.

La carte obtenue exprime la richesse du sol en phosphore assimilable en milligrammes de phosphore par 100 grammes de terre sèche.

6.5 METHODOLOGIES A L'USAGE DE L'ADMINISTRATION REGIONALE

6.5.1 Méthodologie de modélisation des climax écosystémiques

i. Données mobilisées

- Modèle numérique de terrain Erruissol (« MNT_Cours_d_eau »)
- IGN Top10v : Grandes rivières naturelles, Petites rivières naturelles, sources, affleurements rocheux
- Shapefile « Districts_bassins_versants »
- Carte Numérique des sols de Wallonie
- données de terrains référencées REQUASOL : shapefiles « données_phosphore » et « prairies-culture_phosphore »
- données de terrains référencées Aardewerk et IPRFW : « données_pH_eau »

ii. Logiciel utilisé

Toutes les opérations ont été réalisées sous ArcGis, version 10.2

iii. Analyse du relief

Les données d'altitude sont issues du modèle numérique de terrain Erruissol dont la précision est de l'ordre de 100 m² (10m sur 10m).

!! Tous les rasters nouvellement créés doivent avoir une résolution de 10m x 10m avec le même système de coordonnées que le MNT Erruissol et la même étendue de traitement que le MNT Erruissol.

iii.1. Calcul de la pente

- Charger le [MNT Erruissol](#).
- Application de l'outil Slope (Pente) de Spatial Analyst au MNT
- Reclassement en 8 catégories (0-4% ; 4-6% ; 6-10% ; 10-20% ; 20-30% ; 30-50% ; 50-100% ; >100%)
- Elimination des artefacts liées aux ponts surplombant les cours d'eau : convertir le shapefile Grandes rivières naturelles en raster avec la valeur 1 (0-4%) et surimposer celui-ci au résultat du reclassement.

⇒ *Carte des pentes (Raster)*

iii.2. Calcul de l'exposition

- Application de l'outil Aspect (Exposition) de Spatial Analyst au MNT
- Reclassement en 2 catégories (112,5° à 270° ; 270° à 112,5°)

⇒ *Carte des expositions (Raster)*

iii.3. Délimitation des lits majeurs

➤ Etape 1 :

- Identification de l'altitude en chaque point des grands cours d'eau (calculatrice raster : données [Grandes rivières naturelles](#) converties en raster avec la valeur 1 multipliées par le MNT)
- Expansion des données d'altitude sur une distance de 1 kilomètre (outils Focal Statistics de Spatial Analyst ; voisinage : cercle ; rayon 100 ; unités : cellule ; Stats : mean)
- Différence entre le résultat obtenu et le MNT (Calculatrice raster)
- Reclassement avec un seuil de -6 mètres pour définir l'enveloppe des « lits majeurs » et un seuil de -16 mètres pour définir les « bas de versant » (utilisés plus loin).
- Conversion du raster « lits majeurs » en polygones.
- Elimination des artefacts : sélection par localisation → sélectionner les entités dans le shapefile « lit majeur » qui croisent (intersect) le shapefile Grandes rivières naturelles (tolérance de 100 m) → exporter le résultat de la sélection dans un nouveau shapefile.
- Elimination des discontinuités : application de l'outil Aggregate Polygons à ce nouveau shapefile (Distance d'agrégation : 250 m ; Taille de discontinuité minimale : 1000000 m²)

{A ce stade, diverses interruptions liées au bâti dans l'enveloppe des lits majeurs sont à éliminer manuellement}

➤ Etape 2 :

- Convertir le shapefile [Petites rivières naturelles](#) en raster avec la valeur 1
- Identification de l'altitude en chaque point des petits cours d'eau (calculatrice raster : données raster multipliées par le MNT)
- Faire un masque de sélection à partir des pentes pour ne conserver que les petites rivières naturelles situées en pentes supérieures à 10%
- Expansion des données d'altitude sur une distance de 300 mètres (outils Focal Statistics de Spatial Analyst ; voisinage : cercle ; rayon 30 ; unités : cellule ; Stats : mean)
- Différence entre le résultat obtenu et le MNT (Calculatrice raster)
- Reclassement avec un seuil de -3 mètres pour définir l'enveloppe des « lits majeurs »

➤ Etape 3 :

- Combiner les résultats issus des étapes 1 et 2 ainsi que les raster obtenu par conversion des données « rivières » de base.

iii.4. Délimitation des zones d'accumulation :

- Créer un raster de direction de flux (outil Flow direction de Spatial Analyst) à partir du MNT
- Créer un raster de zones d'accumulation (outil Raster accumulation) à partir du raster de direction de flux
- Reclassement en deux catégories (seuil de 400) ; la deuxième catégorie donne les zones d'accumulation, la première est à éliminer.

iii.5. Délimitation des versants :

- Etape 1 : Reclassement de la carte des pentes en deux catégories (0-10% ; > 10%). La catégorie >10% est considérée comme versant. L'autre catégorie sera utilisée pour délimiter les plateaux et replats.
- Etape 2 : Assembler les versants issus de l'étape 1 et les « bas de versant » délimités plus haut (calculatrice raster et reclassement)

iii.6. Délimitation des replats et plateaux :

- Combiner les données de versants, lits majeurs et zones d'accumulation dans un nouveau raster.
- Isoler le « reste » (ce qui n'est ni versant, ni lit majeur, ni zone d'accumulation) et le convertir en shapefile
- Charger le shapefile Districts_bassins_versants
- Sélectionner les polygones qui croisent (intersect) ce shapefile.
- Les polygones sélectionnés sont considérés comme plateaux, les autres sont des replats.

iii.7. Délimitation des zones de sources :

- Les zones de sources sont la combinaison des **sources** issues de l'IGN et des zones de sources de la carte des sols, shapefiles convertis en raster.
- Zones de sources, lits majeurs, zones d'accumulation, replats, versants et plateaux sont combinés en un seul raster

⇒ *Carte du contexte orohydrographique (Raster)*

iv. Analyse de la pédologie

iv.1. Matériaux et texture du sol

La nature du matériau parental est directement dérivée de la carte pédologique (CNSW) avec quelques regroupements. Les zones blanches ont été comblées par extrapolation au moyen des outils Focal Statistics sur 30 mètres (courte distance) et Nibble (longue distance).

ASSOCIATIONS	SYMBOLES	CLASSES
Sols limoneux et argileux, non caillouteux	L	Sols sablo-limoneux
	E-L-S	Complexe argileux légers, sablo-limoneux et limono-sableux
	U-L-S	Complexe argileux lourds, sablo-limoneux et limono-sableux
	L-E	Complexe sablo-limoneux et argileux légers
	A-L	Complexe limoneux et sablo-limoneux
	U-L	Complexe argileux lourd et sablo-limoneux
	A	Sols limoneux
	A-E	Complexe limoneux et argileux légers
	A-U	Complexe limoneux et argileux lourds
	E	Sols argileux légers
	U	Sols argileux lourds
Sols limoneux et argileux, caillouteux	G	Sols limono-caillouteux
	A-G-S	Complexe limoneux, limono-caillouteux et limono-sableux
	A-G	Complexe limoneux et limono-caillouteux
	G-L	Complexe limono-caillouteux et sablo-limoneux
Sols sableux et sablonneux légers	Z	Sols sableux
	S-Z	Complexe limono-sableux et sableux
	S	Sols limono-sableux
	E-Z	Complexe argileux légers et sableux
	G-Z	Complexe limono-caillouteux et sableux
	S-G	Complexe limono-sableux et limono-caillouteux
	A-S	Complexe limoneux et limono-sableux
	A-S-U	Complexe limoneux, limono-sableux et argileux lourd
	S-U	Complexe limono-sableux et argileux lourd
P	Sols sablo-limoneux légers	
Sols paratourbeux	(v)	Couverture tourbeuse de moins de 40 cm
	(v3)	Couverture tourbeuse comprise entre 20 et 40 cm
	(v4)	Couverture tourbeuse de moins de 20 cm
Sols tourbeux	V-E	Complexe tourbeux et argileux
	V	Sol tourbeux
	W	Tourbières actives

Tableau 26 : Classement des sols selon les matériaux parentaux et la texture, utilisé pour la modélisation ECODYN sur base de la CNSW

⇒ Carte des matériaux et textures (Raster)

iv.2. Drainage du sol

Le drainage naturel du sol est directement dérivé de la carte pédologique (CNSW) avec quelques regroupements. Les zones blanches ont été comblées par extrapolation au moyen des outils Focal Statistics sur 30 mètres (courte distance) et Nibble (longue distance).

ASSOCIATIONS	SYMBOLES	CLASSES
Excessif	a	Drainage excessif
	A	Drainage excessif à imparfait (sols sableux ou sablonneux légers)
Légèrement excessif	b	Drainage légèrement excessif (sols sableux ou sablonneux légers)
	B	Drainage excessif ou légèrement excessif (sols sableux ou sablonneux légers)
Favorable	b	Drainage favorable (sols argileux ou limoneux)
	A	Drainage favorable à imparfait (sols argileux ou limoneux)
	B	Drainage excessif ou favorable (sols argileux ou limoneux)
Modéré	c	Drainage modéré
Imparfait	d	Drainage imparfait
	D	Drainage modéré ou imparfait
Assez pauvre, sans horizon réduit	h	Drainage assez pauvre, sans horizon réduit
Pauvre, sans horizon réduit	i	Drainage pauvre, sans horizon réduit
	l	Drainage assez pauvre ou pauvre, sans horizon réduit
Assez pauvre, avec horizon réduit	e	Drainage assez pauvre, avec horizon réduit
Pauvre, avec horizon réduit	f	Drainage pauvre, avec horizon réduit
	F	Drainage assez pauvre ou pauvre, avec horizon réduit
Très pauvre	g	Drainage très pauvre
	G	Drainage assez pauvre à très pauvre, avec horizon réduit

Tableau 27 : Classement des sols selon leur drainage utilisé pour la modélisation ECODYN sur base de la CNSW

⇒ *Carte du drainage naturel (Raster)*

iv.3. Développement de profil du sol

Le développement de profil du sol est directement dérivé de la carte pédologique (CNSW) avec quelques regroupements. Les zones blanches ont été comblées par extrapolation au moyen des outils Focal Statistics sur 30 mètres (courte distance) et Nibble (longue distance). Pour les zones blanches situées dans les lits majeurs identifiés précédemment, la valeur « absence de développement de profil » a été ajoutée automatiquement.

ASSOCIATIONS	SYMBOLES	CLASSES
Horizon B textural ou structural	a	Horizon B textural
	b	Horizon B structural
	d	Horizon B textural jaune rougeâtre
	B	Horizon B textural ou structural
Horizon B textural tacheté ou morcelé	c	Horizon B textural tacheté ou morcelé
Horizon B humique et ferrique peu distinct	f	Horizon B humique ou/et ferrique peu distinct
	F	Horizon B humique ou/et ferrique peu distinct ou distinct
Horizon B humique et ferrique distinct	g	Horizon B humique ou/et ferrique distinct
	h	Horizon B humique ou/et ferrique morcelé
Développement de profil absent ou non défini	p	Absence de développement de profil
	x	Développement de profil non défini
	P	Développement de profil absent ou non défini
Horizon A humifère anthropogène	m	Horizon A humifère anthropogène épais

Tableau 28 : Classement des sols selon leur développement de profil utilisé pour la modélisation ECODYN sur base de la CNSW

⇒ *Carte du développement de profil du sol (Raster)*

iv.4. Nature du substrat géologique et de la charge pédologique

La charge pédologique du sol est directement dérivée de la carte pédologique (CNSW) avec quelques regroupements. Les zones blanches ont été comblées par extrapolation au moyen des outils Focal Statistics sur 30 mètres (courte distance) et Nibble (longue distance). Pour les affleurement rocheux ponctuels (obtenus sur base de l'IGN et de la carte pédologique), la nature est déterminée sur base de la géologie.

ASSOCIATIONS	SYMBOLES	CLASSES
Charge de craie et/ou de silexite	n	Charge crayeuse
	nx	Charge de craie et de silexite
	x	Charge de silexite
	xt	Charge de silexite et de gravier
	N	Complexe de sols crayeux
Charge calcaire	k	Charge calcaire
	K	Charge argilo-calcaire
	km	Charge de macigno calcaire
	j	Charge de grès calcaire
	J	Bancs discontinus de grès calcaire
Charge schisto-calcaire	kf	Charge schisto-calcaire
	kr	Charge calcaro-schisto-gréseuse
	Kf	Charge schisto-argilo-calcaire
Charge schisteuse ou argilo-schisteuse	f	Charge schisteuse
	F	Charge argilo-schisteuse
Charge schisto-phylladeuse ou argilo-schisto-phylladeuse	fi	Charge schisto-phylladeuse
	Fl	Charge argilo-schisto-phylladeuse
Charge schisto-psammitique	fp	Charge schisto-psammitique
Charge psammitique	p	Charge psammitique
Charge schisto-gréseuse	r	Charge schisto-gréseuse
Charge gréseuse ou argilo-gréseuse	q	Charge gréseuse
	qs	Charge de grès tertiaire
	fq	Charge quartzo-gréseuse
	rj	Charge argilo-gréseuse
Divers	d	Charge arkosique
	o	Charge de dragées de quartz
	g	Charge graveleuse
	s	Charge sablo-graveleuse
	t	Charge de gravier
	m	Charge de macigno
	c	Charge conglomératique
	l	Charge conglomératique ou graveleuse
	M	Sols développés sur macigno

Tableau 29 : Classement des sols selon la nature lithologique de leur charge caillouteuse utilisé pour la modélisation ECODYN sur base de la CNSW

⇒ *Carte de la charge pédologique du sol (Raster)*

iv.5. Profondeur et pierrosité

La profondeur et la pierrosité du sol sont directement dérivées de la carte pédologique (CNSW) avec quelques regroupements. Les zones blanches ont été comblées par extrapolation au moyen des outils Focal Statistics sur 30 mètres (courte distance) et Nibble (longue distance).

ASSOCIATIONS	TEXTURE	PHASE 1/PHASE 2*/PHASE 5 [‡] / PHASE 6 [£] /Série spéciale [§]
Sols profonds non caillouteux (épaisseur > 80 cm ; charge < 5%)	Non caillouteux	0, 1
Sols profonds caillouteux (épaisseur > 80 cm ; charge > 5 %)	Caillouteux	0, 1, 0_1, 0_1_2
Sols peu profonds non caillouteux (épaisseur < 80 cm ; charge < 5%)	Non caillouteux	2, 2_3
Sols peu profonds caillouteux (épaisseur < 80 cm ; charge < 50%)	Caillouteux	2, 1_2, 2_4, 7
Sols peu profonds très caillouteux (épaisseur < 80 cm ; charge > 50%)	Caillouteux	3*
Sols superficiels non caillouteux (épaisseur < 40 cm ; charge < 5%)	Non caillouteux	3
Sols superficiels caillouteux (épaisseur < 40 cm ; charge < 50%)	Caillouteux	4
Sols superficiels très caillouteux (épaisseur < 40 cm ; charge > 50%)	Caillouteux	5*
Sols très superficiels caillouteux (épaisseur < 20 cm ; charge > 15%)	Caillouteux	6
Sols à substrat affleurant	Non caillouteux	P [‡] , J [£] , A [£] , J [§] , H [§] , J-H [§]

Tableau 30 : Classement des sols selon leur profondeur et leur charge caillouteuse utilisé pour la modélisation ECODYN sur base de la CNSW

⇒ *Carte de la profondeur et de la pierrosité (Raster)*

iv.6. Acidité du sol

L'acidité du sol a été déterminée par extrapolation à partir des données de terrain référencées collectées par Aardewerk. L'extrapolation a été faite par Krigeage ordinaire.

- Charger le shapefile [données_pH_eau](#).

- Appliquer l'outil d'interpolation « Kriging ». Choisir le champs pH_eau en valeur Z, méthode de krigeage ordinaire, modèle sphérique, rayon de recherche variable avec 12 points.
- ⇒ *Carte de l'acidité (Raster)*

iv.7. Phosphore assimilable

La teneur en phosphore assimilable est déterminée par extrapolation à partir des données de terrain référencées collectées par REQUASUD. L'extrapolation a été faite par Krigeage ordinaire.

- Charger le shapefile [données_phosphore](#).
- Appliquer l'outil d'interpolation « Kriging ». Choisir le champ MO_P en valeur Z, méthode de krigeage ordinaire, modèle sphérique, rayon de recherche variable avec 12 points.
- Charger le shapefile « [prairies-culture_phosphore](#) » et le convertir en raster avec la valeur MO_P.
- Combiner le résultat du krigeage à ce raster en donnant priorités aux données de celui-ci.

⇒ *Carte de la teneur en phosphore (Raster)*

v. Cartographie des climax

v.1. Indice de niveau hydrique

Les cartes de matériaux/textures, drainage, profondeur/pierrosité, exposition et contexte orohydrologique, ont été croisées. Un indice allant de -6 à + 6 a été attribué selon les valeurs de ces variables pour refléter le niveau hydrique (voir tableau 31).

Matériaux	Drainage	Texture	Profondeur/pierrosité	Exposition	Contexte orohydrologique					
					Sources	Plaines alluviales	Replats	Versants	Plateaux	
Sols tourbeux					-6	-6	-6	-5	-5	
Sols paratourbeux					-6	-3	-3	-2	-2	
Sols minéraux	Très pauvre	Pauvre à horizon réduit			-6	-6	-6	-4	-4	
		Assez pauvre à horizon réduit			-6	-5	-5	-2	-2	
		Pauvre sans horizon réduit			-6	-4	-4	-2	-2	
		Assez pauvre sans horizon réduit			-5	-4	-4	-1	-1	
		Imparfait			-5	-3	-3	-1	-1	
		Imparfait			-5	-1	-1	0	0	
	Modéré	Argilo-limoneux	Caillouteux			-5	-1	0	0	0
			Caillouteux			-5	-1	0	0	0
		Sableux	Profond			-5	-1	0	1	1
			Peu profond			-5	-1	0	2	2
			Superficiel			-5	-1	1	3	3
			Substrat affleurant	Froid		-5	-1	2	4	4
				Chaud		-5	-1	3	5	5
			Argilo-limoneux	Profond			-5	-1	0	1
		Peu profond		Froid		-5	-1	1	2	2
				Chaud		-5	-1	2	3	3
		Superficiel		Froid		-5	-1	2	4	4
				Chaud		-5	-1	4	5	5
	Substrat affleurant	Froid		-5	1	2	4	4		
		Chaud		-5	1	3	5	5		
	Favorable	Caillouteux	Profond			-5	-1	0	1	1
			Peu profond	Froid		-5	-1	1	2	2
				Chaud		-5	-1	2	3	3
			Peu profond très	Froid		-5	1	2	3	3
				Chaud		-5	1	3	5	5
			Superficiel	Froid		-5	2	3	4	4
		Chaud		-5	2	4	6	5		
		Superficiel très caillouteux	Très Superficiel	Froid		-5	2	4	4	4
				Chaud		-5	2	5	6	5
			Très Superficiel	Froid		-5	2	5	5	5
Chaud				-5	3	6	6	6		
Substrat affleurant			Froid		-5	2	3	3	3	
	Chaud		-5	4	5	5	5			
Légèrement excessif	Sableux	Profond			-4	0	1	2	2	
		Peu profond	Froid		-4	1	2	3	3	
			Chaud		-4	1	3	4	4	
		Superficiel	Froid		-4	2	4	5	5	
			Chaud		-4	2	5	6	6	
		Substrat affleurant	Froid		-4	1	5	5	5	
	Chaud		-4	1	6	6	6			
	Excessif			-4	6	6	6	6		

Tableau 31 : Clé de détermination du niveau hydrique sur base du type de matériaux, du drainage, de la texture, de la profondeur et de la pierrosité du sol ainsi que de l'exposition de la pente et du contexte orohydrologique.

- Combiner les rasters [matériaux/textures](#), [drainage](#), [profondeur/pierrosité](#), exposition et contexte orohydrologique avec la calculatrice Raster.
- Reclasser le résultat à l'aide de l'outil Reclassement pour donner les valeurs de -6 à 6 en fonction des valeurs de chaque variable. Il est préférable vu le grand nombre de variable et de valeurs au sein de celles-ci, de créer une table de reclassement et d'utiliser l'outil Reclasser par table.

⇒ *Carte du niveau hydrique (Raster)*

- Reclasser la carte du niveau hydrique en 4 classes (-6 à -4 : Hygrophile ; -3 à -1 : Hygrocline ; 0 à 3 : Mésophile ; 4 à 6 : Xérocline)
- Convertir le résultat en vectoriel et croiser le shapefile obtenu avec les [rochers](#) et les cours d'eau ([grandes et petites rivières naturelles](#)).
- Les nouveaux polygones formés ajoutent deux classes : Aquatique (cours d'eau) et Xérophile (rochers).

⇒ *Carte du niveau hydrique (Vectoriel)*

v.2. Indice de niveau trophique

Les cartes de matériaux/texture, développement de profil, acidité et teneur en phosphore ont été croisées. Un indice allant de -3 à + 3 a été attribué selon les valeurs de ces variables pour refléter le niveau trophique (voir tableau 32).

- Combiner les rasters [matériaux/texture](#), [développement de profil](#), acidité et teneur en phosphore avec la calculatrice Raster.
- Reclasser le résultat à l'aide de l'outil Reclassement pour donner les valeurs de -3 à 3 en fonction des valeurs de chaque variable. Il est préférable vu le grand nombre de variable et de valeurs au sein de celles-ci, de créer une table de reclassement et d'utiliser l'outil Reclasser par table.

⇒ *Carte du niveau trophique (Raster)*

- Reclasser la carte du niveau trophique en 2 classes (-3 à -1 : Oligo-mésotrophe ; 0 à 3 : Méso-eutrophe)
- Convertir le résultat en vectoriel.

⇒ *Carte du niveau trophique (Vectoriel)*

Développement de profil	Matériaux / Texture	Acidité (pH)	Teneur en phosphore assimilable (P en mg/100 g)				
			très faible	faible	moyenne	élevée	très élevée
			P < 3,5	3,5 < P < 6,5	6,5 < P < 9,5	9,5 < P < 11,5	P > 11,5
Absent ou non défini	Sols limoneux et argileux	pH > 5,7	0	1	2	3	3
		4,2 < pH < 5,7	-1	0	1	2	3
		pH < 4,2	-2	-1	0	1	2
	Sols sableux et sablonneux légers	pH > 5,7	0	1	2	3	3
		4,2 < pH < 5,7	-1	0	1	2	3
Sols paratourbeux et sols tourbeux	pH < 4,2	-2	-1	0	1	2	
Horizon B textural ou structural ou Horizon A humifère anthropogène	Sols limoneux et argileux	pH > 5,7	-1	0	1	2	3
		4,2 < pH < 5,7	-2	-1	0	1	2
		pH < 4,2	-3	-2	-1	0	1
	Sols sableux et sablonneux légers	pH > 5,7	-1	0	1	2	3
		4,2 < pH < 5,7	-2	-1	0	1	2
Sols paratourbeux et sols tourbeux	pH < 4,2	-3	-2	-1	0	1	
Horizon B textural tacheté ou morcelé	Sols limoneux et argileux	pH > 5,7	-1	0	1	2	3
		4,2 < pH < 5,7	-2	-1	0	1	2
		pH < 4,2	-3	-2	-1	0	1
	Sols sableux et sablonneux légers	pH > 5,7	-2	-1	0	1	2
		4,2 < pH < 5,7	-3	-2	-1	0	1
Sols paratourbeux et sols tourbeux	pH < 4,2	-3	-2	-1	0	1	
Horizon B humique et ferrique disinct et peu distinct			-3	-2	-1	0	1

Tableau 32 : Clé de détermination du niveau trophique sur base du développement de profil, du matériaux ou de la texture du sol, de l'acidité et de la teneur en phosphore assimilable.

v.3. Contexte écologique

La carte du contexte écologique combine des données de sol (distinction de ce qui est calcaire du non calcaire ; (para)tourbeux – non tourbeux ; podzols – non podzols), de relief (pentes forte ou non) et des informations concernant la présence de cours d'eau et de zones de sources.

- Reclasser le raster niveau hydrique en deux classes (-6 à -1 : Humide ; 0 à 6 : Sec)
- Reclasser le raster [charge pédologique](#) en deux classes (calcaire ; non calcaire)
- Extraire de la carte [Matériaux/texture](#) les zones tourbeuses et paratourbeuses
- Combiner les différents raster obtenus
- Reclasser le résultat de façon à distinguer dans la partie humide les zones tourbeuses des zones non tourbeuses (désignées plus loin comme alluviales ou fontinales) et dans la partie sèche, les zones calcaires des zones non calcaires (désignées plus loin comme neutro-acidoclines).

- Reclasser le raster pente en deux classes (pentes fortes : > 30% et pentes faibles : < 30%)
- Combiner le résultat à la carte obtenue précédemment de manière à distinguer les zones calcaires en pentes faibles, celles en pentes fortes, les zones neutro-acidoclines en pentes faibles et celles en pentes fortes.

⇒ *Carte du contexte écologique (Raster)*

- Convertir la carte du contexte écologique en vecteur et combiner le shapefile obtenu à celui des cours d'eau et lits majeurs créés précédemment.
- Une information 'berges' est également ajoutée en créant un buffer autour des cours d'eau et en ajoutant celui-ci à la carte du contexte (grandes rivières naturelles : buffer 10 m ; petites rivières naturelles : buffer 5 m)
- Différentes informations sont extraites directement à partir de la carte pédologique ([CNSW_clip](#)) :
 - Les argiles blanches : Sols de type Gix et Ghx
 - Les podzols sableux : Sols sableux de développement de profil 'c'
 - Les schistes famenniens : Sols schisteux et argilo-schisteux qui croisent le famennien sur la carte géologique.
- Croisement de ces différentes informations avec la carte du contexte

⇒ *Carte du contexte écologique (Vectoriel)*

v.4. Climax

Les cartes de contexte écologique, du niveau hydrique et du niveau trophique au format vectoriel sont combinées (Union). Les valeurs de ces trois variables associées permettent de déterminer le climax potentiel (voir tableau 33).

- Croisement des cartes de contexte écologique, du niveau hydrique et du niveau trophique
- Ajout d'un champ à la table attributaire pour y générer la combinaison des 3 variables
- Ajout d'un champ « climax » à la table attributaire à remplir en fonction de cette combinaison (voir tableau 33)

⇒ *Carte des climax écosystémiques (Vectoriel)*

Contexte écologique	Niveau hydrique	Niveau trophique	Variantes	Climax écosystémique
Alluvial ou fontinal	Aquatique (cours d'eau)	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)	Ruisseaux	Végétation submergée et flottante des sources et ruisseaux oligotrophe
			Rivières	Végétation submergée et flottante des rivières oligotrophes
		Mésopolytrophe (0 à 3)	Ruisseaux	Végétation submergée et flottante des sources ruisseaux mésotrophes
			Rivières	Végétation submergée et flottante des rivières mésotrophes
	Hygrophile (-6 à -4)	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)		Aulnaie marécageuse oligotrophe
		Mésopolytrophe	Ruisseaux	Frênaie-aulnaie hygrophile
			Autres	Aulnaie marécageuse mésotrophe
	Hygrocline (-3 à -1)	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)	Pseudogley	Chênaie-charmaie hygrocline
			Podzols	Chênaie pubescente à bouleau
		Mésopolytrophe	Ruisseaux et rivières	Aulnaie-frênaie alluviale
			Grandes rivières	Saulaie riveraine
			Grandes vallées	Ormaie-frênaie-aulnaie riveraine
			Autres	Chênaie-frênaie hygrocline
	Tourbeux ou paratourbeux	Hygrophile	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)	Boulaie tourbeuse
Hygrocline		Oligo-mésotrophe (-3 à -1)	Chênaie-boulaie paratourbeuse	
Calcicole	Mésophile (0 à 3)	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)	Pente faible	Hêtraie calcicole à orchidées
			Pente forte	Erablaie-tillaie de ravins
		Mésopolytrophe	Pente faible	Hêtraie calcicole à aspérules
			Pente forte	Erablaie-tillaie de ravins
	Xérocline (4 à 6)	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)		Chênaie pubescente thermophile
		Mésopolytrophe		Chênaie-charmaie calcicole
Xérophile (rochers)	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)		Pelouses calcicoles des rochers calcaires	
Neutro-acidocline	Mésophile (0 à 3)	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)	Pente faible	Hêtraie acidocline
			Pentes fortes	Erablaie-ormiaie de ravins
		Mésopolytrophe	Schistes famenniens	Chênaie-charmaie schisteuse
	Xérocline (4 à 6)	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)	Exposition froide	Chênaie acidophile non thermophile
			Exposition chaude	Chênaie acidophile thermophile
		Mésopolytrophe		Chênaie-charmaie neutrocline
	Xérophile (rochers)	Oligo-mésotrophe (-3 à -1)		Pelouse rupicole des rochers siliceux

Tableau 33 : Clé de détermination du climax par combinaison des paramètres abiotiques principaux.

6.5.2 Méthodologie d'analyse de la portance par continuum

i. Données mobilisées

L'analyse fait intervenir le Référentiel spatial ECODYN3 qui intègre des données d'occupation du sol de l'IGN, de la COSW, du SIGEC et de Natura 2000.

ii. Logiciel utilisé

Toutes les opérations ont été réalisées sous ArcGis, version 10.2

iii. Analyse de la qualité

Le détail de la méthodologie se bornera à l'analyse du continuum forestier mais celle-ci est transposable aux autres continnum.

iii.1. Identification du continuum

- Charger le shapefile « [Référentiel_spatial](#) »
- **Zone d'extension** : sélectionner les polygones ayant pour attribut « CF_Extens = 1 » et exporter ceux-ci dans un nouveau shapefile.
- **Marge écotonale** : Création d'un buffer (zone tampon) de 100 m autour de la zone d'extension avec fusion des polygones créés.
- **Zone de connectivité potentielle** : créer un buffer de 500 m autour de la zone d'extension avec fusion des polygones. Ensuite créer un buffer négatif de -500m à partir du buffer obtenu. Le résultat donne les zones de connectivité potentielle.
- **Zone nodale** :
 - sélectionner les bâtiments, jardins et pelouses artificielles, cultures, pépinières, réseau ferroviaire et réseau routier et créer un buffer de 300 m (avec fusion) autour de la sélection.
 - Créer un buffer de 15 mètres autour de la zone d'extension (avec fusion), suivi d'un buffer négatif de -15 m. (Cette étape donne la zone d'extension élargie aux petites structures des ruisseaux et chemins)
 - Faire un erase (effacer) du résultat en utilisant le buffer précédent
 - Faire une opération multipart-to-singlepart
 - Sélectionner selon la taille tous les polygones restants qui font au moins 50 ha et exporter ceux-ci dans un nouveau shapefile.

iii.2. Naturalité du continuum

- Croiser (union) toutes les zones du continuum ainsi que le shapefile « [Zone_etude](#) » qui permettra d'établir la **matrice** (zone se trouvant en dehors du continuum).
- Selon la zone, attribuer dans un nouveau champ de la table attributaire une valeur de naturalité du continuum : Zone nodale : 5 ; Zone d'extension : 4 ; Marge écotonale : 3 ; Zone de connexion : 2 ; matrice : 1

iii.3. Naturalité selon l'occupation du sol

On distingue la **naturalité hémérobie** (liée à l'anthropisation) de la **naturalité selon le contexte**.

