



Cartographie du réseau écologique wallon

Tâche 1 – Etat des lieux – Rapport de synthèse

Octobre 2018

En partenariat avec :



ICEDD



Pour le compte de :

Service Public de Wallonie

Direction Générale Opérationnelle
de l'Agriculture, des Ressources
Naturelles et de l'Environnement

Département de la Ruralité et des
Cours d'eau

Direction des Espaces verts

Titre du document

Rapport de synthèse de la tâche 1 : état des lieux dans le cadre de l'étude visant à définir les intérêts, les potentialités et la faisabilité de produire une identification, description et cartographie du réseau écologique, identification de la méthodologie et application sur un/plusieurs sites pilotes

Auteurs

Rapport rédigé par Manu Harchies, Fanny Boeraeve, Axel Bourdouxhe, Marc Dufrêne ; relu par Marie Pairon, Grégory Mahy,

Personne de contact

Manu Harchies



Table des matières

Résumé exécutif : messages clés	4
0. Concepts et évolution historique	7
1. Nature et société	7
Le concept de nature.....	7
Emergence du concept de biodiversité	7
Usages et valeurs de la biodiversité.....	8
2. Réseau écologique	10
Emergence du concept du réseau écologique.....	10
Exigences écologiques des espèces (niche écologique, habitat, capacité de dispersion, ...)	14
Arrière-plan théorique des réseaux écologiques	14
Caractéristiques des réseaux écologiques.....	16
Structuration et zonages	19
3. De la complémentarité du réseau écologique et de l'infrastructure verte	22
4. Définitions et concepts complémentaires	24
Biodiversité ordinaire / extraordinaire	24
Le débat SLOSS.....	25
Gradients d'usage	28
Interventionnisme	29
Réensauvagement	29
Gérer ou laisser faire ?	29
Qui est responsable de la gestion des différentes zones d'un réseau écologique ?	30
2. Cadre politique et juridique	31
1. International	31
2. Europe	31
3. Belgique - Wallonie	33
3. Méthodes d'identification et cartographie de réseaux écologiques	35
1. Etapes principales	35
2. Méthodes	35
Sélection de zones protégées pré-existantes	35
Analyses Multicritères	36
Indices de Qualité d'Habitat	36
Analyses de perméabilité.....	36
Interprétation visuelle des liaisons	37
Opérateurs morphologiques.....	37
Combinaison de méthodes	37



Optimisation du réseau	39
4. Expériences dans d'autres pays, régions	40
1. France – La Trame Verte & Bleu	40
2. Autres expériences en Europe	47
Allemagne.....	47
Flandre (Belgique)(Demolder, 2018) :	48
Bruxelles (Belgique)	49
Danemark	50
Espagne	50
Estonie	51
Hollande	51
Italie	52
Lituanie	52
Pologne.....	52
Portugal	52
République Tchèque et Slovaquie	52
Royaume-Uni.....	53
5. Wallonie : état des lieux des initiatives	54
La cartographie des inventaires biologiques.....	54
Le réseau écologique wallon	58
Les PCDN	60
La cartographie du réseau Natura 2000.....	61
La cartographie de la Structure Ecologique Principale	62



Liste des figures

Figure 1 - Changement de paradigme du développement durable. Source : http://eco-conception.be/	9
Figure 2 - Superficie mondiale des aires protégées	11
Figure 3 - Mots clefs et synonymes de réseaux écologiques.....	17
Figure 4 – <i>Le réseau écologique et la zonation de l'espace (Melin, 1997)</i>	17
Figure 5 - Statut de conservation des sites Natura 2000 en Belgique 2007/2013 (%).....	33
Figure 6- Méthodologie de l'étude JRC pour la cartographie des infrastructures vertes	38
Figure 7 - Résultats de l'étude JRC pour la cartographie des infrastructures vertes.....	38

Liste des tableaux

Tableau 1. Changement de paradigme dans les aires protégées	12
Tableau 2. Notions de corridors.....	20
Tableau 3. Diversité de définitions du concept d'infrastructure verte (source : Wang and Banzhaf, 2018).....	23
Tableau 4 - Groupes d'espèces indicatrices utilisées dans la TVB en France.....	45



Résumé exécutif : messages clés

Pouvons-nous aujourd'hui proposer un réseau écologique cohérent et résilient en Wallonie ? Pouvons-nous le cartographier ? Pourquoi cela n'a-t-il pas pu être déjà réalisé ? Que devons-nous faire pour y arriver ? Le présent rapport propose un état-de l'art sur le concept de réseau écologique et sa mise en œuvre sur le territoire wallon.

1. Concepts et évolution historique

Les efforts de conservation de la biodiversité, initialement concentrés sur la création de sanctuaires, sous les statuts d'aires protégées ou de réserves naturelles, se tournent désormais vers les outils de réseaux écologiques et d'infrastructure verte, des approches cherchant une cohérence écologique et multifonctionnelle à l'échelle paysagère.

Les réseaux écologiques visent à maintenir la biodiversité et les processus écologiques en protégeant les habitats et leur connectivité, en interaction avec la matrice du paysage. Le réseau écologique ne mise plus uniquement sur la mise en sanctuaire d'espèces rares ou menacées, mais inclut également la biodiversité et les écosystèmes ordinaires potentiellement indispensables pour l'être humain, notamment par la fourniture d'un large éventail de services écosystémiques (ex : maintien des berges, l'épuration de l'air et de l'eau, l'atténuation du bruit,...). Avec l'avènement des principes de développement durable, le concept s'instaure comme un modèle opérationnel de planification du territoire pour la conservation de la biodiversité tout en conciliant les autres besoins d'utilisation du sol et des ressources naturelles.

Plusieurs réseaux écologiques thématiques (représentés par des trames différentes) peuvent se caractériser sur les besoins d'une ou plusieurs espèces qui partagent des exigences écologiques similaires. Il sera stratégique d'inclure des espèces indicatrices des conditions environnementales, des espèces indispensables à l'existence d'un écosystème ou d'autres espèces ou encore des espèces sensibles à la fragmentation du paysage. Le concept est donc très malléable et permet d'intégrer de nombreuses notions variées.

Néanmoins, il existe une compréhension commune où des **fonctions spécifiques** sont assignées à différentes zones de chacune des trames :

- ✓ **Les zones noyaux (ZN)** : espaces où les espèces assurent les parties essentielles de leur cycle de vie ;
- ✓ **les zones de liaison (ZL)** : les éléments permettant aux espèces de se déplacer ;
- ✓ **les zones tampons (ZT)** : protégeant des perturbations externes et à assurant le maintien de certains processus écologiques ;

Cette approche fonctionnelle doit être complétée par une matérialisation des actions à mettre en œuvre sur le territoire. Le zonage opérationnel du réseau écologique se décline alors plutôt en fonction du niveau de contraintes à la gestion qui sont nécessaires pour atteindre les objectifs écologiques avec les concepts de :

- ✓ **Zones centrales (ZC)** : espaces dédiés prioritairement à la conservation de la nature
- ✓ **Zones de développement (ZD)** : espaces où des équilibres entre développement socio-économique et biodiversité sont possibles ou souhaitables.

2. Cadre politique et juridique

En faisant partie de l'Europe, la Wallonie bénéficie d'un contexte politique et juridique favorable à la conservation de la biodiversité.



L'Europe, continent où la fragmentation des milieux naturels due à la pression des activités humaines est la plus forte, a pris une certaine avance sur les accords internationaux en matière de conservation de la biodiversité. Ceux-ci ont notamment débouchés sur le Réseau Ecologique Pan-Européen, le Réseau Natura 2000. Certains pays ou régions ont inscrit cette proactivité dans la création d'un réseau écologique au sein de leur législation. Dans ce contexte, la Wallonie semble accuser un certain retard avec une faible proportion des sites Natura 2000 dont le statut de conservation est évalué comme favorable, avec une cartographie non aboutie des services écosystémiques pour la concrétisation de l'objectif 2 action 5 de la Stratégie Européenne pour la Biodiversité. La Wallonie bénéficie d'une stratégie nationale pour la biodiversité, d'une Loi de la Conservation de la Nature (ayant défini des zones avec statuts de protection plus ou moins forts) et elle a établi un cadre pour la priorisation de la restauration des écosystèmes avec la définition « d'objectifs de conservation ». Elle dispose aussi potentiellement d'une intégration des enjeux de conservation de la nature dans l'aménagement du territoire avec la définition de « liaisons écologiques régionales » cartographiées dans le Schéma de Développement du Territoire (SDT) prévu par Code du Développement Territorial (CoDT). Le berceau est donc tout favorable au développement d'une méthodologie clairement définie pour l'identification et la cartographie du réseau écologique en Wallonie.

3. Méthode d'identification et cartographie de réseau écologique : Expérience dans d'autres pays et régions

Pour la réalisation de son réseau écologique, la Wallonie peut profiter des expériences cumulées des initiatives déjà été réalisées dans diverses régions du globe. De nombreuses méthodologies existent pour l'identification des éléments constituant le réseau. Il ne reste plus qu'à développer la plus pertinente pour répondre aux objectifs d'un réseau multifonctionnel wallon. L'une des initiatives présentant de nombreux atouts est celle de la France où des outils performants et cohérents ont été développés à plusieurs échelles géographiques. En plus des nombreuses méthodologies développées et disponibles, le réseau écologique français se démarque par une approche intégrant différentes échelles d'action tout en assurant une cohérence globale. Des objectifs généraux sont définis à l'échelle nationale et sont ensuite déclinés et précisés pour chacune des régions à travers des schémas régionaux qui sont eux-mêmes la base de l'élaboration des différents plans plus locaux. À cela s'ajoute une approche itérative permettant de suivre les actions réalisées à l'échelle locale dans l'approche régionale.

4. Wallonie : état des lieux des initiatives

Différentes initiatives wallonnes d'identification et cartographie de réseau écologique ont vu le jour depuis plus de 30 ans, mais aucune d'entre elles n'a permis d'obtenir un réseau complet et fonctionnel.

Cette situation s'explique notamment :

- ✓ Un manque de vision claire sur le rôle et l'utilisation des produits développés,
- ✓ L'absence d'investissements suffisants (personnel, budget, ...) qui font que les diagnostics et la cartographie prennent un temps important, que les données récoltées ne sont plus réellement à jour, ...
- ✓ La sous-traitance des différentes actions à des équipes universitaires ou naturalistes et l'absence d'une plateforme commune intégrant l'ensemble des données digitalisées (pas d'Institut de Conservation de la nature en Wallonie pourtant prévu dans la Loi de la Conservation de la Nature lors de la régionalisation, mise en place de l'Observatoire Faune-Flore-Habitats à partir des années 95 avec les bases de données DFF, la base de données SGIB et les portails sur la Biodiversité),
- ✓ La non-exploitabilité de nombreux inventaires biologiques réalisés (problème d'accessibilité aux données (notamment au DNF, principal utilisateur potentiel), compatibilité technique



entre les logiciels utilisés (StarCarto au DNF versus ArcGIS au DEMNA), inadéquation des outils informatiques (StarCarto n'était pas un SIG mais un outil de dessin), travail partiel, ...),

- ✓ Des méthodologies de travail orientées « résultats » (une carte interprétée) ne permettant pas de comprendre les raisons des choix effectués ni de remonter aux données sources, ni de mettre à jour les enjeux,
- ✓ L'arrêt de projets pour affecter le personnel à d'autres missions pour répondre à de nouvelles priorités qui n'avaient pas été anticipées,
- ✓ Le manque de compréhension et d'appropriation de l'outil par les utilisateurs potentiels tant à l'administration (aménagement forestiers, évaluation des études d'incidences, ...), que chez les acteurs potentiellement intéressés (bureau d'études, communes, ...).

Les entrevues avec les parties prenantes aux initiatives précédentes permettront d'identifier d'avantage les verrous expliquant pourquoi les précédentes initiatives wallonnes n'ont jamais abouti à un réseau régional cohérent.

Cependant, des recommandations préliminaires peuvent déjà être tirées :

- ✓ Bien définir les besoins qui rendent légitime la mise en place d'une logique de réseau écologique et les acteurs qui sont concernés;
- ✓ Bien différencier les différents éléments qui participent à la démarche du réseau écologique avec :
 - les **inventaires biologiques de base** (cartographie de biotopes, inventaires biologiques, inventaires de sites importants, ...), les données pertinentes sur les exigences écologiques des espèces et des biotopes, les modèles de répartition potentielle, ... qui permettent d'identifier les enjeux biologiques territoriaux importants et les possibilités de restauration
 - les **principales trames écologiques** qui sur la base des inventaires, définissent à plusieurs échelles géographiques, des lignes de forces à prendre en compte pour des groupes d'espèces « parapluies » et qui identifient en parallèle les enjeux de services écosystémiques ;
 - la **spatialisation des enjeux opérationnels** du réseau écologique qui précise les actions à mettre en œuvre ou à contrôler dans différents types de zones (protéger, gérer, restaurer, lever des obstacles, ...)
- ✓ Hiérarchiser les enjeux biologiques en fonction de l'échelle géographique à laquelle on travaille en veillant à une cohérence à la fois top-down et bottom-up. Une telle approche, similaire à celle mis en place en France, permettrait de structurer progressivement les trames et le réseau écologique avec les acteurs locaux en fonction des conditions locales
- ✓ Intégrer l'ensemble des informations disponibles (données, cartes, méthodologies, ...) du passé et les travaux qui seront réalisés dans un système d'information cohérent et partagé ;
- ✓ Bien intégrer la logique du réseau écologique avec toutes les activités de l'aménagement du territoire ;



1. Concepts et évolution historique

1. Nature et société

Le concept de nature

La perception moderne de la nature et de sa protection est influencée par les grands courants philosophiques de représentation de l'être et de l'existant (ontologie). Dans le monde occidental depuis la fin du moyen âge, domine le *Naturalisme*. Seul courant ayant inventé la dualité entre humain et nature. On y considère que sur le plan physique, tous les êtres vivants partagent les mêmes composants (et descendent des mêmes ancêtres) mais que sur le plan de l'intériorité, les êtres humains sont différents de tous les autres êtres naturels. Elle dénie toute forme d'intériorité à ce qui n'est pas humain. Cette dualité homme-nature est absente des trois autres grands courants ontologiques : (i) l'*analogie* qui a prédominé en Occident jusqu'au moyen-âge et persiste encore en Amérique latine, Afrique de l'ouest ou en Asie ; (ii) le *totémisme* qui se retrouve chez les aborigènes d'Australie et les indiens d'Amérique du Nord et (iii) l'*animisme* présent chez les peuples autochtones d'Amériques et dans certaines parties de l'Asie (Descola, 2005).

Sous l'empire romain, le paysage européen et la conception de la nature et les valeurs qui lui sont associées vont dessiner visuellement cette polarité entre le domestique (*ager*) et le sauvage (*saltus*) depuis le voisinage des cités jusqu'aux rives du Rhin et en Bretagne (Descola, 2005).

Dans le paysage germanique traditionnel quant à lui, l'espace non agricole est en partie annexé au village. Autour de petits hameaux très dispersés qu'entourent des clairières arables s'étend un vaste périmètre de forêt soumis à l'exploitation collective : on y pratique la chasse et la cueillette, on y prend le bois de feu, de construction et d'outillage, on y mène les cochons à la glandée. Entre la maison et la forêt profonde, la transition est donc très graduelle (Duby, 1974).

Pendant le très haut Moyen Âge, la fusion progressive des civilisations romaines et germaniques engendra un usage beaucoup plus intensif des bois et des landes et une atténuation du contraste entre zones cultivées et non cultivées (Descola, 2005).

Au XVII^{ème} siècle, la révolution scientifique a légitimé l'idée d'une nature mécanique où le comportement de chaque élément est explicable par des lois et donc contrôlable.

Au XIX^{ème}, le romantisme invente la nature sauvage et en propage le goût. En Amérique du Nord, les philosophes du *wilderness* (Emerson, Thoreau, Muir), incitent leurs compatriotes à chercher dans la fréquentation des montagnes et des forêts américaines une existence plus libre et plus authentique que celle des européens. Le besoin de protection de cette nature émerge alors avec notamment la création des parcs nationaux de Yosemite (1864) et du Yellowstone (1872).

En pleine industrialisation et avec l'intensification de l'impact des activités humaines sur le paysage, un tel besoin a pris force d'évidence et ses effets sont partout présents autour de nous : dans la faveur que rencontrent la protection des sites naturels et la conservation des espèces menacées, dans la vogue de la randonnée et le goût des paysages exotiques, dans l'intérêt que suscitent les expéditions dans l'Antarctique.

Emergence du concept de biodiversité

La diversité biologique (ou biodiversité) est la variété et la variabilité de tous les organismes vivants. Cela inclut la variabilité génétique à l'intérieur des espèces et de leurs populations, la variabilité des espèces et de leurs formes de vie, la diversité des complexes d'espèces associées et de leurs



interactions, et celle des processus écologiques qu'ils influencent ou dont ils sont les acteurs (IUCN, 1988).

Il y a donc de nombreux niveaux d'échelle différents englobés par ce terme et auxquels il est possible d'agir : paysage, écosystème, habitat, biotope, population, espèce, taxons, génétique (Agger and Sandoe, 1997).

Usages et valeurs de la biodiversité

Petit à petit la nature est conceptualisée comme bénéfique, voire, indispensable à la société. En 1972, la déclaration des Nations Unies sur l'Environnement Humain (United Nations, 1972) et le Rapport du Club de Rome « Halte à la croissance » (Maedows et al., 1972) reconnaissent le besoin de préserver l'environnement pour maintenir la qualité des conditions de vie des humains et des futures générations. En 1981, Ehrlich and Ehrlich sont les premiers à inventer le terme « services écosystémiques », définis comme les « bénéfices procurés par la nature ». On peut structurer les services écosystémiques en différentes catégories. La plateforme des services écosystémiques en Wallonie (WAL-ES) reprend comme base la typologie du CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) qui répartit ceux-ci en 3 grandes catégories :

- Les services de production (alimentation, matériaux, eaux et énergie) ;
- Les services de régulation (climat, pollutions, événements extrêmes et maintien des processus biologiques) ;
- Les services culturels (cadre de vie, loisirs, éducation, recherche, valeurs et spiritualité).

Le concept propose ainsi une nouvelle approche à la protection de la nature : on quitte la vision purement conservatrice pour voir la nature comme alliée du développement humain. L'engouement se développe dans les années 1990 avec l'appropriation du concept dans la littérature (Costanza and Daly, 1992; Daily, 1997; Perrings et al., 1992) ainsi que l'intérêt grandissant pour les méthodes d'évaluation économique (Costanza et al., 1997). L'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (MA, 2005) a fortement contribué à mettre les services écosystémiques à l'agenda des politiques de développement (Gómez-Baggethun et al., 2010). Le concept fait par exemple partie de la Stratégie pour la Biodiversité 2020 (Objectif 2, Action 5), demandant aux états membres d'évaluer et cartographier les services écosystémiques rendus sur leur territoire. Depuis 2012, une plateforme intergouvernementale « IPBES¹ » a été mise sur pied pour jouer le rôle d'interface entre l'expertise scientifique et les gouvernements sur les questions traitant de la biodiversité et des services écosystémiques, menant notamment à la réalisation des rapports régionaux et mondiaux sur l'état des lieux de la biodiversité et des services écosystémiques (IPBES, 2018). Un rapport mondial est notamment attendu pour le printemps 2019 qui posera les bases d'un accord-cadre sur la biodiversité post-2020.

Avec IPBES, le concept évolue d'une vision purement antrope-centrée de « services » et de « bénéfices » pour une vision plus large de « contribution de la nature à la société » avec une typologie des valeurs attribuables à la nature (Pascual et al., 2017). Parmi celles-ci on distingue :

- Valeur instrumentale antrope-centrées, attribuées à la nature pour les bénéfices directs qu'elle nous apporte (fourniture de nourriture, régulation de la fertilité des sols, environnement propice aux activités récréatives, etc.).
- Valeur eudémoniale/relationnelles, antrope-centrées, attribuées à la nature pour les interactions que nous développons grâce à la nature, que ce soient les interactions entre humains ou entre la nature et l'humain (la biophilie, la santé et le bien-être, l'identité, l'autonomie, la spiritualité, etc.).

¹ <https://www.ipbes.net/>



- Valeur patrimoniale (paysages, culture), notamment à travers les classements UNESCO du patrimoine mondial ou les éléments paysagers culturels tels que les bocages,
- Valeur d'existence (droit à l'existence des autres espèces, responsabilité morale), certaines luttes actuelles, généralement au sein de communautés ayant des visions du monde différente du naturalisme, ont obtenus des résultats dans le domaine du droit à l'existence pour des entités non-humaines. En Bolivie par exemple la « Terre-mère » a eu droit à une reconnaissance juridique en 2010. Des « droits de la Nature » sont entrés dans les constitutions de l'Equateur, la Bolivie et le Mexique. La rivière Whanganui en Nouvelle-Zélande et le fleuve Atrato en Colombie se sont vus reconnaître des droits en 2017. La même année, la haute cour d'un état du Nord de l'Inde a reconnu comme « personnes juridiques » le Gange, un affluent et les écosystème himalayens. (Cabanes, 2016; Villa, 2017),
- Valeur écologique (tissu vivant de la planète), biosphère comme base/socle du développement durable et non plus un seul des trois piliers.

IPBES travaille actuellement sur la rédaction d'un rapport proposant des outils pour l'inclusion de cette pluralité des valeurs dans les systèmes de décision. Tenir en compte le pluralisme des valeurs associées aux questions de gestion de l'environnement est de plus en plus perçu comme nécessaire pour parvenir à un véritable développement durable. Par ailleurs, la notion de développement durable a elle aussi évoluée, avec la protection de la biodiversité qui est devenue un élément clef et qui redéfinit les liens entre nature (environnement) et activités humaines (social et économie). Ces 3 piliers présentés dans un premier temps à travers un rapport d'équivalence et de relations inter-thématique évoluent aujourd'hui vers un rapport intégratif : de l'économie dans le social et du social dans l'environnement.



Figure 1 - Changement de paradigme du développement durable. Source : <http://eco-conception.be/>

Les Objectifs de Développement Durable reprennent notamment ce concept avec dans ce graphique l'imbrication de chaque objectif dans ces cercles concentriques :

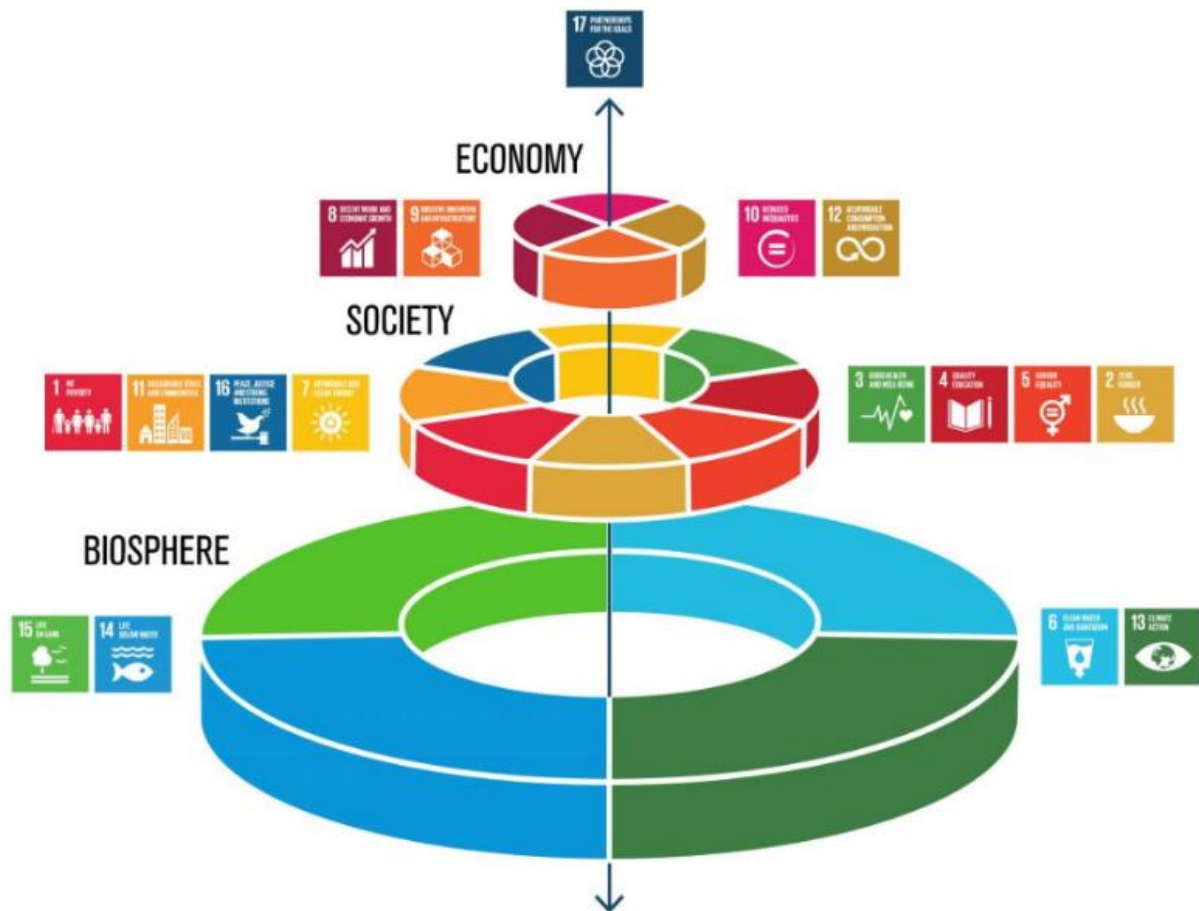


Figure 2 – Interconnexions des SDGs. Source : <https://www.stockholmresilience.org>

2. Réseau écologique

Emergence du concept du réseau écologique

La considération de la nature dans l'aménagement du territoire ne se fait pas uniquement au travers des aires protégées. Dès le début du XX^{ème} siècle dans les grandes métropoles, tant d'Europe de l'Est que d'Europe de l'Ouest, se développent des « ceintures vertes », jonctions entre la ville et les aires naturelles ou forêts environnantes et intégrées aux plans d'urbanisme de villes telles que Londres, Moscou, Berlin, Prague ou Budapest (Kavaliauskas, 1995). A Copenhague, un plan pour un réseau de chemins « verts » est ainsi approuvé en 1936 (Forchammer, 1939). Ces systèmes sont avant tout créés dans un objectif récréatif afin de satisfaire les besoins d'une population toujours plus dense dans des villes polluées. Ce sont toutefois les prémices des concepts de réseaux écologiques et infrastructures vertes tels que nous les connaissons aujourd'hui (Jongman et al., 2004).

Traditionnellement, les efforts de conservation prenaient alors une approche « basée sur les espèces » en mettant en œuvre des mesures de protection de populations particulières vulnérables ou d'espèces menacées (Primarck, 1998). Cette approche a amené la création de sanctuaires dédiés à la protection de la biodiversité qui peut être illustré par l'importante augmentation du nombre d'aire protégée dans les années 70. On observe à cette époque l'apparition du début d'un second souffle dans la création d'aires protégées. À la suite d'une prise de conscience générale des questions environnementales et des impacts négatifs des industries, de la médiatisation des grandes catastrophes écologiques provoquées par des activités économiques, la conférence de Stockholm (ou



conférence des nations unies) sur l'environnement humain et le rapport Meadows tire la sonnette d'alarme quant à l'avenir de la planète et de l'espèce humaine.

IUCN Couverture mondiale des AP (Superficie)

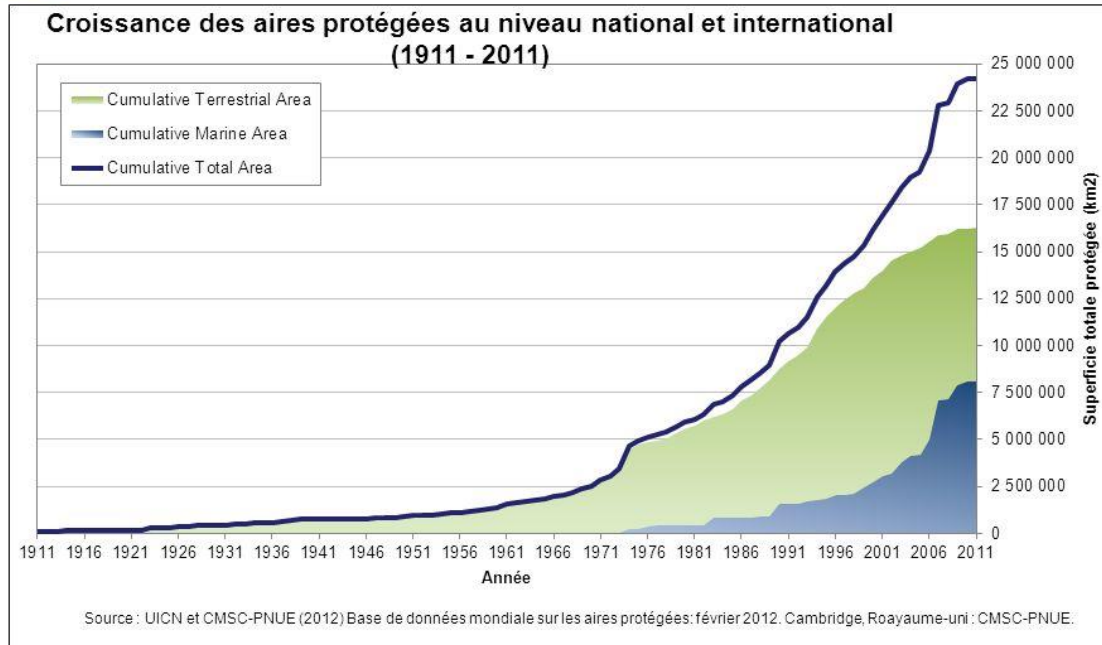


Figure 3 - Superficie mondiale des aires protégées



Dans le même ordre d'idées, Adrian Phillips décrit ce qu'il appelle le « changement de paradigme dans les aires protégées » (Phillips, 2003):

	Point de vue exclusif	Point de vue intégratif
Objectifs	<ul style="list-style-type: none">• Objectif de conservation• Principalement pour les espèces spectaculaires et les paysages scéniques• Gérées principalement pour les visiteurs et touristes• Valorisées par leur faune et flore sauvage• Protéger	<ul style="list-style-type: none">• Objectifs aussi socio-économiques• Désignées pour des raisons scientifiques, économiques et culturelles• Gérées dans l'intérêt des populations locales• Valorisées pour l'importance Culturelle de la nature sauvage• Protéger, restaurer et réhabiliter
Gouvernance	<ul style="list-style-type: none">• Gérées par les gouvernements	<ul style="list-style-type: none">• Gérées par de multiples partenaires
Populations locales	<ul style="list-style-type: none">• Planifiées et gérées en opposition aux activités humaines• Gérée indépendamment des opinions des populations locales	<ul style="list-style-type: none">• Gérée avec, pour et parfois par les populations locales• Gérées afin de répondre aux besoins des populations locales
Contexte plus large	<ul style="list-style-type: none">• Développées séparément• Gérée comme des « îles »	<ul style="list-style-type: none">• Développées comme parties d'un système national, regional et international• Développées comme "réseaux" d'aires protégées, zones tampons et corridors
Perceptions	<ul style="list-style-type: none">• Vues comme un capital national• Vues comme une problématique uniquement nationale	<ul style="list-style-type: none">• Vues également comme un capital communautaire• Vues aussi comme une problématique internationale
Techniques de gestion	<ul style="list-style-type: none">• Gérées de manière réactive et rapide• Gérée de manière technocratique	<ul style="list-style-type: none">• Gérée de manière adaptative et sur une perspective long-terme• Gérée avec des considérations politiques
Finances	<ul style="list-style-type: none">• Payées par les contribuables	<ul style="list-style-type: none">• Payées à travers de multiples sources
Compétences de gestion	<ul style="list-style-type: none">• Gérées par les scientifiques et experts en ressources naturelles• Dirigées par des experts	<ul style="list-style-type: none">• Gérées par des compétences individuelles multiples• Faisant appel aux savoirs locaux

Tableau 1. Changement de paradigme dans les aires protégées

Cependant, cette approche de la conservation de la nature par le biais des aires protégées porte très peu d'attention aux autres aspects du territoire (Myers et al., 2000). Durant cette période, les liens entre les sites protégés ne semblaient pas cruciaux. Cette approche est aujourd'hui reconnue comme insuffisante pour une préservation *durable* de la biodiversité (Tyteca et al., 2006).

Deux grandes approches se développèrent alors de manière séparée autour de la notion de réseau écologique en Europe :

En Europe Centrale et de l'Est, plusieurs programmes de réseaux écologiques sont développés dans les années 80 sur base du concept du géographe Russe Boris Rodoman d'écostabilisation. L'écostabilisation suggère un zonage fonctionnel du territoire qui compense les usages anthropiques intensifs par des zones naturelles et de restaurations organisées en un système global cohérent. La première initiative concrète est l'établissement en 1983 du Réseau Ecologique d'Aires de Compensations Estonien. Des programmes similaires sont mis en œuvre en Lituanie et en



Tchécoslovaquie (Bennett and Mulongoy, 2006). L'aménagement du territoire est considéré ici comme un facteur d'influence des éléments de paysage et de la stabilité (Kavaliauskas, 1995; Mander et al., 1995; Mander and Kulvik, 1988; Miklos, 1996, 1989). On retrouve dans cette approche des concepts clefs tels que la « capacité de charge », « compensation écologique », « stabilité écologique », « autoépuration », « fonctions stabilisantes ». Les principes essentiels découlant de ces concepts sont :

- La désignation de territoires pour leurs fonctions de compensation écologique par rapport à des territoires fortement exploités,
- Le lien entre des zones de compensation cohérentes au sein d'une gestion du territoire,
- La désignation de suffisamment d'espace pour supporter des compensations et ces liens.

L'accent dans cette approche est mis sur l'importance des processus à l'échelle du paysage, la présence de flux, du rôle de transmission des écotones et de la capacité de la nature à purifier et restaurer (Jongman et al., 2004). Une approche qui aujourd'hui, pourrait aisément être associée au concept de service écosystémique.

En Europe de l'Ouest, le modèle de réseau écologique découle principalement des théories de la biogéographie insulaire (Mac Arthur and Wilson, 1967) et des métapopulations (Gilpin and Hanski, 1991). Ces théories ont permis de mettre en évidence l'impact de la fragmentation des habitats sur la vulnérabilité des espèces et populations en limitant l'aire d'habitat disponible, les opportunités de dispersion, de migration et de brassage génétique. De ces théories, des règles génériques de configuration des aires protégées furent proposées par Jared Diamond, qui sont par ordre décroissant d'importance d'avoir des réserves : les plus larges possibles, les plus rondes possibles (afin de diminuer les effets de bordure), les plus proches possible les unes des autres et les plus connectées entre elles (Diamond, 1975). Ces règles eurent un impact majeur lorsque l'UICN les intégra dans sa Stratégie Mondiale de Conservation (IUCN, 1980). L'intérêt grandit alors dans le développement d'approches de conservation de la nature basées sur une cohérence écologique à l'échelle paysagère. La validité des arguments derrière ces théories scientifiques ont été largement débattus entre écologistes et conservationnistes (Beier and Noss, 1998; Dawson, 1994; Jongman and Troumbis, 1995; Noss, 1987; Shafer, 1990; Simberloff, 1988). C'est dans les années 90 que des programmes nationaux et régionaux ont intégré ces notions de réseau écologique dans plusieurs pays d'Europe, d'Amérique du Nord, d'Amérique Latine, d'Australie et d'Asie. Ces programmes partageaient deux objectifs principaux : (i) maintenir le fonctionnement des écosystèmes en tant qu'outil pour la conservation des espèces et des habitats et (ii) promouvoir l'usage rationnel des ressources afin de limiter l'impact des activités humaines sur la biodiversité (Bennett and Mulongoy, 2006).

C'est dans cette lignée que le Danemark introduit la notion de « corridor pour la faune sauvage » dans ses outils de planification régionale et qu'en 1990 le gouvernement hollandais adopta un plan pour le Réseau Ecologique National (Bennett and Wit, 2001).

En résumé on voit donc des pays dans lesquels les objectifs des zones de conservation de la nature ont pour principal objectif l'accès du grand public à la nature, tandis que pour d'autres il s'agit au contraire d'exclure le public de ces zones pour protéger les espèces. Il s'agit pour certains de remédier à l'isolement de certaines espèces, pour d'autres de compenser les aires où les impacts de l'activité humaine sont forts. Il est donc crucial d'impliquer les parties prenantes et les utilisateurs du territoire, de les rendre actifs et coproducteurs des processus de désignation et de protection des réseaux écologiques (Beck, 1992).

Cet appel à évoluer d'une stricte protection de sites extraordinaires de biodiversité désignés par une autorité vers une approche plus transversale d'une conservation de la nature intégrée au développement durable et au plus grand nombre d'acteurs socio-économiques trouve écho dans les programmes des années 2000.



Exigences écologiques des espèces (niche écologique, habitat, capacité de dispersion, ...)

Depuis des millénaires, la sélection naturelle a modelé la manière dont les espèces se sont adaptées à des environnements différents, changeants et à leurs interactions à travers les processus de compétition, de prédation, de parasitisme ou d'associations.

La **niche écologique** peut se définir de différentes manières, d'un point de vue environnemental, en prenant en compte l'étendue des combinaisons des variables écologiques où une espèce est capable de survivre ou de se développer, ou d'un point de vue fonctionnel, en ciblant les rôles et les fonctions que cette espèce assure dans un assemblage. En principe, deux espèces ne peuvent pas partager la même niche écologique au même endroit car elles sont en compétition pour les mêmes ressources et la sélection naturelle va toujours aller dans le sens d'une diminution de cette pression de compétition en modifiant les niches écologiques.

L'expression des limites de la niche écologique (du potentiel de l'espèce) va se traduire par l'utilisation de différents milieux ou biotopes qui vont définir l'**habitat** de l'espèce.

Cet habitat est souvent subdivisé en trois composantes :

- **Habitat d'alimentation** : les biotopes où les individus trouvent les sources de nourriture ;
- **Habitat de reproduction** : les biotopes où les individus se reproduisent et assurent la croissance des jeunes
- **Habitat de repos ou d'abris** : les biotopes où les individus passent la nuit, l'hiver, ... à l'abri des prédateurs ou de conditions climatiques particulières.

Ces habitats peuvent correspondre à un seul biotope, comme une tourbière pour une espèce tyrophobionte comme la drosera à feuille rondes, ou à plusieurs biotopes comme les amphibiens qui se reproduisent en milieux aquatiques mais assureront la majorité de leur vie dans les prairies naturelles ou les forêts feuillues.

Lorsque les différentes composantes de l'habitat d'une espèce correspondent à des biotopes différents, la manière dont ils s'agencent dans le paysage est essentielle et la survie de l'espèce va dépendre de **sa capacité de dispersion** d'un habitat à l'autre, des distances à réaliser et des obstacles à franchir.

La mise en place d'un réseau écologique ciblant des espèces particulières doit reposer sur une connaissance fine de leur écologie en comprenant bien les exigences et leur niche écologique et en identifiant bien les différents types de biotopes nécessaires pour assurer l'ensemble du cycle de vie et les capacités de dispersion pour passer d'un habitat à l'autre.