La première a été fixée selon le degré de transformation du terrain lié à l'occupation du sol. Elle est inscrite dans la table attributaire du référentiel spatial.

La seconde a été établie en fonction de l'occupation du sol et du contexte écologique (cfr méthodologie des climax). Elle a été établie par un croisement entre la carte du contexte écologique vectoriel et la carte du contexte. L'indice de naturalité est ensuite établi en fonction de la concordance estimée entre l'occupation du sol et le contexte écologique

- Appliquer l'outil fusionner sur le référentiel spatial en choisissant le champ « Naturalité » et en décochant l'option « entités multiparties ». Ceci donne la naturalité hémérobie.
- Charger le shapefile « [Naturalité_contexte](#) »

iii.4. Calcul de la qualité

- Croiser (Intersect) le résultat de la fusion, le shapefile Naturalité_contexte et le shapefile naturalité du continuum
- Créer un nouveau champ et y calculer la moyenne des 3 indices de naturalité croisés.
- Redistribuer selon les seuils de Jenks en 5 classes et leur donner la valeur de 1 à 5.

iv. Analyse de la capacité

- Reprendre la zone d'extension élargie et réaliser une opération multipart to single part
- Au sein de la table attributaire calculer la surface et le périmètre de chaque entité
- Ajouter un champ, pour y calculer l'indice de compacité :

$$I_{\text{compacité}} = 12,57 \times \{\text{Aire}\}^2 / \{\text{Périmètre}\}^2$$
- Redistribuer en 4 classes allant de 2 à 5 selon les seuils de Jenks. Ce qui est situé en dehors de la zone d'extension élargie reçoit la valeur 1.

v. Analyse de la fonctionnalité

L'analyse de la fonctionnalité fait intervenir une matrice de résistance permettant d'identifier pour chaque continuum les difficultés que représente chaque type d'élément du référentiel d'occupation du sol pour la dispersion des espèces concernées par ces continuums. Cette matrice est intégrée à la table du référentiel spatial. Les valeurs de résistance attribuées à ces éléments sont 0, 5, 30 ou 100 selon le degré d'imperméabilité qu'ils représentent pour les espèces du continuum.

- Sélectionner tous les polygones du shapefile Référentiel Spatial à l'exception du bâti, des autoroutes et des très grand cours d'eau (Meuse).
- Appliquer l'outil de conversion Polygone vers raster à la sélection en choisissant le champ « CF_Resist ». Le résultat servira de raster de coût.
- Convertir également la zone d'extension du continuum en raster.

- Calculer la distance de coût avec l'outil Cost Distance (La zone d'extension est utilisée comme raster source).
- Reclasser en 4 classes de 2 à 5 selon les quantiles. Les NoData reçoivent la valeur 1.

vi. Calcul de la valeur écologique

- Convertir la carte de la qualité et celle de la capacité en raster.
- Avec la calculatrice raster, calculer le produit des 3 indices. Le résultat donne la valeur écologique (échelle de 1 à 125).

vii. Calcul de la portance écologique

vii.1. Evaluation des dynamiques de soutien et d'évolution

Les dynamiques de soutien sont évaluées sur base de la présence de périmètres favorables à la conservation de la nature. En priorité, les réserves naturelles et les ZHIB reçoivent une valeur 5. Ensuite, les sites Natura 2000 reçoivent une valeur 4. Les réserves forestières et les bois soumis reçoivent une valeur 3, et les parcs naturels une valeur 2. Le reste du territoire reçoit la valeur 1.

- Charger le shapefile « [dynamique de soutien](#) ».

Les dynamiques d'évolution sont évaluées en fonction du statut au plan de secteur d'une zone considérée. Les zones urbanisables, hormis la zone d'extraction, reçoivent la valeur 1. Les zones d'extraction, zones forestières et agricoles et zones de parc reçoivent la valeur 3. La valeur 5 est accordée aux zones naturelles, zones d'espaces vers et plans d'eau. Ces scores ont ensuite été augmenté de 1 (avec un maximum de 5) au sein des périmètres d'intérêt paysager, et augmenté de 2 (avec un maximum de 5) dans les périmètres de liaison écologique. Enfin, la valeur 1 a été imposée pour tous les périmètres de réservation d'infrastructures.

- Charger le shapefile « [dynamique d'évolution](#) ».

vii.2. Portance écologique

- Convertir les shapefile de dynamiques de soutien et d'évolution en raster
- Avec la calculatrice raster, combiner la valeur écologique, les dynamiques de soutien et d'évolution en suivant cette formule :

$$\frac{(((\{\text{Dynamique soutien}\} + \{\text{Dynamique d'évolution}\}) \times 25) + (\{\text{Valeur écologique}\} \times 3))}{6,25}$$

- Convertir la naturalité du continuum en raster et reclasser ce raster pour attribuer la cote 0 à la matrice et 1 aux différentes zones du continuum.
- Multiplier le raster reclassé avec le raster obtenu par la calculatrice raster.

Le résultat donne la **portance écologique du continuum (échelle de 0 à 100)**.

6.6 COMPTE-RENDU DE LA REUNION DE TRANSFERT DE COMPETENCES AU SPW

6.6.1 Contexte

La méthodologie développée au cours de la recherche est relativement complexe et nécessite diverses manipulations cartographiques des données sources utilisées et des résultats intermédiaires produits par ces manipulations. Afin d'assurer une continuité de l'exploitation des résultats acquis, il était convenu en Comité d'accompagnement que l'équipe de recherche veillerait à transmettre les compétences nécessaires aux agents du SPW susceptibles de s'impliquer dans l'utilisation ou l'amélioration des produits délivrés par la recherche.

Des notes méthodologiques ont été transmises aux agents du SPW (voir annexe 6.5 du rapport final de subvention) ainsi que les éléments cartographiques nécessaires et suffisants pour leur permettre la mise en œuvre concrète de la méthodologie.

Après qu'ils aient tenté l'exercice sous la supervision de Monsieur P. ENGELS, une réunion a été organisée avec l'équipe de recherche afin de discuter des points les plus délicats de la méthodologie ainsi que de discuter des options méthodologiques prises par l'équipe de recherche. Quelques questions ont été transmises préalablement aux chercheurs par P. ENGELS.

Cette réunion s'est tenue le 3 octobre 2014 à Namur.

La réunion a rassemblé :

- P. ENGELS (DEMNA)
- D. SAMOY (DNF)
- E. BISTEAU (DEMNA)
- L. WIBAIL (DEMNA)
- F. ETIENNE (DEMNA)
- O. COLETTE (en remplacement de J.-N. ANSLIJN)
- Les chercheurs : S. HENDRICKX et C. VAN DER KAA

La présentation de la recherche, conçue en vue de répondre aux questions posées par les agents du SPW, a comporté trois volets : le premier relatif à la cartographie des climax, le deuxième à la cartographie de la portance écologique et le troisième à la méthodologie « SAURA ».

Le compte-rendu synthétise les réponses apportées aux agents par les chercheurs et les discussions qui s'en ont suivi.

6.6.2 Modélisation des climax

- a. *Comment justifiez-vous la non prise en compte de l'altitude dans l'élaboration de la carte des climax ?*

Réponse :

Ce choix est délibéré. L'altitude a été considérée comme un facteur dont l'influence se marque relativement peu en Wallonie, et seulement pour quelques espèces, surtout herbacées, sans affecter fondamentalement les habitats dans leur ensemble ni, a fortiori, les écosystèmes. C'est également un facteur qui se traduit de manière graduelle et pour lequel il est particulièrement difficile de fixer un seuil. Ce facteur se répercute également sur d'autres, comme la richesse du sol : les hauts plateaux présentent souvent des sols plus pauvres. Or ce facteur-là est pris en compte dans la méthodologie.

La cartographie des climax s'effectue en lien avec la typologie des habitats, laquelle pose les bases d'une interprétation de ces habitats sur base de critères abiotiques, mais ne discrimine pas l'altitude. Une amélioration de la typologie peut être envisagée, par exemple en retravaillant le critère de contexte écologique en lui adjoignant une variable supplémentaire à celles actuellement considérées (pente et exposition). Encore faut-il pouvoir mettre les nouvelles catégories abiotiques ainsi discriminées en relation avec une lignée climacique spécifique.

Discussion :

Le recours à la cartographie des territoires écologiques pourrait venir en substitution à la discrimination des habitats en fonction de l'altitude. Cette cartographie, dans sa version initiale en cours de remaniement, intègre des critères climatiques influencés par l'altitude.

Dans sa version actuelle, la cartographie des climax cherche surtout à spatialiser les grands types d'habitat, et à différencier les aulnaies et boulaies marécageuses des chênaies, chênaies-charmaies et hêtraies. La typologie qui la sous-tend accorde peu d'importance aux faibles variations des cortèges d'espèces liés à la continentalité et préfère se concentrer sur la distinction entre les cortèges d'espèces liés au caractère acido-basique des sols, lesquels sont fortement différents. Il serait possible de superposer la cartographie des territoires écologiques à celle des climax et de spécifier sur cette base les cortèges ou combinaisons de cortèges attendus.

La hêtraie à luzule, par exemple, couvre un vaste domaine dans la cartographie des climax. Dans le cas de projets de restauration de cet habitat sur liste européenne, la carte ne permet pas de distinguer les sites les plus adaptés et n'apporte donc pas vraiment d'aide à la décision. On sait que ce sera pertinent aux alentours de 500-600m, sans plus. La fixation du seuil est bien ce qui s'avère délicat pour une modélisation spatiale. La cartographie délimite des entités et ne rend pas compte des gradients de transition d'un habitat à l'autre. Elle s'appuie sur une typologie relativement simple qui cherche à rendre compte de l'organisation des différents habitats en fonction de trois critères déclinés selon un nombre restreint de classes. Néanmoins, 30 lignées climaciques sont déjà différenciées, ce qui satisfaisait aux objectifs de la recherche, mais ne rend évidemment pas compte de toutes les nuances d'habitats observables sur le terrain. Une piste d'amélioration serait de détailler plus fortement les différents critères de la typologie. L'altitude pourrait d'ailleurs intervenir en tant que variante complémentaire à la pente et à l'exposition dans la description du contexte écologique. Une discrimination plus poussée des habitats dans la typologie puis dans la cartographie permettrait d'améliorer la capacité de cette carte en tant qu'aide à la décision.

La distribution du hêtre est limitée par un facteur d'humidité. Les chênaies peuvent se retrouver sur des sols secs ou moyennement humides. Néanmoins, beaucoup de personnes s'accordent à dire que le hêtre est relativement invasif et qu'il aurait une écologie plus large qu'on ne le pense.

Une question est posée sur la distinction des hêtraies de type acidocline et celle de type neutrocline. Les niveaux trophiques intègrent une donnée de pH. Dans des conditions plus riches, associées à un pH moins acide, la hêtraie neutrocline va s'exprimer davantage. Cependant, ici aussi, la difficulté d'établir un seuil demeure le problème majeur et la typologie à la base de l'étude ne distingue que deux classes de niveau trophique.

La définition de ces classes conduit à des entités spatialement très étendues. Pour des habitats comme des landes, le potentiel de restauration semble présent partout, sans qu'on puisse distinguer de sites préférentiels.

Pour les endroits qui se situent aux alentours du seuil retenu, on peut évidemment basculer facilement du côté acidocline plutôt que neutrocline. Il apparaît que les basculements sont possibles dans les deux sens, selon le contexte dans lequel se trouve la hêtraie.

En plus du pH, le développement de profil intervient pour la détermination du niveau trophique. Pour la région jurassique, les sols sableux et sablo-limoneux légers, que la méthodologie considère en général comme plus pauvres, sont en fait riches en carbonates. La prise en compte de la cartographie des territoires écologiques pourrait permettre de différencier ces ensembles. Elle est cependant actuellement en cours de réédition.

Le modèle proposé a du mal à appréhender des entités en mosaïques, comme la chênaie-charmaie schisteuse à stellaire (famennienne). Or trois climax différents (chênaie hydromorphe, hêtraie acidocline, hêtraie neutrocline) pourraient être identifiés pour cette variante d'habitat. Il faudrait refaire une analyse spatiale sur la cartographie des climax pour redéfinir les contours de la chênaie-charmaie famennienne. A l'inverse, au Nord de la Famenne, les zones à drainage déficient disparaissent. La chênaie présente un faciès acidocline ardennais sur schistes. Cette perception n'est pas relayée par la carte des climax, qui uniformise le rendu de l'étage géologique famennien.

Pour rappel, la cartographie des climax a été validée sur base des données de l'IPRFW. Le niveau trophique montrait une assez bonne exactitude. Les résultats des tests de validation sont communiqués (sous forme de pourcentage) dans les rapports de recherche et pourraient servir à cette fin. Attention que sur base de l'IPRFW, la validation des habitats rares est compliquée car peu de points de la grille d'inventaire sont localisés dans les sites potentiels. Cependant, certains habitats sont liés à des conditions très spécifiques qui peuvent être cartographiées avec une bonne précision. Des charges caillouteuses, par exemple calcaire, donnent très bien à l'examen de la carte. L'habitat attendu est facile à déterminer. Le taux de réponse varie selon les conditions requises par l'habitat et la difficulté à les modéliser. La méthodologie est communiquée et il est possible de déplacer les curseurs tout comme d'intégrer des paramètres complémentaires.

Les observations communiquées en séance, obtenues plus tôt, auraient pu permettre un meilleur calibrage du modèle. Les travaux ont en fait avancé en parallèle au sein de la CPDT et du DEMNA. Actuellement, la recherche de la CPDT est en phase terminale et aucune disposition n'est prise pour la poursuite du travail. Les analyses menées habitat par habitat au sein du DEMNA pourraient être confrontées à l'analyse CPDT pour ajuster le modèle ; dans leur esprit, les deux approches convergent. Dans le cas de milieux proches dont on ne sait pas avec exactitude ce qui les différencie, qui sont donc difficile à prédire, une idée serait d'associer une probabilité à la prédiction du modèle.

Enfin, il faut être attentif à d'éventuelles mauvaises interprétations de la carte des climax, qui peut être améliorée. La réunion avec les agents a pour but de leur passer la main sur le travail afin qu'ils affinent le cadre proposé en fonction de leurs connaissances du terrain. Modifier les valeurs où ont été posés les seuils est délicat de manière rétroactive. Il faudrait prendre les lignées une par une et spécifier dans quelles conditions elles sont ou ne sont pas identifiées par le modèle, à tort ou à raison.

b. Pourquoi recourir, pour la cartographie des rochers, à l'information du landuse de l'IGN Top10V, peu précise, alors que les orthoimages constituent une meilleure source ?

Réponse :

L'information du landuse était la meilleure disponible, alors que l'information « rochers » sur base des orthoimages n'était pas disponible. Le délai de la recherche ne permettait pas de numériser les rochers sur base de ces images.

Discussion :

L'idée est intéressante, bien que les orthoimages ne permettent pas de visualiser toute l'étendue des rochers, qui peuvent par exemple être masqués par la végétation. L'examen des orthoimages pourrait être entrepris pour les périmètres de rochers déterminés par l'IGN.

Les résultats du LIDAR basse densité pourraient être testés pour la détection spécifique (via les ruptures de pente) des rochers. Ils couvrent toute la Wallonie avec une résolution de 0,8m². Compte tenu de la lourdeur de la couche, il faudrait effectuer ce test sur une zone ciblée. Il faut pour cela s'adresser à Christophe SCHENKE. Le bâti ne devrait pas poser de problème car la couche en a été nettoyée, y compris les ponts.

Le référentiel spatial obtenu par l'équipe de recherche est disponible pour le SPW. Il est intéressant et mérite une certaine publicité. Une diffusion plus large nécessiterait cependant un examen des licences d'utilisation relativement à l'IGN et au SIGeC notamment. La couche landuse du Top10V y a été nettoyée (recouvrement de planches ou espacements etc.). De nombreuses corrections ont été apportées, notamment au niveau de l'hydrologie. Une précision a été apportée sur le domaine agricole sur base des informations du SIGEC (il faut néanmoins nuancer ces dernières étant donné qu'elles reposent principalement sur les déclarations faites par les agriculteurs). Les informations manquantes relatives à certaines infrastructures suite à l'ancienneté des relevés ne sont bien sûr pas corrigées. Les planches sont fusionnées dans une couche unique pour toute la Wallonie.

c. Pouvez-vous expliciter la méthode utilisée pour délimiter les lits majeurs ?

Réponse :

La méthode s'appuie sur la détermination du différentiel d'altitude entre le cours d'eau et le terrain alentour. Les seuils de dénivelés retenus ont été fixés suite à une série de tests.

L'explication est donnée au travers de la figure 11.

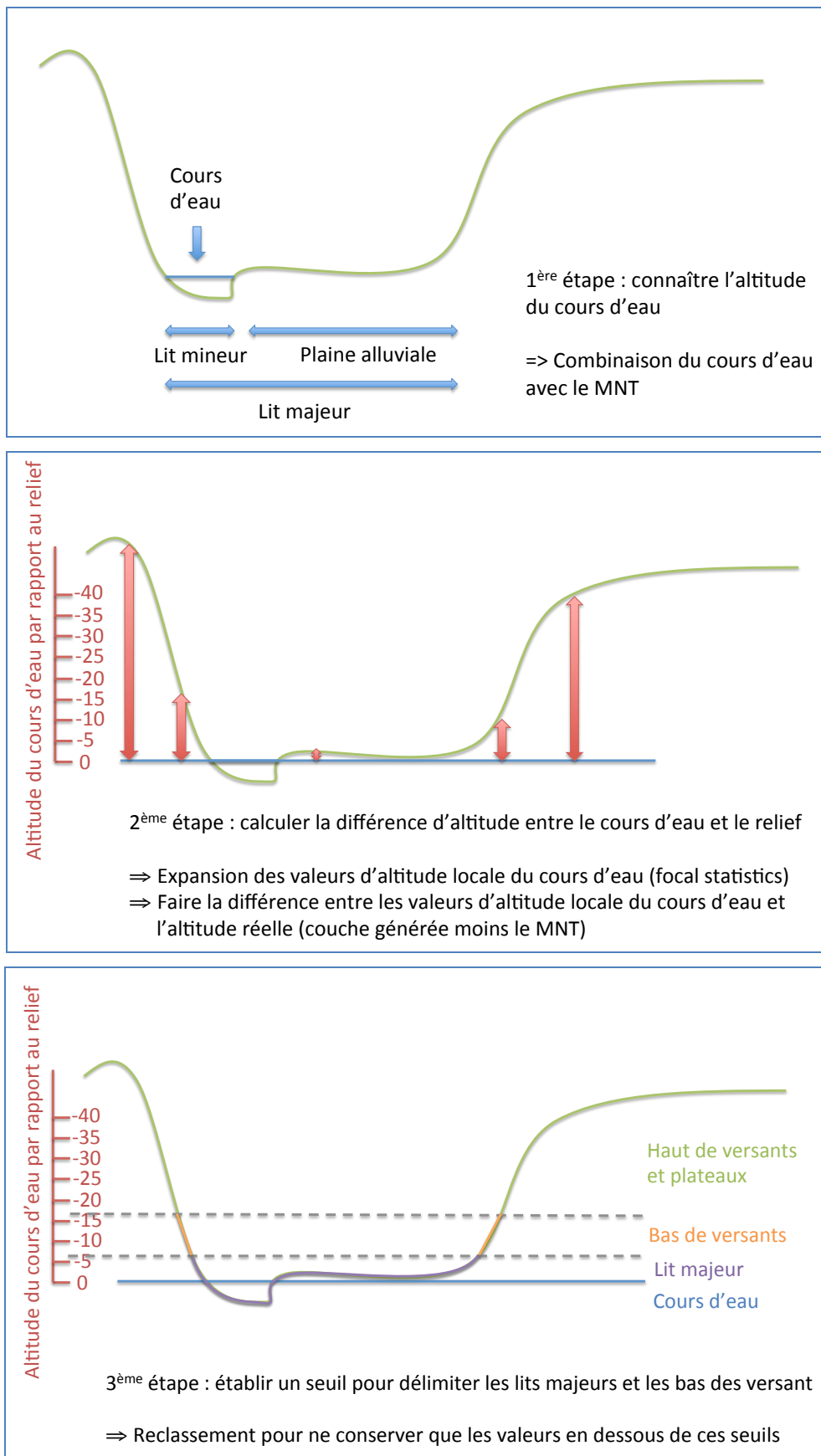


Figure 11 : schéma explicatif de la méthode de détermination des lits majeurs.

Discussion :

Trois catégories de cours d'eau (grandes rivières, rivières et grands ruisseaux, petits et très petits ruisseaux) ont été considérées successivement et les seuils ont été à chaque fois réévalués.

Un résultat étonnant est celui visible à Focant où la plaine alluviale est surdéveloppée par rapport à un cours d'eau mineur. Le ruisseau n'a pas la capacité d'inonder toute la plaine. La modélisation ne détermine pas un aléa d'inondation, mais un type de sols différents de ceux que l'on trouvera sur les versants. Il y a un potentiel de forêt alluviale sur toute la plaine, mais il ne se réalisera vraisemblablement pas car les inondations ne se produiront pas. Toutefois, les ruissellements des versants entretiendront une certaine humidité.

Il serait possible de modéliser la végétation alluviale en fonction d'un seuil de hauteur possible de crue du cours d'eau par rapport à son niveau de référence. Avec les MNT, attention que pour les petits cours d'eau, suite à la résolution du modèle, l'altitude identifiée est celle des berges.

La détermination des zones marécageuses est basée sur la carte des sols et pas sur le relief. Seule la classe de drainage a été utilisée. Suite à l'imprécision des données, avec parfois un décalage allant jusqu'à 30 mètres, typiquement localisé dans les fonds de vallées, les zones marécageuses identifiées peuvent remonter sur les versants. Dans le modèle, il est impossible d'avoir des zones marécageuses sur les pentes fortes, mais cela peut arriver sur des faibles pentes en bas de versant. Il serait possible de faire intervenir en plus les classes de pente (elle intervient pour préciser si on est en versant ou en fond de vallée) ou la présence du lit majeur pour éviter ces imprécisions.

d. Les seuils utilisés pour l'analyse du relief peuvent-ils être génériques ?

Réponse :

On ne peut pas affirmer l'existence d'un quelconque seuil générique. Les seuils retenus ont été fixés après essai-erreur. Ils sont valides pour la recherche et l'objectif fixé mais ne doivent pas être récupérés sans réévaluation en dehors de ce contexte.

Discussion :

Les seuils sont fixés en fonction d'une finalité. Ici, les mêmes seuils de relief ont été utilisés pour toutes les lignées climaciques et ce sur l'ensemble de la région wallonne. Cependant, il serait possible de faire des distinctions supplémentaires notamment entre les pentes calcicoles (en vallée mosane par exemple) et les pentes acidoclines (en ardenne). Le travail effectué par Lionel Wibail sur les forêts de ravins montre que les seuils de pente ne correspondent pas entre ces conditions.

e. Les données « Phosphore » et « Prairies_Cultures_Phosphore » ne sont-elles pas les mêmes ?

Réponse :

Une couche est en points, l'autre est au format vectoriel. La couche « Données Phosphore » est une couche de points aléatoires, générée par l'équipe de recherche, qui a servi à extraire la couche « Prairies-Cultures_Phosphore ». L'équipe n'a pas pu accéder à l'information au niveau direct des points d'analyse (confidentialité des données obtenues par commandes d'agriculteurs). La donnée « Prairies-Cultures_Phosphore » est une moyenne théorique des valeurs observées sous prairies et sous cultures en fonction de la région agrogéographique et du type de sols.

Discussion :

D'autres données (pH, développement de profil du sol) ont été utilisées pour la détermination du niveau trophique pour les milieux forestiers.

L'état évalué est l'état actuel ; on considère qu'il restera stable sur un assez long terme, plus en tout cas que le niveau hydrique géré par un drainage.

En Ardenne, tout est acidophile. Tout a été considéré comme oligotrophe et les taux de phosphore comme faibles. La carte ne met pas en évidence la différence entre les occupations actuelles du sol, notamment prairies et forêts, gérés différemment. Pour la restauration éventuelle de prairies intensives, lourdement amendées, il faudrait aller jusqu'à l'étrépage pour revenir au niveau de phosphore et au niveau trophique naturel.

Dans le référentiel spatial, la distinction entre prairies intensives et peu intensives est basée sur les MAE8, pas sur une information relative au niveau trophique.

Les données utilisées sont celles de la base de données Aardewerk. Pour les sols forestiers, il n'y a pas de solution satisfaisante ; la précision n'est pas bonne. Il existe les données de l'IPRFW, mais l'échelle de valeurs n'est pas la même que celle de REQUASOL.

Une idée serait de travailler avec des gradients, mais le problème qui se pose alors est celui du choix des seuils, ceux pour la forêt étant différents. Les évaluations de l'inventaire sont par placettes, sur une grille de 500m sur 1000m ; les données sont donc peu denses et rendent l'extrapolation peu précise.

f. Les bas de pente et les axes de colluvionnement constituent-ils des unités à part ?

Réponse :

Les bas de pente ont été identifiés selon la méthodologie qui vient d'être présentée. Les axes de colluvionnement ont été identifiés en recourant à l'outil « *Flow accumulation* » de ArcGIS.

Discussion :

Conserver cette distinction est intéressant car les deux types de sites ne correspondent pas aux mêmes habitats. Il y a donc moyen d'améliorer le modèle à ce niveau.

Dans la méthode développée, le recours à un calcul de la courbure de la pente a été envisagé mais finalement pas été utilisé. La raison provient de la précision du modèle de terrain utilisé, des pieds d'immeubles sont susceptibles d'être identifiés comme bas de versant. Peut-être que le nouveau LIDAR ne pose pas ce problème.

La courbure se calcule dans Spatial Analyst, Surfaces, outil « Courbure ». Le logiciel calcule la dérivée seconde du relief sur base du raster d'altitude fourni en entrée. Les courbures concaves permettent une identification assez sommaire des bas de pente. Les courbures transversales sont également identifiables. Pour résoudre le problème des bâtiments, divers filtres ont été utilisés mais n'ont pas fait preuve d'une grande efficacité. On peut agir sur les valeurs moyennes pour mettre en évidence les ruptures plus nettes.

Il semble difficile de reprendre les bâtiments de l'IGN pour les supprimer du raster, mais on pourrait délimiter des zones bâties et les effacer de la couche.

g. La classification des sols selon leur développement de profil paraît farfelue. Comment l'expliquez-vous ?

C'est effectivement une critique fondée. Le classement des sols selon leur profil place les sols de type P, x et p ensemble, alors que les sols p et x concernent des situations très différentes. p correspond à l'absence de développement de profil en rapport souvent avec des sols alluviaux, donc riches en éléments nutritifs, et les x concernent des sols sur plateau, en général pauvres. Les P reprennent les deux, mais ne couvre pas grand chose en termes de surfaces. Tout a été traité comme des sols plutôt riches à l'exception des argiles blanches qui ont été traitées à part (Gix, Ghx).

La méthodologie conduit dans ce cas vers quelque chose de plutôt mésotrophe alors qu'il pourrait s'agir de milieux oligotrophes. Cela pourrait expliquer ce qui a été observé au Nord du sillon Sambre-et-Meuse, bien que les forêts y soient peu fréquentes. Le problème affecte environ 15.000 hectares, sous forme de patches d'environ 1 ha en moyenne. La figure 12 ci-après montre en rouge la localisation des sols x concernés par cette imprécision. En bleu, la carte montre les zones d'extrapolation, soit les zones blanches (vides) de la carte pédologique. L'extrapolation introduit une imprécision.

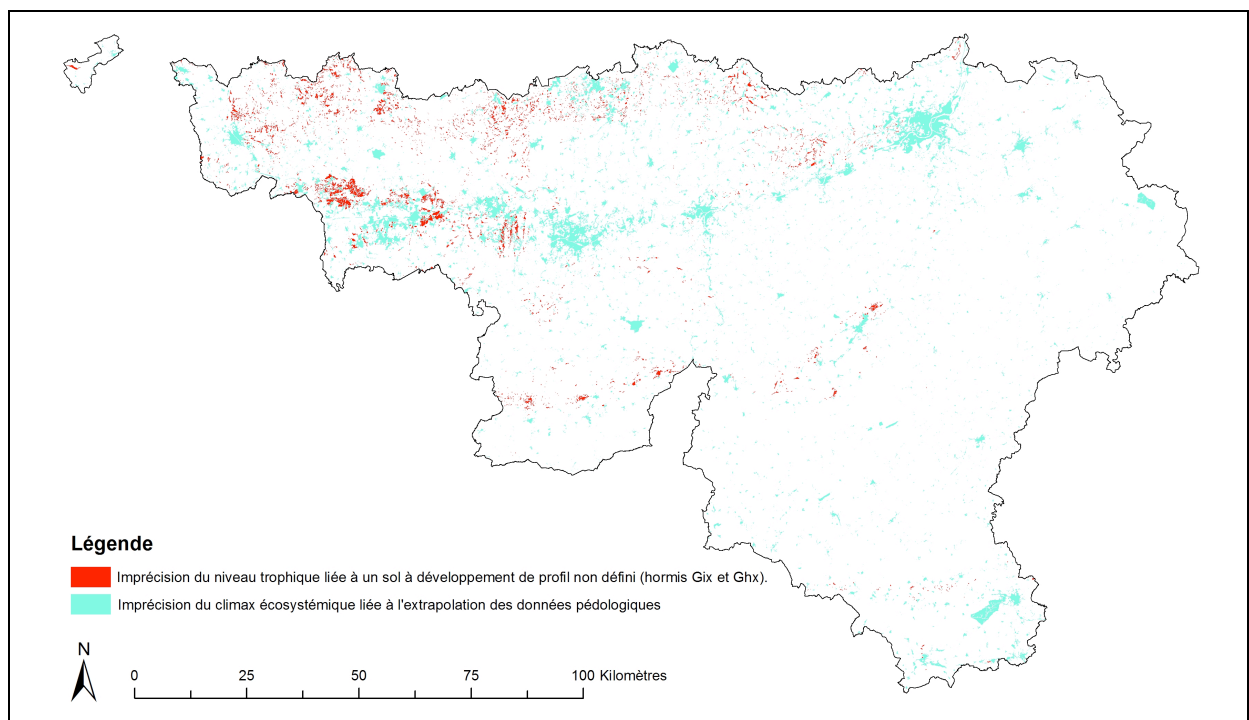


Figure 12 : Zones de la carte des climax écosystémiques présentant une imprécision liée soit au niveau trophique, soit à l'extrapolation des données de sols.

6.6.3 Calcul de la portance écologique

a. Méthodologie globale

La mesure de la valeur écologique combine trois indices : qualité, capacité et fonctionnalité. Ils sont évalués à partir de l'occupation du sol (référentiel spatial ECODYN 3) et de la carte du contexte écologique.