Arrière-plan théorique des réseaux écologiques

La dynamique des populations a toujours été un objet de débats important en écologie et particulièrement avec le développement de la biogéographie insulaire dans les années 60 et de la modélisation de la dynamique des populations dans les années 70 et des approches « méta-populations » dans les années 80 et 90.

De manière conceptuelle, la survie d'un réseau de populations dépend de deux taux caractéristiques d'un système de populations plus ou moins isolées :

- Un **taux d'extinction (e)** de populations, qui peut être un phénomène courant dans certains systèmes, pour des raisons de variations climatiques ou environnementales (variations des ressources et dépassement de la capacité d'accueil) et d'interactions biologiques (maladie, parasitisme, prédation, compétition, ...). Plus les densités seront faibles, plus elles sont logiquement susceptibles de s'éteindre. Il y a donc généralement un rapport assez étroit entre la taille des habitats disponibles et le taux d'extinction qui décroît de manière monotone en fonction de la **surface** (cfr Figure 4). Plus les espèces considérées seront en limite de leur niche

écologique, plus les populations sont sensibles à ces phénomènes d’extinction et ce sont d’ailleurs ces pressions qui sont le moteur de l’évolution et l’adaptation des espèces à des conditions imprévisibles et changeantes.

- Un **taux de colonisation (c)** qui mesure la dispersion des individus d’une population plus ou moins isolées à l’autre. Ce taux de colonisation va dépendre de la **distance** entre les sites mais aussi de la résistance de la matrice paysagère qu’il est nécessaire de traverser. Si les conditions écologiques sont correctes et supportables par les individus, qu’ils retrouvent des sources de nourriture et d’abris, les distances franchissables seront plus grandes.

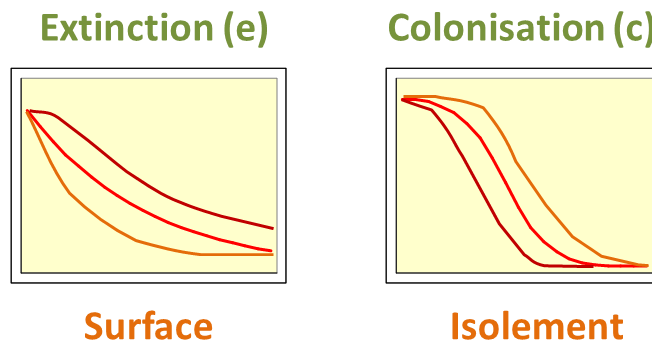


Figure 4 : Taux d’extinction et de colonisation, dont l’équilibre entre les deux détermine la persistance d’un système de populations dans un paysage.

La persistance d’un système de populations dans un paysage va donc dépendre d’un équilibre entre les taux d’extinction et de colonisation.

Dans les années 60, le modèle biogéographique dominant était la présence de larges populations dans les paysages et donc de sources inépuisables d’individus qui pouvaient coloniser des sites isolés garantissant ainsi une certaine stabilité des populations à l’échelle globale. Dans cette vision, tant qu’on a un taux de colonisation important, peu importe le taux d’extinction, le système de populations reste stable (Figure 2).

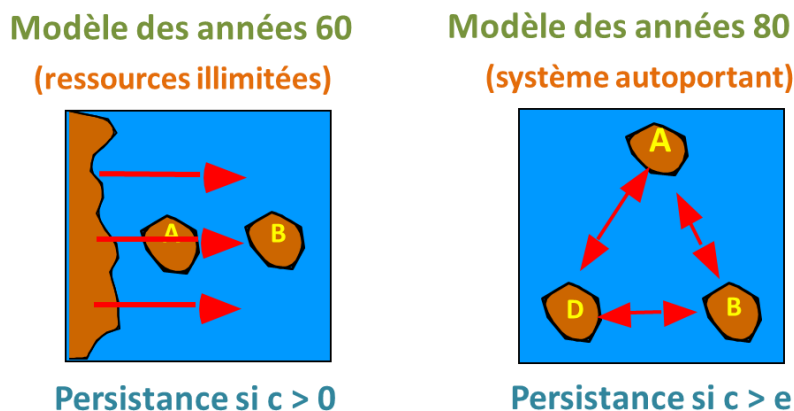


Figure 5 : Passage d’un modèle aux ressources illimitées où la présence de larges populations dans le paysage assure la colonisation (c) des sites isolés voisins, à un modèle où chaque système de populations est autoportant requérant dès lors que le taux de colonisation soit plus important que le taux d’extinction (e).

Suite aux premières crises pétrolières et à la prise en compte progressive des limites des ressources naturelles en général mais aussi des espaces naturels, les modèles ont évolués vers des approches plus réalistes qui impliquent que les situations les plus fréquentes sont celles où il n’y a plus de populations sources inépuisables mais que c’est le système de populations plus ou moins isolés qui doit être autoportant. Dans ce cas, la seule manière de maintenir la stabilité du système de populations est d’avoir un taux de colonisation qui est plus grand que le taux d’extinction.



Les conséquences opérationnelles pour la logique de mise en place de réseaux écologiques sont qu'on dispose de deux moyens pour gérer des systèmes de populations :

- augmenter la surface des habitats nécessaires (pour diminuer le taux d'extinction)
- augmenter la connectivité en facilitant les déplacements entre les habitats isolés et diminuant les distances en restaurant de nouveaux sites ou des sites relais (pour augmenter le taux de colonisation).

Dès lors, si :

- c'est la surface qui est un facteur limitant (impossible d'agrandir les sites existants), le potentiel d'extinction est élevé et il faut alors augmenter la connectivité pour faciliter les recolonisations,
- c'est l'isolement qui est un facteur limitant (impossible de connecter des sites isolés), le taux de colonisation restera faible et il faut alors maximiser les surfaces des sites pour diminuer le taux d'extinction,
- si l'isolement et la surface sont problématiques, la logique d'un investissement significatif peut être remise en cause et d'autres stratégies plus artificielles (déplacements de populations, introduction d'individus, conservation ex-situ, ...) peuvent être envisagées.

Caractéristiques des réseaux écologiques

Les réseaux écologiques visent à maintenir la biodiversité et les processus écologiques en protégeant les habitats et leur connectivité (Bernier and Théau, 2013). La survie d'une espèce dépend de la disponibilité d'un espace de qualité pour vivre, se nourrir, se reproduire et grandir, mais aussi de la possibilité pour ces espèces de se déplacer (Gibson et al., 2013; Ishiyama et al., 2014; Jongman et al., 2004; Olds et al., 2012). Ces déplacements peuvent être de simples mouvements locaux, des migrations régulières ou des mouvements de dispersion temporaire ou définitif liés à une modification des conditions environnementales.

Le terme de réseau écologique désigne donc des écosystèmes liés entre eux par des flux d'organismes dans un ensemble spatialement cohérent, en interaction avec la matrice du paysage (Opdam et al., 2006). Cela répond directement à la menace créée par la réduction et la fragmentation des habitats.

En fonction des besoins et des acteurs qui les mettent en place, ils peuvent tendre vers deux **objectifs principaux** : (i) préserver la fonctionnalité des écosystèmes pour permettre la conservation des espèces et habitats ou (ii) protéger la biodiversité de l'impact des activités humaines en favorisant une gestion durable du territoire (Bennett and Wit, 2001; Fahrig and Merriam, 1994). Les réseaux écologiques fournissent donc un modèle opérationnel de planification du territoire pour la conservation de la biodiversité tout en conciliant les autres besoins d'utilisation du sol et des ressources naturelles (Bennett and Mulongoy, 2006).

Il existe de nombreux synonymes (notamment dans les autres langues) utilisés pour décrire des réseaux écologiques (voir figure 3). Il existe toutefois des **caractéristiques communes** aux réseaux écologiques que l'on peut résumer comme suit (Bennett, 2004) :

- Travaille à la conservation de la biodiversité d'une échelle allant des écosystèmes à l'écorégion en passant par les métapopulations et l'échelle du paysage ;
- Met l'accent sur le maintien et le renforcement de la cohérence écologique, principalement à travers la notion de connectivité ;
- Assure que les zones critiques de biodiversité sont protégées des nuisances des activités humaines par des zones tampons ;
- Prévoit la restauration appropriée des écosystèmes dégradés ;



- Promeut l'utilisation durable des ressources naturelles dans les zones importantes pour la biodiversité.

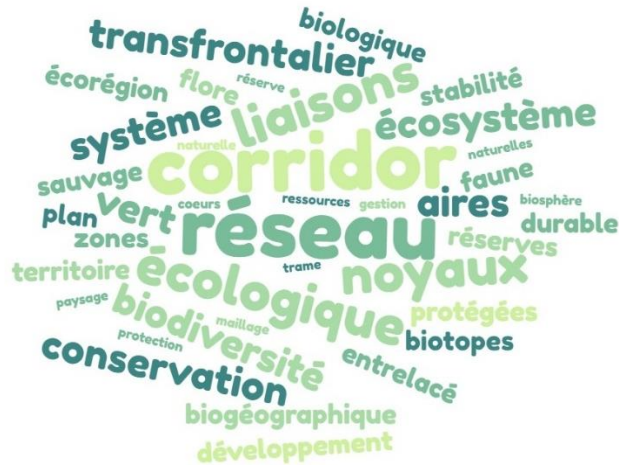


Figure 6 - Mots clefs et synonymes de réseaux écologiques

L'objectif d'un réseau écologique est de pouvoir réaliser ses différentes fonctions de manière cohérente au sein d'un paysage pourtant complexe. Pour cela, il doit être capable de retranscrire de manière fonctionnelle, un réseau des plus organiques. D'une certaine manière, il se doit de retranscrire un réseau biologique en un réseau planologique, permettant ainsi d'assurer une cartographie cohérente et pouvant facilement être utilisée dans le domaine de l'aménagement du territoire (Figure 7).

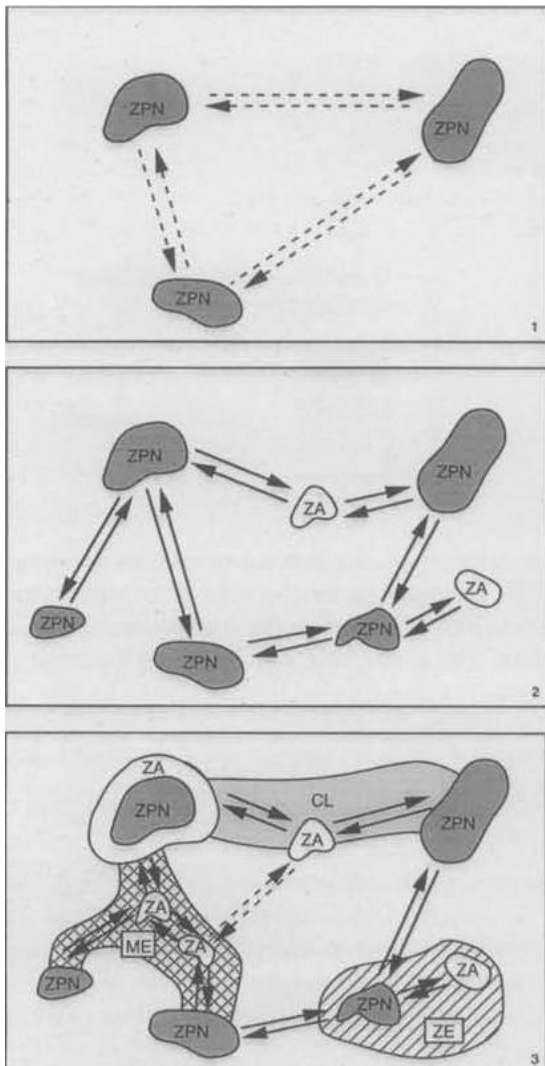


Figure 7 – Le réseau écologique et la zonation de l'espace (Melin, 1997).

ZPN = zones de protection de la nature (zones centrales ou sanctuaires)

ZA = zones associées (zones d'accompagnement ou développement)

CL = couloirs de liaison

ZE = zones d'utilisation extensive

ME = maillage écologique (renforce le réseau)

La séquence des schémas illustre la construction théorique du réseau :

- 1) Point de départ avec les milieux de grand intérêt biologique
- 2) Complété par la reconnaissance de nouveaux milieux protégés et gestion appropriée de milieux associés
- 3) Renforcé par le développement de zones tampons, couloirs privilégiés de liaison, zones d'extensification (agriculture et forêt) et du maillage écologique

Pour ce faire, le paysage est étudié au travers de différents prismes afin que le réseau écologique créé puisse être le plus complet et cohérent possible. Le réseau peut donc dès lors posséder différentes logiques qui diffèrent chacune l'une de l'autre et se



superposent entre-elles. Les réseaux peuvent par exemples être réalisées du point de vue des espèces, des biotopes ou généralement les deux. L'une des principales applications est l'utilisation des réseaux thématique. Comme les différentes espèces fréquentes des habitats bien différents, il est nécessaire de considérer séparément les grands types de milieux présents sur le territoire en créant pour chacun un réseau thématique. On réalise dès lors chacun de ces réseaux de manière indépendante avant de les regrouper pour obtenir le réseau écologique final.

D'autres considérations peuvent également être prise en compte, comme une trame noire (repreant les zones peu éclairées pour les chiroptères) (Sordello, 2017), un réseau urbain repreant les zones fortement urbanisées ou encore la cartographie des différents obstacles potentiels (Vanpeene et al., 2017).

Comme nous venons de le voir, les réseaux écologiques peuvent être déclinés de différentes manière pour être composée finalement d'un mille-feuille de réseaux selon les différents points de vues étudiés. Le concept est donc très malléable et permet d'intégrer de nombreuses notions variées.

Pour résumer, les **défis** d'un réseau écologique sont donc de démontrer (Bennett and Mulongoy, 2006) :

- Un succès dans l'établissement des conditions de conservation durable sur le terrain ;
- La viabilité des espèces, populations et communautés est effectivement améliorée ;
- L'accès à des revenus durables pour les communautés locales humaines au sein de ce réseau.

Finalement, le **potentiel** offert par le modèle de réseau écologique par rapport aux autres modes de conservation réside par sa capacité à (Bennett and Mulongoy, 2006) :

- lier directement les actions de conservation aux processus écologiques des écosystèmes ;
- lier les éléments territoriaux entre eux afin de faire des assemblages cohérents ;
- étendre les principes de conservation de la biodiversité à une échelle plus large à travers la définition de formes d'usage du sol compatibles.

Comme nous l'avons vu ci-dessus, il est possible de définir les caractéristiques d'un réseau écologique sur base des besoins vitaux d'une ou plusieurs espèces. Par manque de connaissance et de temps, il est bien entendu impossible de prendre en compte toutes les espèces présentes dans la zone ciblée. Le choix d'espèce(s) dépendra des valeurs qui leur sont associées (Jongman et al., 2004) :

- Espèce indicatrice, dont la fluctuation des effectifs représente les variations des conditions environnementales (exemple : de nombreuses espèces de libellules et papillons) ;
- Espèce parapluie parce que les exigences en termes de surface protégée ou de qualité du milieu sont telles que répondre à leurs besoins permettra de rencontrer les besoins d'un très grand nombre d'autres espèces (exemple : la moule perlière) ;
- Espèce emblématique, caractéristique d'un habitat naturel spécifique (exemple : le Tetras lyre) ;
- Espèce clé de voûte, qui est indispensable à l'existence même d'un écosystème (son intégrité, sa persistance et sa stabilité) de par l'action qu'elle exerce sur les comportements et/ou effectifs des autres espèces qui composent le système. La disparition des espèces de voûte entraîne des extinctions en cascade et des changements fonctionnels majeurs. Il n'y a pas nécessairement de lien direct entre le rôle d'espèce clé de voûte et la biomasse ou l'abondance de cette espèce. (exemple : le castor) ;
- Espèce endémique, naturellement restreinte à une zone limitée, dont la géographie est cernée (exemple : le brome des Ardennes).

Les espèces choisies permettront de définir les caractéristiques du réseau écologique soit au travers d'inventaires de présence, soit via la définition d'indicateurs de qualité d'habitat nécessaires pour ces espèces (Jongman et al., 2004; Sobolev et al., 1995).



Pour qu'un réseau soit efficace pour la biodiversité en général, il faut qu'il cible prioritairement des espèces qui sont sensibles à la fragmentation des paysages et dont la persistance et la dynamique des populations dépend notamment de la connectivité. Les espèces doivent donc être sélectionnées en fonction des trames biologiques principales qu'elles représentent et d'un gradient de sensibilité à la fragmentation.

Il est dans ce cas possible d'imaginer des espèces « virtuelles » afin de définir des critères standards de qualité d'habitat et de connectivité qui conviendront à un grand nombre d'espèces (EIR, 2017; Rayfield et al., 2010).

Structuration et zonages

Les réseaux écologiques, bien que pouvant se décliner selon différentes modalités, partagent également une compréhension commune de mise en œuvre sur le terrain où des fonctions spécifiques sont assignées à différentes zones en fonction de leur valeur écologique et leur potentiel naturel. Ces fonctions se traduisent en quelques **composantes fonctionnelles** principales (Bennett, 2004). Leur nombre et leur définition peuvent varier, mais trois zones se retrouvent généralement dans la plupart des réseaux écologiques :

- Les zones noyaux ou cœur, ou nodales [ZN];
- Les zones de liaisons [ZL]
- Les zones tampons [ZT]

A.1. Zones noyaux (nodales / coeurs) [ZN]

Espaces naturels nécessaires à la réalisation de parties importantes du cycle de vie permettant de préserver des espèces et/ou des écosystèmes spécifiques. Les zones noyaux sont les réservoirs à partir desquels les espèces se dispersent vers d'autres habitats potentiels (Bennett and Mulongoy, 2006; Berthoud et al., 2004).

Certains auteurs ont tendance à ajouter une notion de statut de protection dans la définition de **zones centrales [ZC]**. Les zones centrales reprennent dès lors tous les espaces protégés avec un statut de protection fort (RN, ZHIB, CSIS, UG prioritaires du réseau Natura 2000) (Bisteau et al., 2009). Elles recouvrent généralement les ZN mais peuvent aussi prendre en compte des ZL et ZT.

D'autres considèrent que le réseau écologique est un moyen de dépasser le cadre juridique et de pouvoir donner de l'importance à des milieux sans statut de protection mais qui jouent un rôle dans la connectivité paysagère (Melin, 1997 ; Bennett and Mulongoy, 2006). Dans ces cas-là les milieux protégés sont sélectionnés mais d'autres type de milieux sont également ajoutés.

Dans une logique de niveau de protection, les zones centrales peuvent également être déclinées de deux façons différentes avec d'une part les zones centrales caractéristiques et les zones centrales à restaurer. Elles reprennent les zones en bon état de conservation d'une part et celles en mauvais état de conservation de l'autre. Cette distinction permet de prendre en compte également les zones potentielles qui permettront d'augmenter la surface des milieux d'intérêt pour la biodiversité une fois restauré (DEMNA, 2012). Une stratégie particulièrement importante vu le faible nombre d'espaces en bon état de conservation présents en Wallonie.

A.2. Zones de liaisons [ZL]

Éléments qui assurent les liaisons fonctionnelles entre les zones noyaux. Ce sont des éléments de paysage qui permettent aux espèces de se déplacer afin d'assurer les échanges physiques et



génétiques entre les habitats, favorisant le maintien des processus écologiques et de la biodiversité dans les paysages fragmentés (Bennett and Mulongoy, 2006; Berthoud et al., 2004). Ce sont ces connections qui sont vitales pour permettre le déplacement des individus (pour un brassage génétique entre populations, trouver de la nourriture, permettre le développement des jeunes et la recolonisation de zones « vides ») et des espèces (pour les migrations saisonnières, les déplacements suite à une dégradation de l’environnement, un événement temporaire tel qu’une inondation, une menace, un changement des conditions climatiques) (Bennett and Mulongoy, 2006).