La première étape consiste à définir un continuum ou réseau écologique pour une espèce ou un groupe d'espèces. Les zones nodales sont identifiées par un retrait par rapport aux lisières de la zone d'extension. On applique un buffer négatif (ou on soustrait le buffer positif appliqué aux occupations du sol jugées perturbantes et qui couvre la zone d'extension). Les distances de buffer sont différentes selon le degré de perturbation associé à l'occupation du sol concernée. Un autre facteur intervient : une taille minimale est imposée afin que cet espace soit fonctionnel pour l'espèce considérée.

Les zones de connexion potentielle sont cartographiées sur base d'une distance théoriquement franchissable par l'espèce. On utilise pour cela un test de dilatation-érosion (voir figure 13). Un buffer est appliqué autour de l'habitat, avec une distance correspondant à ce que l'on estime franchissable. Les résultats sont fusionnés, puis on applique l'érosion, qui correspond au même buffer mais appliqué en négatif. Il ne subsiste alors que les connexions potentielles.

La qualité du milieu est évaluée par des indicateurs de naturalité en termes d'artificialisation du milieu, relativement au contexte écologique et relativement au continuum, les zones nodales étant considérées comme présentant la naturalité la plus forte comme habitat pour l'espèce.

Les indices calculés vont tous de 1 à 5 correspondant à la situation la plus favorable.

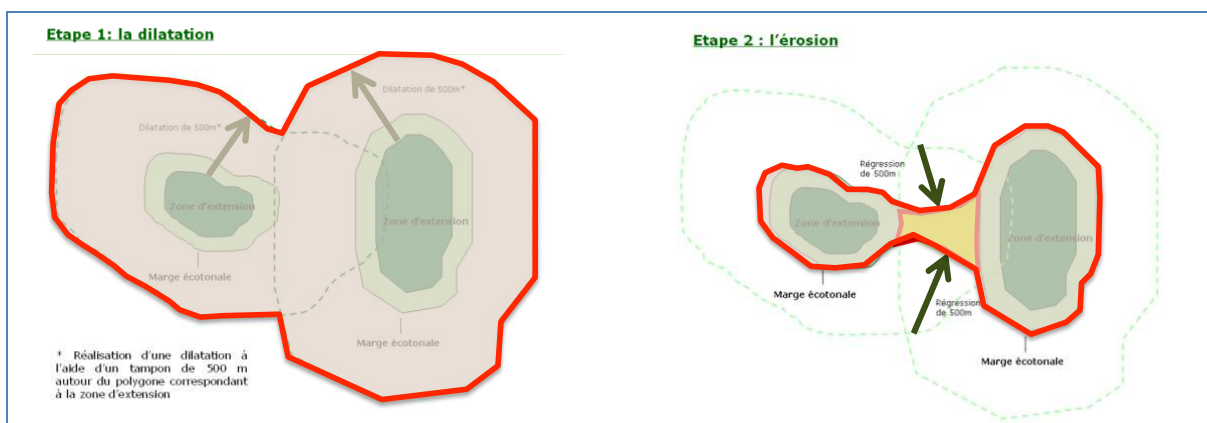


Figure 13 : schéma explicatif du test de dilatation-érosion (source : Berthoud, 2009)

L'indice de capacité rend compte de l'espace disponible pour l'espèce ou le groupe d'espèces. Il tient compte non seulement de la surface effective, mais aussi de sa morphologie plus ou moins compacte et susceptible de limiter les effets de lisière.

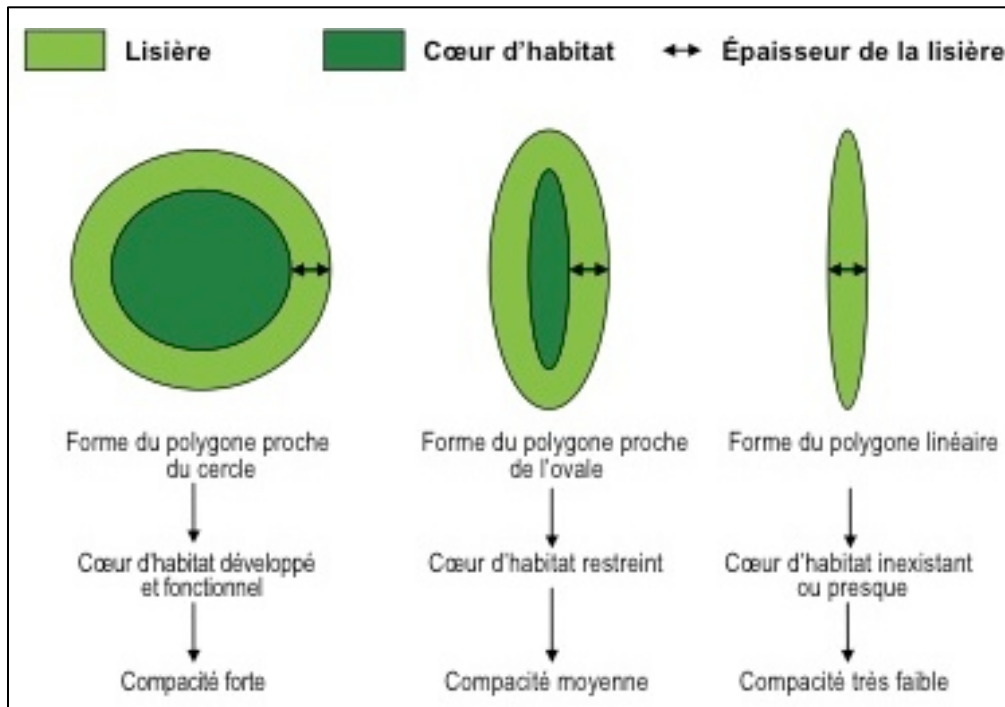


Figure 14 : Schéma explicatif du choix méthodologique de la compacité pour mesurer l'espace disponible aux espèces. (Source : Green Ingenierie et Conservatoire Botanique National de Bailleul, 2008.)

Le dernier critère évalué est celui de la fonctionnalité. Ici, c'est plutôt la position des différents polygones au sein du réseau écologique qui est considérée. L'occupation du sol intervient pour la présence d'obstacles et difficultés au déplacement sur base d'une matrice de résistance.

b. Pourriez-vous expliciter le test de la distance de coût ?

Réponse :

Quatre classes de résistance sont différenciées. Le score 0 (pas de résistance) correspond à l'habitat de l'espèce, dont le franchissement ne pose pas de problème. Dans les zones moins intéressantes, on a une valeur de 5. La valeur 30 correspond à une zone plus difficilement franchissable ; 100 correspond à une difficulté très forte. Les obstacles infranchissables sont matérialisés dans la cartographie par des vides d'information (« *no data* »). L'espèce est obligée de contourner ces obstacles. Les matrices de résistance sont définies au cas par cas selon le continuum /groupe d'espèces considéré.

On effectue alors un test de distance de coût, qui additionne les coûts qui s'ajoutent les uns aux autres lorsque, du point de départ, on veut rejoindre la zone d'extension. Il faut fixer des seuils pour générer l'indice de fonctionnalité.

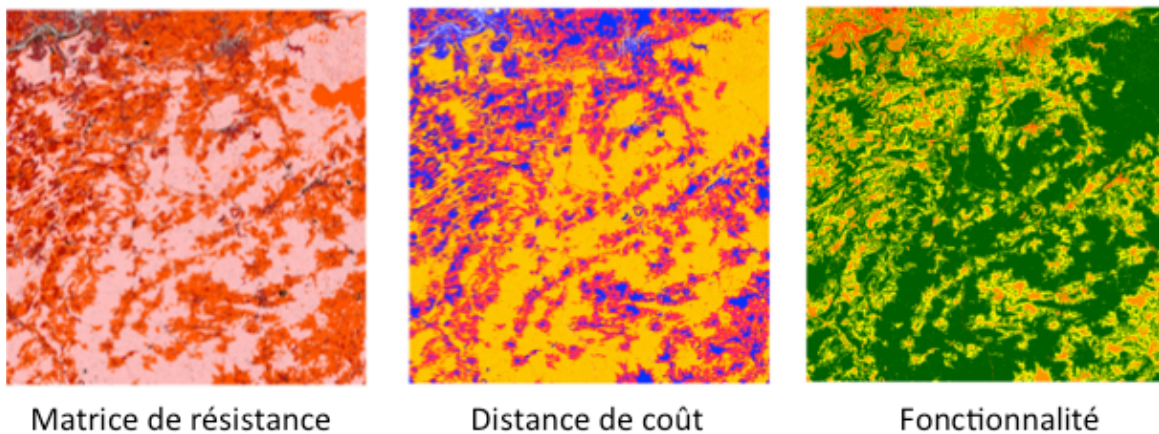


Figure 15 : Illustration des principales étapes pour déterminer l'indice de fonctionnalité sur base de l'occupation du sol.

Dans ArcMap, la table attributaire de la couche d'occupation du sol comprend, outre les champs *landuse*, *code* ..., un champ de résistance pour chaque continuum étudié. Ce sont les valeurs utilisées pour générer la matrice de résistance correspondante. La manœuvre consiste à sélectionner tous les polygones de la couche référentiel spatial, puis à ôter de la sélection les occupations considérées comme des obstacles infranchissables (sur base du champ *landuse* ou *code* : Bâti, très grand fleuve, autoroute...). On crée ainsi les « vides » dans la matrice de résistance. Ensuite, on génère un raster (outil « Polygone vers raster »), en posant comme champ de valeur le champ de résistance du continuum analysé. On fixe l'étendue à l'identique pour tous les rasters.

Techniquement, le raster est chargé dans le projet ArcGIS.

On calcule alors la distance de coût dans le module *Spatial Analyst*, dans la boîte à outil *Distance*, avec l'outil *Distance de coût*.

Le raster en entrée représente la zone à partir de laquelle la distance de coût sera calculée, donc à partir de chaque pixel évaluer quel est le coût pour atteindre la zone d'extension. Ici, il s'agit de la zone d'extension, qui peut être au format raster ou vectoriel. Le raster de coût en entrée est la matrice que l'on vient de générer. Il n'y a rien d'autre à préciser, sauf si l'on souhaite fixer une distance maximale de franchissement à analyser. Dans notre cas, ce n'est pas pertinent car ce facteur a déjà été intégré par ailleurs.

On obtient un raster de distance de coût dans lequel les obstacles figurent en blanc. Les autres valeurs s'établissent selon des seuils. La méthodologie retient quatre classes et un classement selon les quantiles. Les zones blanches constituent la 5^{ème} classe, de sorte que l'indicateur est évalué de 1 à 5 comme les autres. Il faut donc opérer un reclassement, avec l'outil du même nom, et on obtient une couche en raster qui transformée en vectoriel. C'est là qu'intervient le maillage. Une couche de densité de maillage a été calculée ; elle est combinée avec la couche précédente pour former l'indice de fonctionnalité. Le calcul de la densité de maillage part de l'information du *landuse* de l'IGN avec les haies et les alignements d'arbres et on utilise l'outil de *Densité de lignes*. Cette couche est également classée (trois densités différenciées). L'outil calcule le nombre de mètres d'éléments par km². Les cellules sont dans ce cas de 300m de côté.

Enfin, pour obtenir la valeur écologique, les trois valeurs du pixel pour chacun des indicateurs (qualité, capacité, fonctionnalité) sont multipliées via la calculatrice raster. On obtient des résultats échelonnés de 1 à 125.

Pour obtenir la portance, deux critères complémentaires sont ajoutés : les dynamiques d'évolution (provenant du plan de secteur) et les dynamiques de soutien (provenant des données de conservation de la nature). Ces dynamiques sont également évaluées sur une échelle de 1 à 5. La portance résulte de l'addition des valeurs, avec un poids triple accordé à la valeur écologique.

La cartographie résultante montre le continuum dont les composants sont hiérarchisés sur une échelle de 1 à 100 témoignant de l'aptitude écologique plus ou moins forte du territoire.

Discussion :

Le choix des continuums répond au souci de représenter l'ensemble de la biodiversité. Cela reste « de la grosse louche ». Les espèces concernées sont autant végétales qu'animales. Les valeurs de dispersion sont plutôt relatives aux animaux. Elles ont été reprises d'une méthodologie existante qui s'appuie sur l'observation des grands mammifères (sanglier, cerf, daim, chevreuil). La méthodologie peut s'appliquer de manière plus ciblée à une espèce donnée, pour autant que l'on connaisse bien son éthologie.

Pour le continuum, seuls des éléments surfaciques sont pris en compte. En particulier, pour les zones de connexion, le maillage présent sur le territoire n'est pas pris en compte. Il est intégré dans la méthodologie à un autre niveau (mesure de la fonctionnalité). Seule la distance est considérée ; la qualité de l'occupation du sol et la présence d'éléments infranchissables n'entrent pas en jeu.

L'indice de compacité est issu de la littérature ; c'est un indice géométrique classique.

La carte proposée pour la mise en ligne sur le Géoportail est celle des valeurs maximales de portance écologique tous continuums confondus (la meilleure valeur obtenue par chaque pixel est retenue, quel que soit le continuum à la source de cette valeur), avec en fond de plan le référentiel spatial et en surcharge divers périmètres d'aménagement du territoire et de conservation de la nature.

La méthodologie peut être transposée dans le cadre d'autres recherches et d'études spécifiques relatives à une espèce donnée, pour autant que l'on connaisse le paramétrage à appliquer. Elle permet d'analyser les impacts de modifications de l'occupation du sol.

6.6.4 Méthode Saura

- a. Pourriez-vous parler de la méthode « SAURA » et du logiciel « Conefor » qui semble avoir la capacité de prendre en charge des modifications de l'occupation du sol ?

Réponse :

Afin d'élaborer la méthodologie d'évaluation de la portance écologique, un état de l'art a été mené. Il a conduit à identifier diverses méthodologies existantes, en particulier celle proposée par G. BERTHOUD, d'où est directement dérivée la méthodologie CPDT. Une autre méthodologie relevée était celle de SAURA, dont l'originalité est la conception fonctionnelle et qui recourt simultanément à la théorie des graphes (réseau analysé en termes de nœuds ou habitats et de liens ou connexions) et aux probabilités. La méthode vise à évaluer la disponibilité effective en habitat pour l'espèce analysée et à identifier quels sont les patches les plus importants pour la qualité d'ensemble, capacité et fonctionnalité simultanément, du réseau écologique analysé. Sa faiblesse est la grande puissance de calcul nécessaire pour la mener à bien dans le cas de réseaux étendus et comportant un grand nombre de patches. Cette limite a conduit à écarter cette méthodologie dans le cadre de la recherche qui ciblait l'ensemble de la biodiversité wallonne à travers tout le territoire régional, ce qui n'ôte rien de sa pertinence pour des territoires plus restreints et des espèces plus ciblées.

La figure 16 illustre la hiérarchisation des patches d'habitats selon la théorie des graphes : la perte de B est évaluée plus préjudiciable que la perte de A. Soit, toutes les connexions étant équivalentes, la surface de B est supérieure, soit la perte de B génère des pertes de connectivité plus importantes que la perte de A, soit encore une combinaison de ces possibilités.

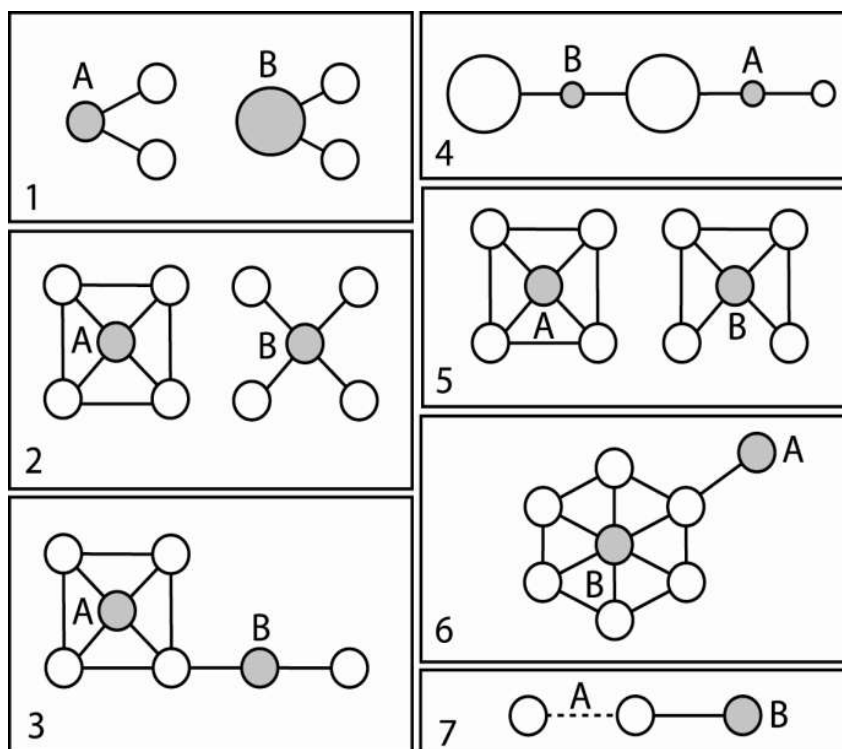


Figure 16 : Schéma explicatif de la théorie des graphes
(source : L. Pascual-Hortal et S. Saura, 2006).

Différents indices sont proposés dont les principaux sont l'indice intégral de connectivité, l'indice de probabilité de connectivité et l'indice d'équivalent d'aire connectée.

Les indices binaires abordent les connexions de façon sommaire : soit le lien existe, soit il n'existe pas. Les indices probabilistes quant à eux fournissent une évaluation qualitative du lien : une connexion peut être plus ou moins effective dans la réalité. L'indice intégral de connectivité est de type binaire, les autres indices décrits sont probabilistes. La description des habitats fait intervenir un attribut de ceux-ci. Cet attribut est généralement la surface, mais pas forcément. On peut envisager l'indice de compacité, une évaluation de la qualité ou la portance écologique. Ce choix est laissé à l'utilisateur.

La figure 17 montre le principe d'évaluation. Dans le cas du réseau présenté, la probabilité de connexion entre A et B n'atteint que 10%, suite à l'éloignement relatif des deux sites. Par contre, la connexion entre A et C d'une part et celle entre C et B d'autre part, présentent toutes deux une probabilité de 50%. Le logiciel évalue finalement la probabilité de connexion entre A et B à 25%, ce qui est équivalent à l'enchaînement des probabilités pour l'espèce de se déplacer successivement de A à C puis de C à B.

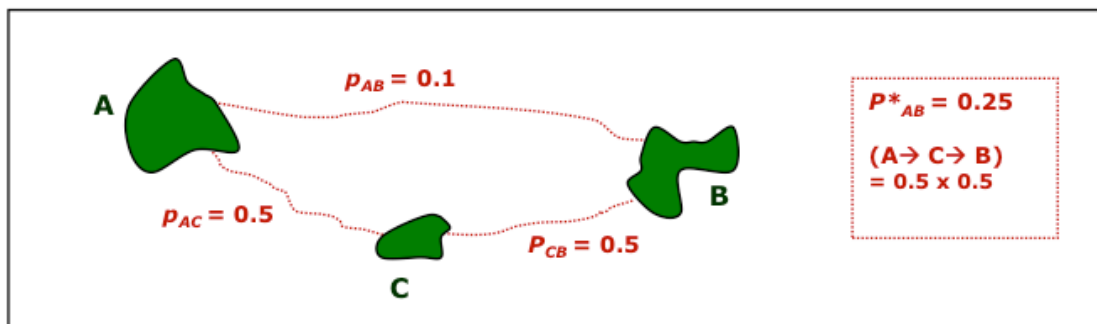


Figure 17 : Principe de l'évaluation de la probabilité de connexion entre différents sites (source : L. Pascual-Hortal et S. Saura, 2006).

Dans le détail, le logiciel va plus loin, puisqu'il évalue la probabilité de connectivité selon trois fractions :

- la probabilité « interne » : celle que deux points aléatoires tombent dans le même patch d'habitat, probabilité directement liée à la surface de l'habitat ;
- la probabilité de flux, qui évalue l'habitat en tant que générateur ou récepteur d'un flux, donc l'existence d'une connexion avec au moins un autre habitat ;
- la probabilité de connectivité, qui évalue l'impact de la perte de l'habitat sur le fonctionnement du réseau (les habitats qui subsistent sont-ils toujours interconnectés d'une façon équivalente ou y a-t-il une dégradation de la connectivité du réseau).

L'interprétation des résultats variera selon l'espèce considérée. Les auteurs ont démontré que la probabilité interne est la fraction dominante pour les espèces à faible capacité de dispersion : que les habitats soient interconnectés est de peu d'importance relative, car l'espèce se déplace peu et difficilement. La probabilité de flux domine pour les espèces à longue distance de dispersion. Elles peuvent chercher longtemps et parcourir des grandes distances jusqu'à retrouver un habitat propice. Par contre, pour les espèces à capacité moyenne de dispersion, la probabilité de connectivité est très importante.

Indice intégral de connectivité IIC :

indice binaire calculé selon la formule suivante

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$$

a_i : attribut (surface) du patch d'habitat

nl_{ij} : distance topologique (nombre de liens du plus court chemin) entre les patches i et j

A_L : attribut maximum (surface totale) du territoire, matrice comprise.

Deuxième indice : probabilité de connectivité PC

- spécifie quantitativement le lien existant entre les patches du réseau.
- probabilité calculée : celle que deux points placés aléatoirement dans le paysage tombent au sein de surfaces d'habitat qui puissent être atteintes l'une à partir de l'autre, compte tenu d'une structure donnée de patches et de connexions.
- dans le calcul, chaque patch est caractérisé par un attribut qui peut être sa taille, mais aussi autre chose comme une évaluation de sa qualité...

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2}$$

a_i, a_j = attributs des patches i et j (surface des patches par exemple)

p_{ij}^* = produit maximum des probabilités (égal à 1 quand $i = j$)

A_L = attribut maximal du paysage (superficie du territoire par exemple)

Dernier indicateur (2011) : équivalent d'aire connectée ECA.

- remédie à deux faiblesses identifiées pour l'indice de probabilité de connectivité :
 - la dépendance à la définition du périmètre de l'étude, parfois artificielle,
 - les probabilités parfois très faibles obtenues lorsque l'habitat ne couvre qu'un faible pourcentage du territoire analysé.
- directement dérivé de la probabilité de connectivité (pas calculé directement par Conefor)
- reste indépendant de l'aire du territoire d'étude
- **exprimé en termes de surface : interprétation facilitée notamment dans le cadre du suivi de l'évolution de l'habitat dans le temps.**
- correspond à la taille que devrait avoir un patch d'habitat unique (une zone complètement connectée) pour fournir la même probabilité de connectivité que la disposition observée de l'habitat dans le paysage.

$$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}$$

Figure 18 : Récapitulatif des principaux indices pouvant être calculé par la méthode Saura.

b. Génération des fichiers descriptifs des nœuds (habitats) et des liens (connexions) à partir du module d'extension Conefor pour ArcGIS

La méthodologie de Saura a été transcrite dans un logiciel disponible en libre accès (<http://www.conefor.org/>). Ce logiciel permet le calcul des indices présentés, mais également d'autres indices. Une extension ArcGIS a également été développée. Elle est également proposée en libre accès et permet de générer les fichiers textes dont le logiciel a besoin pour mener l'analyse de connectivité.

Le logiciel Conefor autorise plusieurs paramétrages, notamment :

- il est possible de fixer une distance maximale à laquelle évaluer la connectivité. Cela permet de réduire drastiquement le nombre de connexions à envisager dans le cadre de réseaux écologiques étendus ; les calculs en sont allégés d'autant.
- La fonction de probabilité intégrée dans le logiciel (fonction exponentielle décroissante négative) est ajustable : l'utilisateur fixe lui-même la probabilité qu'il associe à une distance de son choix (par exemple 50% à 500m).
- Les distances caractérisant les connexions sont laissées au choix de l'utilisateur. Il peut s'agir de distances euclidiennes, mais pas forcément. Cela pourrait être par exemple une distance de coût.

Le logiciel permet le test de modifications de la structure spatiale du réseau, par exemple le gain ou la perte d'un habitat.

Le logiciel est fourni avec un manuel d'utilisation qui développe la conception et les modalités d'analyse avec le logiciel.

Les fichiers contenant les informations nécessaires au calcul doivent avoir un format bien défini. Ce format est obtenu directement lorsqu'on recourt au module d'extension pour ArcGIS qui accompagne Conefor.

- Installer et ouvrir le module spécifique
- Sélectionner la couche descriptive du réseau à analyser, dont la table attributaire doit comporter les champs suivants : un identifiant de chaque polygone et un attribut (surface, qualité ou autre) au choix de l'utilisateur.
- Spécifier au logiciel quels sont ces champs.
- Un paramétrage est possible :
 - Calcul de toutes les interdistances ou seulement de celles inférieures à un rayon donné
 - Calcul des distances à partir soit des lisières, soit des centroïdes.
- Spécifier le dossier où les fichiers de sortie seront enregistrés et lancer le programme.
- Vérifier la qualité des fichiers de sortie car pour l'utilisation dans Conefor, le séparateur des décimales doit être un point et non une virgule, or le paramétrage de l'ordinateur peut générer la virgule plutôt que le point.

Fichier texte relatif aux nœuds (patches)

Fichier pour l'examen d'un réseau fixe

1	51.37761
2	32.16446
3	6.20032
4	68.77729
5	14.39476
6	4.63687

Fichier pour l'examen de deux variantes d'un réseau

1206	5.37761	1
2024	3.16446	0
315	6.20032	1
1476	68.77729	0
523	4.39476	1
690	4.63687	1
1722	11.7161	0
874	62.2495	1

Colonne 1 : identifiant
Colonne 2 : attribut : surface ou autre

Colonne 1 : identifiant
Colonne 2 : attribut : surface ou autre
Colonne 3 : patches existants (1) et patches candidats (0)

Fichier texte relatif aux connexions

Fichier pouvant caractériser différemment les connexions, mais toujours structuré à l'identique

Distance connection file

2	1	95.0775
3	1	10702.0926
3	2	10399.1063
4	1	3815.9717
4	2	4268.6740
4	3	14702.1201
5	1	4040.1056
5	2	4207.1797
5	3	13634.3167
5	4	2036.3631
6	1	9653.8086
6	2	9918.3022
6	3	19221.6779
6	4	5596.2132
6	5	5510.1152

Probability connection file

2	1	0.9869059
3	1	0.2268140
3	2	0.2365437
4	1	0.5891904
4	2	0.5533504
4	3	0.1302699
5	1	0.5711648
5	2	0.5580878
5	3	0.1510541
5	4	0.7540475
6	1	0.2622907
6	2	0.2528476
6	3	0.0696209
6	4	0.4603354
6	5	0.4658628

Link connection file

2	1	1
3	1	0
3	2	0
4	1	1
4	2	1
4	3	0
5	1	1
5	2	1
5	3	0
5	4	1
6	1	0
6	2	0
6	3	0
6	4	0
6	5	0

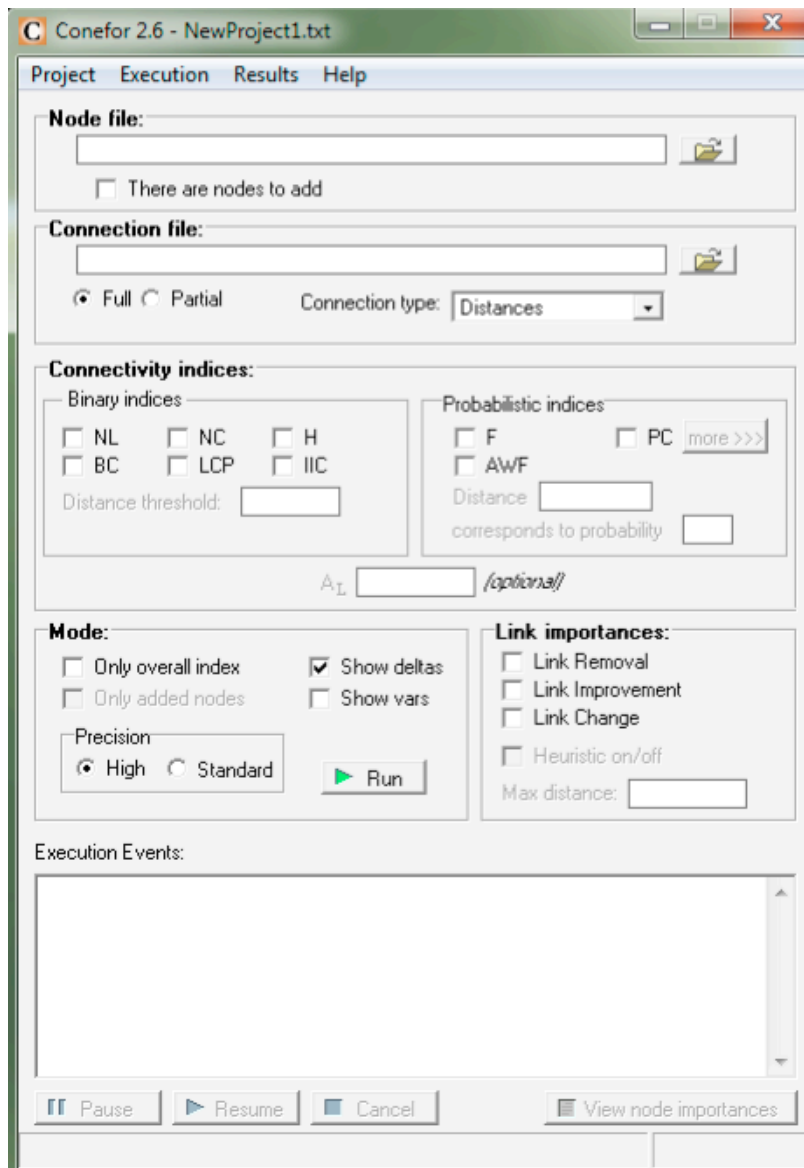
Colonne 1 : identifiant patch i
Colonne 2 : identifiant patch j
Colonne 3 : valeur attribuée à la connexion

Un lien considéré comme inexistant soit n'est pas repris dans le fichier, soit figure avec la valeur 0

Figure 19 : Format des fichiers textes servant de tables pour le calculs des indices.

c. Calcul des divers indices de connectivité avec le logiciel Conefor

- Installer le logiciel Conefor et ouvrir l'application. L'écran suivant apparaît :



- Spécifier l'emplacement des fichiers descriptifs des nœuds (habitats) et des connexions
- L'option « There are nodes to add » est à utiliser dans le cas de l'analyse comparative de diverses configurations du réseau (ajout ou retrait d'habitats).
- Un paramétrage est possible pour la prise en compte des connexions :
 - Fichier entier (option par défaut) ou partiel (lorsque seules les connexions effectives sont listées)
 - Type de connexions : *a priori* la distance, mais il est possible de travailler sur un fichier qui évalue déjà la probabilité de connectivité ou de travailler seulement avec un fichier qui identifie les liens
- Cocher les indices dont on souhaite le calcul ; il est possible de cocher simultanément tous les indices que l'on souhaite.