Les zones de liaisons comprennent les corridors, dont on peut trouver une source historique dans les notions de « chemins verts » et éléments linéaires d’origine récréative, culturelle ou fonctionnelle transformables en liaisons écologiques telles que des canaux, routes, chemins de fer (Fabos, 1995, Flink and Searns, 1993; Little, 1990). Le concept a toutefois évolué pour aujourd’hui englober des liaisons basées sur des notions de perméabilité et connectivité (Henein and Merriam, 1990, Asselin and Baudry, 1989, Baudry and Merriam, 1988). Les corridors peuvent prendre différentes formes que l’on peut catégoriser en trois typologies principales (Bennett and Mulongoy, 2006) :

- *Corridor linéaire (haie, lisière forestière, rivière) ;*
- *Corridor en “pas japonais” (stepping stones), une suite de petites parcelles d’habitat où les individus d’une espèce peuvent s’abriter, se reposer ou se nourrir durant leur déplacement ;*
- *Entrelacement de matrices paysagères permettant à des individus de survivre durant leur mouvement entre deux zones d’habitat.*

Des exemples de corridors ayant démontré un effet bénéfique pour les populations visées se retrouvent au Canada (corridor de la Bow Valley pour les loups) ainsi qu’en Afrique et en Asie (nombreux corridors pour les éléphants). Plusieurs études ont pu montrer qu’établir ou maintenir des liaisons écologiques est la manière la plus rentable d’atteindre des objectifs de conservation. Pour certains cas, les corridors étaient l’unique option possible pour atteindre l’objectif de conservation. Dans d’autres cas, les alternatives (tel que l’agrandissement d’une aire protégée) levalaient des obstacles insolubles (par exemple l’élargissement du Parc National de Bialowieza abritant les restes de la forêt primaire européenne qui souleva une opposition forte de la part des populations locales solutionné uniquement par la création de zones tampons d’usages compatibles et liaisons pour un optimum de connectivité) (Bennett and Mulongoy, 2006).

On voit par exemple en Amérique Latine un déplacement des nouvelles initiatives depuis la notion de corridor biologique vers la notion de corridor de développement durables tels que défini par Cracco et Guerrero, 2004 (cités dans Bennett and Mulongoy, 2006) :

Tableau 2. Notions de corridors

Corridor biologique	Corridor écologique	Corridors de conservation	Corridors de développement durable
Promeut les échanges génétiques	Reflète d’une vision écosystémique	Implication de différentes parties prenantes	Intégration des aspects politiques, sociaux et environnementaux
Vise à conserver des espèces prioritaires	Connections physiques et fonctionnelles	Intègre la notion d’usage durable	Implication active des parties prenantes politiques et économiques
Structure linéaire	Intègre les principes de l’écologie du paysage	Connections entre aires protégées et	Les connections visent également à produire des bénéfices
Connectivité linéaire			
Connections	Renforce les		



physiques entre habitats fragmentés Facilite le déplacement des espèces Planification territoriale locale	processus écologiques Intègre des objectifs de conservation et d'usage durable Planification territoriale locale	aires non-protégées à l'échelle régionale Intègre des objectifs écologiques et sociaux Planification à une plus large échelle territoriale	économiques Notion de production durable Echelle englobant les écosystèmes, infrastructures et objectifs politiques plus larges
---	--	--	---

Récemment la notion de corridor laisse tout doucement la place à d'autres termes plus en accord avec la réalité. En effet, il est difficilement imaginable de prédire parfaitement le trajet d'un animal et de le cantonner à un passage plus ou moins étroit. Afin de mieux considérer le facteur aléatoire du déplacement des espèces, des structures de liaisons aux surfaces plus importantes et plus larges ont commencé à être prise en compte et désignées sous d'autres termes tels que « corridors surfacique » ou « continuum » (SRCE Bourgogne, 2015).

Il faut toutefois garder en tête que ce qui peut être utilisé ou défini comme un corridor pour une espèce peut ne pas l'être pour d'autres. C'est le cas des haies par exemple dans un paysage très ouvert qui vont permettre à des espèces plutôt forestières de se disperser mais qui peuvent aussi être un obstacle à la dispersion d'espèces de milieux ouverts comme les bourdons et les papillons qui vont plutôt suivre les limites externes que les traverser.

Par ailleurs, des couloirs créés pour certaines espèces sont aussi des zones potentielles de dispersion d'espèces prédatrices ou parasites opportunistes ou de maladies. Si l'objectif d'améliorer la connectivité doit être défendu vu la fragmentation actuelle importante des paysages, il faut aussi diversifier la matérialisation des couloirs (forme, fluidité, nature, ...) et anticiper la dynamique de la connectivité dans les paysages, notamment dans le cadre de leur gestion. La connectivité totale n'est pas la solution, mais bien la reconstruction d'un gradient de connectivité, avec des éléments fixes et dynamiques dans le temps.

A.3. Zones tampons [ZT]

Zones entourant le réseau, visant à le protéger des perturbations externes potentiellement dommageables et à assurer le maintien de certains processus écologiques. Ce sont des espaces de transition à l'intérieur desquels ne sont admis que les usages du territoire compatibles (Bennett and Mulongoy, 2006; Berthoud et al., 2004). Cette zone tampon peut dès lors reprendre une bande d'une largeur définie et régulière autour d'une zone noyau/d'une liaison ou bien au contraire englober l'ensemble de l'écorégion afin d'y redéfinir les activités d'utilisation du sol et des ressources naturelles compatibles (appelées également « aires d'usage durable ») et qu'on retrouve notamment dans l'approche de gestion proposée par les Réserves de Biosphère du programme UNESCO (UNESCO, 1974; 1995).

Bien que le concept de zone tampon soit assez simple, sa mise en œuvre est souvent bien plus complexe. Comprendre les interactions entre activités humaines et processus écologiques est une question complexe. Déterminer les usages du sol compatibles n'est en effet pas toujours évident. Les zones tampons peuvent jouer des rôles de corridors diffus ou encore abriter une biodiversité spécifique en elles-mêmes (par exemple les espèces liées à une certaine forme d'agriculture traditionnelle). Le fait de restreindre les activités et usages du sol aura également



des répercussions économiques sur les propriétaires et usagers, amenant la question des compensations (Bennett and Mulongoy, 2006).

Une notion proche des zones tampon est celle des **zones de développement [ZD]**, au sein desquelles un équilibre avec les activités humaines durable est autorisé voire souhaitable. Elles permettent de trouver un équilibre entre la conservation de la nature et une certaine activité économique. Ces zones peuvent servir les mêmes objectifs que les zones tampons mais également ceux des zones de liaisons en offrant une matrice plus perméable aux déplacements des espèces que ce qu'une exploitation intensive des terres ne pourrait pas proposer (DEMNA, 2012). Elles peuvent concerner des zones noyaux lorsque la gestion est indispensable pour maintenir la qualité biologique des sites.

Pour conclure, si on observe une grande diversité de termes et de définitions au sein des composants structurels des réseaux écologiques, deux approches peuvent être distinguées :

- Une **approche fonctionnelle** qui définit le rôle que les différents éléments (ZN, ZL, ZT) doivent avoir pour la biodiversité
- Une **approche opérationnelle** qui définit le niveau de contraintes d'usages à la reconnaissance de deux types d'éléments (ZC et ZD) en fonction de l'importance de la prise en compte de la biodiversité.

L'approche fonctionnelle a comme avantages de cibler les besoins de certaines espèces mais vu la diversité des exigences écologiques des espèces (en terme d'habitats de reproduction, d'alimentation et de repos), il est difficile d'avoir une approche cartographique homogène. Une ZN pour une espèce peut être une ZL ou une ZT pour une autre et vice-versa. L'approche fonctionnelle est assez liée à des trames particulières (cfr les zones ouvertes et fermées de la première version du réseau écologique wallon ou des trames utilisées dans la TVB en France).

C'est pour cela que le DEMNA a développé notamment une approche plus opérationnelle avec uniquement les ZC et les ZD définies en fonction de la primauté des objectifs biologiques par rapport à des objectifs de production. Un bocage peut être identifiée en ZC à partir du moment où il abrite des populations significatives d'espèces d'intérêt biologique majeur (pie-grièche écorcheur par exemple). Cette approche opérationnelle clarifie pour le gestionnaire les enjeux de biodiversité, ce qu'il peut ou devrait faire et ce qu'il faut éviter.

Les deux approches ne sont pas exclusives, l'approche fonctionnelle devrait en principe enrichir l'approche opérationnelle en justifiant pourquoi des contraintes importantes ou moins importantes sont nécessaires dans certains espaces du territoire.

3. De la complémentarité du réseau écologique et de l'infrastructure verte

Le concept d'infrastructure verte apparaît pour la première fois en 1994 en Floride dans un rapport à l'attention du gouverneur en vue de planifier un réseau de voies vertes (greenways). Le terme est alors défini comme la "somme des espaces publics et privés dédiés à la conservation, y compris les paysages et écosystèmes indigènes, espaces verts et aquatiques" (Florida Greenways Commission, 1994). Ce concept était alors présenté en opposition au terme d'infrastructures grises afin de souligner l'importance aussi grande (sinon plus) de planifier, budgéter et gérer ces « infrastructures » (Silva and Wheeler, 2017).

Le terme a été longtemps associé à des milieux plus urbains et aux fonctions de régulation et protection contre des catastrophes naturelles que peuvent fournir ces infrastructures (en comparaison aux coûts d'infrastructures « grises » similaires relevant du génie civil telles que les digues, barrages, etc...). Cette idée se développe également en parallèle des concepts d'adaptation et d'atténuation des risques basés sur les écosystèmes.



Largement développé depuis une dizaine d'années, ce concept reste largement polysémique et fait l'objet d'une diversité de définitions (Tableau 1), certaines se limitant au milieu urbain, d'autres basées uniquement sur les services écosystémiques, d'autres encore s'apparentant fortement au concept de réseau écologique. Dans leur review du concept, Wang & Banzhaf (2018) ont identifié les différentes thématiques abordées au travers de la notion d'infrastructure verte. Parmi les articles analysés, la régulation des flux d'eau (11.48%), la régulation de la température (9.02%), l'accessibilité aux aménagements (6.56%) et la récréation (6.56%) comptaient parmi les fonctions attribuées aux IV (Wang and Banzhaf, 2018). Les fonctions de protection de la biodiversité et des habitats sont présentes mais comparativement moindres (Wang and Banzhaf, 2018).

Tableau 3. Diversité de définitions du concept d'infrastructure verte (source : Wang and Banzhaf, 2018).

Auteur, année	Définition
The Conservation Fund, 2004	Green infrastructure is defined as <i>“the interconnected network of natural and semi-natural areas, features and green spaces that support native species, maintain natural ecological processes in rural and urban areas, and contribute to the health and quality of life for human beings.”</i>
Benedict and McMahon, 2006	Green infrastructure is defined as <i>“a strategically planned and managed network of natural lands, working landscapes, and other open spaces that conserves ecosystem values and functions and provides associated benefits to human populations, in order to link GI concept closely to its implementation.”</i>
European Environment Agency, 2011	Green infrastructure is defined as <i>“a strategically planned network of natural and semi-natural areas with other environmental features designed and managed to deliver a wide range of ecosystem services.”</i>
Matthews & al., 2015	Green infrastructure is defined as <i>“the biological resources in urban areas that are human-modified and primarily serve an overt ecological function’ and which are ‘intentionally designed and deployed primarily for widespread public use and benefit.”</i>
da Silva and Wheeler, 2017	Green infrastructure is defined as <i>“a network of natural, semi-natural and restored areas designed and managed at different spatial scales (from local to global), that encompasses all major types of ecosystems (marine, terrestrial and freshwater), and that aims to conserve biodiversity, mitigate emissions of greenhouse gases, enable societal adaptation to climate change, and deliver a wide range of other ecosystem services”.</i>

En 2013 la Commission Européenne a publié une communication (CE, 2013a) sur les infrastructures vertes qui pose les bases pour l'usage de ce concept et le financement de solutions techniques basées sur la nature et génératrices de bénéfices écologiques, économiques et sociaux. Cette communication poursuit la vision selon laquelle les infrastructures vertes, de par leur multifonctionnalité et leur aspect durable d'un point de vue tant économique que social, sont préférables aux infrastructures grises. Dans cette communication, une nouvelle définition d'infrastructure verte, plus large, est proposée : *« réseau constitué de zones naturelles et semi-naturelles et d'autres éléments environnementaux faisant l'objet d'une planification stratégique, conçu et géré aux fins de la production d'une large gamme de services écosystémiques. Il intègre des espaces verts (ou aquatiques dans le cas d'écosystèmes de ce type) et d'autres éléments physiques des zones terrestres (y compris côtières) et marines. À terre, l'infrastructure verte se retrouve en milieu rural ou urbain. »*

Trois éléments majeurs du concept sont repris dans cette définition (Mubareka et al., 2013) :

- La notion de réseau ;

- La nécessité de planification et gestion de ces infrastructures ;
- Le concept de services écosystémiques.

Ce qui caractérise une infrastructure verte est donc l'intégration d'objectifs de protection des fonctions écologiques avec des objectifs de bénéfices sociétaux (McDonald et al., 2005). Si, en milieu urbain, tous les espaces verts et aquatiques qualifient au titre d'infrastructure verte, en milieu rural en revanche, toutes les zones vertes ne sont pas nécessairement reconnues comme infrastructures vertes (Liquete et al., 2015).

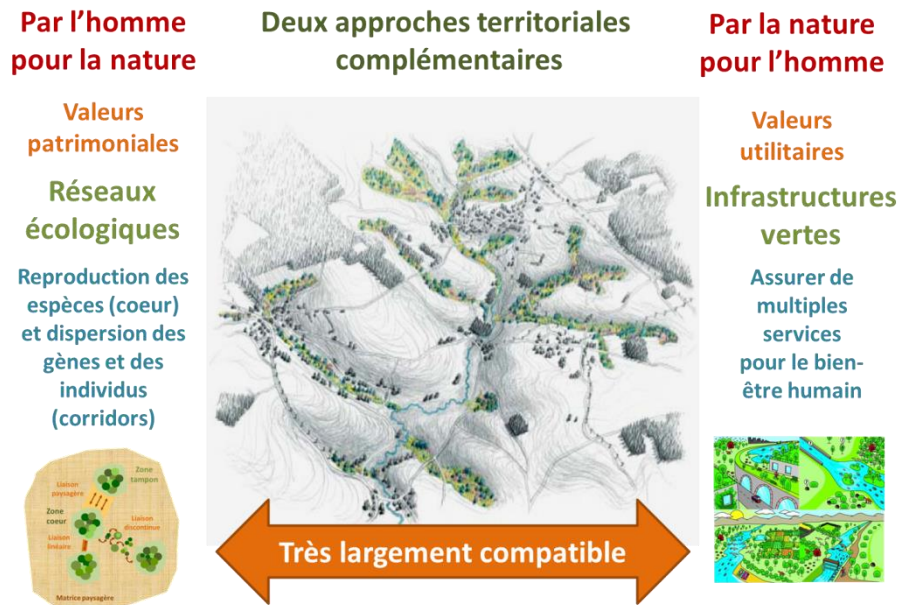


Figure 8 : Compatibilité et complémentarité territoriale des approches de réseaux écologiques et de développement d'infrastructures vertes

Théoriquement, cette approche utilitaire « infrastructures vertes » (la nature pour l'homme) est très largement compatible avec celle du « réseau écologique » (l'homme pour la nature). En effet, les ZC du réseau écologique correspondent très souvent à des conditions écologiques très particulières où la production de biomasse est moins rentable comme des sols calcaires affleurant pour les pelouses calcaires, sols organiques tourbeux pour les tourbières et les boulaies tourbeuses, argiles blanches humides à régime alternatifs pour les landes humides ou les chênaies-boulaies, fortes pentes pour les érablières, sols alluviaux pour les mégaphorbiaies et les aulnaies, ...

Ces zones centrales assurent naturellement une large diversité de services de régulation (érosion, inondations, pollutions du sol, de l'air et de l'eau, pollinisation, contrôle biologique, ...) pour limiter les impacts de l'urbanisation et de l'intensité des modes de production agricole ou forestière. Elles assurent aussi le support essentiel de l'expression de services culturels, d'amélioration de la santé physique (qualité de l'environnement de vie au quotidien, activités de loisirs, écotourisme, ...) et mentale (valeurs esthétiques, patrimoniales, d'héritage, existentielles, ...).

La mise en place d'une logique de réseau écologique pour la biodiversité peut être très largement enrichie par une analyse des opportunités et de son impact en termes de services écosystémiques et notamment de la balance entre les intérêts privés et les intérêts communs (Maebe et al, 2018).

4. Définitions et concepts complémentaires

Biodiversité ordinaire / extraordinaire

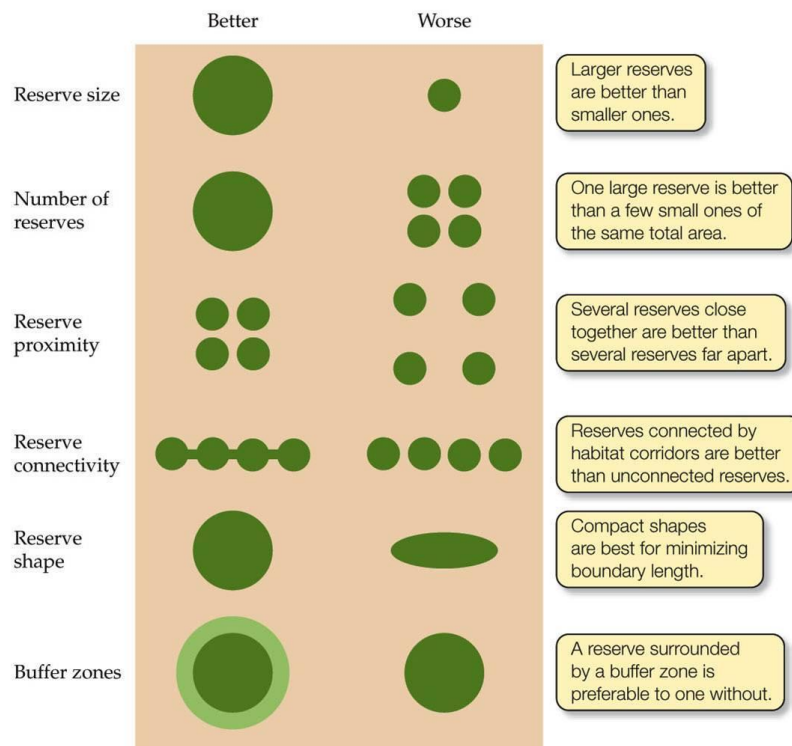
La biodiversité extraordinaire désigne les éléments emblématiques ou charismatiques de cette biodiversité : grands mammifères ou espèces spectaculaires et généralement rares (Ducarme et al.,



2013). C'est la rareté qui participe d'ailleurs à leur « valeur » ou l'importance qu'on leur accorde. Toutefois, mis à part, éventuellement, quelques espèces tout à fait emblématiques (par exemple le tétras-lyre dans les Hautes-Fagnes, le loup, ...) de l'image ou de l'imaginaire collectif, de par sa rareté, la biodiversité extraordinaire ne sert à rien à la toute grande majorité des wallons. Quasi aucun wallon/ne serait réellement impacté/e si le tétras-lyre devait disparaître².

Par contraste, la biodiversité ordinaire (ou commune) est une biodiversité du quotidien, qui désigne l'ensemble des espèces abondantes (du moins historiquement) dans un écosystème donné. Celle-ci assure notamment de nombreuses fonctions et services (cycles du carbone, de l'eau, des nutriments, services écosystémiques de production, régulation, culturels) (Dufrêne, 2018).