- Pour les indices binaires, il faut préciser jusqu'à quelle distance les connexions sont à prendre en compte
- Pour les indices probabilistes, il faut paramétrer la fonction intégrée dans le logiciel (fonction décroissante négative exponentielle) en mettant en lien une distance avec le seuil de probabilité qu'on lui associe (si on n'a idée que d'une distance maximum, on l'introduit avec une probabilité très basse, par exemple 0.01)
- Pour obtenir le détail de composition des indices, sélectionner l'option « show deltas »
- Lancer l'application, la progression du calcul est visible dans le coin inférieur droit
- Les résultats sont visualisables avec le bouton « View node importances » ; pour sauvegarder les résultats il faut toutefois utiliser le bouton « Results » dans la barre supérieure du menu et demander l'enregistrement.
- Faire une jointure de table pour opérer la cartographie

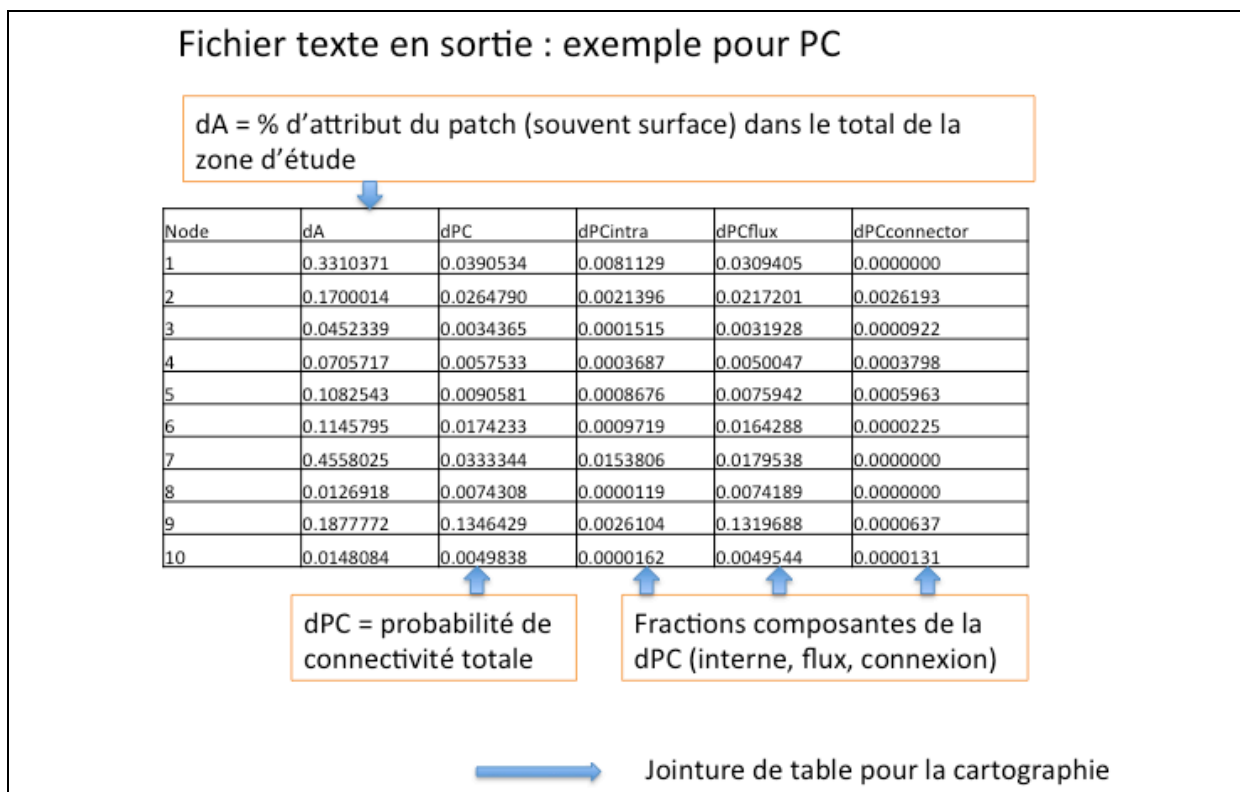


Figure 20 : Exemple de fichier en sortie pour la probabilité de connexion

d. Evaluation de modifications du réseau

- Le fichier relatif aux nœuds doit inclure un troisième champ qui spécifie si le lien est considéré ou pas
- Cocher l'option « There are nodes to add » lors de la sélection du fichier « Node file »

A l'époque où le recours à cette méthodologie était envisagé, un test avait été mené sur le continuum forestier de Havelange. Avec plus de 350 habitats, le logiciel devait travailler sur près de 58.000 liens. Une limite à ce genre d'analyse est l'effet de bordure. Dans le cadre d'un PCDN par exemple, il conviendrait d'ajouter un bon buffer autour du périmètre d'étude, le périmètre communal.

Par ailleurs, il faut vérifier ce qui est considéré comme constituant un patch d'habitat dans la couche descriptive du réseau écologique. Par exemple, une forêt peut être cartographiquement découpée en diverses entités par des ruisseaux, des coupe-feux, des chemins. Il convient préalablement de transformer cet ensemble en un seul patch d'habitat. La méthode utilisée lors de nos travaux a consisté à appliquer un petit buffer positif (10m), à fusionner les polygones résultant, puis à appliquer le même buffer en négatif (comme dans la procédure de dilatation-érosion) afin de déterminer l'enveloppe à considérer comme patch d'habitat.

SAURA et al. ont par exemple recouru à la méthodologie pour identifier les couloirs de connexion utiles à une espèce d'oiseau en Catalogne.

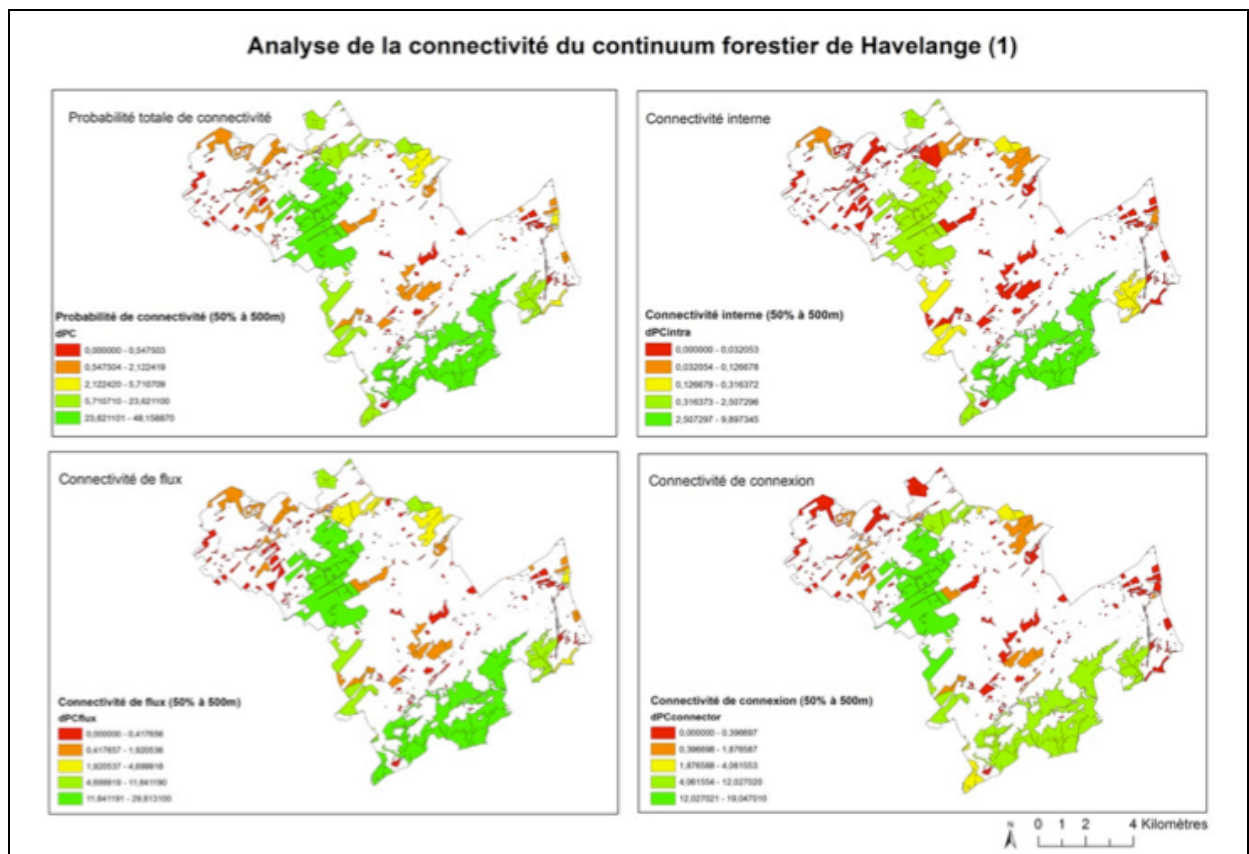


Figure 21 : Exemple d'analyse de la connectivité pour le continuum forestier sur la commune de Havelange

Sources :

L. Pascual-Hortal et S. Saura, 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* (2006) 21:959–967

S. Saura, 2009. Quantitative methods for analyzing and integrating connectivity in landscape planning. Présentation dans le cadre de ECONNECT International Workshop Restoring the web of life, 4-6 Novembre 2009, Grenoble, France

D'autres documents de référence sont fournis lors du téléchargement du logiciel Conefor.

6.6.5 Conclusion

P. ENGELS et les autres membres présents s'accordent à dire que la mission de transfert des compétences au SPW a bien été remplie. L'équipe de recherche inclura le compte-rendu de la séance au sein du rapport final de recherche et fournira l'ensemble des couches cartographiques potentiellement utiles aux agents, dont notamment le référentiel spatial Ecodyn 3.

6.7 NOTE DE SYNTHÈSE RELATIVE AUX CONCEPTS DE BIODIVERSITÉ ET DE NATURALITÉ

« Laisser faire la nature, c'est forcément augmenter la biodiversité, car cette dernière est une nécessité fonctionnelle pour la nature. »

Jean-Claude Génot

INTRODUCTION

La recherche « Biodiversité » de la CPDT a été conçue dans l'objectif d'identifier la biodiversité potentielle des différents habitats possibles sur le territoire régional et de chercher où et dans quelles conditions elle pourrait, dans un cadre fortement humanisé, s'exprimer plus pleinement et être préservée. Cela dans l'optique co-évolutive, c'est-à-dire compte tenu des besoins fonctionnels propres aux espèces sauvages mais aussi de l'occupation et de la perturbation anthropique du territoire.

Les cartographies des végétations climaciques et de l'occupation du sol, résultats des étapes précédentes de la recherche, permettent de caractériser avec une précision relativement bonne (notamment par rapport à l'information jusqu'ici disponible) les habitats naturels potentiels et les habitats effectifs présents en Wallonie. Dans la démarche projetée, la prochaine étape prévoyait, au travers d'un modèle, de spécifier la biodiversité de ces habitats, afin d'identifier où il serait le plus pertinent et le plus efficace de prendre des mesures de soutien de cette biodiversité. Comme nous allons le voir, et comme nous l'avons établi après une revue bibliographique et le séminaire de novembre 2012, ce n'était sans doute pas l'approche la plus judicieuse.

En alternative, le recours au concept de naturalité apparaît une voie plus pertinente. Quelques réflexions relatives à cet angle d'attaque en faveur de la biodiversité dans le cadre de l'aménagement du territoire et la gestion territoriale de l'environnement sont présentées. Trois propositions de mesure de la naturalité sont enfin développées sur base des informations spatiales disponibles en vue de leur application au territoire wallon pour la mesure de sa portance écologique, objectif de la recherche.

PERTINENCE D'UN MODÈLE PREDICTIF HABITATS – BIODIVERSITÉ

Le lien entre un habitat naturel donné et la biodiversité qu'on peut s'attendre à y trouver peut être modélisé facilement pour autant qu'on dispose de l'appui d'inventaires de terrain opérés au sein de la zone d'étude (les valeurs sont contextuelles) et suffisamment nombreux pour permettre une représentativité statistique des valeurs obtenues. Même si de nombreuses données sont disponibles, notamment au travers du portail BioGeoNet développé par aCREA, elles seraient sans doute insuffisantes pour mener à bien ce travail. Cependant, le souci fondamental tient plutôt dans le fait que cette approche et cette méthodologie présentent diverses faiblesses :

- Pour TAGLIAPIETRA et SIGOVINI, la mesure de la diversité dépend de la manière dont les objets dénombrés sont identifiés et classés. Si pour les espèces il y a une taxonomie relativement partagée, ce n'est pas vraiment le cas pour la diversité du paysage et des habitats pour lesquels il n'y a pas harmonisation entre pays et disciplines. Donc l'appréhension du lien entre biodiversité et diversité des habitats est contingente. Elle dépend notamment de l'échelle spatiale et de l'échelle temporelle d'appréhension. Il en va de même pour TEWS et al. : sur base d'une revue de la littérature relative à la relation entre diversité des habitats et biodiversité animale, les auteurs constatent l'inconsistance relative des résultats et le caractère délicat de l'appréhension entre fragmentation des habitats et hétérogénéité.

- La méthodologie ne peut tenir compte que des groupes écologiques connus, souvent mieux représentés dans les espaces ouverts. On introduit dès lors une forme de biais, lié d'une part à l'intérêt des naturalistes pour certains groupes d'espèces et d'autre part à la difficulté de recenser divers groupes sur le terrain (pédofaune, insectes xylophages, champignons...).
- La recherche d'un optimum de biodiversité profite en général à un groupe d'espèces choisies sur des critères plus ou moins arbitraires. Ainsi, BRAVARD affirme que « l'état jugé idéal, celui que beaucoup de gestionnaires souhaitent souvent figer par une politique de protection plus ou moins rigide, appartient en grande partie à la sphère des représentations ; le choix de la défense d'espèces menacées ou de paysages semi-naturels est souvent sélectif et obéit, dans ce cas, à une vision contingente de la nature. » GENOT et SCHNITZLER (2010, in Collectif) s'expriment dans le même sens : « Aujourd'hui, la protection de la nature est devenue synonyme d'une gestion active de la biodiversité, ce terme désignant pour l'essentiel celle issue des usages traditionnels des terres agricoles (Génot, 2008). (...) La gestion de la biodiversité se fait en fonction de certains critères, en général liés à des listes d'espèces qualifiées de 'patrimoniales'. La nature 'patrimoniale' n'est pas la nature sauvage, c'est une nature domestiquée par l'homme pour des usages économiques, puis philosophiques (la biodiversité), aux dépens d'écosystèmes originels forestiers. » Dans le même ordre d'idées, COCHET (cité par ENGLEBERT, 2004) relève l'erreur qui consiste à protéger les milieux ouverts pour leurs espèces spécifiques, car il s'agit en fait d'espèces qui se sont adaptées secondairement aux milieux agricoles et n'y sont pas inféodées.
- Pour GENOT, « le raisonnement consistant à accorder tant d'importance à la diversité spécifique peut mener à des aberrations. Ainsi un jardin botanique ou un zoo sont des lieux à forte biodiversité. » On pourrait étendre cette réflexion aux superficies importantes des jardins, qui abritent souvent beaucoup de diversité, mais surtout en espèces exotiques et fleuries et reflètent finalement peu la biodiversité indigène.
- La vision centrée sur la biodiversité conduit inévitablement, selon GENOT, « à vouloir muséographier la collection des trésors naturels, donc à les mettre en réserve. (...) Le problème de la 'réserve à espèces' est qu'elle sert à figer l'état souhaité par les spécialistes (...) bref il faut lutter contre l'inévitable évolution de la nature. Cette mission impossible à moyen et long terme est pourtant inscrite comme la raison d'être de la réserve. » Cette logique engendre généralement une nécessité de gestion et donc un coût plus ou moins important mais toujours récurrent. Maintenir une espèce à un endroit où, dans un fonctionnement écologique normal, sa présence serait accidentelle et/ou temporaire, semble peu raisonnable et intenable à moyen et long terme, même si cela peut se justifier ponctuellement par exemple pour des raisons patrimoniales. » GENOT pose ainsi la question : Pourquoi vouloir conserver une espèce hors de son milieu naturel où elle ne vit pas de façon autonome ? « Il est étrange de voir les botanistes rarement se poser la question des milieux naturels d'origine de ces espèces et se précipiter à les conserver dans des milieux secondaires artificiels. Car beaucoup de ces espèces végétales appréciées par les botanistes peuvent trouver refuge dans les interstices que leur laisse la nature spontanée : clairières, lisières, bords de chemins, zones rocheuses, forêts claires. » La question à se poser dans une optique de préservation de la biodiversité soutenable à long terme est donc celle de l'étendue et de la structure spatiale des ces interstices de nature spontanée.
- Au plus le territoire abrite d'habitats différents, au plus il y a de biodiversité : c'est l'hypothèse de l'hétérogénéité. Mais, comme le soulignent ALLOUCHE et al., il existe une limite spatiale à ce constat : au plus les habitats se diversifient sur le territoire, au moins chacun dispose d'espace. Les populations abritées sont donc de plus en plus réduites et isolées, ce qui finit par les fragiliser voire les conduire à l'extinction. En recherchant des optimums, on pourrait *in fine* obtenir un effet contre-productif...

- Enfin, rechercher un optimum de biodiversité correspond à permettre à un maximum d'espèces de cohabiter localement. Mais, pour GILG (in Collectif, 2010), l'objectif de préserver la biodiversité s'établit dans une autre perspective, celle de sauvegarder tous les taxons vivant sur notre terre, qui nous sont parvenus parce que la nature assure par elle-même les conditions favorables à leur maintien. Préserver cette autonomie de fonctionnement serait donc une option gagnante.

Au final, le paradigme visant à rechercher, au travers de la connaissance des habitats et des espèces qui y sont liées (du moins les espèces connues), un optimum de biodiversité généré potentiellement par la sélection et la protection d'habitats particuliers apparaît donc de moins en moins légitime. TERRASSON conclut même que « La fameuse notion biodiversifiante pourrait bien servir de masque à l'abandon de toute idée de Nature naturelle, continue et fonctionnant selon son bon plaisir. » LEVEQUE et MONOULOU rappellent que « Pour beaucoup, une politique de conservation de la diversité biologique doit avant tout privilégier la sauvegarde des écosystèmes car la protection des espèces est illusoire si l'on ne protège pas simultanément leurs habitats naturels. C'est d'ailleurs la conservation des écosystèmes qui est recommandée par la Convention sur la diversité biologique. » De même, GENOT conclut en ces termes : « A l'heure où l'écologie est utilisée comme une des sciences de la conservation, on ne peut plus se permettre une approche centrée seulement sur les espèces. Il faut intégrer d'autres critères pour qualifier un milieu naturel, comme son ancienneté, son autonomie de fonctionnement ou encore sa complexité structurale. » La biodiversité n'est pas un concept apte à rendre compte des diverses facettes du concept historique de Nature, qui englobe des dimensions d'organisation, de complexité, de spontanéité et de diversité.

LE CONCEPT DE NATURALITE

A la recherche de biodiversité optimale, et puisque la problématique exposée ci-avant découle d'une vision naturaliste restreinte, ciblée sur la biodiversité, nous proposons dès lors de substituer la recherche de l'intérêt du territoire sous l'angle de la naturalité de ses habitats et de la fonctionnalité de ceux-ci.

Le concept de la naturalité – encore en chantier (cf. COLLECTIF, 2010) - est compris ici comme le degré de proximité de l'état des écosystèmes avec la dynamique écosystémique* spontanée. La naturalité est ainsi d'autant plus forte que les perturbations anthropiques (actuelles et héritées) sont faibles³⁰. Pour VALLAURI, « la naturalité signifie l'état naturel ou spontané. Il s'oppose non pas à l'homme, mais à l'état cultivé, civilisé, domestiqué, c'est-à-dire contrôlé par la culture. La naturalité au sens large est un concept pertinent comme second pilier (en plus de la biodiversité) des analyses écologiques pour rendre compte du fonctionnement de la nature. La naturalité se décline (voir Figure 22) en :

- gradients de naturalité,
- empreinte écologique d'une culture : synthétise les impacts, transformations (en positif comme en négatif), perturbations ou dégradations de la diversité, du fonctionnement et de la dynamique de la Nature induit par une culture humaine,
- sentiment de nature pour l'homme : relation humaine sensible que l'homme, individuellement ou en société, établit avec la Nature. »

³⁰ Le débat autour du concept de naturalité porte notamment sur l'appréciation du rôle de l'homme dans l'écosystème et sur le seuil à partir duquel on choisit de considérer que son influence consiste en une artificialisation du milieu.

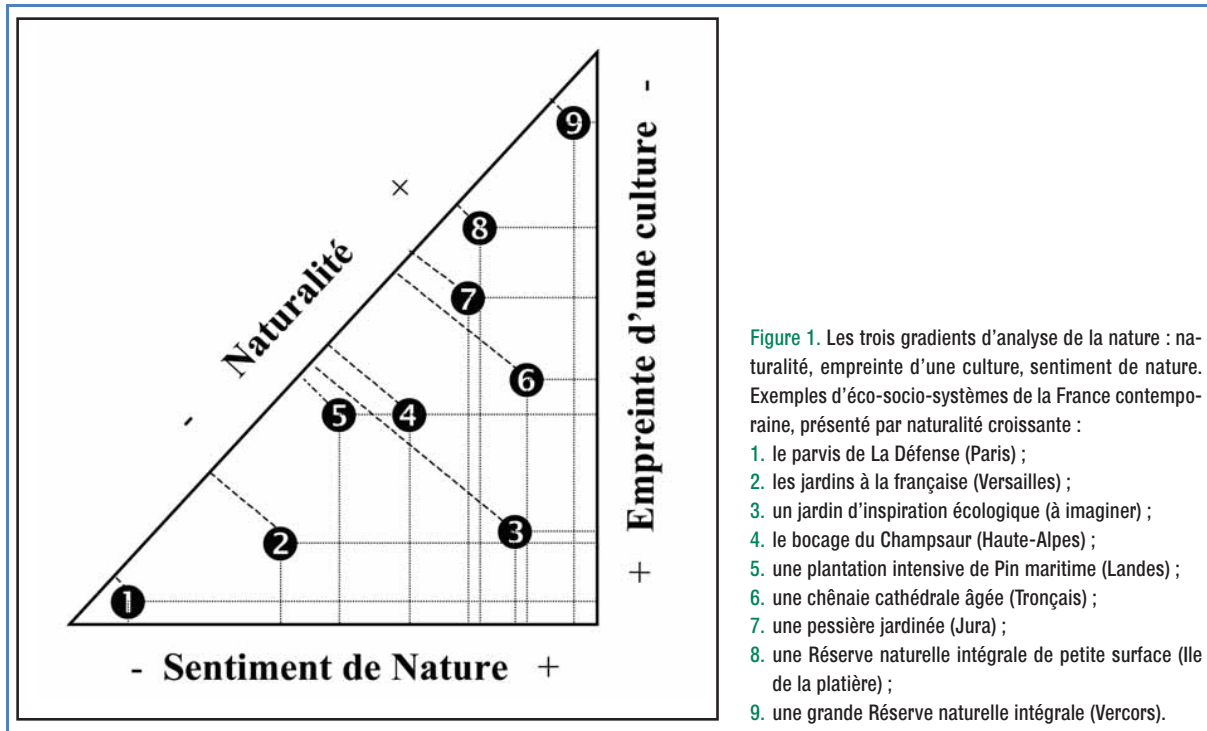


Figure 22 : Les gradients d'analyse de la nature selon Vallauri. (Source : Vallauri, 2007)

Pour GILG, « La biodiversité apparait comme un concept quantitatif, concret, pragmatique. Il procède d'une approche quasi comptable, élevant le « nombre de taxons présents » au premier rang des « indicateurs » de suivi de la gestion. La naturalité au contraire tente de répondre à des préoccupations qualitatives (« vers un fonctionnement optimal des systèmes naturels »), une approche qui s'appuie sur le postulat théorique suivant :

- tous les taxons actuels (ou presque) sont préexistants à l'homme « moderne » ;
- les écosystèmes ayant un fonctionnement « naturel », « non anthropisé », sont donc parfaitement capables d'assurer seuls (c'est-à-dire sans l'aide de l'homme) le maintien de ces taxons, sous réserve bien entendu d'une échelle spatiale suffisante pour permettre aux écosystèmes d'atteindre un niveau de fonctionnement optimal. »

Pour cet auteur, la naturalité comporte deux volets (voir Figure 23) :

- la naturalité biologique : objectif de valorisation du fonctionnement biologique du site, si nécessaire par de lourdes interventions de gestion active,
- la naturalité anthropique : limitation maximale des interventions, associée à une gestion passive.

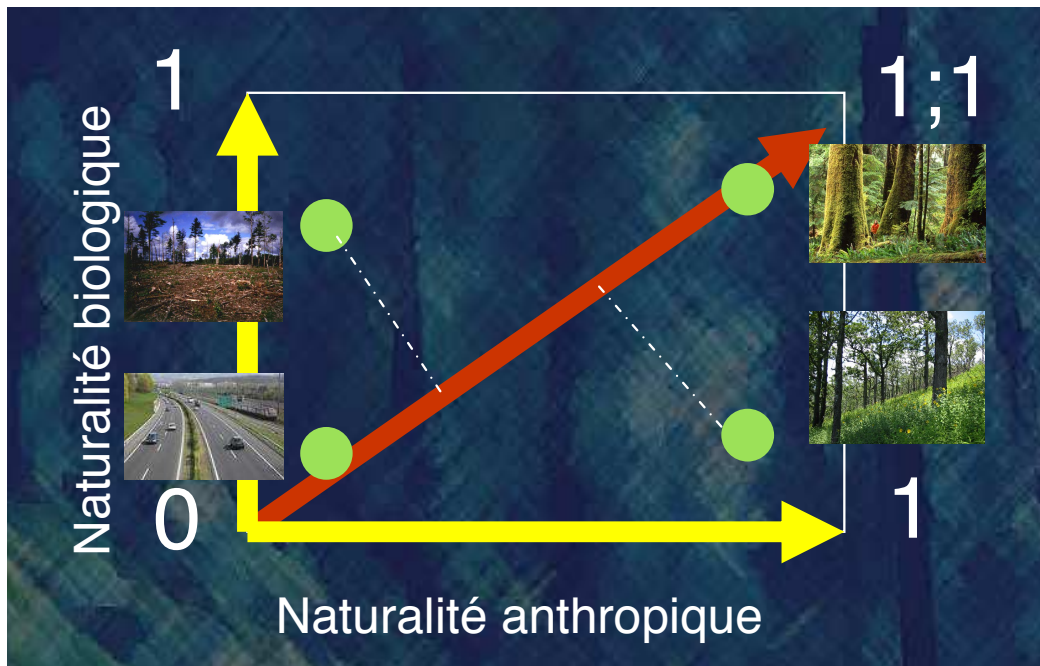


Figure 23 : Les deux dimensions de la naturalité selon Gilg. (Source : présentation de Gilg au colloque Biodiversité, Naturalité, Humanité. 2010)

Dans la vision de GILG, augmenter la naturalité consiste à favoriser les dynamiques et équilibres naturels, en limitant notamment les perturbations anthropiques. Ce n'est pas proscrire les interactions entre l'Homme et le milieu naturel. Et si la biodiversité, concept simple en théorie, se révèle en réalité peu pratique pour le gestionnaire (terrain d'action à géométrie variable dans l'espace selon les espèces, trop forte diversité du vivant pour permettre une approche « comptable »), la naturalité, au contraire, alors que son concept est théoriquement plus complexe car systémique (Nature / Homme / Temps / Espace), s'avère finalement plus facile à mettre en œuvre. Il suffit de faire confiance à la nature, ce qui nécessite moins de connaissances (locales) préalables et souvent aussi moins de moyens...

A chaque manière d'appréhender la naturalité correspond un champ d'application, un domaine de validité. Ainsi, pour certains auteurs, la naturalité n'est un concept et un objectif pertinent que dans le cadre spécifique des espaces à vocation naturelle comme les réserves naturelles, les parcs naturels... Pour les espaces dans lesquels l'homme est bien présent, et interfère avec les dynamiques « naturelles », ces auteurs pensent que la naturalité n'a guère de sens en tant qu'objectif stratégique, pour lequel le concept proposé comme plus pertinent est celui de soutenabilité. Mais derrière, l'idée fondamentale reste identique : à savoir que même dans le cadre de la satisfaction de ses besoins, l'homme doit chercher à minimiser les modifications qu'il introduit au sein des écosystèmes.

NATURALITE ET TEMPORALITE

Diverses études montrent que les territoires conservent, même à très long terme, des marques des perturbations anthropiques qu'ils ont traversées au fil des siècles. La résilience des écosystèmes n'est souvent pas assez forte pour que les traces des altérations qui y ont été apportées par l'homme puissent se résorber complètement. Certaines altérations sont ainsi quasiment irréversibles. Les sols notamment conservent très longtemps les traces des pratiques culturelles ; les espèces des milieux originaux peuvent également mettre extrêmement longtemps pour revenir. Par exemple, la vitesse de recolonisation à partir d'un noyau préservé est évaluée pour certaines espèces à moins d'1 mètre par siècle.

Dans nos contrées humanisées de longue date, la naturalité « absolue » est donc plus conceptuelle que réelle ; les écosystèmes n'ayant pas connu d'interférence avec l'homme n'existent tout simplement pas. LEPART et al. affirment ainsi que « L'état de nature est une hypothèse, voire un mythe plus qu'une réalité démontrée. » Mais faut-il pour autant abandonner purement et simplement le concept de naturalité ? Et faut-il nécessairement l'appréhender par rapport à un état très ancien ? Selon GENOT, la naturalité ne se mesure pas par rapport à un état de référence impossible à objectiver : « La naturalité est synonyme de processus dynamique non contrarié par l'homme, pour tout milieu quel que soit son état de départ, quelles que soient sa structure et sa composition. Il n'y a pas de référence à une situation passée, compte tenu des multiples modifications intervenues sur les milieux « dits naturels ». La naturalité est donc un « pari sur l'avenir » puisque ces milieux prennent des trajectoires dynamiques vers des stades et des cortèges d'espèces inconnus. La naturalité n'accorde pas plus d'importance à une orchidée qu'à la ronce. Seuls comptent la spontanéité, le processus de diversification et de structuration, le temps qui passe sans intervention humaine et même l'oubli. La biodiversité étant devenue synonyme de gestion donc d'intervention en faveur des milieux ouverts, la naturalité signifie non-intervention et réhabilitation des milieux spontanés, boisés ou non. »

L'augmentation progressive de la naturalité d'un milieu est garante à terme d'une plus grande biodiversité au sein de celui-ci. On sait (voir Figures 24 et 25) que la biodiversité associée à un écosystème (vu comme l'expression d'une lignée climacique) fluctue en nature dans le temps. L'évolution vers le climax favorise successivement différents groupes écologiques. Au stade ultime de la sylvigénèse, pour autant que l'écosystème puisse se déployer sur une superficie suffisamment vaste, ces différents groupes écologiques sont tous présents simultanément (mosaïque de milieux) et la biodiversité spécifique résultante est maximale.