D'une certaine manière, le réseau écologique devrait se diriger vers une protection intégrée de la biodiversité ordinaire et extraordinaire pour offrir un réseau multifonctionnel servant de support pour la résolution de nombreux objectifs afin de faire face aux enjeux actuels.



ECOLOGY, Figure 23.17

© 2008 Sinauer Associates, Inc.

Figure 9 : Conceptualisation du débat SLOSS. Source : Ecology 2008, figure 23.17

Le débat SLOSS

Un débat significatif a occupé les écologues dans les années 70 et 80 : est-ce qu'il vaut mieux protéger une grande zone ou plutôt des réseaux de petites aires (Single Large or Several Small).

Le débat n'est pas aussi évident que cela dans la mesure où avec une grande zone protégée on prend le risque de concentrer les enjeux de biodiversité sur une seule zone (risque d'évènements catastrophiques sur l'ensemble de la zone) alors que le risque est dispersé sur plusieurs zones avec des réserves plus petites. L'avantage d'une grande zone est aussi de limiter l'impact des activités externes en bordure – qui existent toujours – en permettant de maintenir une zone cœur protégée réellement importante.

² Lorsque le dernier représentant mâle du rhinocéros blanc du Nord (*Ceratotherium simum cottoni*) a été euthanasié en 2018, aucun humain et a fortiori wallon n'a été réellement impacté dans sa vie quotidienne.

Les réserves de petite taille se caractérisent par des densités moindres, moins de chances d’avoir des biotopes de taille suffisante, complémentaire ou de diversité suffisante, des effets de bordure plus importants, et des taux d’extinction locaux plus élevés, ... et donc un risque de voir le système de population s’effondrer si il n’est pas suffisamment connecté. Tout dépend aussi du seuil de taille qui est pris en compte : si une grande réserve fait plus de 5.000 ha ou 50 ha, ce n’est pas la même chose ...

Land-sharing / Land-sparing Bien débattue parmi les écologistes, cette théorie se base essentiellement sur la problématique de pénurie de terres et propose deux options de gestion du territoire pour protéger et accroître la biodiversité tout en continuant à nourrir une population humaine en développement (Fischer et al., 2014). L’option du land-sharing offre une agriculture généralisée respectueuse de la faune sauvage où les terres de production et les zones naturelles se superposent, tandis que le land-sparing divise strictement les deux, permettant ainsi une agriculture à haut rendement sans présence de nature, où la biodiversité est restreinte dans les zones protégées (Green et al., 2005).

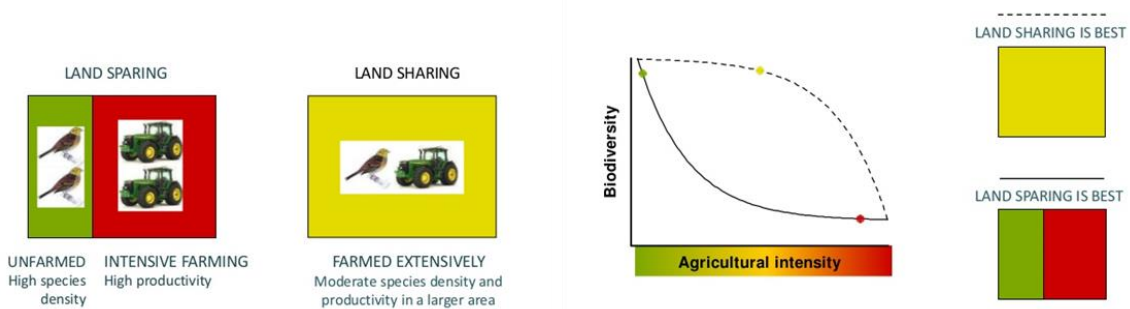


Figure 10 : Conceptualisation du débat land sparing vs land sharing dans un gradient d’intensité agricole. Source : ILRI 2014

La question est de savoir comment le débat a évolué jusqu’à présent et sur quelle option nous devons-nous appuyer pour la création d’un réseau écologique dans notre cas d’étude qui est défini par une forte densité³ de population et la majorité du territoire où les écosystèmes subissent une gestion intensive.

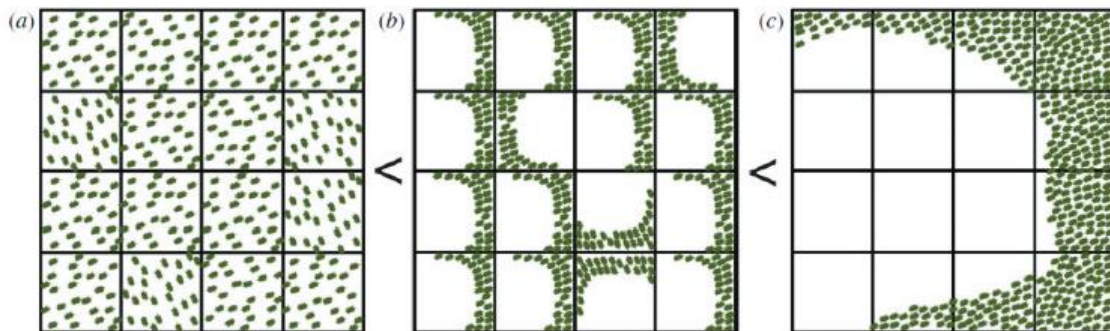


Figure 11 : Land sharing (a), land sparing à l’échelle de la ferme (b) et land sparing à l’échelle régionale (c). Les points représentent les zones dédiées à la conservation de la biodiversité tandis que le fond blanc représente les terres agricoles productives. Source : Herzog and Schuepp 2013.

Dans le passé, de nombreux scientifiques ont utilisé une analyse sous forme de compromis pour tenter de trouver un équilibre entre l’agriculture et la conservation. Le cadre le plus utilisé est celui proposé par Green et al. (2005) et repose globalement sur les objectifs de production du pays et l’analyse de la relation entre la sensibilité des espèces à un gradient de rendements agricoles. Par

³ C’est vrai qu’avec environ 2 wallons/ha, la Wallonie est densément peuplée mais il est nécessaire de rappeler qu’en 1910 (= le paradis pour le naturaliste), les wallons étaient déjà 2.8 millions. En 2018, ils ne sont jamais que 3.6 millions et on observe même une diminution de la densité dans 45% des communes wallonnes. Les problèmes de pression sur les paysages ne sont donc pas liés à un driver inévitable mis bien à la manière dont on agit sur le territoire.

exemple, un nombre croissant d'études indiquent qu'un nombre important d'espèces sont même absentes des terres agricoles de faible intensité, ce qui suppose que la meilleure stratégie consiste au land-sparing et en particulier dans les pays en développement où de nombreuses espèces non-habituées à l'agriculture sont encore présentes et préservées. L'augmentation des rendements pourrait protéger l'habitat intact restant. Dans le cas de pays ayant une longue tradition agricole, ce n'est pas si simple et la stratégie du land-sparing repose sur la possibilité d'augmenter le rendement dans des zones appropriées et de restaurer les terres agricoles moins productives en zones naturelles (Green et al., 2005; Jones-Walters, 2007). Et si nous nous concentrons sur la diversité végétale, le choix est plus partagé et il semble que le land-sparing pourrait être la meilleure stratégie dans un paysage dominé par les cultures et que le land-sharing est le meilleur choix lorsque le paysage devient plus complexe (Egan and Mortensen, 2012).

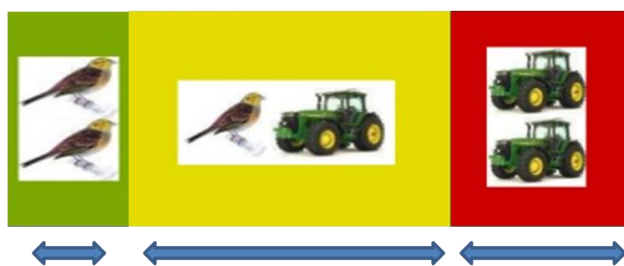
Mais ce cadre n'est pas parfait, il est en effet fortement axé sur la production alimentaire et certains spécialistes souhaiteraient de nouvelles améliorations. De plus, le cadre ne prend en compte aucun aspect socioculturel (Fischer et al., 2014). De nombreux scientifiques soutiennent que la perte de lien entre l'homme et la nature est une menace majeure pour la biodiversité, ce qui entraîne une préférence pour l'option de land-sharing (Folke et al., 2011; Miller, 2005).

Un exemple à l'extrême de land-sparing est la récente initiative de O. Wilson, appelant à un objectif très ambitieux d'aires protégées : le projet Half-Earth. Celui-ci propose d'identifier 50% de superficie terrestre permettant de protéger un maximum de biodiversité et devant prendre un statut de protection empêchant tout impact humain.

A l'inverse, des approches telles que la permaculture et l'agroécologie, tendent vers l'extrême inverse où aucune distinction n'est faite et toute activité humaine est organisée pour maximiser la biodiversité et les fonctions écosystémiques en tout lieu.

Récemment, (Kremen, 2015) suggère que le débat sur le choix entre ces deux stratégies de gestion ne conduira qu'à des options indésirables pour la conservation de la nature⁴. Elle propose une stratégie «land-sharing ET land-sparing» où les zones d'espaces naturels (land-sparing) ne sont utiles que si elles sont reliées entre elles par une matrice respectueuse de la nature (land-sharing). Ainsi, la vraie question ne doit plus être: "Quelle stratégie est la meilleure dans ce cas?" Mais plutôt: "Quel type de pratique agricole peut promouvoir à la fois la biodiversité et les rendements?" Si nous nous concentrons sur le cas d'El Salvador, pays qui subit beaucoup de pression sur la nature et qui ne possède presque plus de forêt, il semble que le seul choix efficace consiste à appliquer une stratégie mixte car la seule solution pour maintenir la biodiversité est de reconnecter le paysage avec une matrice respectueuse de la nature et protéger toutes les parcelles de nature restantes (Crespin and García-Villalta, 2014).

La solution : un gradient de "Landsharing" et de "land-sparing" :



Avec des proportions définies en fonctions des enjeux biologiques, de la capacité de production (cfr marginalités) et des attentes des utilisateurs des espaces ...

<http://fr.slideshare.net/ILRI/ssteinfeld-addis>

Figure 12 : comment le concept de réseau écologique propose un gradient de landsharing et land-sparing. Source : ILRI 2014

⁴ Comme souvent en écologie, la solution n'est ni blanche ni noire, mais varie et s'adapte en fonction des enjeux locaux.

Pour conclure, nous pouvons voir que le débat se déplace vers une approche de réseau écologique avec une stratégie de land-sparing et de land-sharing où des corridors respectueux de la nature sont nécessaires. Par ailleurs, le cas du Salvador est vraiment comparable à notre région. Cela souligne l'importance de notre approche dans la construction d'un nouveau cadre de réseau écologique qui prend en compte ce type de concept dès le début de la réflexion. On remarque également une correspondance entre cette notion et la dichotomie entre les zones de développement et les zones centrales. La première considère plus une stratégie de land-sharing avec la présence d'activité humaines tandis que la deuxième se rapproche plus d'une stratégie de land-sparing, en donnant un statut particulier à des zones de haute valeur biologique et des zones de production de biomasse plus intensive lorsque toutes les conditions de soutenabilité environnementale et sociale sont assurées.

Gradients d'usage

Répartition du territoire selon un gradient d'utilisation du sol constaté ou souhaité. Ce concept est notamment utilisé dans les zones tampons afin d'échelonner l'usage qui est fait du sol entre les deux extrêmes que sont d'un côté la protection totale de la biodiversité excluant toute activité humaine et de l'autre une artificialisation complète du sol empêchant tout développement de biodiversité.

Aux Etats-Unis le plan « Southern Rockies Wildlands Network Vision » propose par exemple 4 catégories d'usage du sol : usage faible et compatible; usage modéré ; éléments de transport et propriétés privées. Dans la catégorie « usage faible et compatible » les activités suivantes sont autorisées : usages récréatifs naturels (vélo sur des chemins définis) ; zones de campings définies et d'impact écologique faible ; chasse et pêche durable, élevage extensif en dehors des zones alluviales et sensibles ; très faible silviculture ; actions limitées de restauration et gestion des habitats naturels pour la flore et la faune indigène ; aucune construction de routes/chemins, d'usage de véhicules ou d'extraction de ressources dans les parcelles de plus de 400 hectares non reliées au réseau routier (Bennett and Mulongoy, 2006).

Ce concept important permettrait de donner une autre dimension aux éléments du réseau et permettrait également de mieux l'intégrer dans le paysage socio-économique actuel. Ce concept est finalement assez similaire à celui du choix entre le land-sharing ou le land-sparing.



Beyond a false dichotomy

Professor Joern Fischer

Figure 13 : Sloss, corridors, land sparing versus land sharing, de faux débats ? Source : Fisher 2011.

La solution est une combinaison des approches en fonction de la hiérarchisation des enjeux. Comme le souligne Fischer et al (2008), ces débats ont fait avancer la recherche et la science mais la solution n'est jamais blanche ou noire mais bien dans une logique de gradients des différentes solutions.

La logique générale de ces approches avait pour but d'optimiser la gestion des paysages pour produire toujours plus en limitant l'impact sur la biodiversité voire en tentant de faire croire qu'il y a moyen de combiner nature et production sans trop changer de paradigmes. Cela vaut la peine de prendre un peu de recul réflexif et de se demander pourquoi finalement ces approches sont proposées et dans quelle mesure elles ne légitiment pas des fondements (comme la production agricole et forestière, l'étalement urbain, ...) qui mériteraient aussi être questionnés.



Interventionnisme

Passage d'une éthique du non-interventionnisme à une perspective gestionnaire de la conservation de la nature. Celle-ci émerge notamment dans la perspective de préserver des paysages culturels liés à des pratiques humaines et ne pouvant pas se maintenir suite à l'abandon de ces pratiques. *« L'idée et la stratégie de la « réserve intégrale » (sans aucune intervention humaine) ont été radicalement contestées par un nouveau courant de recherches écologiques expérimentales, conduites sur le territoire. Si l'activité pastorale traditionnelle, vient à faire défaut, le relais doit être pris par de nouvelles pratiques d'entretien écologique de l'espace, voire de « restauration ». Le respect de la nature, principe quasi-sacralisé de non-interventionnisme, s'est donc inversé en parti-pris gestionnaire »* (Lizet, 1994). L'impératif de gestion trouve aussi de nouvelles justifications dans l'émergence d'une problématique de la biodiversité nécessitant des efforts de gestion afin de maximiser la diversité de milieux et d'habitats (Pelosse and Micoud, 1993).

Réensauvagement

Le concept de ré-ensauvagement a émergé dans les années 90 en réaction à la disparition des très grandes régions sauvages d'Amérique du Nord et la perte du côté « sauvage » (wilderness) de la nature. Cette vision de la conservation de la nature vise une protection à très grande échelle pour maintenir de vastes espaces sauvages (Noss and Soulé, 1998). Certains partisans de cette approche défendent un non-interventionnisme, d'autres au contraire proposent de réintroduire des espèces clés et emblématique du caractère « sauvage » tel quel le loup ou le bison (Lorimer et al., 2015). Le biologiste américain Paul Shepard va même jusqu'à suggérer un réensauvagement de type Pléistocène en réintroduisant une mégafaune beaucoup plus riche semblable à celle de cette époque (Shepard, 2004).

Gérer ou laisser faire ?

La lecture des livres de Jean-Claude Génot (par exemple " La nature malade de la gestion ", Sang de la Terre, 2010) nous interroge nécessairement sur le sens des actions de restauration. Si on peut partager une partie des arguments à l'encontre de "la gestionite aiguë" de certains gestionnaires désireux d'une nature trop soumise ou trop contrôlée, visant trop hâtivement un état idéal, ne laissant pas s'exprimer les processus plus ou moins naturels, même dans des situations totalement dégradées par l'activité humaine, on reste par contre dubitatif sur l'extrême inverse qui laisserait simplement "faire la nature" en lui réservant des espaces, même très perturbés, sans y intervenir.

Les contraintes budgétaires sont rapidement présentées pour justifier un refus d'intervention, alors que le réalisme économique manque souvent lorsqu'il s'agit de tenter de mettre en valeur des terrains marginaux ou d'y abandonner les spéculations alternatives. Qui a finalement peur de la nature ?

Vu les surfaces très limitées des écosystèmes encore en bon état de conservation, l'érosion des populations de nombreuses espèces (typiques, emblématiques, patrimoniales ou non), les grandes surfaces dégradées par le drainage et les plantations, l'accumulation de matières organiques très inflammables, quel risque prend-t-on finalement en intervenant sur une partie du territoire de manière à restaurer des conditions écologiques dans un état plus originel ?

Il est envisageable d'ensuite laisser une grande majorité des surfaces effectivement à une libre évolution, à n'intervenir que dans certaines zones avec des objectifs précis, en "valorisant" une partie de ce "patrimoine" pour répondre aux attentes d'un public averti ou pour partager avec un public plus large la même émotion que celle de cet auteur devant des grands espaces "sauvages". Une première étape pour un réensauvagement (Geogre Monbiot) progressif et accepté d'une partie de l'environnement.

Sans restauration des conditions écologiques de base, de nombreuses espèces originales disparaîtraient définitivement (l'Ardenne est une île en Europe occidentale) et les processus écologiques utiles ne seraient pas opérationnels. Il faut néanmoins rester conscient des limites de l'action, qui ne doit pas être dictée par des attentes existentielles, et rester prêt à en revoir la finalité si



les processus biologiques l'imposent. A ces conditions, l'action génère une large diversité de bénéfices individuels et collectifs. La restauration permet de recréer du lien avec la biodiversité et donner du sens à la place laissée à la nature dans les paysages très transformés. C'est une étape d'un long processus de prise de conscience, d'apprentissage et de découvertes.

Ne pas restaurer, ne pas gérer pour maintenir et sauver ce qui reste encore peut être un choix objectif. Mais dans ce cas, il faut alors accepter que les grands phénomènes perturbants que sont les tempêtes, les incendies, les parasites, les maladies, l'intervention des grands herbivores, ... sont des phénomènes naturels contre lesquels il ne faut pas lutter⁵.

Qui est responsable de la gestion des différentes zones d'un réseau écologique ?

Lorsque les approches sont orientées land-sparing, avec une logique de zones centrales localisées dans une matrice de production intensive inhospitalière, la gestion de ces zones (assimilées à des réserves naturelles) est souvent prise en charge par les autorités publiques ou confiées à des associations naturalistes. Très souvent, on procède d'ailleurs d'abord par la maîtrise foncière qui est suivie éventuellement par des actions de restauration et la mise en œuvre de mesure de gestion, avec ou sans l'aide d'acteurs locaux (agriculteurs, forestiers, ...). Cette logique d'archipels d'îles isolées les unes des autres ou peu connectées a très peu de chances d'être fonctionnelle à moins de construire un réseau cohérent de sites protégés et connectés. Cela peut représenter un investissement important.

Lorsque par contre l'approche générale mixte du land-sparing et du land-sharing, la responsabilité de la gestion doit être partagée entre les différents acteurs du territoire. Les zones centrales, dédiées à la conservation de la nature, restent généralement gérées par l'autorité publique ou des associations naturalistes mais la gestion peut aussi être confiée à des gestionnaires locaux (agriculteurs, forestiers, ...) qui sont financés à travers des contrats spécifiques ou à travers des subventions publiques. Cette implication des gestionnaires et des propriétaires permet d'étendre à moindre coût la mise en place du réseau écologique dans les zones de développement et même dans la matrice pour y développer par exemple les éléments du maillage écologique. Mais elle suppose la définition d'objectifs, la réalisation de contrats, la mise en place d'actions de contrôles, ... pour vérifier que les financements prévus sont bien investis correctement. Cette cohérence est plus facilement atteinte si on obtient une forte adhésion des acteurs concernés.