Lorsque l'écosystème qui est livré à lui-même est perturbé au départ (perturbation physique, chimique ou de la biocénose) ou que la superficie concernée ne permet pas la satisfaction de tous les besoins des espèces qui devraient lui être associées, l'augmentation de la biodiversité s'opère également mais la trajectoire dynamique peut être plus imprévisible et difficile à appréhender.

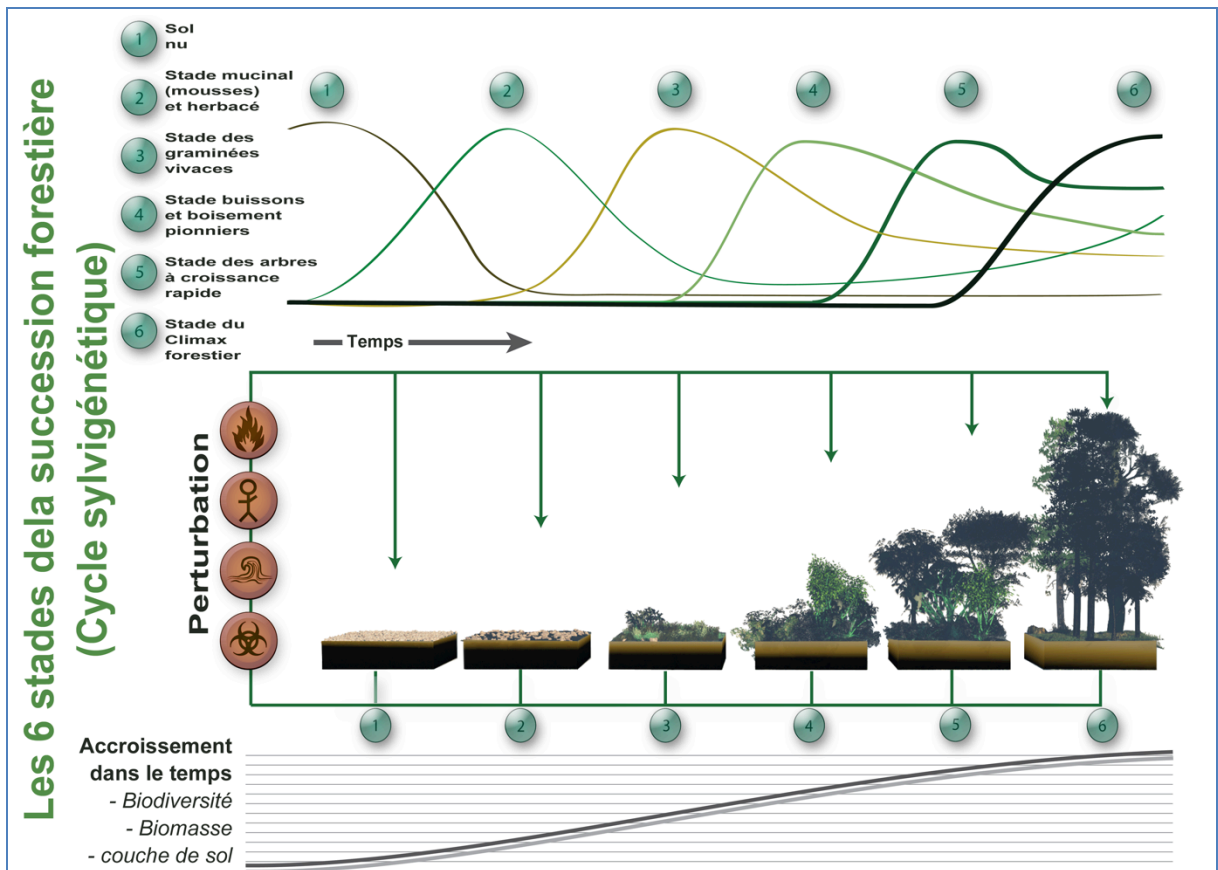


Figure 24 : Les stades de la succession forestière et biodiversité associée (Source : <http://fr.wikipedia.org/wiki/Forêt>)

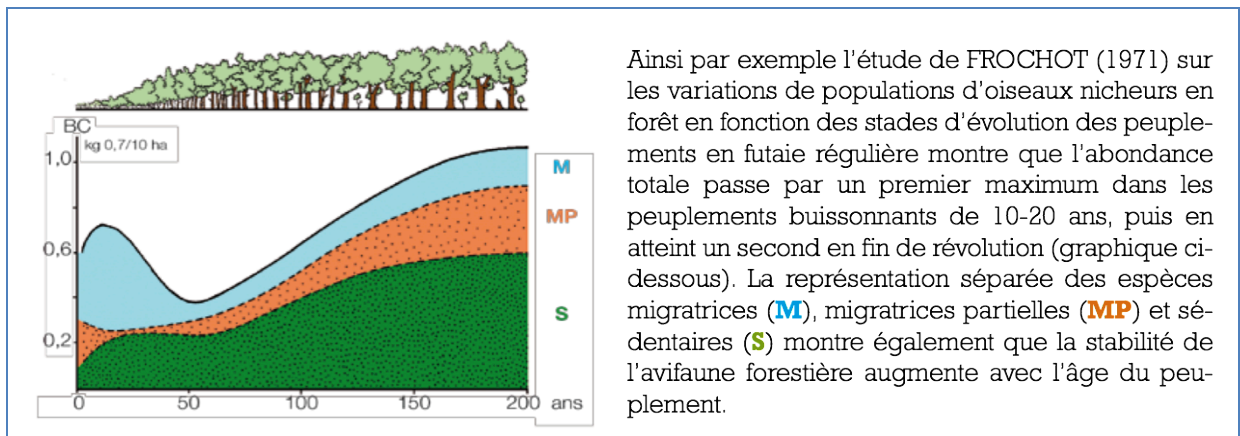


Figure 25 : Exemple des oiseaux nicheurs en forêt rappelé par Laporte, 2009

Dans une perspective à long terme, à la limite, du point de vue de la naturalité et de la biodiversité, l'état actuel d'un écosystème n'a pas de valeur en soi. BRAVARD argumente cette position de la sorte : « Il convient de distinguer d'une part l'équilibre apparent de l'écosystème, qui est un état à court terme, et d'autre part sa trajectoire et sa variabilité qui s'expriment à d'autres échelles de temps. » Le niveau de biodiversité supporté par l'écosystème est accessoire, car « (...), l'essentiel est la capacité du système à recouvrer un état proche du naturel via son aptitude à la réversibilité. La difficulté n'est pas d'admettre le principe de l'équilibre dynamique (...), mais d'intégrer la dimension humaine dans la longue durée des écosystèmes. L'action de sociétés intègre une part d'irréversibilité et une part, plus complexe, d'atteintes aux capacités de résilience des écosystèmes après une histoire longue et méconnue. Les principaux enjeux de la gestion de l'environnement se situent à cette interface, sachant que les dynamiques de récupération des écosystèmes associent ces 'temps' très différents. »

Parmi ces processus dynamiques, le plus fondamental est sans doute simplement celui du vieillissement, stade largement sous-représenté dans les écosystèmes actuels de nos régions. Laisser vieillir même de larges pans de territoire ne présenterait, du strict point de vue écologique (en dehors de l'aspect co-évolutif), que des avantages. Contrairement à ce que certains craignent, il ne faut pas redouter qu'au bout de quelques décennies l'ensemble des territoires ainsi laissés à eux-mêmes de manière synchrone aboutisse simultanément au stade de la sénescence et que l'ensemble des milieux s'appauvrisse avant une nouvelle phase de diversification. Au contraire, un écosystème mature acquiert et conserve un niveau élevé de biodiversité. GENOT constate ainsi que « Une forêt âgée en milieu tempéré se transforme mais lentement, et sa structure en mosaïque se maintient, même à l'échelle d'une centaine d'hectares (...) »

Admettre la libre évolution d'écosystèmes ne constitue pas un pari risqué en termes de développement de la biodiversité, lequel est quasiment assuré. Notamment, de nombreuses espèces ne peuvent pas être gérées et ne s'installent que si on leur accorde le temps pour ce faire. Par contre, la trajectoire évolutive est assez difficilement prévisible, conditionnée par de multiples paramètres parfois malaisés à identifier et à appréhender. En conséquence, les initiatives d'abandon de gestion de l'espace, donc d'augmentation spontanée de la naturalité, produisent des résultats intéressants en termes de biodiversité, dès lors que l'on accepte de se positionner sur une nouvelle trajectoire évolutive et que l'on lâche toute référence à un état ancien, dont on admet le caractère non reproductible. Une telle expérience est par exemple menée à Berlin (voir encart) ; une autre à Zürich, où une forêt retourne à l'état sauvage sur 1000 hectares. Un autre exemple, plus particulier, peut être cité : le périmètre interdit autour de Tchernobyl. Les diverses réalisations documentées montrent que des sites naturels livrés à eux-mêmes fonctionnent très bien sans intervention humaine et que le public accueille favorablement ce genre d'initiative. Actuellement cependant, la stratégie fondamentale suivie en Wallonie comme à l'échelle européenne est axée différemment et prône non la libre évolution des milieux dégradés pour une restauration spontanée d'un milieu non prédéfini, mais la restauration active et coûteuse de ces milieux dégradés en vue d'atteindre un état de conservation favorable très difficile à appréhender.

On peut conclure en affirmant que, en complément des sites gérés pour un motif spécifique (le plus souvent patrimonial), soustraire certaines superficies à l'action humaine pour les laisser à leur libre évolution constitue une démarche appropriée en vue d'assurer la richesse et la vitalité des processus dynamiques typiques de l'évolution des écosystèmes et, ainsi, l'expression de la biodiversité.

BERLIN, UNE EXPERIENCE D'ESPACES EN LIBRE EVOLUTION

A Berlin, des terrains vagues ont été abandonnés aux dynamiques naturelles il y a près de cinquante ans. C'est le cas par exemple pour 18 hectares d'une gare de triage désaffectée. Des boisements spontanés se sont développés. Riches en biodiversité, ils se montrent également capables de limiter les espèces exotiques. Le site, devenu le parc naturel Schöneberg Südgelände, est ouvert au public depuis 2000 et n'a subi dans cette perspective que des interventions minimales.



ill. 24 : Les anciennes voies ferrées sont englouties par une végétation à base de bouleaux et de frênes (Crédit Certu).

« Une végétation exubérante a réussi à transformer un espace autrefois industriel et essentiellement minéral en une jungle impénétrable. Les voies ferrées, les quais, et même une locomotive abandonnée disparaissent sous une forêt entrecoupée, çà et là, de clairières à haute friche. »

Boutefeu

Source : Boutefeu E., 2012

MISE EN ŒUVRE DU PARADIGME DE LA NATURALITE : QUEL(S) ESPACE(S), QUELLE ORGANISATION FONCTIONNELLE ?

Alors que les dynamiques naturelles sont reconnues comme sources de biodiversité, le constat sur le terrain reste que la biodiversité, dans l'ensemble, s'érode (à l'exception de quelques groupes). On en conclut que l'espace laissé aux dynamiques naturelles est insuffisant pour assurer le maintien, donc a fortiori le redéploiement, de la biodiversité. Les mesures correctives de base sont donc simples en principe :

- accorder plus d'espace aux dynamiques totalement naturelles ;
- diminuer les perturbations partout où leur maintien reste nécessaire (production agricole...) en adoptant de nouveaux modes de gestion.

Le principe de précaution nous pousse également dans cette direction, car, comme le souligne LINDENMAYER, des seuils de superficie totale couverte peuvent exister dans le paysage et leur franchissement peut conduire à des basculements de système en produisant de soudaines variations de l'abondance d'espèces. Or ces seuils sont difficiles à identifier avant qu'ils soient franchis ou parce qu'il faut les envisager de manière désagrégée et pas pour des groupes d'espèces dont les réponses sont variées. Le risque encouru est que les perturbations anthropiques outrepassent la capacité de résilience des écosystèmes.

La plupart des stratégies de conservation³¹ (stratégies « grands animaux », « espèces endémiques » et « espèces naïves », et « wilderness ») se rejoignent sur un point : il faut accorder aux espèces l'espace vital dont elles ont besoin, qui peut se caractériser en termes de superficie mais aussi en termes de fonctionnalité.

Dans l'optique de l'aménagement du territoire, le levier principal pour soutenir la vie sauvage est donc celui de l'espace réservé. Il convient donc d'explorer cet aspect plus en détail.

LA DIMENSION SPATIALE

La question qui se pose est celle de l'évaluation des superficies qui seraient à même de rendre le service attendu de support minimum pour assurer la maintien voire le redéploiement de la biodiversité. Il s'agit d'une question complexe par rapport à laquelle de nombreuses incertitudes scientifiques subsistent et des réponses très variables sont apportées.

La complexité de la question est à mettre en relation avec ce qui est appréhendé comme dynamique naturelle et l'échelle à laquelle la problématique est abordée. Comme l'aboutissement spontané des dynamiques naturelles est généralement, sous nos latitudes, la forêt, la plupart des efforts d'évaluation ont porté sur ce type d'écosystème, et aboutissent donc à des propositions de valeurs de superficie pour celui-ci. Ces valeurs sont contingentes car non seulement elles sont liées aux écosystèmes forestiers, mais en outre elles dépendent du type de forêt. Les paragraphes suivants présentent quelques repères issus de la littérature ainsi que quelques considérations issues de ces recherches. Soulignons que les superficies citées sont relatives à des espaces évoluant en dynamiques naturelles, la gestion et l'exploitation anthropique étant absentes ou minimalistes.

CARBIENER expose, selon un gradient croissant de superficies, les dynamiques forestières spontanées qui peuvent être préservées :

- une surface de quelques dizaines d'ares permet de conserver temporairement une unité de maturité ou de dégénérescence (conservation ponctuelle d'arbres remarquables) ;
- une surface de quelques dizaines d'hectares permet de conserver et d'entretenir les quatre unités fondamentales de la sylvigénèse ;
- une surface de quelques centaines d'hectares permet d'entretenir et de conserver toute la panoplie de diversité des quatre unités fondamentales de la sylvigénèse ;
- une surface de quelques milliers d'hectares permet d'entretenir et de conserver toute la diversité de la flore et de la faune liée à la diversité des stations forestières et aux interférences entre elles, ainsi qu'à la variété et la variabilité des phénomènes de perturbation.

Pour cet auteur, et dans l'optique de l'expression de dynamiques naturelles forestière, il est préférable de protéger de toute exploitation de vastes surfaces, même à degré d'intégrité variable, que des surfaces réduites à degré d'intégrité plus important.

Au Luxembourg, des réserves forestières intégrales (RFI) ont été définies avec pour objectif « de permettre le développement de tous les stades de développement de la forêt ainsi que des structures forestières typiques et des espèces accompagnatrices. » Sur cette base, la superficie minimale pour les RFI a été fixée à 50 hectares (source : Les réserves forestières intégrales au Luxembourg - Un concept pour la « forêt vierge de demain », gouvernement du Luxembourg).

³¹ Voir Parkinson et al., Note de Recherche 31

Selon BARTHOD et TROUVILLIEZ, des chiffres similaires sont utilisés en France. Là, l'étude de la dynamique naturelle des écosystèmes forestiers et la création d'un échantillon de milieux forestiers "naturels" sur l'ensemble du territoire ont motivé le développement d'un réseau de réserves biologiques intégrales (RBI). Afin d'obtenir des référentiels de naturalité, la superficie minimale de ces réserves a été fixée à 50 ha en plaine et 100 ha en montagne afin de permettre à la sylvigénèse de s'exprimer.

Pour la Suisse, DELARZE rapporte que « La surface minimale permettant le déroulement complet du cycle forestier naturel ne peut être définie de manière précise, car elle dépend du type de forêt, ainsi que de la fréquence, de l'intensité et de l'étendue des perturbations naturelles auxquelles le site est exposé. Le concept national des réserves forestières (INDERMÜHLE & al. 1998) fixe la taille minimale des "grandes réserves" à 500 ha, valeur également admise sur le plan international (IUCN 1994). Toutefois, de l'avis de certains spécialistes de l'écosystème forestier, la surface minimale devrait être beaucoup plus étendue (plusieurs dizaines de km² selon D. HORISBERGER, comm. pers.). »

En Pologne et Biélorussie, la forêt de Bialowieża s'étale sur 150.000 hectares, dont 63.000 du côté polonais, partiellement sous statut de parc national reconnu patrimoine mondial de l'humanité. Côté polonais, le parc national s'étend sur 10.500 hectares, 4.700 hectares étant entièrement protégés par le statut de réserve. Néanmoins, le suivi scientifique de cette forêt, la dernière forêt vierge de plaine d'Europe, montre que cette protection est insuffisante pour préserver sa biodiversité et les processus naturels qui y perdurent depuis des siècles. « La poursuite de l'exploitation de l'essentiel de la forêt (ndlr : hors périmètre protégé) rend le maintien de la biodiversité présente dans sa partie encore vierge de plus en plus précaire. Les bisons, lynx et loups doivent en sortir pour chercher de la nourriture, ce qui les rend vulnérables aux braconniers et aux voitures. Plus fondamentalement, le parc national est trop petit pour permettre aux processus naturels de fonctionner normalement. » (JOURDAN S. et MIRENOWICZ J.).

Ainsi, si l'on considère qu'il est nécessaire de prendre en compte non seulement l'ensemble du cycle de la sylvigénèse, mais aussi la conservation des grands prédateurs dans les forêts comme critère d'un fonctionnement sain de l'écosystème, les superficies à accorder aux dynamiques naturelles s'évaluent en milliers d'hectares. Pour le loup, les surfaces citées sont par exemple de 544 km² (observation dans le massif des Laurentides – <http://www.parcours.com/jac/fiches/loup.dot>), de 150 à 250 km² (loups de lignée italienne – <http://www.loup.developpement-durable.gouv.fr/spip.php?rubrique13>), entre 110 et 625 km² avec une moyenne de 200 km² dans le Mercantour (http://nature-chasse.chez-alice.fr/le_loup_en_france/espece_loup/le_loup.htm). Pour le lynx, le territoire peut atteindre 300 km² en Amérique du Nord (<http://fr.wikipedia.org/wiki/Lynx>³²). Pour ces deux espèces, on relève une relation entre l'abondance des proies et l'étendue du territoire.

Pour résumer, en ce qui concerne les forêts, les valeurs avancées pour permettre la simple coexistence des différents stades de la sylvigénèse s'élèvent déjà à plusieurs dizaines d'hectares. Pour permettre la libre et complète expression des dynamiques forestières, les valeurs fluctuent de quelques centaines d'hectares à plusieurs milliers, voire plus de dix mille d'hectares.

³² Sites Internet consultés le 28 mai 2013

Par ailleurs, certaines portions du territoire ne correspondent pas à un climax de type forestier (notamment celles liées à des spécificités abiotiques très locales). Pour NAROMACIEL et al., il convient donc, dans une optique d'aménagement du territoire, de ne pas se limiter à préserver de grandes surfaces : « Une combinaison de stratégie dans laquelle de grandes aires protégées maintiennent le fonctionnement des écosystèmes et les processus à large échelle tandis que les petites réserves protègent des éléments rares comme certaines espèces, peut être plus efficace. C'est l'essence de la **stratégie de "filtre grossier - filtre fin"** préconisée par *The nature conservancy*. Dans l'approche "filtre grossier", de nombreuses espèces sont automatiquement conservées à la suite de la conservation de leurs écosystèmes. Néanmoins, quelques espèces ne sont pas nécessairement conservées avec cette approche, demandant une stratégie complémentaire de "filtre fin" axée sur leurs besoins spécifiques. » La stratégie « filtre grossier – filtre fin » a par exemple été appliquée en Estrie (Sud du Québec, voir GRATTON et DESAUTELS).

Pour les écosystèmes non forestiers, l'échelle appropriée est ainsi souvent locale. En cas d'écosystème de faible superficie, l'expression des dynamiques naturelles peut être entravée par des effets de lisière. La qualité des milieux environnants devient alors influente dans l'évolution de l'écosystème. Ainsi WIENS conclut que l'aire effective de préservation d'une petite réserve naturelle peut différer de celle cartographiée. L'UICN attire l'attention sur un autre point : « 'Plus grand égale meilleur' reste une vision 'insulaire' ; la taille est contingente du contexte. Les caractéristiques des paysages influencent l'échelle à laquelle la conservation et la gestion doivent être menées. »

Dans le contexte territorial wallon, la rareté et la fragmentation importante des espaces non productifs rendent difficile la préservation de surfaces hors d'atteinte des perturbations d'origine anthropique. Une multitude de composantes paysagères, souvent de taille réduite donc impropres à fonctionner comme écosystème climacique forestier, contribuent pourtant à la naturalité globale du territoire et méritent à ce titre une attention particulière, liée à la fonctionnalité des écosystèmes.

LA DIMENSION FONCTIONNELLE

La superficie, bien que constituant un paramètre important, n'est pas à elle seule un critère suffisant pour assurer le fonctionnement optimal des écosystèmes. L'écologie du paysage apporte un éclairage complémentaire indispensable et permet d'appréhender simultanément les conséquences de l'organisation spatiale de la superficie disponible, entre une grande entité unique et de multiples périmètres plus restreints. Le principal enseignement de ce domaine de recherche est celui de la nécessité de prise en compte de la qualité d'ensemble de la « matrice » territoriale, tant dans ses composantes (naturelles, agricoles, urbaines...) que dans leur répartition spatiale ou « interspersion ».

LINDENMAYER et al., sur base d'une analyse de la littérature, rappellent ainsi quelques constats fondamentaux :

- la valeur écologique des patchs d'habitat peut être considérable même pour les patchs de moyenne et de petite taille, même si ce sont souvent les patchs de grande taille auxquels on associe une forte biodiversité (l'évaluation est de toutes façons délicate car la taille d'un patch est toute relative ; ce qui constitue un vaste patch pour une espèce peut être un petit patch pour une autre comme un mammifère ou un oiseau) ;
- le contenu du patch et les degrés de contraste avec la matrice peuvent avoir des influences significatives sur les réponses biotiques des paysages (effets de lisière, connectivité) ;
- la focalisation sur des patchs individuels ne doit pas faire perdre de vue le rôle de l'ensemble des patchs et de leur mosaïque ;
- enfin, comme déjà précisé ci-avant, des seuils de superficie totale couverte peuvent exister dans le paysage et leur franchissement peut conduire à des basculements de

système en produisant de soudaines variations de l'abondance d'espèces – ces seuils sont difficiles à identifier avant qu'ils soient franchis ou parce que il faut les envisager de manière désagrégée et pas pour des groupes d'espèces dont les réponses sont variées.

Dans leur synthèse des liens entre biodiversité et paysage, TSCHARNTKE et al. rappellent, entre autres, l'hypothèse de l'assurance paysagère. Selon celle-ci, la complexité du paysage fournit une assurance spatiale et temporelle de maintien de la biodiversité car elle améliore (jusqu'à un certain point) la résilience et la stabilité des processus écologiques dans des environnements changeants. On sait qu'une plus grande biodiversité dans un groupe fonctionnel prémunit le fonctionnement de l'écosystème contre les changements environnementaux. Similairement mais à l'échelle paysagère, une large diversité régionale dans les groupes fonctionnels des paysages complexes peut être importante pour assurer spatialement le fonctionnement de l'écosystème « global » à l'échelle paysagère. Néanmoins, les paysages multifonctionnels permettent la survie à long terme seulement d'une partie de leurs espèces. Les populations sensibles à l'aire du patch, c'est-à-dire bien des plantes et animaux en danger, qui ont besoin d'une superficie très vaste d'habitat non perturbé pour survivre, sont soumises, dans les paysages fragmentés, à de hauts taux d'extinction.

Au final, l'important reste toujours la disponibilité globale en habitat pour les espèces. Cette disponibilité globale en habitat dépend conjointement de la superficie de l'habitat et de la possibilité pour les espèces d'investir les périmètres correspondants, laquelle est fonction tant de leur répartition spatiale, de la qualité de la matrice au sein desquels ils sont distribués et des capacités particulières de l'espèce concernée à se déplacer ou s'essaimer. Dans cette optique, la connectivité est désormais envisagée dans les travaux scientifiques non plus comme une simple caractéristique structurelle de distribution spatiale des patches d'habitat dans le paysage, mais comme une caractéristique fonctionnelle de ces patches. L'existence et l'intensité des flux d'espèces d'un patch à l'autre au travers de la matrice du paysage sont prises en compte en fonction des distances de dispersion et des réponses comportementales des individus ou espèces à la structure physique du territoire. La connectivité est approchée et mesurée comme la propriété du paysage qui détermine l'importance globale de l'habitat accessible, que ce soit au travers de quelques grands patches de qualité même mal connectés, de fortes connexions entre différents patches même petits ou de faible qualité ou, plus fréquemment, d'une combinaison des deux.

Une bonne connectivité implique non seulement des conditions quantitatives et spatiales (surfaces et distances), mais aussi qualitatives : la matrice doit autoriser les déplacements en minimisant les efforts (coûts) que son franchissement représente pour les espèces.

Le facteur temps doit également entrer en ligne de compte. Les systèmes naturels suivent spontanément des cycles complexes, renouvelant sans cesse les niches écologiques offertes, avec un effet amplificateur manifeste fourni par le temps qui passe et les perturbations naturelles qui surviennent. Mais la dynamique naturelle est difficilement compatible avec les attentes humaines actuelles qui en sont déconnectées et ont pour effet par exemple de fixer les lisières dans le temps et l'espace (par exemple au travers du plan de secteur), alors que dans la dynamique naturelle ces lisières ne cessent d'évoluer (SERUSIAUX). L'exemple le plus flagrant de dynamique difficile à gérer est celui des milieux humides. Non climaciques, ces milieux sont instables à la fois spatialement et temporellement : dans les espaces livrés aux dynamiques naturelles, ils vont et viennent relativement aléatoirement dans l'espace et le temps. Ce qui est évidemment difficilement toléré dans le cadre d'un territoire productif.

CONCLUSIONS EN TERMES D'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE

La réflexion qui suit se cantonne aux écosystèmes terrestres.

La planification des usages du sol au travers de l'aménagement du territoire implique la nécessité de déterminer (1) dans quelle mesure il est nécessaire de réserver des superficies aux habitats naturels, dont le caractère indispensable est reconnu, et (2) quelle disposition spatiale il convient d'adopter, si possible, pour ces espaces, compte tenu des surfaces mobilisées pour les besoins anthropiques en logement, nourriture, production de bois...

Evidemment la réponse à ces questions n'est pas simple ; elle est contingente au territoire concerné et ne peut être tranchée sur seule base scientifique dans la mesure où elle implique un choix de société. Sur le principe de la répartition spatiale, elle se situera cependant quelque part entre les deux pôles extrêmes que sont les stratégies de protection (*Land sparing*) et d'intégration (*Land sharing*). Dans le premier cas, des espaces sont « mis sous cloche », souvent sous forme de réserves naturelles, et le reste du territoire est géré en dehors de toute considération liée à la préservation de la biodiversité. Par exemple, l'agriculture intensive est acceptable même en limite des réserves naturelles. Dans le second cas, aucun espace n'est protégé par un statut de réserve, mais l'aménagement et la gestion de l'ensemble du territoire avec ses superficies productives sont opérés dans le souci réel de la préservation de la biodiversité ; il va sans dire que, dans ce cas de figure, l'agriculture intensive n'est pas envisageable.

Les études scientifiques menées à ce jour ne permettent pas de trancher ce débat ; tout au plus fournissent-elles quelques indications dans des contextes spécifiques et pour des groupes écologiques ciblés.

Sur le terrain, on observe très généralement une situation intermédiaire, qui combine des réseaux d'espaces protégés à une gestion territoriale dont on tente de limiter les impacts écologiques.

Historiquement, dans notre région, l'emprise humaine sur l'ensemble du territoire avec une gestion relativement écologique a perduré jusqu'au milieu du 20^{ème} siècle. Le territoire fonctionnait donc relativement bien sur un mode qui se rapprochait (informellement) du *Land sharing*. Dans l'après-guerre, avec l'intensification accélérée de l'agriculture et de la sylviculture, la situation environnementale générale s'est dégradée et a conduit au développement de petites réserves : la stratégie a basculé vers le *Land sparing*. Plus récemment, l'érosion persistante de la biodiversité a montré les limites du système et la réflexion actuelle tend à conclure à deux nécessités : celle de préserver de plus grandes surfaces pour que les dynamiques naturelles puissent s'y exercer à peu près librement et celle d'adopter des structures spatiales et des pratiques plus écologiques pour la gestion territoriale afin de réduire la pression générale sur l'environnement, c'est-à-dire d'augmenter le caractère soutenable de ces pratiques. Globalement, ces deux options doivent permettre d'accroître significativement la portance écologique globale du territoire.

Les avancées intellectuelles ont cependant du mal à se concrétiser sur le terrain.

EN TERMES DE SURFACES

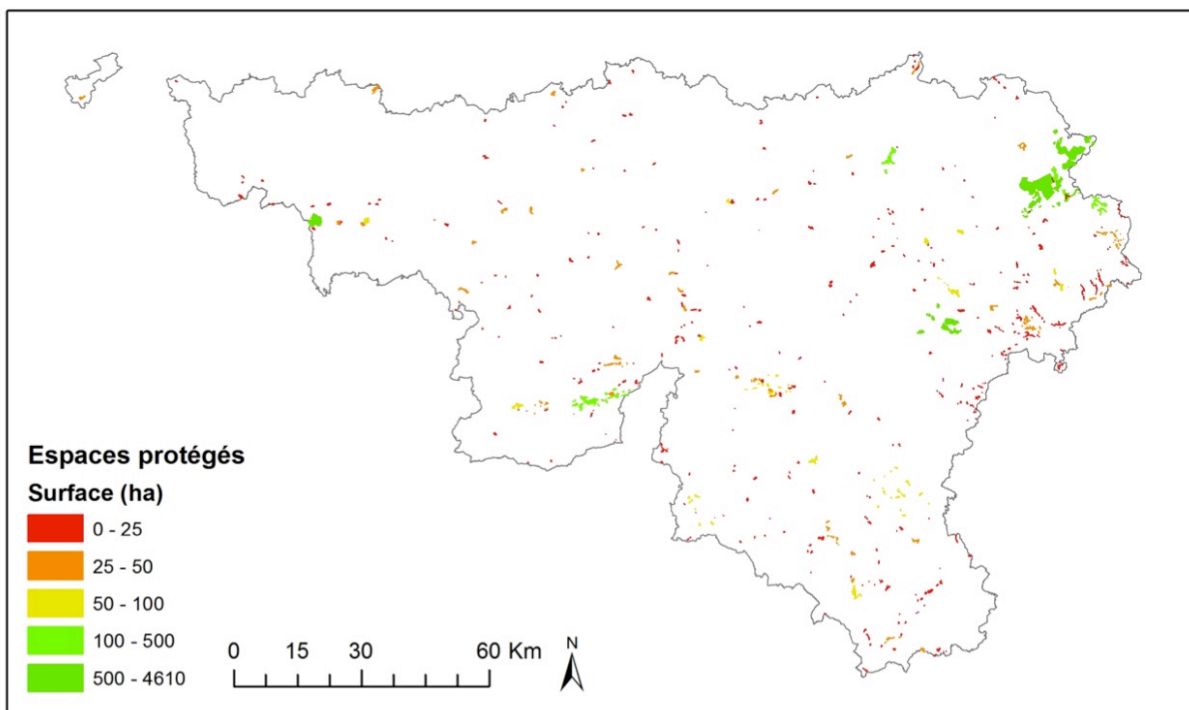
La consécration à la nature de superficies supplémentaires se heurte au manque de moyens financiers d'acquisition des terrains et à la difficulté sociale (acceptabilité) et administrative (faisabilité) à muter des espaces de production en terrains non « productifs ». Actuellement, en dehors des espaces sous statut de protection, les dynamiques écosystémiques ne sont peu contraintes que sur une faible portion du territoire wallon, constituée essentiellement des « délaissés » de l'aménagement, participant à ce que CLEMENT dénomme le « tiers paysage ». Pour cet auteur, tout aménagement génère un délaissé. En milieu rural, les délaissés occupent les reliefs accidentés incompatibles avec les machines d'exploitation, ainsi que les bordures de champs, haies, lisières etc. En milieu urbain, les délaissés correspondent à des terrains en attente d'affectation ou d'exécution de projets ou sont générés par les aménagements notamment routiers (échangeurs...). Dans un paysage fortement investi par l'homme, les délaissés augmentent en nombre par la multiplication des aménagements, mais ils n'augmentent pas en surface : c'est leur fragmentation qui augmente. Bien que les dynamiques naturelles soient généralement autorisées (au moins temporairement) sur ces espaces et que leur multiplicité contribue à la portance écologique du territoire, leur superficie réduite ne les autorise pas, *de facto*, à supporter l'ensemble des processus écosystémiques des climax forestiers.

De leur côté, les espaces bénéficiant d'un statut fort de protection couvraient en 2010 moins de 1% du territoire régional (près de 12.000 hectares)³³.

Pour l'ensemble des périmètres des réserves naturelles domaniales, réserves naturelles agréées, réserves forestières et zones humides d'intérêt biologique (ZHIB), l'observation des superficies concernées (Carte 1 : « Espaces protégés ») montre que :

- 298 périmètres (sur 361) couvrent moins de 25 hectares
- 41 périmètres couvrent entre 25 et 50 hectares
- 13 périmètres couvrent entre 50 et 100 hectares
- 6 périmètres couvrent entre 100 et 500 hectares (pour un total de 1049 ha)
- 3 périmètres seulement dépassent les 500 hectares : celui des Hautes Fagnes (RND, 4610 ha), celui du Plateau des Tailles (RND, 674 ha) et enfin celui des marais d'Harchies-Hensies-Pommereuil (ZHIB, 557 ha) ; ces trois périmètres représentent à eux seul 5841 ha soit quasiment la moitié des superficies protégées.

³³ Voir Parkinson D., Dopagne C., Melin E., Sérusiaux E., 2011. Biodiversité et aménagement du territoire : quels indicateurs pour la Wallonie ? CPDT, Note de recherche n°20, 25 p.

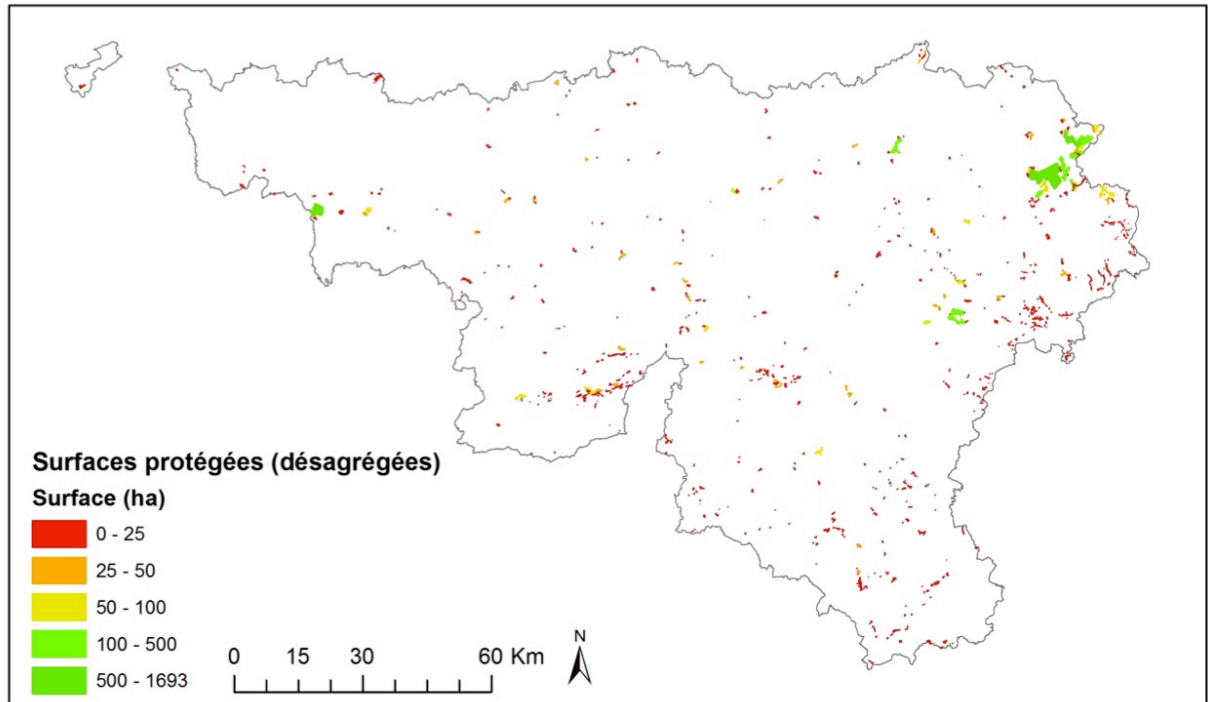


Carte 1 : Espaces protégés (RND, RNA, RF, ZHIB) en Wallonie par classes de surface.

Source : SPW, DGO3 – 2010

Si l'on tient compte en outre qu'un grand nombre de périmètres ne sont pas d'un seul tenant mais constitués de plusieurs zones ou parcelles dispersées – démarche pertinente dans le cadre de la recherche de grands espaces où les dynamiques naturelles pourraient pleinement s'exprimer, protégées de tout effet de lisière -, l'émiettement des superficies protégées est encore plus flagrant (Carte 2 : « Surfaces protégées (désagrégées) ») :

- 1320 périmètres (sur 1389) couvrent moins de 25 hectares
- 38 périmètres couvrent entre 25 et 50 hectares
- 16 périmètres couvrent entre 50 et 100 hectares
- 11 périmètres couvrent entre 100 et 500 hectares
- 4 périmètres dépassent les 500 hectares (fractionnement du périmètre des Hautes Fagnes)



Carte 2 : Surfaces protégées (RND, RNA, RF, ZHIB) en Wallonie par classes de surface.

Source : SPW, DGO3 – 2010

Les sites principaux en termes de superficie permettent de protéger une végétation qui s'inscrit de manière en général cohérente dans les lignées climaciques prédites par le modèle développé au cours de la présente recherche, notamment dans le cas des marais d'Harchies. Sur les plateaux des Hautes Fagnes et des Tailles, des plantations résineuses sont cependant présentes. En outre, une gestion du milieu est opérée afin de conserver le caractère ouvert du paysage et sa biodiversité associée. Les grandes surfaces protégées abandonnées à leur dynamique spontanée ne sont ainsi que peu représentées sur le territoire wallon, et la principale lignée climacique potentielle, la hêtraie acidocline, n'y est pas développée.

Notons, pour adoucir ce constat, qu'il existe (sans doute) quelques vastes propriétés privées ou publiques dépourvues de statut de protection mais dont la naturalité est importante par absence d'intervention. Des propriétés publiques du Ministère de la Défense – des camps militaires – constituent ainsi des espaces de naturalité très intéressants.

Recommandation : afin d'augmenter la clarté de la situation de terrain, la zone forestière du plan de secteur, dont l'appellation porte à croire que l'occupation du sol y est fonctionnellement forestière alors qu'il s'agit le plus souvent de cultures d'arbres, mériterait d'être rebaptisée « zone sylvicole », pendant boisé de la zone agricole. Les « vraies » forêts, espaces où s'exerceraient librement les dynamiques naturelles, seraient intégrées au sein de la zone naturelle du plan de secteur, conformément à la vocation de cette dernière. Les zones nodales du continuum forestier identifiées dans cette recherche et la structure écologique principale de la Wallonie définie par le DEMNA constitueraient des référentiels pertinents pour déterminer les périmètres adéquats pour ces vraies forêts naturelles. La naturalité de celles-ci pourrait être relativement basse au départ, mais les dispositions qui seraient prises (spécifications liées à la zone naturelle) permettraient d'initier un retour aux dynamiques naturelles.

EN TERMES DE PRATIQUES (SOUTENABILITE)

L'amélioration des pratiques professionnelles progresse lentement, au travers par exemple de l'adoption du nouveau code forestier et de la révision de la PAC. L'implémentation du réseau Natura 2000 s'inscrit dans cette évolution « douce », en visant une plus grande portance écologique des sites concernés. La protection des dynamiques naturelles reste cependant toute relative, puisque les espaces concernés sont dans leur majorité des espaces gérés dans une optique productive. Par ailleurs, pour les espaces agricoles, ces dispositions ne correspondent qu'à une intégration très artificielle des pratiques dans le système agronomique (voir plus loin suggestion de réappropriation du concept de saltus). Le recul n'est évidemment pas encore suffisant pour mesurer l'efficacité réelle sur le terrain en Wallonie de l'application de ce dispositif.

En ce qui concerne la structuration spatiale des paysages, notamment agricoles, la question est de déterminer quel niveau de complexité serait le plus à même d'optimiser la qualité écologique de la matrice agricole et selon quel schéma spatial les éléments agroenvironnementaux pourraient assurer le rôle de corridor ou de relais pour les espèces.

Dans une expertise scientifique collective dédiée à l'agriculture et à la biodiversité : valoriser les synergies, LE ROUX et al. proposent des schémas conceptuels qui éclairent les relations entre la complexité du paysage, l'intensité de l'agriculture et la biodiversité.

Les niveaux de biodiversité atteints par le territoire sont une fonction croissante du pourcentage d'éléments semi-naturels présents sur celui-ci et dépendent également du niveau d'intrants apportés par l'agriculture. Le seuil critique de superficie occupée par les éléments semi-naturels est évalué à 20% du territoire. Ce seuil n'est généralement pas atteint dans les régions de champs cultivés intensifs, alors qu'on peut encore l'observer dans des régions herbagères.

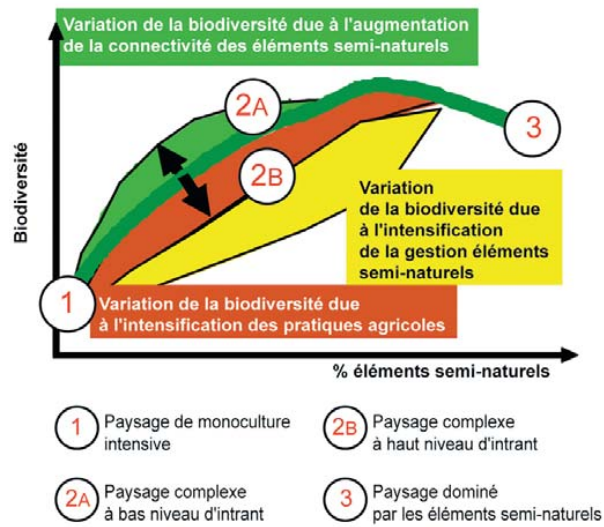
Les espaces biologiquement riches sont généralement ceux qui sont économiquement négligés ou abandonnés, souvent vestiges des anciennes pratiques extensives menées non seulement dans les espaces agricoles mais aussi dans les forêts. Il peut également s'agir d'espaces « soustraits » à l'intervention économique comme les camps militaires (SERUSIAUX). Ces éléments ont pris le relais des milieux ouverts par les incendies naturels et exploités par les grands herbivores (POUX, NARCY, RAMAIN). Or l'ancien *saltus* (complément de l'*ager* des champs cultivés et de la *sylva*, la forêt) est désormais appréhendé en dehors de sa matrice territoriale en tant qu'objet de politiques publiques de préservation, classement et zonage, en dehors de toute problématique économique et territoriale, mais grâce seulement à sa légitimité écologique. Dans une perspective de durabilité, l'enjeu devient de réinvestir un projet technique qui envisage les fonctionnalités agronomiques du *saltus* par et pour son fonctionnement naturel, en lien avec l'*ager* dont il est le complément. Le *saltus* retrouve alors ses dimensions économique et socio-politique, avec l'avantage que la biodiversité est alors incarnée dans des catégories spatiales concrètes qui ont un sens agronomique et sont qualifiées en termes d'agriculture : elle devient appréhendable dans les structures de gestion existantes. Plutôt que de défendre la place d'espaces écologiques réduits et déconnectés des systèmes de production, stratégie coûteuse et peu assurée à moyen et long terme, il est proposé de défendre des systèmes qui intègrent de tels espaces dans leur fonctionnement économique (POUX, NARCY, RAMAIN).

Le développement de l'agroforesterie est désormais prôné au niveau international pour ses multiples avantages parmi lesquels son rôle de palliatif potentiel au manque d'éléments semi-naturels dans les paysages agricoles. Selon DUPRAZ et LIAGRE, l'agroforesterie, qui se présente sous de nombreux visages, offre l'avantage de concilier un intérêt en termes de biodiversité avec une production globale accrue (exploitation des trois dimensions spatiales de l'écosystème, au lieu des deux valorisées actuellement par les cultures « herbacées »). L'implémentation de l'agroforesterie a été facilitée par l'évolution de la PAC qui rend éligible les parcelles boisées (en maintenant toutefois un seuil de densité relativement bas). Elle reste cependant délicate du point de vue juridique³⁴. Du point de vue de l'aménagement du territoire, elle questionne l'identification des terrains en tant que terres agricoles ou boisées dans ses références (plan de secteur, droits de succession...) et nécessiterait une stratégie afin d'optimiser ses retombées en termes de connectivité du nouveau réseau arboré. En se développant, l'agroforesterie serait, par ailleurs, susceptible de conduire à des modifications importantes des paysages ruraux.

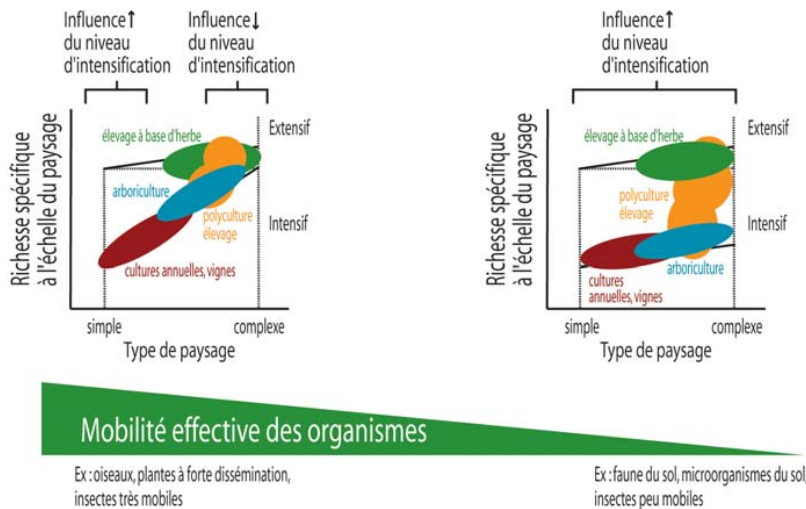
³⁴ Dans le cadre de la régionalisation du bail à ferme, le SPW a initié une étude actuellement en cours sur les formes que pourraient prendre dans le futur les relations entre bailleur et preneur.

Proposition de modèle conceptuel reliant la biodiversité et les paramètres spatiaux des paysages agricoles en fonction de l'intensification des pratiques

Schématisation des rôles du pourcentage d'éléments semi-naturels dans le paysage, souvent très lié à l'intensification des pratiques agricoles, de l'intensification de la gestion de ces éléments semi-naturels, et de la connectivité de ces éléments sur la biodiversité. Ce schéma est une synthèse conceptuelle de résultats de nombreux travaux. Deux difficultés sont rencontrées pour construire un tel modèle à partir de la littérature : 1) la définition de la biodiversité qui n'est pas réduite au nombre d'espèces mais prend aussi en compte les abondances relatives des organismes et 2) la corrélation fréquente entre intensification de l'agriculture et structure du paysage.



Proposition de modèle conceptuel reliant la biodiversité et les paramètres spatiaux des paysages agricoles en fonction de l'intensification des pratiques



Schématisation des effets de la complexité du paysage et du niveau d'intensification de l'agriculture sur la richesse spécifique à l'échelle du paysage : position des grands types de situations agricoles françaises.

Figure 26 : Relations entre la structure spatiale du paysage agricole et la biodiversité (Source : Le Roux et al., INRA, 2008)

MESURE DE LA NATURALITE

A l'heure actuelle, il n'existe pas à proprement parler de méthode universellement partagée de mesure de la naturalité. Divers auteurs ont proposé des critères permettant d'appréhender différentes dimensions de la naturalité, comme :

- le degré de changement qui interviendrait si l'homme n'intervenait plus,
- le montant d'énergie culturelle nécessaire à l'entretien du système dans son état,
- la proportion d'espèces natives encore présentes,
- l'extension spatiale des changements,
- la soudaineté du changement.

L'opérationnalisation de ces critères au travers d'indicateurs n'est souvent pas explicitée.

Une des caractéristiques de la mesure de la naturalité est son appui fréquent sur la composante « végétation » de l'écosystème (espèces et/ou communautés). Une deuxième caractéristique souvent observée est l'approche « en négatif » : c'est l'artificialisation qui est appréhendée (on parle dans ce cas de mesure de l'hémérobie), la naturalité s'obtenant comme son inverse. Deux tableaux de ce type issus de la littérature sont fournis en annexes 1 et 2 à titre exemplatif.

L'élaboration de la typologie EcoDyn en première année de recherche suggère une transposition de ce type de démarche basée explicitement sur les perturbations identifiées dans le schéma de fonctionnement écosystémique. Une tentative de ce type est proposée au Tableau 1. Les différentes perturbations potentielles sont identifiées et une valeur leur est attribuée selon l'importance attendue de leur impact sur la dynamique écosystémique naturelle. Ensuite, chaque occupation du sol (au niveau global ici, mais idéalement au niveau de la parcelle concernée) est examinée et déclarée soumise ou non à cette perturbation. L'hémérobie est obtenue en totalisant les points liés aux diverses perturbations relevées pour l'occupation du sol en question. Dans cette évaluation, le stade évolutif atteint par l'écosystème n'intervient pas. Il n'y a pas lieu de privilégier le stade forestier (ou autre stade de maturité) par rapport aux stades antérieurs de la dynamique spontanée.

L'avantage principal de cette méthode d'évaluation est sa transparence. Cependant, l'attribution de pondérations aux diverses perturbations reste très arbitraire et n'apporte satisfaction que dans la mesure où la hiérarchie finale obtenue par les valeurs globales de naturalité des diverses occupations du sol se rapproche de l'échelle plus intuitive telle qu'elle est proposée dans les tableaux présentés en annexes. Ainsi, comptabiliser isolément le labour, le semis, le recours aux intrants et le prélèvement revient au final à décomposer une seule note globale que l'on pourrait par ailleurs directement attribuer à la dynamique de production agricole. Par contre, une telle démarche autorise, si l'information est disponible, d'évaluer au plus juste la situation de terrain (une culture biologique n'aura pas la même note qu'une culture intensive) et permettrait également, dans le cadre d'évaluations successives, d'appréhender des modifications dans les pratiques professionnelles, par exemple l'abandon des labours ou celui des intrants dans les écosystèmes cultivés.

Dans un premier temps, cette méthode d'évaluation, bien que pertinente dans le cadre des dynamiques écosystémiques co-évolutives, apparaît toutefois exagérément complexe et difficile à calibrer. Elle n'a pas été retenue dans le cadre de l'évaluation de la valeur écologique des continuums. A défaut, une mesure de la naturalité au sens inverse d'artificialisation est proposée dans le Tableau 35.

	Perturbation de la dynamique							Altération physique du milieu							Altération chimique du milieu			BILAN de la dynamique naturelle
	Dérangement actif	Prélèvement	Prélèvement récurrent	Mise à blanc	Mise à blanc fréquente	Plantation/Semis	Introduction	Tassement	Labour initial	Labour occasionnel	Labour récurrent	Excavation	Dépôts	Imperméabilisation	Fertilisation	Pesticides	Métaux lourds	
Ecosystèmes naturels non exploités	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecosystèmes naturels et semi-naturels exploités	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Ecosystèmes artificiels																		
Peuplements feuillus hautement artificiels	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	4
Peuplements résineux de	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	5
Cultures de sapins de Noël	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	7
Grandes cultures	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	9
Terrils en activité	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
Carrières en activité	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
Bâtiments	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	4
(...)																		
<i>Pondération à déterminer</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Tableau 34 : Proposition conceptuelle de grille d'évaluation de l'hémérobie des occupations du sol

OCCUPATIONS DU SOL	Naturalité
Tourbières	5
Sables	
Rochers	
Forêts feuillues en taillis	
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	
Cours d'eau non navigables	
Marais profonds et roselières	
Landes ouvertes (211)	4
Landes buissonneuses ou avec feuillus (212 + 213)	
Pelouses naturelles (Natura 2000)	
Prairies permanentes peu intensives	
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	
Forêts mixtes à feuillus dominants	
Cours d'eau navigable ou canaux	3
Lacs, étangs, mares, bassins	
Végétation rudérale basse	
Végétation rudérale buissonneuse	
Landes avec conifères (214)	
Broussailles	
Prairies permanentes	
Tournières enherbées	2
Peupleraies	
Forêts de conifères	
Forêts mixtes sans dominants	
Forêts mixtes à conifères dominants	
Pelouses artificielles (non Natura 2000)	
Prairies temporaires	
Pelouses métallifères	1
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	
Cultures	
Jardins	
Vergers de basses tiges et vignes	0
Pépinières	
Stériles	
Réseau routier : autoroutes, nationales, liaison, locales	0
Réseau routier : chemins de terre, sentiers, coupe-feux	
Rail : TGV	
Rail : réseau non TGV	
Bâtiments (structures) et cultures maraîchères sous verre	

Tableau 35 : Proposition de mesure de la naturalité relativement à l'artificialisation de l'occupation du sol

Il est proposé d'affiner cette mesure grossière en considérant en outre les principaux éléments du maillage écologique que constituent les haies. Une densité bocagère est calculée et permet de rehausser la cote de naturalité des environnements où elle est la plus marquée.

Une deuxième approche aborde la naturalité spécifiquement dans le cadre de l'analyse de continuums écologiques (réseaux particuliers à des groupes d'espèces aux affinités écologiques fortes). Cette approche est utilisée par BERTHOUD et rapporte de manière directe la naturalité au continuum étudié. Plus un milieu appartient à un « cœur » de continuum, plus il convient aux espèces du groupe écologique considéré et plus son degré de naturalité est jugé élevé relativement aux besoins de ces espèces. La naturalité est ainsi appréhendée sur une échelle à 5 niveaux :

- | | |
|------------------------|--------------|
| - zones nodales | naturalité 5 |
| - zones d'extension | naturalité 4 |
| - marges écotonales | naturalité 3 |
| - corridors | naturalité 2 |
| - zones hors continuum | naturalité 1 |

Un troisième et dernier angle d'approche de la problématique d'évaluation de la naturalité proposé dans le cadre de cette recherche s'appuie sur le constat que les conditions abiotiques qui sont à la base des climax identifiés influencent également les dynamiques anthropiques observables. Ainsi, les conditions requises pour l'implantation d'une culture sont compatibles avec les conditions abiotiques déterminant le climax de hêtraie, mais pas avec celles qui conduisent à l'érablière de ravin... Autrement dit, les divers climax présentent des sensibilités différentes aux dynamiques anthropiques ou, vu sous l'angle inverse, certaines conditions abiotiques déterminantes des climax imposeront des interventions plus ou moins lourdes de la part de l'homme pour l'établissement des milieux de substitution qu'il cherche à établir, occasionnant un éloignement d'autant plus grand de l'état du territoire par rapport à son état climacique. Cet angle de vue permet mieux de contextualiser les dynamiques anthropiques dans leurs interférences avec les dynamiques naturelles, c'est-à-dire dans l'optique co-évolutive adoptée par la recherche. L'idée est donc de se baser sur les conditions abiotiques prises en considération pour la détermination des climax afin d'évaluer la naturalité des occupations effectives du sol. Pour caricaturer, une (tentative de) culture établie sur une tourbière aurait ainsi évidemment une naturalité exécrationnelle (!) alors qu'une culture en conditions de plateau calcicole aurait une naturalité meilleure et une culture en plaine alluviale, impliquant donc un drainage, une valeur intermédiaire.

Il s'agit donc d'examiner chaque occupation du sol au regard des éléments du contexte écologique. C'est en effet cette composante, plus que celles des niveaux hydrique et trophique, qui détermine à la base la lourdeur de l'intervention humaine nécessaire, car elle est la plus contraignante. En effet, le contexte écologique ne se « manipule » pas, contrairement aux niveaux hydriques et trophiques qu'il influence lui-même fortement. Par exemple, un contexte alluvial imposera généralement, pour les occupations du sol qui intéressent l'homme, la modification du niveau hydrique par l'installation d'un drainage.

Cette réflexion a abouti au tableau repris ci-après, au sein duquel les diverses occupations du sol résultant de l'action de l'homme sont classées en 5 catégories. Pour les occupations de type spontané, l'évaluation n'est pas pertinente. C'est le cas par exemple des plages de sables ou de rochers, des cours d'eau, des tourbières... Pour les landes, qui peuvent résulter d'actions de restauration, des valeurs ont néanmoins été déterminées et utilisées. Ces valeurs sont reprises au sein du Tableau 36.

	Contexte alluvial	Contexte tourbeux	Contexte calcicole		Contexte neutro-acidocline	
			Pente faible	Pente forte	Pente faible	Pente forte
Pelouses artificielles (non Natura 2000)	2	1	5	3	5	3
Prairies permanentes	5	1	5	4	5	4
Prairies permanentes peu intensives	5	1	5	5	5	5
Prairies temporaires	3	1	4	2	4	2
Tournières enherbées	3	1	4	2	4	2
Cultures	1	1	4	1	3	1
Jardins	3	1	4	3	4	3
Vergers de basses tiges et vignes	1	1	5	3	5	3
Sapins de Noël et taillis à courte rotation	1	1	4	2	5	3
Pépinières	2	1	5	3	5	3
Vergers de hautes tiges, noyers et noisetiers	2	1	5	4	5	4
Peupleraies	5	1	3	2	3	2
Forêts feuillues en taillis	5	3	5	5	5	5
Forêts feuillues en haute futaie régulière avec sous-bois ligneux	5	3	5	5	5	5
Forêts feuillues en haute futaie régulière sans sous-bois ligneux	2	1	5	3	5	3
Forêts de conifères	1	1	5	2	5	2
Forêts mixtes sans dominants	1	1	5	3	5	3
Forêts mixtes à feuillus dominants	2	1	5	3	5	3
Forêts mixtes à conifères dominants	1	1	5	3	5	3
Landes ouvertes	5	5	3	4	4	5
Landes buissonneuses ou avec feuillus	5	5	3	4	4	5
Landes avec conifères	3	3	2	3	3	4

Tableau 36 : Proposition de mesure de la naturalité contextuelle des occupations du sol

Cette méthode évite de porter un jugement de valeur sur les climax eux-mêmes : elle accorde le même intérêt à une tourbière, à une chênaie ou à une pelouse calcaire. Il n'y a pas besoin de hiérarchiser ces écosystèmes, ce sont les actions nécessaires à leur substitution par l'occupation considérée qui sont évaluées. C'est une mesure de la naturalité qui se rapproche de celle de la soutenabilité et qui a tout son sens en dehors des périmètres protégés : elle cible l'effort culturel consenti pour établir l'occupation désirée. Les aspects plus subjectifs comme l'évaluation patrimoniale sont intégrés par ailleurs explicitement au travers des dynamiques de soutien et n'interviennent pas dans l'évaluation de la valeur écologique elle-même.

BIBLIOGRAPHIE

- Allouche O. et al., 2012. Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, n°43, 17495-17500.
- Berthoud G., 2010. Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés. Dix années d'expériences en Isère. *ECONNECT Restoring the web of life*, Alpine Space, Isère Conseil général, 139 p.
- Boutefeu E., 2012. Berlin, métropole naturelle. *Certu*, Trame verte et bleue, mai 2012, fiche n°3 (version longue), 22 p.
- Bravard J.-P., 2003. Dynamiques à long terme des systèmes écologiques ou de l'Eden impossible à la gestion de la variabilité. In *Quelles natures voulons-nous ? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement*. C. Lévêque et S. van der Leeuw éd. Scientifiques, Elsevier, collection environnement, 2003, pp 133-139.
- Brentrup F., Küsters J., Lammel J., Kuhlmann H., 2002. Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. *LCA Methodology* 7 (6) 339-348 (2002).
- Carbiener D., 1996. Pour une gestion écologique des forêts européennes. *Courrier de l'INRA* n°29.
- Clément G., 2004. Manifeste du Tiers paysage. Ed. *Sujet Objet/L'Autre Fable*, 69 p.
- Collectif, 2010. Biodiversité, naturalité, humanité. Pour inspirer la gestion des forêts. Vallauri D., André J., Génot J.-C., De Palma J.-P., Eynard-Machet R. coordonnateurs, Lavoisier, Editions Tec & Doc, 475 p.
- Delarze R., s.d. La nature demain – Grands espaces protégés. Canton de Vaud, 20 p.
- Dupraz G. et Liagre F., 2011. Agroforesterie. Des arbres et des cultures. Collection : *Agriproduction*, France Agricole ; 2e édition (30 novembre 2011), 432 pages
- Englebert F., 2004. Rencontre avec Gilbert Cochet. In *La voie du loup*, n°19, pp10-13.
- Génot J.-C., 2010. La nature malade de la gestion. La gestion de la biodiversité ou la domination de la nature. Ed. *Sand de la Terre*, Paris, 240 p.
- Gratton L. et Desautels P., 2011. Portrait de l'identification des milieux naturels pour la biodiversité en Estrie. Phase 1. Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire, Plan régional de développement intégré des ressources naturelles et du territoire (PRDIRT), version de juin 2011, 46 p.
- Jourdan S. et Mirenowicz J. La forêt de Bialowieza, symbole de la nature en péril en Pologne. In *La Revue Durable*, n°47, décembre 2012 – janvier février 2013, 28-31.
- Laporte M., 2009. Guide pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière. Centre de la Propriété Forestière Ile-de-France – Centre, 62 p.
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.P., Trommetter M. (éditeurs), 2008. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 113 p.
- Lepart J., Marty P. et Fonderflick J., 2010. Naturalité et biodiversité ! Quels enjeux de conservation, quels modes de mise en œuvre ? In Collectif, 2010. Biodiversité, naturalité, humanité. Pour inspirer la gestion des forêts. Vallauri D., André J., Génot J.-C., De Palma J.-P., Eynard-Machet R. coordonnateurs, Lavoisier, Editions Tec & Doc, pp 73-80.
- Lévêque C., Mounolou J.-C., 2008. Biodiversité. Dynamique biologique et conservation. Ed. Dunod, Paris, 2^{ème} édition, 258 p.