⁵ Le contexte actuel de la zone d'exclusion d'activités forestières de plus de 60.000 ha suite à la découverte d'un foyer important de Peste Porcine Africaine (PPA) alors que des scolytes, ravageurs primaires de l'espèce non-indigène qu'est l'épicéa lorsqu'il est planté en peuplement non mélangés, sont en train de se développer de manière exponentielle suite aux conditions climatiques de l'été 2018, est assez révélateur des limites « politiques » de la non-intervention.



2. Cadre politique et juridique

1. International

La Convention sur la Diversité Biologique, traité international adopté au sommet de Rio en 1992 visait notamment dans ses objectifs à l’horizon 2010, à (CBD, 2004) :

- établir et renforcer les aires protégées nationales et régionales en un réseau global ;
- intégrer les aires protégées dans des paysages terrestres et maritimes plus larges afin de maintenir les fonctions et structures écologiques ;
- établir et renforcer les réseaux régionaux, aires protégées transfrontalières et la collaboration entre pays limitrophes ayant des aires protégées voisines.

La déclaration de Johannesburg et son plan de mise en œuvre du sommet mondial sur le développement durable (WSSD, 2002) détaille que pour l’atteinte de ces objectifs il est nécessaire de « promouvoir le développement des réseaux et corridors écologiques nationaux et régionaux ».

En 2008, la proportion surfacique mondiale des aires protégées terrestres était évaluée à 12,2 % des terres (BIP, 2010). Lors de la dixième réunion de la conférence des parties à la convention sur la diversité biologique à Nagoya au Japon en 2010, les parties ont fixé comme objectifs que d’ici 2020, au moins 17 % des zones terrestres soient conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d’aires protégées gérées efficacement et équitablement et d’autres mesures de conservation efficaces par zone, et intégrées dans l’ensemble du paysage terrestre et marin. Cet objectif sera probablement revu à la hausse (pour ce qui est des %), mais sa base restera très probablement la même dans le cadre mondial post 2020 (CBD, 2010).

« Autre mesure de conservation efficace par zone » signifie « une zone géographiquement délimitée, autre qu’une aire protégée, qui est réglementée et gérée de façon à obtenir des résultats positifs et durables à long terme pour la conservation in situ de la diversité biologique, y compris des fonctions et services écosystémiques connexes et, le cas échéant, des valeurs culturelles, spirituelles, socioéconomiques et d’autres valeurs pertinentes localement» (CDB, 2018).

2. Europe

L’Europe, continent où la fragmentation des milieux naturels due à la pression des activités humaines est la plus forte, a pris une certaine avance sur les accords internationaux en matière de conservation de la biodiversité. Contrairement à d’autres régions du monde comme l’Amérique du Nord ou l’Australie où les actions sont menées principalement par des ONGs ; en Europe, les gouvernements ont un rôle prépondérant dans le domaine de la conservation de la nature. Cette approche implique toutefois des limites administratives correspondant rarement aux limites des écosystèmes et éco-régions. La Stratégie Pan-Européenne de Diversité Biologique et des Paysages adoptée en 1995 (Council of Europe, 1996), tentait de remédier à ce défaut en coordonnant les actions des différents états. La mise en œuvre se fait toutefois sur une base volontaire. Cette stratégie établissait comme objectif principal la conservation, le renforcement et la restauration d’écosystèmes clés, d’habitats, d’espèces et de paysages caractéristiques à travers la création et la gestion effective d’un Réseau Ecologique Pan-Européen (PEEN). La construction de ce réseau écologique pan-européen repose sur une attitude pro-active (Bennett and Mulongoy, 2006). L’Union Européenne aiguille une cohérence entre ses états membres via la mise en place du réseau Natura 2000, ensemble de sites et d’espèces dites « d’importance européenne » (environ 2000 espèces et 230 types d’habitats) définies dans les directives Habitats (CE, 1992) et Oiseaux (établie en 1979 et remplacée en 2009 (CE, 2009)).



Le réseau Natura 2000 consiste en approximativement 25.000 sites couvrant près de 18% du territoire de l'Union Européenne. Bien qu'originellement conçu comme un système d'aires protégées, l'importance de la connectivité des sites est reconnue dans l'article 10 de la directive Habitats:

« Là où ils l'estiment nécessaire, dans le cadre de leurs politiques d'aménagement du territoire et de développement et notamment en vue d'améliorer la cohérence écologique du réseau Natura 2000, les États membres s'efforcent d'encourager la gestion d'éléments du paysage qui revêtent une importance majeure pour la faune et la flore sauvages. Ces éléments sont ceux qui, de par leur structure linéaire et continue (tels que les rivières avec leurs berges ou les systèmes traditionnels de délimitation des champs) ou leur rôle de relais (tels que les étangs ou les petits bois), sont essentiels à la migration, à la distribution géographique et à l'échange génétique d'espèces sauvages. »

En pratique cette connectivité est assez peu réalisée au niveau Européen. La Wallonie se démarque toutefois sur ce plan en s'étant basée sur les sols sensibles et marginaux associés aux reliefs générés par le réseau oro-hydrographique et en forçant certaines zones forestières en têtes de vallées et sur les lignes de séparation des eaux afin de connecter des bassins différents. La connectivité a également été systématiquement analysée avec les pays voisins qui avaient déjà établi leur réseau.

Il ne s'agit toutefois que d'un outil parmi d'autres et qui ne permet pas à lui seul d'assurer une pleine connectivité des habitats. La France, par exemple, bien consciente de ces limites a réalisé une forte mobilisation des outils hors réseau Natura 2000 au travers de la Trame Verte et Bleue.

La stratégie biodiversité de l'UE (« La biodiversité, notre assurance-vie et notre capital naturel - stratégie de l'UE à l'horizon 2020 » (CE, 2011a)) est le document actuel principal. Dans son objectif 2, la stratégie vise à établir un réseau d'écosystèmes et de leurs services et de restaurer au moins 15% des écosystèmes dégradés. Un cadre de travail pour la priorisation des actions de restauration a ensuite été établi qui divise le continuum de l'état de conservation des écosystèmes en quatre niveaux distincts (Lammerant, 2014).

Dans les années 2010 à 2013, l'Union Européenne s'est dotée d'une série d'autres stratégies et réglementations indirectement liées à la protection de la nature :

- La PAC à l'horizon 2020 : Alimentation, ressources naturelles et territoire - relever les défis de l'avenir (CE, 2010) ;
- La Feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources (CE, 2011b) ;
- Les règlements relatifs au Fonds de cohésion (CE, 2011c) et aux dispositions particulières applicables au Fonds européen de développement et régional et à l'objectif « Investissement pour la croissance et l'emploi » (CE, 2011d) ;
- Infrastructure verte - renforcer le capital naturel de l'Europe (CE, 2013a) ;
- Une nouvelle stratégie de l'UE pour les forêts et le secteur forestier (CE, 2013b).

Certains pays ou régions ont inscrit cette proactivité dans la création d'un réseau écologique au sein de leur législation et non pas seulement dans leurs politiques et stratégies (République Tchèque, Lituanie, Slovaquie, ainsi que la Flandre). Dans ces mêmes pays l'approche pour l'élaboration du réseau écologique est similaire : la planification se fait de manière hiérarchique depuis le sommet vers la base avec une définition des grands enjeux au niveau national, une désignation aux niveaux provinciaux et régionaux et une mise en œuvre au niveau communal et local (Jongman et al., 2004)



3. Belgique - Wallonie

En 2006, la Belgique s'est dotée d'une **stratégie nationale** pour la biodiversité à l'horizon 2016 impliquant le gouvernement fédéral et les gouvernements régionaux⁶ après consultations des différentes administrations. Cette stratégie a été actualisée en 2013 afin d'intégrer la stratégie européenne biodiversité 2020 et de s'aligner sur le même horizon temporel. On y retrouve notamment l'importance de cartographier et mettre en valeur les services écosystémiques (Point focal national belge pour la CDB, 2013).

Une évaluation de la mise en œuvre de l'objectif 11 d'Aichi devra être faite en 2020. Une étude réalisée en 2012 avait toutefois estimé que la superficie du territoire Wallon répondant à l'objectif 11 d'Aichi (réseaux reliés d'aires protégées et autres mesures de conservation efficaces par zone) s'élevait à 18.6% au moment de l'étude.

En Wallonie, la Loi de la Conservation de la Nature du 12 juillet 1973, (modifiée en 2001 pour prendre en compte les Directives Oiseaux et Habitats), définit différents statuts de protection des sites. Elle est complétée par deux Arrêtés du Gouvernement wallon concernant les statuts des zones humides d'intérêt biologique (ZHIB) et des cavités souterraines d'intérêt scientifique (CSIS).

240 sites Natura 2000 ont été désignés comme zones spéciales de conservation (ZSC) en Wallonie pour une superficie totale de 220.000 hectares. Selon le dernier rapport de l'union européenne sur l'évaluation de la mise en œuvre des politiques environnementales (Environmental Implementation Review – EIR, 2017), la Belgique affiche un certain retard: 8.6% des sites contre 16% en moyenne dans l'UE).

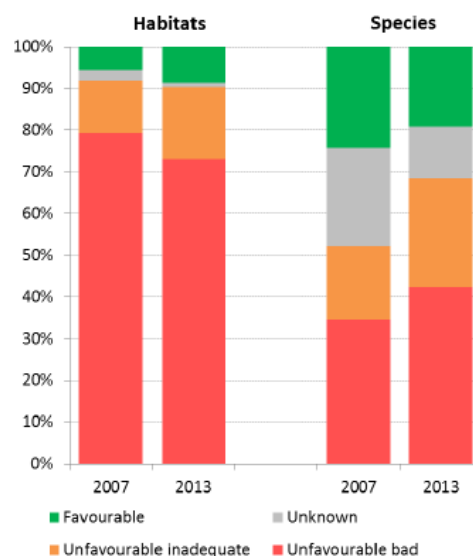


Figure 14 - Statut de conservation des sites Natura 2000 en Belgique 2007/2013 (%)

La priorité identifiée pour la Wallonie est la définition d'objectifs de conservation au niveau des sites. L'évaluation et la cartographie des services écosystémiques, encouragée par la stratégie européenne de biodiversité 2020 accuse également un retard en Wallonie (mis en œuvre au travers de la plateforme WAL-ES), surtout en comparaison de la Flandre qui est une des régions les plus avancées dans la mise en œuvre de l'initiative MAES (Mapping Assessment of Ecosystems and their Services). En 2017, la Wallonie a toutefois établi un cadre pour la priorisation de la restauration des écosystèmes afin de coordonner les différents cadres existants en matière de conservation de la nature (EIR, non publié).

⁶ En Wallonie, les négociations étaient portées par le Ministre de la Nature Carlo Di Antonio.



Le Code du Développement Territorial (CoDT), entré en vigueur début 2017 prévoit certaines mesures de protection de la nature et de la biodiversité. Ce code inclut également l'élaboration (soumis à enquête publique à l'heure de l'écriture du présent rapport) d'un Schéma de Développement du Territoire, devant inclure une « *carte représentant la structure territoriale avec les sites reconnus en vertu de la loi sur la conservation de la nature du 12 juillet 1973, ainsi que les liaisons écologiques adoptées par le Gouvernement, en tenant compte de leur valeur biologique et de leur continuité en vue d'assurer un maillage écologique cohérent à l'échelle du territoire régional* » (SPW, 2017).



3. Méthodes d'identification et cartographie de réseaux écologiques

1. Etapes principales

Les étapes principales pour l'identification et la mise en œuvre d'un réseau écologique sont (Bennett and Mulongoy, 2006, Bernier and Théau, 2013) :

- Déterminer les objectifs de conservation, en impliquant un maximum d'acteurs concernés ;
- Choisir les espèces / milieux cibles, et s'assurer une compréhension large de leurs besoins et des processus écologiques qui leurs sont liés ;
- Identifier les obstacles/sources de pression anthropique et formuler des mesures d'atténuation ; identifier les opportunités d'activités anthropiques compatibles et durables ;
- Cartographier les données sur les espèces, les habitats et les menaces ;
- Sélectionner les zones noyaux ;
- Etablir les liaisons ;
- Déterminer les zones tampons ;
- Formuler un plan d'action multi-acteurs pour mettre en œuvre le réseau identifié ;
- Optimiser le réseau pour atteindre les objectifs.

L'ordre de ces étapes peut varier et à chacune d'elles, plusieurs approches méthodologiques peuvent être envisagées. Ces différentes possibilités influencent la configuration spatiale des réseaux obtenus. Une étude sur la conception d'un réseau écologique en Estrie au Québec, adapté à une espèce indicatrice représentative des forêts matures et surannées à dominance feuillue : le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) a été réalisée. Elle combinait deux méthodes de sélection des zones noyaux (Analyse multicritères et Indice de qualité d'habitat) et trois méthodes de tracé des corridors (Chemin de moindre coût ; Corridor de moindre coût ; Théorie des circuits) et a résulté en 6 réseaux écologiques avec des configurations spatiales différentes tant dans la superficie, le périmètre des éléments et la largeur des corridors (Bernier and Théau, 2013).

2. Méthodes

La première étape consiste à déterminer les objectifs de conservation visés par le réseau écologique. Cette étape est essentielle dans la stratégie de conservation et influencera directement le choix de la zone d'étude et des espèces et /ou écosystèmes cibles. Les espèces cibles peuvent être des espèces vulnérables directement concernées par les objectifs de conservation ou encore être choisies pour leur capacité à servir de « parapluie » pour un groupe d'espèces ou certains processus écologiques (Beier et al., 2008). Si les objectifs de conservation visent à protéger des écosystèmes particuliers, les espèces sélectionnées devraient être représentatives des différents types d'habitat et fonctions écosystémiques associés à ces milieux de façon à concevoir le réseau le plus fonctionnel possible (Hilty et al., 2006).

Sélection de zones protégées pré-existantes

Toutes les aires protégées pré-existantes, vouées à la conservation de la nature et encadrées par une juridiction sont automatiquement reprises dans le réseau écologique à établir. Cette méthode est



généralement utilisée pour définir les zones noyaux, bien qu'il est également possible de les prendre en compte pour la définition d'autres zones tels que les corridors (Bernier and Théau, 2013).

Analyses Multicritères

Les analyses multicritères prennent en compte plusieurs facteurs qui sont normalisés et pondérés. Le résultat est un poids permettant de sélectionner les milieux les plus favorables du point de vue écologique, tant pour définir des zones noyaux que des liaisons. Les critères peuvent être par exemple la superficie, le degré de connectivité, la rareté et le niveau d'exposition aux pressions anthropiques (Geneletti, 2004). Le concept d'irremplacibilité peut également servir de base pour sélectionner les zones qui contribuent le plus à l'atteinte des objectifs de conservation (Noss et al., 2002).

Indices de Qualité d'Habitat

Les milieux présentant la meilleure qualité pour la ou les espèces cibles choisies sont sélectionnés comme zones noyaux (et éventuellement sélection des catégories de deuxième choix pour les zones de liaison). Pour cette méthode il est nécessaire de choisir une espèce ou un groupe d'espèce qui définira le réseau écologique (espèce emblématique, parapluie, clé, ...). La qualité de l'habitat pour une espèce donnée dépend de paramètres tels que la disponibilité de nourriture, d'abris, de sites de nidification et la relation avec les espèces compétitrices et prédatrices. La connaissance des éléments biologiques et physiques nécessaires à la survie et la reproduction de l'espèce et la disponibilité des données sur ces éléments permettra d'établir la qualité de l'habitat. Lorsque certaines données sont indisponibles, il est possible d'utiliser des données plus courantes qui renseignent indirectement sur ces paramètres (proxy), comme l'occupation du sol, la densité de routes et la topographie. Dans tous les cas il est souvent nécessaire d'établir une traduction entre les données disponibles et les besoins de l'espèce. Traduction qui peut se faire selon des opinions d'experts et/ou la littérature et/ou données empiriques d'inventaire et/ou radio-téléométrie. Différentes méthodes de traitement de ces données peuvent être utilisées (Bernier and Théau, 2013) :

- une analyse de perméabilité, où les milieux offrant une moindre résistance aux déplacements sont considérés comme d'une meilleure qualité (Singleton et al., 2004) ;
- un indice d'adéquation de l'habitat (Rouget et al., 2006) ; et
- une fonction de sélection des ressources, qui établit la probabilité relative d'utilisation d'un milieu donné (Chetkiewicz et al., 2006)

Analyses de perméabilité

Les analyses de perméabilité visent à établir une matrice de résistance aux déplacements de l'espèce cible sur la zone étudiée. Cela implique de faire le lien entre les caractéristiques de l'occupation du sol et leur influence sur les déplacements de l'espèce en question (Adriaensen et al., 2003). Il existe différentes méthodes pour ce faire ; généralement, la résistance relative associée aux paramètres du territoire (utilisation du sol, topographie, perturbations anthropiques, etc.) est déterminée à partir de la littérature et d'opinions d'experts, mais il est aussi possible d'analyser des données empiriques (présence/absence, chemins observés par radio-téléométrie, analyses génétiques) dans le cadre d'une fonction de sélection des ressources pour estimer les résistances (Beier et al., 2008).

Les analyses de perméabilité sont souvent utilisées pour établir les corridors/liaisons écologiques. Suite à l'établissement de la matrice de résistance, une deuxième étape consiste à déterminer le tracé optimal des liaisons entre différentes zones noyaux et au travers de la matrice de résistance. Cette étape identifie les continuités de pixels connectés et offrant le moins de résistance aux déplacements.



Là encore, plusieurs méthodes peuvent être utilisées, les principales étant basées (Bernier and Théau, 2013) sur:

- les chemins et les corridors de moindre coût, visant la plus faible résistance cumulative aux déplacements le long d'un linéaire de pixels (Beier et al., 2008) ;
- la théorie des circuits, où la résistance aux déplacements dans le paysage est traitée comme la résistance au passage du courant dans un circuit électrique (McRae et al., 2008) ;
- la théorie des graphes (Foltête et al., 2012) ;
- les modèles simulant le déplacement d'individus dans le paysage tentent plutôt de recréer les choix de trajectoires d'organismes traversant la matrice paysagère tout en intégrant une composante aléatoire dans ces choix (Hargrove et al., 2005).

Certains outils directement intégrés dans les systèmes d'information géographique existent. Ils permettent d'appliquer ces méthodes, voir des combinaisons de ces méthodes (par exemple Linkage Mapper Connectivity Analysis Software ou GuidosTool-box).

Interprétation visuelle des liaisons

Pour les liaisons écologiques, après avoir cartographié les zones noyaux et intégré au fond de carte des informations sur l'occupation du sol, il est possible de procéder à une interprétation visuelle. Les corridors sont délimités à partir de données d'occupation du sol en reliant les parcelles d'habitat les plus directement connectées entre elles ou considérées comme telles selon certaines règles de proximité (Duchesne et al., 1998).

Opérateurs morphologiques

Les opérateurs morphologiques sont des opérateurs mathématiques de traitement d'image qui permettent d'identifier automatiquement les corridors structuraux dans le paysage à partir de données matricielles d'occupation du sol (Vogt et al., 2007). Le paysage est représenté comme un ensemble de parcelles d'habitat dans une matrice inhospitalière (non-habitat). À partir de règles de voisinages établies, les deux opérateurs morphologiques de base (dilatation et érosion) sont appliqués aux pixels de l'image pour permettre l'identification des éléments structuraux d'intérêt (Bernier and Théau, 2013).

Combinaison de méthodes

Différentes méthodes sont souvent appliquées pour définir les différents éléments au sein d'un même réseau écologique. Il est également possible de combiner les méthodes pour les mêmes éléments du réseau. C'était notamment l'objet d'une étude menée par le Centre Commun de Recherche de la Commission Européenne (JRC) qui visait à identifier un réseau d'infrastructures vertes pan-européen sur base du potentiel de chaque zone à fournir des services écosystémiques et sur base de la présence ou la qualité de l'habitat pour des espèces emblématiques (Liquete et al., 2015).

Dans cette étude les chercheurs ont d'abord identifié 8 services écosystémiques de régulation et maintenance (qualité de l'air, protection contre l'érosion, régulation des flux d'eau, protection des côtes, pollinisation, régulation de la structure du sol, purification de l'eau et régulation climatique). Des indicateurs proxy ont été trouvés avec des données disponibles sur toute la zone couverte afin d'évaluer le potentiel de chaque pixel pour chacun de ces services. Ceux-ci ont ensuite été normalisés, pondérés et intégrés en un indicateur global de fourniture de services de régulation en 5 catégories.

Une identification des sites de présence des grands mammifères et des sites présentant un habitat de qualité (perméabilité faible) a ensuite été réalisée et les résultats ont été également présentés selon une échelle normée de 5 catégories.

La suggestion finale du réseau écologique se basait sur le niveau le plus haut dans l'un des deux volets (services écosystémiques ou réseau d'espèce). Les pixels faisant partie de la catégorie 5 étant suggérés pour les zones noyaux et les pixels de catégorie 3 et 4 pour les zones secondaires, pouvant servir soit à prioriser les objectifs de restauration en vue d'une intégration aux zones noyaux ou soit la désignation des corridors et zones tampons (Liquete et al., 2015).

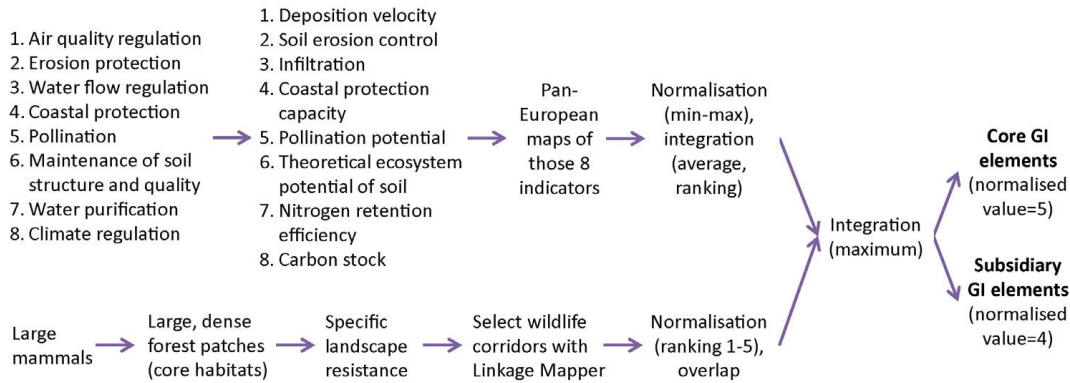


Figure 3- Méthodologie de l'étude JRC pour la cartographie des infrastructures vertes

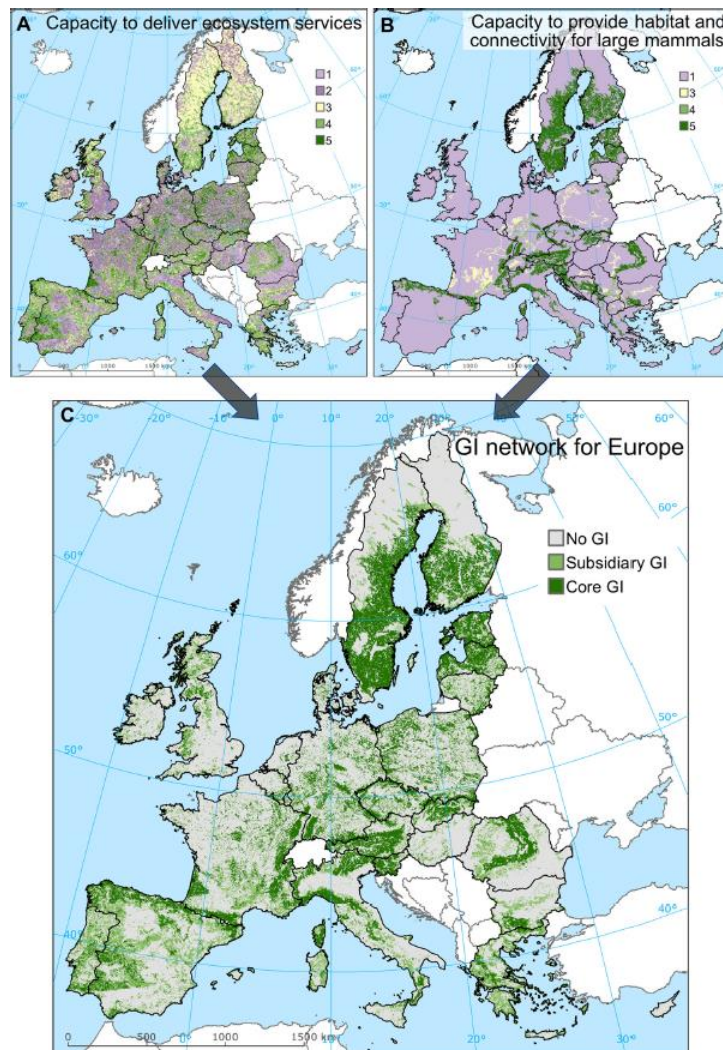


Figure 15. Résultats de l'étude JRC pour la cartographie des infrastructures vertes



Optimisation du réseau

Suite à la définition des zones noyaux, liaisons écologiques et zones tampons, il est possible d'optimiser ce réseau en y intégrant différents critères additionnels :

- intégrer des habitats d'intérêt pour la conservation ou aires protégées préexistantes (si ceux-ci n'ont pas été à la base de la désignation des zones noyaux ou des liaisons) ;
- modifier les contours des zones afin de minimiser les effets de lisière dans le réseau ;
- identifier les barrières et les sources de pressions anthropiques qui peuvent nuire à la fonctionnalité du réseau et les mesures d'atténuation possibles, particulièrement en ce qui a trait aux corridors (Beier et al., 2008).
- résilience et flexibilité vis-à-vis des changements climatiques attendus et de leurs impacts sur les espèces et habitats.



4. Expériences dans d'autres pays, régions

1. Tableau comparatif

Pays	Nom du RE	Echelle Admin	Echelle cartographique	Eléments de zonage	Notion habitats-espèces	Notion Services Ecosystémiques	Notion Infrastructures Vertes	Objectifs
France	Trame Verte et Bleue	Triple : National/ Régional/ Communal	1/100 000 (régional)	Maillage de connections (trames et sous-trames) Réservoirs de biodiversité Corridors	Trames d'habitats avec espèces représentatives	Pas dans l'objectif premier ni dans l'identification du réseau	Pas dans l'objectif premier ni dans l'identification du réseau	Préservation de la biodiversité
Allemagne	Réseau de biotopes	Triple : National/ Régional/ Communal	1/250 000 (national)	Zones centrales Zones tampons et zones de développement Éléments composites (couloirs ou tremplins) Matrice de paysage environnant	Habitats et grands mammifères	Présent dans certains projets tel que la protection des tourbières.	Très présent dans certains projets comme la ceinture verte ou les biotopes urbains.	Occuper 10% du territoire et améliorer la connectivité des aires protégées Natura 2000



Flandre (Belgique)	VEN et IVON	Double : Régional/ Province	1/25 000 (régional)	Zones centrales et en développement Zones tampons Zones de connexion (corridors et tremplins)	Sans données	Pas dans l'objectif premier	Pas dans l'objectif premier	9% du territoire protégé et 11% pour connexions
Danemark	Carte verte du Danemark	Double : National/ Communal	Sans données	Zones de nature existante Zones de nature potentielle	Principalement basé sur les habitats	Sans données	Très importante dans la nouvelle stratégie	Sans données
Espagne	Variable	Essentiellement au niveau régional	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable
Estonie	Réseau des aires de compensation écologiques	Triple : National/ Régional/ Communal	1 :50 000 (régional)	Zones de compensations écologiques	Sans données	Fortement inclus dans la notion de compensation	Fortement inclus dans la notion de compensation	50% du territoire dédié au développement durable
Hollande	Réseau Ecologique National	Double : National/ Provincial	Sans données	Zones noyaux, Zones de développement de la nature Corridors	132 habitats et paysages	Pas dans l'objectif premier	Pas dans l'objectif premier	17.5% du territoire au total + superficies minimum pour chacun des 132 habitats.



Italie	Réseau Ecologique National	National	Sans données	Zones noyaux	431 espèces de vertébrés	Pas dans l'objectif premier	Pas dans l'objectif premier	Subvenir aux besoins des 431 espèces.
Lituanie		Double : National/ Régional	Sans données	Zones de compensations écologiques	Sans données	Fortement inclus dans la notion de compensation	Fortement inclus dans la notion de compensation	60% du territoire dédié au développement durable
Luxembourg	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données
Pologne	ECONET Poland	National	1 :500 000	Aires protégées	Distribution des espèces menacées, rares et endémiques	Non	Non	26% du territoire
Portugal	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données	Sans données
Rep. Tchèque et Slovaquie	Système Territorial de Stabilité Ecologique Paysagère	National	Sans données	Zones de compensations écologiques	Représentativité, la pertinence écologique, la stabilité des écosystèmes, la forme et la superficie	Fortement inclus dans la notion de compensation	Fortement inclus dans la notion de compensation	Sans données
Royaume-Uni	Variable	Régional	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable



2. France – La Trame Verte & Bleue

A.4. Identification au niveau national

La Trame Verte et Bleue (TVB) a été formulée en 2009 dans le cadre de la Loi Grenelle II. Elle est l'outil national de la France pour un aménagement durable du territoire afin d'enrayer la perte de biodiversité, maintenir et restaurer ses capacités d'évolution et préserver les services rendus, en prenant en compte les activités humaines. Elle est un réseau écologique formé de continuités écologiques terrestres et aquatiques. La Trame verte et bleue contribue à l'état de conservation favorable des habitats naturels et des espèces et au bon état écologique des masses d'eau. Elle doit permettre aux espèces animales et végétales de se déplacer pour assurer leur cycle de vie et favoriser leur capacité d'adaptation (MTES, 2014).

La Trame verte et bleue doit permettre d'appréhender chaque territoire dans une échelle plus large et d'identifier et favoriser la solidarité entre territoires. Les continuités écologiques sont identifiées au niveau national par les orientations nationales et doivent être précisées au niveau régional par les schémas régionaux de cohérence écologique (MTES, 2014).

Au sein de la trame verte et bleue, des sous-trames sont définies comme des ensembles d'espaces, plus ou moins connectés, constitués d'habitats ayant des caractéristiques communes et pouvant accueillir des cortèges d'espèces particuliers. Il existe cinq sous-trames nationales représentant cinq grands types de milieux (Allag-Dhuisme et al., 2010) :

- **Sous-trame ouverte** (importante diversité de milieux rattachés, d'une région à l'autre, prairies, bocages, semi-ouverts, landes, pelouses sèches, milieux cultivés et anthropisés) ;
- **Sous-trame boisée** (le plus souvent forêts de feuillus et de conifères). Parfois distinction altitude, type peuplement, sol, âge des massifs) ;
- **Sous-trame humide** (écotones, à l'interface entre les milieux terrestres et les milieux aquatiques, mares et plans d'eau, les marais, les tourbières, les prairies humides, mégaphorbiaies ainsi que les forêts alluviales et les ripisylves) ;
- **Sous-trame cours d'eau** (eaux courantes, réseau hydrographique, cours d'eaux permanents, ruisseaux, rivières) ;
- **Sous-trame littorale** (les dunes, les falaises, les cordons de galets et les estrans sableux).

Les continuités écologiques constitutives de la Trame verte et bleue comprennent deux types d'éléments : des « réservoirs de biodiversité » et des « corridors écologiques » (MTES, 2014) :

- Les réservoirs de biodiversité sont : « des espaces dans lesquels la biodiversité, rare ou commune, menacée ou non menacée, est la plus riche ou la mieux représentée, où les espèces peuvent effectuer tout ou partie de leur cycle de vie (alimentation, reproduction, repos) et où les habitats naturels peuvent assurer leur fonctionnement, en ayant notamment une taille suffisante. Ce sont des espaces pouvant abriter des noyaux de populations d'espèces à partir desquels les individus se dispersent, ou susceptibles de permettre l'accueil de nouvelles populations d'espèces. ».
Les réservoirs de biodiversité correspondent donc aux tâches (encore appelés noyaux, zones nodales, cœurs de nature, ...) du modèle d'écologie du paysage « tâches/matrice/corridors ».
- Les corridors écologiques assurent des connexions entre des réservoirs de biodiversité, offrant aux espèces des conditions favorables à leur déplacement et à l'accomplissement de leur cycle de vie. Les corridors écologiques peuvent prendre plusieurs formes et n'impliquent pas nécessairement une continuité physique ou des espaces contigus. On distingue ainsi trois types de corridors écologiques :



- i. les corridors linéaires (haies, chemins et bords de chemins, ripisylves, bandes enherbées le long des cours d'eau,...) ;
- ii. les corridors discontinus (ponctuation d'espaces-relais ou d'îlots-refuges, mares permanentes ou temporaires, bosquets,...) ;
- iii. les corridors paysagers (mosaïque de structures paysagères variées).

A.5. Identification au niveau régional

En 2017 le Centre de Ressources de la Trame Verte et Bleue a mené une étude comparative de l'application de la trame verte et bleu dans les différentes régions. Cette comparaison portait notamment sur :

- les méthodes d'identification des composantes de la TVB (Sordello et al., 2017) ;
- les représentations cartographiques de la TVB (Billon et al., 2017).

Les conclusions de ces études sont résumées ci-dessous.

Identification des sous-trames

Le nombre de sous-trames identifiées dans les régions varie depuis les 5 catégories « nationales » jusqu'à 11 catégories. Soit dans le but de mieux détailler les milieux d'une sous-trame, soit pour traduire des enjeux régionaux précis comme la considération des espèces de chiroptères (Franche-Comté), les terrils (Nord-Pas-de-Calais), la continuité des milieux non-éclairés de nuit (Haute Normandie) ou les espaces anthropisés (Alsace).

Identification des réservoirs de biodiversité

Quatre types de zonage ont été utilisés pour la définition des réservoirs de biodiversité.

Les **zonages pré-existants** de conservation de la nature (APPB, Coeurs de parcs nationaux, Réserves ONF, ZNIEFF, ZPS).

Les **zonages basés sur les espèces** et/ou habitats,

Pour cette méthode les régions ont fait appel aux données des associations naturalistes, conservatoires botaniques, conservatoires d'espaces naturels, DREAL et fédérations de pêche, en filtrant les données trop anciennes (plus de 10 ans) et en combinant parfois celles-ci pour ne retenir que les zones abritant plusieurs espèces visées. Les grandes catégories d'espèces qui ont été utilisées selon les milieux sont :

Milieux forestiers	Grands mammifères (chevreuil, sanglier, ...) Mammifères moyens ubiquistes (chat forestier, blaireau, ...) Chiroptères forestiers (petit Rhinolophe, Murin de Bechstein, ...)
Milieux prairiaux	Papillons des milieux herbacés (damier de la succise, ...) Petits mammifères (lièvre, ...) Orthoptères des plains et plateaux
Milieux ouverts thermophiles	Papillons Orthoptères Reptiles
Zones humides	Amphibiens ubiquistes (grenouilles, crapauds) Odonates des eaux stagnantes Amphibiens spécialistes (tritons crêté)



Zones alluviales	Reptiles (couleuvre) Papillons (cuivré des marais) Amphibiens spécialistes (tritons crêté)
------------------	--

Tableau 4 - Groupes d'espèces indicatrices utilisées dans la TVB en France

Les **zonages basés sur les milieux naturels**/l'occupation du sol,

Pour cette méthode les régions ont fait appel aux mêmes sources de données que pour les zonages basés sur les espèces ci-dessus, plus des données provenant des bases de données Corine Land Cover 2006, bases de données Topographique, Carthage et cartes de Cassini.

Entre les régions on observe différents choix de critères de sélection :

- de géométrie des éléments (exemple : compacité) ;
- de surface (exemple : forêts de minimum X hectares) ;
- de densité d'éléments (exemple : mailles de bocage comportant au X m² de haies à l'hectare) ;
- de position par rapport à d'autres éléments (exemple : zones humides distantes de moins de 10m d'un cours d'eau).

Pour certains milieux complexes comme les bocages, une combinaison de critères peut être utilisée :

- sélection d'ensembles d'au moins 6 mailles contiguës de forte densité de prairies (plus de 75%), ce qui représente une surface minimale de l'ordre de 100 ha,
- ajout des mailles ayant entre 50 et 75% de prairies avec une très forte densité de haies et de lisières, présentes en continuité de ces « cœurs » d'au moins 6 mailles,
- suppression des ensembles de forme longiligne pour prioriser les éléments de forme ronde ou ovoïde, pour disposer de réservoirs de forme compacte, sur le même principe que les réservoirs des milieux boisés,
- délimitation des réservoirs avec un lissage automatique des bordures.

Les **zonages basés sur des analyses multicritères**

Trois types d'analyses multicritères se sont dégagées :

- les AMC d'intersection pour ne sélectionner par exemple que les mailles d'un type de milieu ET possédant déjà un statut de protection légal ;
- les AMC de perméabilité des mailles ;
- les AMC de qualité écologique des mailles (fragmentation, naturalité, la surface-compacité, l'hétérogénéité, la connectivité).

Identification des corridors

Le concept de corridor écologique n'est pas perçu de la même manière selon les régions et a fait l'objet de nombreux débats dans les réunions d'élaboration des SRCE. Les différences d'approches se traduisent par une diversité des formes des corridors : linéaires, surfaciques, pas japonais ou combinaisons de ces trois formes au sein d'une même sous-trame.

La largeur des corridors varie de 100m à 400m selon les régions. Certaines régions vont jusqu'à des largeurs de 3km afin de souligner la nécessité d'adapter ceux-ci au niveau infrarégional.

Les différentes méthodes utilisées sont décrites ci-après.

Méthode de dilatation – érosion



Les taches de la sous- trame étudiée sont « dilatées » par une auréole dont la largeur a été fixée arbitrairement ou correspond à la distance de dispersion courante d'une espèce cible. Certaines taches proches vont voir leurs auréoles entrer en contact et fusionner, ce qui traduira la présence d'un corridor potentiel. Lors d'une seconde étape « d'érosion » (ou de contraction) d'une largeur identique à la dilatation, toutes les zones de l'auréole de dilatation qui ne permettaient pas de fusionner deux taches sont « supprimées ».

Méthode basée sur le principe de perméabilité des milieux

Chemin de moindre coût (chemin dont la somme des coûts de chaque pixel est la moindre)

Continuum d'aires potentielles de déplacement identifiés selon la perméabilité des milieux, des coûts cumulés de dispersion ou encore des aires de migration simulées (basé sur les mêmes groupes d'espèces que pour l'analyse des réservoirs de biodiversité).

Méthode basée sur le principe de densité de noyaux

La « Densité de noyau » est un outil de traitement géomatique (disponible dans ArcGis SpatialAnalyst) qui calcule la densité des entités, linéaires ou ponctuelles dans le voisinage de ces entités. Le résultat se traduit en image raster. L'application de cet outil requiert d'indiquer un rayon de recherche dans lequel le calcul de la densité est effectué, rayon pouvant correspondre aux distances de déplacement d'une espèce.

Méthode d'analyses multicritères

Comme pour l'identification des réservoirs, il s'agit d'approches basées sur une série de critères appliqués à l'occupation du sol ou à un maillage, et dont la somme permet d'aboutir à une note globale « de fonctionnalité ou de qualité écologique » par maille.