- Lindenmayer et al., 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation *Ecological Letters* (2008) 11
- Machado A., 2004. An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation* 12 (2004) 95-110.
- Naro-Maciel E., Sterling E.J., Rao M., s.d. Aires protégées et Conservation de la biodiversité I : Aménagement et création de réserve. Document de synthèse, 46 p.
- Perfecto I. et Vandermeer J., 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, n°13, 5786-5791.
- Phalan B., Onial M., Balmford A., Green R.E., 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation : Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science*, Vol.333, 1289-1291.
- Poux X., Narcy J.-P. et Romain B., 2009. Réinvestir le saltus dans la pensée agronomique moderne : vers un nouveau front éco-politique ? *L'Espace Politique*, revue en ligne de géographie politique et de géopolitique, 9 / 2009-3 Fronts écologiques
- Poux X., Narcy J.-P. et Romain B., 2009. Le *saltus* : un concept historique pour mieux penser aujourd'hui le relations entre agriculture et biodiversité. *Courrier de l'environnement de l'INRA* n°57, juillet 2009, pp. 23-34.
- Sérusiaux E., 1999. Mise en perspective de l'évolution de la qualité biologique du territoire wallon. *Natura Mosana*, vol. 52 (1999), n°2 41-58.
- Tagliapietra D. et Sigovini M., 2010. Biological diversity and habitat diversity : a matter of Science and perception. *NEAR Curriculum in Natural Environmental Science, Terre et Environnement*, vol. 88, 147-155.
- Terrasson F., 2008. En finir avec la nature. Le lien ou l'absence de lien avec la nature, voilà le point crucial ! Editions Sang de la Terre, Paris, 320 p.
- Tscharntke et al., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews* 2012
- Tews J. et al., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity : the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* (2004) 31, 79-92.
- Trouvilliez, 2001. Diversité biologique et conservation dans les forêts publiques - Les réserves biologiques. *Revue Forestière Française* LIII - numéro spécial 2001, 5 p.
- Vallauri D., 2007. Biodiversité Naturalité Humanité. Application à l'évaluation des forêts et de la qualité de la gestion. Rapport scientifique WWF, Marseille, 86 p.
- Vallauri D., André J., Génot J.-C., De Palma J.-P., Eynard-Machet R.
- Wiens 2009. Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation. *Landscape Ecology* (2009) 24 : 1053-1065.

ANNEXE 1 : CLASSES D'HEMEROBIE SELON LA SYNTHÈSE DE BRENTRUP ET AL. (2002)



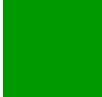








Table 1: Definition and description of Hemeroby classes and the Naturalness Degradation Potential (NDP) (Sukopp 1972, Sukopp and Blume 1976, Grunicke et al. 1999, Kowarik 1999 and Rùhs 2001)

Hemeroby code (Hx), use intensity (%), NDP ^a	Hemeroby class	Description (typical ecosystems and vegetation, types of human influence)
H0 0% NDP = 0.0	ahemerobic	no human influence, e.g.: – untouched rocky, peatbog and tundra regions in some parts of Europe
H1 10% NDP = 0.1	oligohemerobic	small human influence, e.g.: – only indirect human influence through deposition of airborne emissions – salt meadows, growing dunes and peatbogs – hardly influenced primary forests and their natural succession levels (i.e. only cut of single trees, 'Plenterwald', no introduction of site-atypical species)
H2 20% NDP = 0.2	oligo- to mesohemerobic	small to moderate human influence, e.g.: – extensively managed forests (i.e. only little removal of timber, trees of different age at the same site, 'Altersstufenwald', introduction of site-atypical species possible) – extensively drained wetlands – restored peatbogs – some wet pastures
H3 30% NDP = 0.3	mesohemerobic	moderate human influence, e.g.: – moors and heathland – managed forests – moderately managed nutrient-poor grassland and extensive meadows – shrubs and herbaceous vegetation along unspoilt lakes and rivers – permanent fallow land, fallow pasture (i.e. rare mulching and mowing (0.2–0.5/year))
H4 40% NDP = 0.4	meso- to β -euhemerobic	moderate to strong human influence, e.g.: – intensively managed forests and young secondary forests, frequented forests near recreation areas, forest with unnatural high share of conifers – woods and bushes in parks, shrubs and hedges in agricultural areas, shrubs and herbaceous vegetation along rebuilt lakes and rivers – extensive orchard meadows – extensively used permanent grassland (i.e. 0.5–1.0 cuts/year, no fertiliser, no pesticides)
H5 50% NDP = 0.5	β -euhemerobic	strong human influence, e.g.: – site-atypical coniferous forests, younger reforestation – orchard meadows – ruderal vegetation of perennials – permanent grassland (pasture or meadow) managed with medium intensity (i.e. 1.5–3.0 LU/ha (LU = livestock units), no ploughing, 1–2 cuts/year, fertilisation according to nutrient removal)
H6 60% NDP = 0.6	β -eu- to α -euhemerobic	strong to very strong human influence, e.g.: – plantation of hedges and bushes (e.g. in gardens, along roads etc.) – ruderal meadows, lawns with meadow species – permanent grassland (pasture or meadow) managed with higher intensity (i.e. 1.5–3.0 LU/ha, ploughing max. 0.2/year, 2–3 cuts/year, fertilisation exceeds nutrient removal slightly)
H7 70% NDP = 0.7	α -euhemerobic	very strong human influence, e.g.: – tree nurseries – intensive gardening and cultivation of special crops (e.g. fruits, vine) – annual ruderal vegetation – pasture under rotation, arable land, gardens, which are managed according to the principles of organic or extensive integrated farming (i.e. >3 LU/ha, ploughing 0.2–3.0/year, >3 cuts/year, fertilisation exceeds nutrient removal slightly, application of pesticides max. 0.3/year)
H8 80% NDP = 0.8	α -eu- to polyhemerobic	very strong human influence to mainly artificial, e.g.: – larger relicts of vegetation within urban or industrial areas, vegetation of gravelled surfaces – intensively managed arable land and gardens (i.e. ploughing >3/year, fertilisation exceeds nutrient removal significantly, application of pesticides >0.3/year)
H9 90% NDP = 0.9	polyhemerobic	mainly artificial, e.g.: – landfill and dump sites – partly built-up areas (railways, streets etc.) – surfaces covered with new materials – strong and long-term modification of biotopes
H10 100% NDP = 1.0	metahemerobic	purely artificial, e.g.: – completely sealed, built-up or contaminated surfaces (i.e. no habitat for plants)

^a NDP = Naturalness degradation potential

ANNEXE 2 : CATEGORIES DE NATURALITE PROPOSEES PAR MACHADO (2004)

Table 1. Naturalness categories

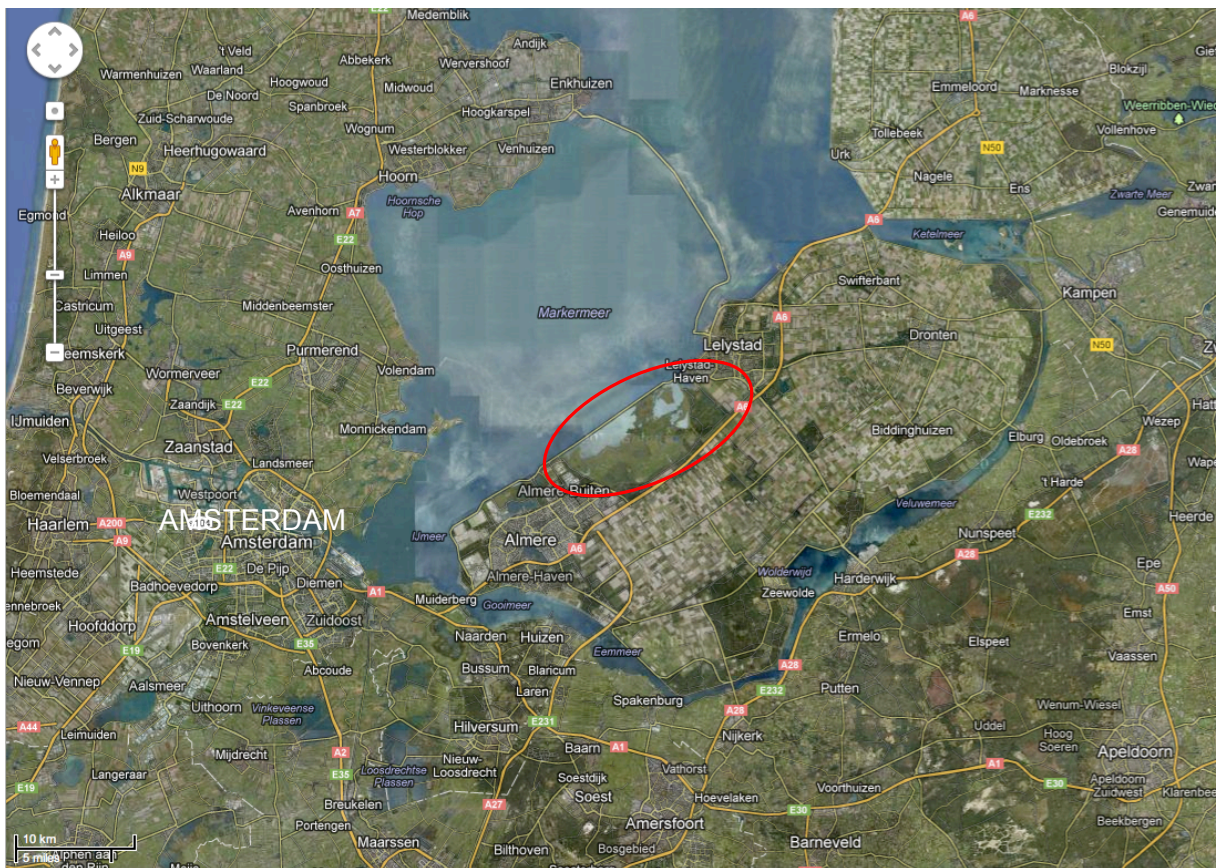
[10]	Natural virgin system; only natural elements and processes. Possible anecdotal presence of negligible or hardly noticeable anthropic elements, or totally insignificant physical-chemical pollution coming from exterior anthropic sources	
[9]	Natural system; presence of few exotic biological elements (no qualitative effects); minimal artificial infrastructure, temporary or removable. Physical-chemical pollution absent or of no significance	
[8]	Sub-natural system; possible extended presence of wild exotic species, but not dominant (low impact); artificial elements located, not extensive. Occasional pollution processed by the system (does not go beyond resilience). Possible minor extraction of renewing resources. Fragmentation irrelevant. Natural dynamic little altered	
[7]	Quasi-natural system; extensive anthropic activities of low physical impact; facilities if present, dispersed, not connected; wild exotic species well established but not dominant; natural structures modified but not distorted (re-location of physical or biotic elements). Moderate extractions, if present. Little alteration of water dynamics	
[6]	Semi-natural system; anthropic infrastructure scarce or concentrated; possible dominance of wild exotic species; native elements considerably reduced. Occasional addition of energy and/or extraction of renewable resources or of non-relevant materials. General dynamic still controlled by natural processes. It may include abandoned cultural systems undergoing natural recovery	
[5]	Cultural self-maintained system; processes conditioned by extensive activities of man; biological production not too forced. Native species altered, occasionally managed. Little or no presence of constructions or artefacts. Little or no management of water cycle (passive)	
[4]	Cultural assisted system; important infrastructures and/or conditioning of the physical environment; forced biological production; moderate addition of matter (usually with pollution associated). Natural elements intermixed, in patches or corridors. Active management of water	
[3]	Highly intervened system: still areas with biological production (natural/cultivated/breeding) mixed (mosaic) with buildings and infrastructures. Natural biodiversity severely reduced; its elements rather isolated (intense fragmentation). Water dynamic manipulated. Geomorphology usually altered; soils eventually removed	
[2]	Semi-transformed system; biological production not dominant, disarticulated. Predominance of constructed elements. Occasional moderate vertical development of facilities. Intensive input of energy and matter (food, water) from the outside. Intensive control of water	
[1]	Transformed system; anthropic processes governing; clear dominance of artificial elements; frequent intensive vertical development; vestiges of natural elements; those exotic confined, decorative or not visible. Full dependence of external inputs of matter and energy. Absolute control of waters	
[0]	Artificial system; high closure; without self-maintained macroscopic life; microscopic life absent or in containers	

6.8 COMPTE-RENDU DES SEMINAIRES

6.8.1 Oostvaardersplassen (NL) – visite du 18/06/2012

LE SITE VISITE

Oostvaardersplassen est une réserve naturelle depuis les années '70, actuellement intégrée dans le réseau européen Natura 2000 et située en bordure de l'IJsselmeer à quelques kilomètres à l'Est d'Amsterdam. Le terrain se situe donc dans le Flevoland, territoire de polder conquis sur la mer. Initialement, ce territoire était réservé à l'implantation d'une zone industrielle. Le projet ayant été ajourné, le terrain resta plusieurs années sans intervention et acquit rapidement un intérêt biologique non négligeable. Dès ce moment, il fut décidé de ne pas maintenir l'affectation industrielle prévue et de ne pas accorder ces 5600 hectares de terrain à l'agriculture (il y en eut seulement pendant 1 an), mais de les consacrer à la conservation de la nature et au développement de la biodiversité.



En tant que polder, le terrain est artificialisé mais ne contient que des sables et argiles de l'IJsselmeer et les niveaux d'eau y sont contrôlés. Une digue sépare le territoire de la réserve de l'IJsselmeer et cerne le site, qui est également clôturé. Une voie de chemin de fer à trafic local mais important longe cette clôture. Le site comporte différentes zones, dont des infrastructures d'accueil et d'observation. Une partie en est ouverte au public quasiment toute l'année (des restrictions peuvent être opérées notamment en hiver, lorsque les conditions sont plus difficiles pour les animaux, comme ce fut le cas l'hiver dernier). Plus de 10.000 visiteurs profitent annuellement de cet accès.

Le reste du site se partage en deux parties, isolées l'une de l'autre par une clôture infranchissable aux herbivores. Au Nord, l'espace d'eau et de marais avec de vastes roselières présente une physionomie toute différente de l'espace situé au Sud, constitué quant à lui de vastes zones pâturées.



Les marais abritent une avifaune tout à fait remarquable. Le site intéresse notamment les migrateurs dont certains, qui n'avaient plus été observés aux Pays-Bas de longue date, sont à présent revenus en nombre. On trouve notamment des oies cendrées, la grande aigrette, la spatule, le butor étoilé, et, ce qui est tout à fait remarquable, le pygargue à queue blanche³⁵, qui s'y reproduit.

³⁵ Egalement appelé grand aigle de mer ou parfois orfraie (ce dernier terme regroupant les rapaces pêcheurs comme les pygargues et le balbuzard pêcheur).

L'autre partie de la réserve, largement occupée par les zones pâturées à végétation rase, résulte d'une démarche particulièrement originale et radicale basée sur le choix, tout à fait assumé, de la réintroduction de grands herbivores rustiques menacés ou reconstitués. Ont ainsi été introduits des cerfs (différentes souches issues de pays divers), des chevaux (Konik) et des bovidés, dont des aurochs de Heck (ou « aurochs reconstitués »). Ces espèces présentent une certaine complémentarité dans leurs actions sur le milieu. Les effectifs des troupeaux atteignent 2500 à 3000 pour les cerfs et 2000 pour les bovidés (250 aurochs), un peu plus de 1.000 pour les chevaux. Les pâturages bénéficient également aux oies cendrées : 15.000 d'entre elles fréquentent le site en hiver et retournent dans les marais en été. Les animaux ne sont pas nourris. Ils semblent en bonne santé et peu de problèmes sanitaires ont été observés jusqu'à présent (douve du foie). Par souci éthique et en l'absence de prédateurs, en période hivernale, les animaux affaiblis ne présentant plus aucune chance de survie sont abattus par les gardes de manière à leur éviter des souffrances prolongées. Cette décision a été prise après un large débat social, fortement médiatisé. La pratique diffère de celle appliquée dans d'autres réserves néerlandaises car elle est réactive (on attend que l'animal soit vraiment perdu) et pas active (on élimine un certain nombre d'animaux pour que les autres puissent survivre dans de bonnes conditions). Les cadavres sont laissés sur place et permettent le développement des espèces nécrophages. La mortalité hivernale atteint 30%, ce qui est proche des valeurs observées dans des milieux naturels équivalents. Notons que le site est également fréquenté par des renards (une bonne cinquantaine de couples).



Les différents troupeaux d'herbivores contribuent à créer un environnement accueillant pour les oies.



Les dépouilles laissées sur place permettent le développement de la chaîne trophique des nécrophages.

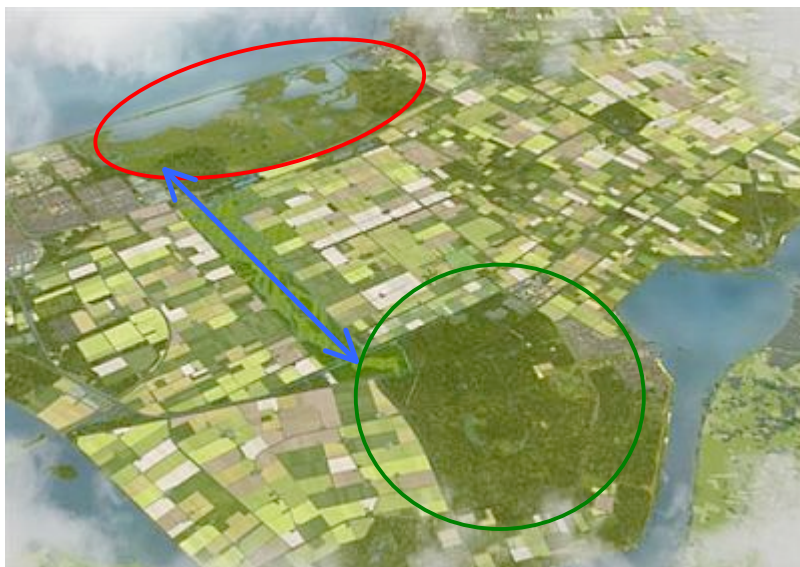


Le bois mort abonde au sein du site pâturé que fréquente également le renard.

Le pâturage intense et le broutage réalisés par les effectifs importants des divers troupeaux ont conduit à une très forte réduction des arbres et arbustes dans la zone. Seuls subsistent quelques sureaux, bien que quelques petites plantations d'arbres aient été opérées pour soutenir le maintien de bosquets. Elles sont localement protégées des grands herbivores par des andains de bois mort formant des exclos. De tels entassements de bois mort, généralement linéaires, sont aussi présents ailleurs avec pour fonction la création d'abris pour les vents hivernaux. Dans des carrés d'observation, seuls des sureaux peuvent être observés. Du bois mort jonche le site. La présence de la berce du Caucase en bordure du chemin de fer est acceptée : par rapport aux espèces invasives, il n'y a pas de jugement de valeur ni d'intervention. On observe simplement la réaction du milieu. Un suivi scientifique du site est assuré tant pour les oiseaux que pour les herbivores, la végétation et l'eau.

Le site est géré au quotidien par une équipe de 3 forestiers secondés de 2 aides. Il fonctionne sur base de subsides (notamment provinciaux) à raison de 50%, les autres 50% étant assurés par les visites organisées (limitatives cependant) et la vente de bois.

Un projet existe pour relier le site à une réserve forestière localisée en retrait dans le territoire via un corridor à implanter sur d'actuelles zones agricoles. Une liaison écologique pourrait ainsi être constituée entre la côte et la zone forestière de la Veluwe, que les herbivores pourraient rejoindre plus à l'Est car ils sont capables de traverser à la nage le bras de mer qui isole le Flevoland. C'est donc à terme une connexion vers l'Eifel qui pourrait être développée, permettant l'expansion des troupeaux d'Oostvaardersplassen vers l'Est et, à l'inverse, l'accès au site pour des espèces actuellement absentes de celui-ci. La concrétisation de ce projet n'est toutefois pas assurée car il n'y a pas de décision politique ferme et les moyens financiers manquent pour l'achat des terrains nécessaires à la réalisation du corridor écologique.



Rouge : Oostvaardersplassen
 Bleu : couloir de liaison
 Vert : réserve forestière.

Projet de liaison de la réserve d'Oostvaardersplassen vers l'arrière-pays et plus particulièrement vers la Veluwe, site prestigieux situé plus au Sud-Est, au-delà du bras de mer isolant le Flevoland, hors image



Figur 6. Tracéalternatieven voor de verbinding tussen Veluwe en Duitsland.

Plusieurs tracés sont envisagés pour des liaisons écologiques à l'échelle européenne.

Source : Robuuste Verbinding Oostvaardersplassen – Duitsland Beoordeling van de plannen van de provincies Flevoland en Gelderland. B.J.H. Koolstra, G.W.T.A. Groot Bruinderink & C.C. Vos, Alterra-intern rapport Oostvaardersplassen Alterra, Wageningen, 2007.

Une autre initiative à laquelle réfléchissent les gestionnaires est celle de l'introduction de loups. Le site pourrait en abriter entre 20 et 30 car actuellement la nourriture est abondante. Cela interférerait cependant avec le projet tel qu'il est développé et conduirait au stress des troupeaux d'herbivores. Il est peu probable qu'une telle initiative se concrétise rapidement.



Un carré d'observation de la végétation à l'abri de l'action des herbivores.

Vue des pâturages parcourus par des bras d'eau.

MISE EN COMMUN DES IMPRESSIONS

La mise en commun « à chaud » des impressions se base sur la visite de terrain qui a eu trait exclusivement à la partie « pâturages » du site de la réserve. Les observations et conclusions, ici reprises de manière synthétique et réorganisée, sont donc relatives à cette partie de la réserve naturelle.

Une réserve aux objectifs originaux

Le site d'Oostvaardersplassen (partie pâturages) vise à la conservation de dynamiques, pas celle d'une nature particulière. Cette approche diffère fondamentalement de celle existant en Wallonie, et pratiquement partout en Europe occidentale, où la conservation de la nature fixe des objectifs en termes d'habitat, d'habitat d'espèce, ou d'espèces. A Oostvaardersplassen, on accorde peu d'importance au fait par exemple que les effectifs des troupeaux ou des oiseaux varient d'année en année. L'objectif n'est pas de maintenir un état fixé. Il n'est pas non plus d'ailleurs de viser l'ensemble de la biodiversité.

Sur la zone des pâturages, le projet est parti de rien et le milieu a été utilisé pour une expérience radicale, avec peut-être une vision quelque peu romantique de la nature (mais cela ne fait pas l'unanimité), voire préhistorique (en introduisant une espèce reconstituée) ; on s'est fixé des moyens et non pas des objectifs.

Certains choix initiaux semblent être justifiés *ex post* par le résultat obtenu ; c'est par exemple le cas si on considère celui-ci sous l'angle des oies cendrées.

Une grande réserve, mais pour une biodiversité malgré tout ciblée

La vision de la biodiversité telle qu'elle apparaît à Oostvaardersplassen est différente de celle qui nous est familière, par exemple celle des projets LIFE menés en Wallonie. Ici, il y a eu le choix délibéré du pâturage avec de grandes espèces, suivi de surpâturage lorsque les effectifs des troupeaux ont augmenté. Le choix de l'introduction des grands herbivores pose question : est-ce mieux en matière de biodiversité ? Cela apparaît être le cas pour les oiseaux (et particulièrement les oies), mais *a priori* pas pour la végétation, qui reste pauvre (banale ?) dans cette partie du site – comparable à une steppe –, ni pour les insectes etc. Cependant, même s'il s'agit d'un site de polder, le contexte local peut être assimilé à celui d'un estuaire de grand fleuve, donc, historiquement, d'un paysage de type ouvert avec un milieu biologique riche (sols alluviaux, dynamiques fortes). En termes de biodiversité, il s'agit d'une importante zone d'hivernage notamment pour les oies, et donc des pelouses (de type aérohalines pâturées en hiver par les oies) sont cohérentes sur le site. Bien que ces pelouses résultent en outre de l'action des grands herbivores, cette dynamique converge avec un objectif de conservation de la nature spécifique aux oiseaux, entre autres.

L'intérêt de la réserve pour la biodiversité (celle habituellement recherchée pour sa plus grande diversité) réside plutôt dans la majeure partie du site occupée de zones marécageuses. La zone pâturée en constitue donc plutôt une sorte de zone périphérique annexe plus sèche dévolue aux grands herbivores. Mais, pour autant, cette homogénéité de l'habitat doit-elle être considérée comme un gaspillage d'espace puisqu'elle convient bien notamment aux oies ? Les avis sont partagés. La zone ouverte au public semble elle-même présenter plus d'intérêt pour la conservation de la nature (au sens wallon) que la zone de pâturage interdite au public. En outre, la réserve est un site Natura 2000 et les troupeaux détruisent la saulaie, qui pourrait éventuellement être apparentée aux forêts alluviales qui constituent un habitat d'intérêt communautaire, au même titre que certains faciès humides, même s'il convient de rappeler l'origine totalement artificielle du site : est-ce cohérent avec le statut du site ?

Un intérêt patent du site d'Oostvaardersplassen est qu'il autorise le développement de la chaîne trophique des nécrophages, un segment de biodiversité partout laminé par les pratiques de l'hygiène publique. Pourquoi ne pas laisser, dans les forêts wallonnes, des carcasses d'animaux, et définir des normes à l'hectare à l'instar de ce qui existe pour le bois mort ? Il faudrait cependant résoudre la question sanitaire. Cette question sanitaire se posera vraisemblablement aussi au sein-même du site d'Oostvaardersplassen suite à la relative faiblesse de diversité génétique au sein des troupeaux.

Avec d'autres choix initiaux, il est clair que le site pourrait être aujourd'hui totalement différent. On peut aussi se poser la question de savoir ce que cette expérience aurait produit comme résultats sur un terrain non vierge comme celui-ci, par exemple un terrain remanié ou alors du résultat qui aurait été obtenu si l'introduction des grands herbivores était intervenue sur un site plus mûr, car à Oostvaardersplassen la colonisation ligneuse était particulièrement jeune. Il serait intéressant de disposer de l'historique des espèces sur le site et des perspectives d'avenir. Il est difficile de déterminer comment le site, actuellement d'apparence très uniforme pour la partie occupée par les grands herbivores, se présentera dans 20 ou 40 ans.

Une réserve à la fois intégrale et sous contrôle

L'homme se pose en grand horloger qui crée des conditions initiales puis laisse faire, mais en réalité les interventions sont nombreuses si on considère, outre l'abattage des bêtes mourantes, la gestion qui est faite des niveaux d'eau, la réalisation de plantations etc. Le site pose ainsi la question de la naturalité : est-elle rencontrée avec les résultats de processus naturels lorsqu'ils s'opèrent dans des conditions artificielles ? Un parallèle peut être établi avec ce qu'on observe par exemple dans des friches industrielles laissées à l'abandon et qui peuvent acquérir une grande diversité biologique ou des espèces rares (voire protégées).

Entre gestion et non-gestion, comment trancher ? Quand faut-il (le faut-il ?) considérer que le pâturage devient du surpâturage ? Ici, le niveau de pâturage apparaît conduire à des milieux peu diversifiés et pauvres, mais ceux-ci conviennent parfaitement aux troupeaux d'herbivores et parviennent à se maintenir dans les conditions climatiques locales actuelles. Ne perdons par ailleurs pas de vue que l'existence de grands troupeaux de grands mammifères sauvages (dont des herbivores) est avérée partout en Europe avant que la chasse ne les décime et que l'occupation des espaces les élimine.

Le reste du site (qui représente la surface majeure) est plus diversifié et abrite également un nombre bien plus important d'espèces.

Une réserve de biodiversité ou un espace en voie de désertification ?

Du point de vue du forestier, une population d'herbivores outrepassant la capacité d'accueil du milieu est catastrophique : presque aucun arbre ne survit. D'autres exemples existent. Ce fut le cas en Belgique au domaine d'Argenteuil d'une superficie de 180 hectares, abritant plus de 100 cerfs, lesquels provoquent par broutage le déboisement accéléré du site pour lequel on peut s'attendre à un résultat similaire à Oostvaardersplassen dans quelques dizaines d'années. Il s'agit d'un processus de désertification. Celui-ci s'observe également au Maroc où les surpopulations de bétail (de 4 à 5 fois plus que ce qui serait supportable) ont fait régresser le milieu au stade de pelouse, ou de « désert minéral ». Le capital de végétation diminue et, sous le climat marocain, aboutit au désert.

Une réserve visant l'expression libre des dynamiques écosystémiques

L'absence des prédateurs est interpellante, de même que le rôle de substitution endossé par l'administration forestière. Un écosystème dans lequel le prédateur est absent peut-il être considéré comme un espace dans lequel les dynamiques écosystémiques sont correctement reproduites ? La réponse peut être positive si l'on assimile la réserve à une île où des herbivores se trouveraient confinés et dont la superficie régresserait suite à une transgression marine, conduisant à l'augmentation progressive de la concentration en animaux. La question se pose aussi de savoir s'il est raisonnable de penser que des chaînes trophiques complètes au sens conceptuel, c'est-à-dire incluant les prédateurs et les nécrophages, sont un objectif pertinent et si elles ne nécessiteraient pas des superficies trop importantes pour être envisageables sur des territoires fortement peuplés comme ceux de l'Europe de l'Ouest.

On souligne le courage de l'expérience, menée, pour l'ensemble, sur une surface très importante (6000 hectares). En Wallonie, les superficies concernées sont plutôt de l'ordre de 10 à 50 hectares. D'où la suggestion de tenter l'expérience de la mise en réserve intégrale d'un bloc de 500 à 600 hectares de bois ou dans les Hautes-Fagnes. Une telle superficie pourrait aussi faire l'objet de sous-espaces à gestion différenciée, ce qui permettrait d'évaluer et de comparer l'impact de différentes stratégies de conservation de la nature. A l'heure actuelle, le Code forestier prévoit que 3% des forêts publiques wallonnes soient considérées comme réserves intégrales (sans cependant en avoir le statut dans le cadre de la loi sur la conservation de la nature). Il est ainsi prévu 180 hectares d'un seul tenant à Saint-Hubert. Cette surface devrait permettre l'observation des dynamiques et donc ultérieurement la détermination et l'application de choix stratégiques judicieux pour la conservation de la nature dans les autres forêts.

Le caractère transposable de la démarche en Wallonie n'apparaît pas évident. Cependant, ne peut-on pas considérer aussi que les Hautes Fagnes ou le Plateau de Saint-Hubert d'antan, lorsqu'ils étaient pâturés, étaient des milieux similaires ?

Une réserve close, l'antithèse d'une approche dynamique co-évolutive ?

Dans les alentours d'Oostvaardersplassen, l'agriculture est intensive, alors que *in situ*, la conservation de la nature présente un caractère radical. Sous l'angle de l'approche des dynamiques écosystémiques co-évolutives, la réalisation d'Oostvaardersplassen apparaît particulièrement ségrégative : la biodiversité est cantonnée dans une immense réserve ; l'homme a libre champ à l'extérieur. D'autres voies sont possibles et il serait utile de savoir lesquelles permettraient d'obtenir une meilleure résilience de la biodiversité face aux changements globaux qui sont amorcés.

On ressent une certaine tension entre d'une part l'idéal de départ, c'est-à-dire le concept qui, après la réintroduction des grands herbivores, se veut accueillant pour toutes les espèces qui se présenteraient d'elles-mêmes et souhaite laisser s'opérer les processus naturels sans intervention et, d'autre part, la pression sociale qui a amené au choix de l'abattage des animaux mourants. Les trains qui passent inlassablement le long du site posent la question de l'impact sur le public de la vue des cadavres proches du talus ferroviaire. La société n'est pas vraiment prête à laisser la nature faire ce qu'elle veut, même dans une réserve de ce type. Le résultat principal de cette expérience passionnante n'est-il pas en fait en train d'évoluer aussi vers un produit touristique ? Ce développement d'activités vis-à-vis du public rencontrant l'originalité et l'isolement du site pourrait aussi dénaturer les objectifs de conservation de la nature originaux. Ce type d'accueil possible mériterait certainement d'être analysé.

Un site interpellant et qui interroge nos référentiels

L'expérience présente incontestablement un caractère original et intéressant. L'initiative, menée sur un milieu écologique peu diversifié au départ (milieu artificiel de polder) mais d'une grande superficie interpellante, suit sa propre logique jusqu'au bout et présente actuellement un résultat étonnant tout en mobilisant des moyens financiers très limités en termes de gestion. Le caractère artificiel et intensif de la démarche au départ est particulièrement flagrant et contraste avec l'absence ou la quasi absence de dirigisme pour la gestion a posteriori des troupeaux d'herbivores.

Il est clair que la perception du site d'Oostvaardersplassen est, comme on peut s'y attendre, fortement conditionnée par nos référentiels, lesquels sont largement tributaires de notre cadre de vie habituel. Quatre exemples peuvent illustrer ce constat : la quantité de bois mort, qui nous apparaît comme extrêmement élevée, mais qui en fait reste relativement faible par rapport à celle observée dans les écosystèmes naturels des régions tempérées; le degré de pâturage qui nous semble excessif mais serait jugé insuffisant dans certaines régions comme le Maroc ; la présence de nécromasse qui est presque absente dans nos contrées mais constitue ailleurs comme à Oostvaardersplassen un maillon important, segment tout entier de la biodiversité de n'importe quel lieu ; les espèces en expansion que l'on qualifie d'invasives, ce que les gestionnaires de la réserve ne font pas, même pour des espèces telles que les oies d'Egypte.

Un dernier constat général touche donc bien à la dimension culturelle, voire anthropologique, de la conservation de la nature. Si en Région wallonne, la conservation de la nature s'appuie très largement sur le monde agricole et les subsides qui accompagnent le secteur, au contraire, lors de la présentation du site et de la visite, il n'a à aucun moment été relevé de lien avec l'agriculture ; la conservation de la nature s'exerce ici dans une sphère indépendante. Elle s'est radicalisée à la fois en termes de surfaces importantes concernées et en termes de pratiques : les projets sont lancés avec énergie et basés sur des options particulièrement fortes.

Liste des participants :

- Michel Fautsch
- Christine Partoune
- Olivier Guillitte
- Christian Mulders
- Patrick Verté
- Philippe Blerot
- Cécile Lamalle
- Damien Rouvroy
- Anne Focant
- Catherine Hallet
- Joëlle Huysecom
- Frédéric Degrave
- Sébastien Pirotte
- Rudi Vanherck
- Emmanuël Sérusiaux
- Eric Melin
- Claude Dopagne
- Sébastien Hendrickx
- Claire van der Kaa
- Martine Lejeune
- François Libois

Photos : E. Melin

6.8.2 Séminaire Dynamiques, biodiversité et territoire du 27/11/2012

Synthèse du débat présidé par Madame Hallet (DNF) et faisant suite aux présentations de MM. Damien Marage (AgroParisTech) et J.-Cl. Génot (Parc naturel régional des Vosges du Nord).

Appréhender la globalité de la biodiversité reste très difficile. La modélisation sous contrainte présentée par D. Marage porte sur des milliers d'espèces via la modélisation préalable des niches de ces espèces sur de grandes surfaces. Néanmoins, beaucoup de données restent hors de portée lorsque les espèces concernées ne sont pas faciles à observer ; en conclusion, les travaux scientifiques restent cantonnés aux groupes connus (avifaune, flore, parfois des batraciens, parfois des insectes...), à l'exclusion de celle méconnue comme la pédofaune... Ce n'est pas l'ensemble des niveaux trophiques qui sont pris en compte.

Dans le cadre du Grenelle de l'environnement en France, en parallèle avec les trames verte et bleue, s'est mise en place une stratégie de création d'aires protégées. Cela s'est opéré uniquement sur base de jugement d'expert. La concordance des résultats issus du modèle avec les jugements d'experts est considérée comme globalement bonne. La robustesse des modèles est avérée. Leurs prédictions doivent cependant toujours être validées par retour sur le terrain.

L'intérêt de la décision de protection des petits fragments interconnectés résulte de la situation de fait du territoire, car c'est déjà tout ce qui reste. Lorsque les modèles mettent en évidence, dans ces sites, la présence ou un potentiel pour certaines espèces, le retour sur le terrain apporte généralement la confirmation du constat (validation externe du modèle), et il est pertinent de prendre des mesures de restauration *ad hoc*.

J.-Cl. Génot expose son analyse de la directive Habitats : il ne s'agit pas au sens strict d'un dispositif de protection de la nature. Son côté positif était qu'elle aurait pu initier une gestion intégrée des territoires. Malheureusement, les efforts ont été consacrés à l'identification botanique des espaces ouverts agricoles et autres, qui sont des milieux entretenus par l'homme et qui nécessitent donc une gestion. Il est courant d'appeler « habitat naturel » des habitats qui en fait sont semi-naturels ; la liste des habitats mériterait une révision. Est-ce malin de protéger des espaces pour y reproduire à grands frais ce qui est obtenu hors protection comme résultat spontané des pratiques ? Il aurait plutôt fallu encourager l'agriculture polyfonctionnelle et augmenter ainsi la portance écologique globale du territoire. Avec les statuts de protection, un agriculteur peut faire des efforts pour obtenir une parcelle très intéressante sur le plan écologique en contrepartie d'un dédommagement financier, alors qu'il conserve le reste de son exploitation dans un état désastreux sur le même plan écologique.

Il faut garder à l'esprit que beaucoup d'espèces des milieux ouverts ne sont pas chez nous dans leur milieu d'origine (plaines de l'Europe de l'Est, steppes d'Asie ou région méditerranéenne). Il est donc pertinent de réfléchir au sens que l'on donne à leur conservation dans des habitats qui sont pour elles secondaires et qui n'ont plus de valeur socio-économique. Une vraie gestion intégrée doit être multifonctionnelle. On en parle beaucoup, mais dans les faits, c'est 99% du territoire au tout économique et 1% pour la nature. Même l'Etat français, grand propriétaire forestier, mène des aménagements qui ne sont pas compatibles avec les documents d'objectifs Natura 2000. Pour ces espaces forestiers, on constate une très forte pression issue de l'économie avec l'attitude schizophrénique qui demande en même temps l'application de diverses mesures telles que le maintien des arbres âgés... : l'Etat français mène ainsi deux politiques contradictoires qui s'ignorent. Exemple : le slogan qui dit « produire plus tout en augmentant la biodiversité ».

Le choix de la non gestion des milieux, poussé à l'extrême, conduirait à envisager la non-intervention dans le cadre non seulement des invasives, mais aussi de la pollution des cours d'eau et de toutes les dégradations environnementales actuelles. Les écosystèmes seraient laissés à leur évolution jusqu'à un nouvel équilibre, avec tous les risques que cela comporterait. Serait-ce judicieux ?

Pour D. Marage, notre société a développé une vision manichéenne qui compartimente séparément l'environnement et la biodiversité, avec des acteurs qui agissent en double aveugle sur chacun de ces compartiments. Nous nous montrons incapables d'appréhender la complexité de notre monde au travers d'une approche systémique, intégrée. Le territoire est concerné dans le cadre de projets concrets. Le périmètre considéré peut coïncider avec celui de l'éco-complexe.

Dans l'approche du développement durable qui repose sur les trois piliers du social, de l'économique et de l'environnement, l'erreur fondamentale est de considérer que le capital naturel est substituable et fongible, donc que les moyens scientifiques et techniques permettraient, le cas échéant, de « remonter » le niveau du capital naturel. Autrement dit, on suppose qu'on est capable de recréer la nature et d'atteindre les mêmes niveaux de services et de biens fournis, ce qui bien sûr est faux : nous ne sommes pas capables de reproduire les écosystèmes avec leurs interactions multiples et complexes. L'ingénierie écologique n'aboutit encore qu'à des approximations. Par exemple, aux Etats-Unis, même en dépensant des millions de dollars, il n'a pas été possible de restaurer ou recréer de zones humides avec les mêmes performances (régulation...) que l'écosystème naturel. Pour le moment, avec le développement durable, on ne recherche pour la nature qu'une durabilité faible : le capital naturel est là et on l'entame alors qu'on ne devrait pas puisqu'il n'est pas substituable. La durabilité faible sera clairement insuffisante et conduira l'environnement planétaire vers des points de basculement, sans doute irréversibles. Il est impératif d'assurer une durabilité forte et de placer le pilier naturel en socle fondamental. C'est d'ailleurs ce que dit le Millenium Ecosystem Assessment.

Pour J.-Cl. Génot, par rapport aux invasives, il est possible d'aborder le sujet selon deux angles différents : en tant que cause ou en tant que conséquence. Pour beaucoup d'espèces invasives, il est déjà trop tard : elles ne peuvent plus être, à un coût raisonnable, extirpées des écosystèmes où elles se sont introduites. Le regard porté sur ces espèces commence également à changer et à se diversifier, alors qu'il y a 15 ans c'était le haro général. Nous pouvons cependant surveiller l'évolution de ces écosystèmes afin d'en tirer des leçons et, qui sait, des bénéfices. Par exemple, certaines espèces invasives ont des vertus pollinisatrices : dans l'état où sont les écosystèmes d'agriculture intensive, ces espèces-là sont peut-être celles qui sauveront la situation ! Pour rappel, les invasives n'ont causé de disparition d'espèces locales autochtones que dans un seul cas de figure : au sein de certaines îles, à cause des espèces endémiques très fragiles. Pas en territoire continental ! Nos réactions par rapport aux invasives présentent en fait un caractère hautement culturel.

Si on envisage l'installation d'invasives comme une conséquence d'un autre problème, on est amené à se poser la question du problème en amont, qui peut par exemple être l'introduction délibérée. Un cas connu est celui du cerisier tardif, introduit par les forestiers, qui s'en mordent désormais les doigts car la seule façon de maîtriser sa dispersion, c'est de le garder à l'ombre ; mais il est toujours là et il attend son heure ! Il se propage dès qu'il y a des coupes et est très difficile à éliminer. Envisager les invasives comme une conséquence incite à mieux mesurer la portée de nos interventions avant leur mise en œuvre sur le terrain. Dans cet ordre d'idée, on peut (doit) examiner ce qui est vendu en jardinerie et comment on contrôle (ou pas !) le problème à la source (herbe de la pampa...).

Il faut encore noter que, le plus souvent, les invasives (notamment végétales) ne sont capables de s'installer que dans les milieux perturbés et pas dans les écosystèmes stables. Autrement dit, leur présence est indicatrice de la fragilité générale de nos écosystèmes face aux perturbations. En conclusion, le mieux est d'essayer de voir si ces espèces ne présentent pas un atout et si on peut tirer un bénéfice quelconque de cette situation.

D. Marage estime qu'il est important de prendre en compte la profondeur historique. Par exemple, le robinier faux acacia qui a été introduit en Hongrie vers 1920 représente désormais 25% des forêts et est exploité commercialement par millions de m³. Ce n'est pourtant pas une espèce qui a été léguée par l'histoire biogéographique ; elle ne fait pas partie de la flore de la zone némorale tempérée (elle vient des Appalaches). Cela ne pose aucun problème, sauf pour les zones protégées et les réserves proches où la végétation a du mal à lutter contre cette espèce concurrentielle.

L'évolution ne dispose pas d'un mode « marche arrière » : il n'y a pas de retour possible à l'identique à l'état antérieur. Il nous faut créer les conditions et poser les gestes appropriés pour que la biodiversité puisse se déployer pour les générations futures. La question à se poser est de savoir quelle est la capacité d'organisation d'un espace pour qu'il y ait le maximum possible d'espèces dedans. C'est sans doute plus pertinent que de faire l'inventaire de ce qu'était la biodiversité il y a un siècle dans un contexte différent qui soutenait des espèces et des habitats spécifiques auxquels on ne reviendra pas. S'il n'y a pas de marche arrière, il y a une marche avant : quelles sont les conditions de support de la biodiversité ? Des évolutions inattendues peuvent survenir : quelles réactions aurons-nous alors ? Cela concerne les invasives, mais pas seulement. Le retour des grands animaux constitue un autre exemple. Ainsi, notre territoire commence à être cerné par les loups. Notre attitude témoigne de la peur du sauvage. Or une part de l'avenir est contenue dans cette dimension imprévisible. En résumé, il faut être capable d'une part de créer des supports structurels sur l'espace, car il n'y a pas de biodiversité sans espace, et d'autre part de gérer l'inattendu. Ce n'est pas nécessairement ce qu'on attend qui va se passer. Les processus sont sur des trajectoires difficiles à identifier ; c'est un fait dont il faut s'accommoder.

Dans un espace limité, une partie de la réponse consiste à assurer, par des pratiques adaptées, une bonne résilience du territoire en laissant des espaces aux dynamiques naturelles et en augmentant la portance écologique générale.

Les résultats obtenus par la modélisation de l'évolution des peuplements forestiers de Fontainebleau en relation avec l'évolution de la population de cervidés a étonné même les modélisateurs. Un basculement du système, et de plus aussi proche (dans quelques années à gestion constante) n'était pas pressenti. Il faut être extrêmement vigilant par rapport au caractère non linéaire des évolutions des systèmes et aux basculements profonds et difficilement réversibles susceptibles de les affecter. Malheureusement, les seuils de basculement sont difficiles à identifier. De plus, ces possibles changements d'état des écosystèmes et leur gravité potentielle sont très peu perçus par le public citoyen, qui n'a donc pas conscience que ces écosystèmes peuvent arrêter de fonctionner comme ils le font actuellement.

En parallèle à la réflexion scientifique, technique, décisionnelle, politique..., un travail de fond doit être mené – mais ne l'est pas – pour améliorer l'acceptation du sauvage par notre société. De nombreuses peurs conditionnent nos choix en la matière. Selon les individus, certaines espèces sont aimées et d'autres pas. On peut récolter des fonds pour les ours, mais pas pour les serpents... On accepte le lynx, mais pas le loup... Les croyances peuvent être fausses. Le loup est moins bien admis que l'ours, alors que ce dernier, bien plus que le loup, constitue un danger objectif pour l'homme. Vouloir le loup n'impliquerait pas qu'il reste protégé, « sanctuarisé ». Même pour les naturalistes, un questionnement de fond est nécessaire. Il est par exemple interpellant de constater que certains parcs naturels nationaux se refusent à admettre les loups ! Cela prouve que souvent, il y a eu un hiatus : en fait, on entretient des paysages, plutôt qu'on ne protège la nature. On ne considère pas que ce territoire puisse servir à des espèces pour se réinstaller. Notamment, on a accaparé ces milieux pour pratiquer le pâturage, ce qui a généré une biodiversité particulière là où aurait été le domaine de la forêt, et à présent la cohabitation peut s'avérer difficile.

En ce qui concerne les OGM, la question de l'aléa qu'ils représentent ne fait pas que se poser ; elle risque de s'imposer. Nous agissons souvent de telle façon que nous accroissons le risque de perdre tout contrôle : un exemple en est l'utilisation de graminées OGM qui, semées dans les golfs américains, ont déjà essaimé dans les milieux alentours... Les Canadiens, en particulier les Québécois, abordent le développement durable avec 4 piliers et non pas 3 : ils ajoutent la dimension éthique : dimensions intergénérationnelle, Nord-Sud, hommes-femmes, riches-pauvres. On pourrait ajouter la dimension humain-non humain. On obtient un concept plus stable, toute la difficulté étant de se maintenir au centre, alors que les groupes d'intérêt tirent chacun de leur côté. En matière d'éthique planétaire, il reste une bonne marge de progression !

6.9 GLOSSAIRE

Abiotique : Relatif aux caractères physiques et chimiques non liés au vivant. Cela concerne principalement les facteurs liés à la nature du sol ou au climat.

Acidocline : Se dit d'une espèce ou d'une végétation qui présente une légère préférence pour les sols acides. ⁽¹⁾

Acidophile : Se dit d'une espèce ou d'une végétation qui se développe sur les sols acides, riches en silice. ⁽¹⁾

Alluvions (adj. alluvionnaire) : Éléments fins ou grossiers laissés par un cours d'eau quand sa vitesse réduite n'en permet plus le transport. ⁽¹⁾

Anthropique : Lié à l'action directe ou indirecte de l'homme. ⁽¹⁾

Basocline : Se dit d'une espèce ou d'une végétation qui présente une préférence pour les sols basiques.

Basophile : Se dit d'une espèce ou d'une végétation qui se développe sur les sols basiques, riches en calcium.

Calcicole : Se dit d'une espèce ou d'une végétation qui se rencontre exclusivement ou préférentiellement sur les sols riches en calcium. ⁽¹⁾

Caractéristique (espèce) : Espèce liée à un seul groupement végétal ou qui y pousse avec une vitalité optimale. ⁽³⁾

Climax : Terme ultime de l'évolution d'une communauté végétale qui correspond à l'optimum de développement de cette dernière compte tenu des conditions climatiques et (ou) édaphiques prévalant dans le biotope considéré. Le climax est un stade d'équilibre dynamique et de ce fait susceptible de variations. Il représente la culmination d'une succession biocoenotique et se caractérise par un développement maximum de la biomasse dans un écosystème donné compte tenu des conditions écologiques prévalentes dans le biotope. ⁽²⁾

Climax stationnel : Dont l'existence est liée à l'action prédominante locale de facteurs écologiques permanents autres que le climat ou l'homme (en particulier édaphiques). ⁽¹⁾

Colluvions (adj. colluvionnaire) : Formations superficielles de versants résultant de l'accumulation progressive de matériaux pédologiques, d'altérites ou de roches meubles arrachés plus haut dans le paysage. Subst. Colluvionnement. ⁽¹⁾

Continuum : réseau composé d'occupations du sol favorables à un groupe défini d'espèces

Drainage : Processus d'évacuation de l'eau présente en excès dans un sol ; il peut être naturel (on parle alors de drainage interne) ou facilité par des travaux divers (fossés, drains). ⁽¹⁾

Districts pédologiques : Région homogène du point de vue des caractéristiques de son sol.

Dynamique (de la végétation) : En un lieu et sur une surface donnés, modification dans le temps de la composition floristique et de la structure de la végétation. Selon que ces modifications rapprochent ou éloignent la végétation du climax, l'évolution est dite progressive ou régressive. ⁽¹⁾

Dynamiques anthropiques : ensemble des activités d'origine humaine influençant directement ou indirectement les dynamiques de la végétation. Dans certains cas, les actions de celles-ci se limitent à immobiliser ces dynamiques et dans d'autres cas, elles opèrent une transformation radicale du milieu.

Dynamique écosystémique : évolution d'un écosystème dans le temps liée à la dynamique de la végétation*.

Écocomplexe : Ensemble d'écosystèmes interdépendants modelés par une histoire écologique et humaine commune. ⁽¹⁾ Terroir, matrice à l'échelle de l'écopaysage ; il représente le résultat général d'une histoire naturelle et d'une histoire humaine profondément imbriquées, expression de la mise en valeur culturelle d'un territoire aux caractéristiques spécifiques. Il abrite potentiellement une grande diversité d'habitats, pouvant même appartenir à des « lignées climaciques » différentes (voir ci-après).

Ecosystème : ensemble formé par les organismes vivants en lien avec les caractéristiques physico-chimiques propres à un endroit donné..

Écotone (adj. Ecotonal) : Interface entre deux écosystèmes voisins présentant une identité suffisante pour se différencier entre eux et avoir un fonctionnement écologique particulier. ⁽¹⁾

Édaphique : Qui concerne les relations entre les êtres vivants et leur substrat (sol principalement, vase ou roche accessoirement). ⁽¹⁾

Éléments nutritifs : Minéraux du sol qui interviennent dans la physiologie des végétaux (ex. nitrates, phosphates). ⁽¹⁾

Eutrophe (ou Polytrophe) : Riche en éléments nutritifs, généralement non ou faiblement acide, et permettant une forte activité biologique. ⁽¹⁾

Fontinal : Se dit d'une espèce ou d'une végétation croissant près des sources, des suintements ou des fontaines. ⁽¹⁾

Granulométrie : Analyse physique de la terre fine d'un sol ; on distingue - les sables grossiers : de 2 mm à 0,2 mm, - les sables fins : de 0,2 mm à 50 µm, - les limons grossiers de 50 µm à 20 µm, - les limons fins de 20 µm à 2 µm, - l'argile : éléments inférieurs à 2 µm. ⁽¹⁾

Gley (adj. Gleyifié) : Résultat de l'engorgement permanent d'un horizon du sol par une nappe d'eau réductrice, à coloration caractéristique grisâtre, verdâtre ou bleuâtre. ⁽¹⁾

Habitat : Conditions physiques et biotiques dans lesquelles se maintient une espèce à l'état spontané. L'habitat est un ensemble indissociable comprenant un compartiment stationnel, une flore et une faune associées ⁽¹⁾ Le terme désigne plus largement une portion de territoire aux conditions abiotiques homogènes, pouvant concerner autant des surfaces fortement anthropisées comme les villes et villages, les carrières, les ZAE, les aéroports... que des milieux « naturels ». Pour ces derniers, l'habitat représente un stade particulier dans l'histoire d'une dynamique végétale (lignée climacique). Les milieux soumis à des perturbations d'origine anthropique plus ou moins fortes fonctionnent selon des dynamiques particulières.

Horizon (pédologie) : Sur un profil de sol, couche généralement parallèle à la surface, présentant des caractéristiques pédologiques (texture, structure, couleur ...) homogènes et différentes de celles des couches inférieures ou supérieures. Les horizons sont d'autant plus nombreux que les sols sont évolués. ⁽¹⁾

Hydromorphe : Qualifie un sol évoluant dans un milieu engorgé par l'eau de façon périodique ou permanente. ⁽¹⁾

Hydromorphie : Ensemble de caractères présentés par un sol évoluant dans un milieu engorgé par l'eau de façon périodique ou permanente. Ne pas confondre avec engorgement, qui est le phénomène lui-même. ⁽¹⁾

Hygrocline : Se dit d'une espèce ayant une préférence pour les sols humides. ⁽¹⁾ Par extension, ce terme désigne ici les milieux favorables à ces espèces, c'est-à-dire humides ou temporairement très humides.

Hygrophile : Se dit d'une espèce ayant besoin ou tolérant de fortes quantités d'eau tout au long de son développement (ex. le Saule cendré, la Laïche des marais). ⁽¹⁾ Par extension, ce terme désigne ici les milieux favorables à ces espèces, c'est-à-dire les milieux très humides en permanence.

Karst (adj. karstique) : Structure géomorphologique résultant de l'érosion hydrochimique et hydraulique de formations de roches carbonatées, principalement de formations calcaires. L'adjectif « karstique » désigne couramment tant la formation rocheuse en elle-même que le processus d'érosion qui conduit à celle-ci.

Krigeage : méthode d'interpolation spatiale issue de la géostatistique et dont le nom provient de l'ingénieur D. G. Krige. Parfois considérée comme la plus juste du point de vue statistique, cette méthode d'estimation linéaire repose sur l'espérance mathématique et la variance de la donnée spatialisée.

Lentique : Se dit d'une espèce, d'un habitat ou d'un écosystème lié aux eaux calmes à renouvellement lent (lac, étang, mare...).

Lignée climacique : ensemble des habitats susceptibles de se trouver en un endroit donné en fonction des conditions abiotiques et de la dynamique écosystémique. Cet ensemble inclut l'habitat climacique et les habitats précédant le stade climacique dans la succession végétale*.

Lotique : Se dit d'une espèce, d'un habitat ou d'un écosystème lié aux eaux courantes à renouvellement rapide (rivières, ruisseaux...).

Lithologique : relatif à l'étude de la composition des sédiments ou des roches, comprenant les caractéristiques physiques et chimiques, telles que la couleur, la composition minéralogique, la dureté ou la taille des grains.

Magnocariçaie : Formation végétale en général hygrophile, dominée par les grandes Laïches (*Carex riparia*, *C. pendula*, *C. ocutiformis* ...) ⁽¹⁾

Maillage : ensemble constitué par le maillage écologique et le maillage anthropique du paysage. Contrairement aux autres niveaux hiérarchiques, celui du maillage ne reprend pas l'ensemble du territoire, mais rassemble les éléments linéaires et ponctuels particuliers qui ne sont pas en relation directe avec des conditions abiotiques spécifiques, comme des haies ou des mares en zone agricole, des layons en forêt ainsi que les chemins et routes de remembrement... C'est en quelque sorte « l'habillage » de l'habitat, une trame de points et de lignes. Les éléments du maillage peuvent jouer un rôle positif ou non (corridor, barrière...) pour la biodiversité globale et/ou pour des espèces particulières.

Mégaphorbiaie : Formation végétale de hautes herbes (souvent à larges feuilles) se développant sur des sols humides et riches. ⁽¹⁾

Mésophile ou Mésogyrophile : Se dit d'une espèce ayant besoin d'un milieu relativement humide pour se développer mais ne tolérant pas des valeurs d'humidité trop élevée. Par extension, ce terme désigne ici les milieux favorables à ces espèces, c'est-à-dire peu humides ou temporairement humides.

Mésotrophe : Moyennement riche en éléments nutritifs, modérément acide et permettant une activité biologique moyenne. ⁽¹⁾

Neutrocline : Se dit de végétaux ayant des préférences pour des conditions de pH voisines de la neutralité. ⁽¹⁾

Neutrophile : Se dit de végétaux croissant dans des conditions de pH voisines de la neutralité. ⁽¹⁾

Oligotrophe : Pauvre en éléments nutritifs et ne permettant qu'une activité biologique réduite. ⁽¹⁾

Paraclimax (adj. paraclimacique) : Équilibre apparemment stable d'un écosystème, résultant d'une action humaine de longue durée et différent du climax (ex. certaines landes).⁽¹⁾

Paratourbeux : se dit d'un sol organique formé par l'accumulation de tourbe provenant de la décomposition de végétaux hydrophiles en anaérobiose presque constante et dont l'épaisseur est inférieure à 40 cm.

Perturbation : tout événement qui, en dehors du seul facteur temps, amène un habitat à évoluer vers un autre, que ce soit dans le sens de la série successionnelle progressive, dans un sens régressif ou, plus fondamentalement, vers un habitat d'un autre écosystème. Ce faisant, la perturbation peut donc conduire un lieu vers une plus grande ou une plus faible biodiversité

Phytosociologie : Étude des tendances naturelles que manifestent des individus d'espèces différentes à cohabiter dans une communauté végétale ou au contraire à s'en exclure.⁽¹⁾

Podzolisation : Phénomène d'évolution d'un sol avec destruction chimique des minéraux argileux des horizons supérieurs et formation d'un horizon d'immobilisation des constituants organiques et des complexes organo-minéraux d'aluminium et/ou de fer en résultant ; se traduit par des sols très pauvres chimiquement et très acides, avec souvent des réserves en eau très faibles en périodes estivales dues à des textures souvent grossières.⁽¹⁾

Polytrophe : voir Eutrophe.

Pseudogley : Faciès d'engorgement périodique d'un horizon par une nappe temporaire perchée, d'origine pluviale ou en raison d'une microporosité élevée (absence de nappe mais asphyxie de l'horizon). Il y a apparition de taches rouille (réoxydation du fer) en mélange avec la teinte de fond grise (ou plus claire) du reste de l'horizon.⁽¹⁾

Raster : format de données spatiales où l'espace est divisé de manière régulière (maillage de cellules rectangulaires); à cellule (pixel) sont associées une ou plusieurs valeurs décrivant les caractéristiques de l'espace.

Rudéral : Se dit d'une plante ou d'une végétation qui se développe spontanément dans les friches, dans les décombres, à proximité de gravats ou sur ceux-ci et généralement près des lieux habités par l'homme.

Stade : Au sens de la dynamique de la végétation, désigne l'état déterminé d'une succession végétale correspondant à une physionomie particulière de la végétation (ex. stade pionnier, climacique).⁽¹⁾

Station (adj. stationnel) : Étendue de terrain, de superficie variable, homogène dans ses conditions physiques et biologiques (mésoclimat, topographie, composition floristique et structure de la végétation spontanée).⁽¹⁾

Succession végétale : Suite des groupements végétaux qui se remplacent au cours du temps en un même lieu.⁽¹⁾

Texture : Ensemble des caractéristiques d'un sol ou d'un horizon définies par la taille de ses constituants, c'est-à-dire de sa combinaison granulométrique. Cette combinaison de diverses catégories granulométriques définit les classes de texture.⁽¹⁾

Thermophile : Se dit d'une plante qui croît de préférence dans des sites chauds et ensoleillés.⁽¹⁾

Tourbeux : se dit d'un sol organique formé par l'accumulation de tourbe provenant de la décomposition de végétaux hydrophiles en anaérobiose presque constante et dont l'épaisseur va de 40 cm à plusieurs mètres de tourbe.

Trophique : relatif à la nutrition, plus spécialement minérale, chez les végétaux.⁽¹⁾

Vectoriel (format vectoriel) : format de données spatiales où l'espace est représenté à l'aide d'éléments géométriques (points, lignes, polygones et polygones). A chaque élément géométrique sont associés une ou plusieurs valeurs décrivant les caractéristiques de l'espace.

Xérocline : Se dit d'une espèce qui a une légère préférence pour les milieux secs. ⁽¹⁾ Par extension, ce terme désigne ici les milieux favorables à ces espèces, c'est-à-dire les milieux secs.

Xérophile : Se dit d'une espèce pouvant s'accommoder de milieux secs. ⁽¹⁾ Par extension, ce terme désigne ici les milieux favorables à ces espèces, c'est-à-dire les milieux très secs.

⁽¹⁾ Rameau J.C, Gauberville C. & Drapier N., 2000. - *Gestion forestière et diversité biologique. Guide Wallonie-Luxembourg*. 99 pp. + fiches.

⁽²⁾ Ramade F., 2002. - *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. 2ème édition. Dunod, Paris, 1075 pp.

⁽³⁾ Vanden Berghen C., 1973. - *Initiation à l'étude de la végétation. Les Naturalistes belges*. Bruxelles. 236 pp.