Méthode d'interprétation visuelle

Les corridors sont identifiés par photo- interprétation à partir de photographies aériennes et/ou de cartes de l'occupation du sol. Cette méthode consiste à définir et tracer « manuellement » les chemins les plus directs permettant de relier deux réservoirs de biodiversité, en modulant le tracé du chemin en fonction de l'occupation du sol. Au regard de l'échelle de travail et de la grande surface des régions à étudier, elle est parfois considérée comme difficile à appliquer par rapport à des traitements géomatiques automatisant les tracés des corridors.

Autres aspects méthodologiques de l'identification des éléments

Résolution de l'analyse. Il est à noter que les régions ont utilisé différentes tailles de maille et parfois même des différences selon les sous-trames au sein d'une même région (ex : 1 km² pour le bocage et la forêt, 250 m² pour milieux aquatiques et les zones humides).

Conseils d'experts. Les experts ont été sollicités dans la plupart des régions, en réponse à trois grands objectifs :

- en réaction à une première cartographie de réservoirs et corridors afin de la valider et le cas échéant l'amender ;
- afin de proposer des réservoirs de biodiversité et corridors dans certains cas où les méthodes « automatiques (SIG) font défaut ;
- afin de participer au calibrage des méthodes elles-mêmes.



Éléments de fragmentation. Les éléments de fragmentation, notamment les réseaux de transport, sont souvent repris dans les critères de sélection des réservoirs et corridors qui se basent sur des critères de forme, superficie ou perméabilité. Dans tous les cas ils sont représentés visuellement sur le réseau écologique identifié et parfois des « points noirs » sont identifiés pour une étude plus fine à l'échelle locale et une éventuelle perméabilisation de ces tronçons.

Ajustement au niveau communal. Une région a procédé à une vérification de terrain afin d'ajuster et d'affiner la méthode d'identification des continuités écologiques. Celle-ci a permis d'identifier une prise en compte insuffisante d'éléments favorables aux déplacements des espèces au sein de sous-trames (par exemple les lisières boisées pour une sous-trame bocagère). Cette vérification de terrain a également mis en évidence les imprécisions de délimitations des réservoirs et tracés de corridors ou la présence de zones de conflits quand on analyse au 1/25.000 (orthophoto) ou 1/5.000 (terrain).

Ces constats de terrain confirment la nécessité pour les communes de décliner leur propre réseau écologique en ne reprenant pas telle quelle la cartographie régionale mais bien en la complétant/réajustant au travers des inventaires et des investigations de terrain.

Autres aspects cartographiques

Chaque région a produit des cartes :

- de synthèse régionale, illustrant en particulier les enjeux sur les continuités écologiques,
- schématiques des réservoirs et corridors par sous-trame,
- au 1/100 000, pour chaque sous-trame présente sur le territoire :
 - réservoirs et corridors
 - objectifs de préservation ou restauration des éléments
 - principaux obstacles aux continuités écologiques constitutives : infrastructures de transports et points de conflits localisés
- à une échelle plus précise pour certains territoires infra-régionaux en cas de besoin.

Outre les réservoirs de biodiversité et les corridors, les régions ont intégré différents éléments supplémentaires dans leurs atlas cartographiques :

- éléments conventionnels de cartographie (villes, limites administratives, SCAN IGN),
- information d'occupation du sol en tout ou partie sur leur fond de carte,
- éléments particuliers qui ne sont pas tout à fait du fond de carte sans être pour autant des éléments de la TVB. Ceci pour indiquer par exemple une qualité de matrice, perméabilité ou zone à investiguer ou pour identifier des éléments jouant des rôles proches des corridors ou réservoirs mais pas identifiés comme tels, zones d'actions à développer, zones de nature en ville, ...).

Chaque carte régionale fait apparaître le prolongement des éléments de TVB au-delà des frontières régionales, afin d'identifier les éléments en commun et à gérer en collaboration avec les régions voisines.

3. Autres expériences en Europe

Allemagne



Réseau écologique au niveau national (Loi fédérale sur la protection de la nature 2002). Ce réseau reprend les réserves naturelles nationales et aires protégées Natura 2000, mais également un « réseau de biotopes » qui vise un objectif de 10% du territoire afin d'améliorer la connectivité entre les réserves et aires protégées. Il est à noter que dans ce réseau, les rivières sont au cœur du système écologique (Jongman et al., 2004). Les directives au niveau national suggèrent pour ce réseau de biotopes d'identifier les divers éléments de zonage suivant (Burkhardt et al., 2004) :

- Les **zones centrales**, destinées à assurer des habitats durables et stables aux espèces indigènes. Elles comprennent les restes de zones naturelles ou quasi naturelles et semi-naturelles entourées de **zones tampons** et de **zones de développement**. Ces derniers peuvent être sous statut de protection.
- Les **éléments composites** de liaison, sont des surfaces destinées à faciliter l'échange génétique entre les individus des zones centrales, ainsi que les processus de migration, de dispersion et de repeuplement. Ils peuvent être conçus comme des **tremplins** ou des **couloirs**.
- La **matrice de paysage environnant**, couvre l'ensemble du territoire et doit être intégrée à la planification du réseau afin de devenir « moins hostile à la biodiversité ». Cela peut se faire par des exigences d'utilisation, qui se traduisent souvent par une extensification des pratiques.

Des cartes ont été produites à l'échelle 1:250000^{ème}, identifiant

- toutes les zones d'importance nationales pour le réseau biotopes,
- les axes et espaces centraux d'importance pour les réseaux de zones humides et d'habitats secs
- les axes et espaces centraux d'importance pour les habitats forestiers
- le réseau des grands mammifères forestiers
- Les points de contacts internationaux (avec les pays limitrophes). Deux points de contact concernent la Wallonie :
 - N°70 La vallée de la « Sauer », réseau de biotope transfrontalier pour les eaux vives et les habitats secs; corridors de migration animale potentiels pour les loutres, les chats sauvages, les lynx et les cerfs communs
 - N°71 La région des Hohes Venn/Fagne, avec le Parc national de l'Eifel, de vastes zones protégées des deux côtés de la frontière (habitat transfrontalier du lynx, du chat sauvage et du cerf rouge)

Une planification spécifique a lieu au niveau régional comme par exemple le réseau écologique régional de Bavière, Rhénanie-Palatinat et Schleswig-Holstein (Burkhardt et al., 2004, 2003)

Flandre (Belgique)(Demolder, 2018) :

Le **plan d'aménagement du territoire** (RSV) du 23 septembre 1997 prévoit la délimitation d'une structure naturelle (1). Le noyau de cette structure naturelle sera constitué de 125.000 ha (soit 9% du territoire flamand) du **Réseau écologique flamand** (VEN) dans lequel la fonction de la nature aura la priorité (Agentschap voor Natuur en Bos, n.d.; Ecopedia, n.d.; INBO, 2014). Le VEN se compose de « Grandes unités nature » (GEN) et de « Grandes unités nature en développement » (GENO). En outre, la Région flamande délimitera 150.000 ha (11% supplémentaires) de zones de **tissage naturel** (NVWG), dans lesquelles la fonction nature doit être combinée de manière équivalente et durable avec les fonctions agricoles, forestières et récréatives. Le cadre Flamand comprend aussi le statut de réserve naturelle (NVWG) défini comme suit : "zones contiguës dans lesquelles diverses fonctions sont présentes et qui se caractérisent par la présence de valeurs naturelles élevées, dont la durabilité peut



être obtenue en maintenant et en restaurant les caractéristiques structurelles des cours d'eau, en maintenant et en restaurant la gestion des eaux, le relief et le sol et en favorisant le maintien et le développement des valeurs naturelles". Ces zones sont reliées entre elles par l'intermédiaire des **zones de relais naturelles** (NVBG). Ces zones sont "des zones qui, indépendamment de leur taille, sont importantes pour la migration des plantes et des animaux entre les zones du VEN et/ou les réserves naturelles et qui ont une forme rayée ou linéaire avec une succession de petits éléments paysagers". Le NVBG et le NVWG forment ensemble le **Réseau Intégré de Soutien Multifonctionnel** (IVON).

Le VEN et le IVON forment une structure cohérente de zones dont l'objectif principal est la conservation de la nature, développé à un niveau régional avec une mise en œuvre locale (Jongman et al., 2004). L'objectif de VEN + IVON est de créer une structure naturelle cohérente. Le VEN prévoit également qu'il "poursuivra une politique spécifique de conservation de la nature fondée sur les caractéristiques et les éléments de l'environnement naturel, l'interrelation entre les espaces ouverts et les valeurs naturelles existantes et potentielles". Le VEN va au-delà des plans de secteur avec des mesures de protection supplémentaires.

La délimitation du VEN s'est faite en deux phases (Décision du Gouvernement flamand du 07/12/2001).

1. Au cours de la première phase (2002-2003), des domaines de consensus ont été identifiés. Cela s'est traduit par la délimitation de la conception d'environ 86 900 ha de VEN en application du décret sur la nature et de 8 000 ha de « zones vertes ».
Après l'enquête publique qui a été organisée dans la période 23/09-21/11/2002 autour du projet de délimitation d'environ 86.900 ha de VEN, finalement le 18/07/2003 le VEN d'environ 85.000 ha a été définitivement établi par le Gouvernement flamand.
2. Dans une deuxième phase (2003-2007), l'achèvement de la délimitation de 125 000 ha de VEN a été entièrement réalisé par le biais de l'aménagement du territoire, afin de prendre une décision concernant les zones où le consensus est plus difficile à atteindre et, en même temps, de réglementer également la délimitation de la structure agricole. Le 20/02/2004 environ 830 ha de VEN supplémentaires ont été ajoutés au réseau. Le 04/02/2005, une deuxième série d'ajouts a été faite par le gouvernement flamand pour une superficie supplémentaire d'environ 1.010 ha de VEN. En pratique, la superficie des VEN est donc passée à 86 800 ha.

Afin d'évaluer dans quelle mesure l'objectif du décret de la création d'une structure naturelle cohérente est atteint, nous disposons d'un indicateur de fragmentation. Une délimitation complète du VEN serait la prochaine étape et assurerait plus de cohérence.

Bruxelles (Belgique)

En 2012, le Parlement de la Région de Bruxelles-Capitale a adopté une Ordonnance (Région Bruxelloise, 2012) relative à la conservation de la nature ayant pour objet de contribuer à assurer la conservation et l'utilisation durable des éléments constitutifs de la diversité biologique. Les mesures prises visent en particulier à : 1° assurer le maintien ou le rétablissement, dans un état de conservation favorable, des habitats naturels et des espèces de faune et de flore d'intérêt communautaire et d'intérêt régional; 2° contribuer à la mise en place d'un réseau écologique bruxellois; 3° contribuer à l'intégration de la diversité biologique dans son contexte urbain.

Cette ordonnance définit le **réseau écologique bruxellois** comme « un ensemble cohérent de zones représentant les éléments naturels, semi-naturels et artificiels du territoire régional qu'il est nécessaire de conserver, de gérer et/ou de restaurer afin de contribuer à assurer le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable des espèces et habitats naturels d'intérêt communautaire et régional ».

Le réseau écologique bruxellois est composé de zones centrales, de développement et de liaison; il intègre notamment les réserves naturelles, les réserves forestières et la partie du réseau Natura 2000



située sur le territoire régional; il inclut en outre les sites de haute valeur biologique au sens du PRAS, ainsi que les éléments ponctuels et linéaires du paysage urbain ou rural de taille insuffisante pour constituer une zone centrale, de développement ou de liaison mais susceptibles de contribuer à favoriser la conservation, la dispersion ou la migration des espèces, notamment entre les zones centrales. Tout site susceptible de présenter une haute valeur pour le réseau est intégré dans le réseau écologique, notamment les terrains en friche, les talus du chemin de fer, les bermes centrales des grands axes, les parcs, certains intérieurs d'îlots et certains sites classés.

Cette ordonnance décrit le besoin d'une cartographie établie au moins au 1/25 000^e pour y représenter le du réseau écologique bruxellois. Dans cette optique, une cartographie du maillage vert et bleu a été réalisée (Plan Régional de Développement Durable, n.d.).

Le « maillage vert et bleu » contribue à la mise en œuvre du réseau écologique bruxellois. Ce réseau prévoit sa connexion avec des zones centrales de développement et de liaison existant dans les régions avoisinantes de manière à former un ensemble cohérent.

Le maillage vert

L'idée est de créer des espaces verts là où il en manque, puis de relier tous ces espaces entre eux de la manière la plus conviviale possible (Bruxelles environnement, 2017) : mettre de la verdure le long des axes de pénétration en ville, aligner des arbres le long des boulevards, améliorer trottoirs et pistes cyclables, etc... afin de préserver et développer la biodiversité.

Le maillage bleu

Le maillage bleu a été lancé en 1999 (Bruxelles environnement, 2018). Cette notion recouvre le développement de liaisons bleues telles que berges, cours d'eau, étangs, zones humides, fontaines, bassin, etc. et répond à plusieurs objectifs:

- assurer la qualité des eaux de surface ;
- relier les cours d'eau entre eux et lutter contre les inondations;
- valoriser les fonctions sociales, paysagères et récréatives des rivières, étangs et zones ; humides, et de développer la richesse écologique de ces milieux.

Danemark

Les réseaux écologiques danois se sont développés à l'échelle des régions (comtés) et principalement autour des rivières. Une initiative récente de la société danoise de conservation de la nature vise à former une cohérence nationale du réseau. Dans ce pays dominé par une agriculture intensive, la stratégie de conservation de la nature est principalement défensive et assez restreinte.

Un des modèles utilisé afin de répondre à la fragmentation des terres agricoles est le modèle des limites. Le principe étant que toutes les limites administratives actuelles et anciennes au niveau local et régional portent un certain type de biotopes (Agger, 1997 cité dans Jongman et al., 2004).

Espagne

En Espagne les réseaux écologiques sont essentiellement développés à un niveau régional :

- Le réseau des aires protégées naturelles Catalan (PEIN) couvre 20% du territoire régional et l'accent est mis sur la connectivité et la continuité physique du réseau. Une importante réserve de terres vise à créer des zones tampons autour des aires protégées. Y sont exclus tout changement important via les instruments de planification régionale (Jongman et al., 2004) ;
- Le corridor écologique montagneux « Cantabric-Pyrenees-Alps Great Mountain Corridor” ;
- Le réseau écologique d'Andalousie (RENPA), qui vise à rassembler les sites Natura 2000 de la région en un réseau écologique interconnecté (Vazquez, 2003) ;



- Le corridor écologique du Guadiamar. Cette rivière a souffert d'un important dépôt de boues polluées d'une mine de pyrite en 1998. Suite à cela une stratégie a été proposée non seulement pour réparer les dommages causés mais pour restaurer la rivière en tant que liaison écologique majeure de la région et ainsi améliorer la connectivité écologique Nord-Sud de la région. Les actions vont au-delà de la rivière elle-même et couvrent également les affluents, la restauration de chemins pastoraux, la création d'écoductes pour perméabiliser le réseau routier et la restauration d'habitats en pas japonais. Un accent majeur est mis sur l'interconnexion entre ces mesures de restauration écologique et l'économie régionale afin de favoriser la reconversion d'emplois suite à la fermeture de la mine et d'augmenter le tourisme et les loisirs verts (Arenas Cabello, 2003, Bennett and Mulongoy, 2006).

Estonie

L'Estonie est le premier pays au monde à avoir mis en œuvre concrètement le concept de réseau écologique avec une proposition initiale au début des années 70 et une ratification du « Réseau des Aires de Compensation Ecologiques » en 1983 (Sepp and Kaasik, 2002). Les 8 objectifs de ce réseau allaient au-delà de la simple conservation de la nature et pourraient être qualifiés de stratégie de développement durable : (i) fournir des refuges à la faune sauvage ; (ii) faciliter les migrations ; (iii) amortir les impacts indésirables ; (iv) organiser efficacement l'urbanisation ; (v) fournir des opportunités récréatives ; (vi) réduire la pollution ; (vii) promouvoir la conservation des ressources et de l'énergie ; (viii) promouvoir le recyclage. Aujourd'hui il s'agit d'un des pays d'Europe les plus riches en biodiversité (l'étude de Liqueste et al., 2015, y détectant un potentiel pour réseau écologique de zones noyaux et subsidiaires totalisant 76% du territoire). On y retrouve encore 71 types de forêts, près 700 espèces de la flore prairiale et de nombreuses espèces menacées à l'échelle européenne, telles que le loup, le lynx, la loutre, la cigogne noire, le râle des genêts et l'aigle pomarin, restent encore abondante à l'échelle nationale (Bennett et Mulongoy, 2006). Les raisons principales de ce maintien de la biodiversité se retrouvent dans la préservation d'une occupation du sol traditionnelle et la combinaison de divers gradients environnementaux générant une importante diversité de milieux.

L'approche de création du réseau est partie de l'utilisation de données géologiques, climatiques, des sols, d'hydrologie, des forêts et d'occupation du sol à un niveau national, afin de faire partie intégrante des outils de planification territoriale au niveau régional et local. Sous l'influence de l'initiative de réseau écologique pan-européen (PEEN) le réseau national estonien s'est recentré sur la notion de protection de la biodiversité à travers la nouvelle définition de « Réseau Vert Estonien ». Celui-ci couvre près de 50% du territoire. Douze zones noyaux d'importance nationale et internationale et des corridors ont été définis au niveau national (Bennett et Mulongoy, 2006). Les 15 régions (comtés) ont dû préparer des cartographies de leur réseau régional à l'échelle 1 :50000 et des conditions générales d'affectation du sol. Cet exercice s'est terminé en 2008. Au niveau communal, les autorités doivent préciser les limites des sites et le choix de contraintes d'affectation du sol spécifique à chaque site avec l'objectif de réduire les conflits d'usage et de biodiversité de manière structurelle. Ces plans d'affectation sont validés au niveau national et font alors force de loi (Suškevičs et al., 2013).

Hollande

Le gouvernement hollandais a décidé en 1990, de développer un Réseau Ecologique National devant poser les bases d'une durabilité écologique à long-terme dont la mise en œuvre devait aboutir en 2018.

La première version adoptée était une carte "démessurée" et indicative de zones noyaux, zone de développement de la nature et corridors. Il incombait ensuite aux 12 provinces de préciser les contours de ce réseau sur base de 132 types d'habitats et paysages dont une superficie minimale était définie au niveau national. La superficie totale du réseau vise à atteindre 17.5% du territoire national.



La définition du réseau s'est faite au travers d'une collaboration entre les autorités nationales, provinciales et locales, les gestionnaires d'aires protégées, les autorités de gestion des eaux, les fermiers, les propriétaires terriens et le secteur privé. Trois types de statuts de protection existent : les aires protégées d'importance nationale ou internationale ; les terrains privés gérés à des fins de protection de la nature (souvent des terres agricoles) et des aires de développement de la nature (Bennett and Mulongoy, 2006).

Italie

Le Réseau Ecologique National Italien (REN) est un document approuvé en 1999 et posant les grandes lignes directrices d'un réseau écologique, la définition de ses structures et les grands objectifs de conservation visés. La première étape de mise en œuvre a consisté à cartographier la distribution des 431 espèces de vertébrés et déterminer si la répartition actuelle des sites disposant d'un statut légal de protection était en adéquation avec cette distribution. Un important besoin de zones noyaux dans les milieux montagneux a été identifié et certains projets régionaux tels que le « Planeco Project – Central Apennines » en ont découlé (Bennett and Mulongoy, 2006).

Lituanie

La première proposition de réseau écologique en Lituanie date du début des années 80 avec le « Cadre Nature », basé sur le concept d'écostabilisation (Kavaliauskas, 1995, Sepp and Kaasik, 2002). Le réseau a d'abord été défini dans les grandes lignes au niveau national, puis précisé jusqu'en 1993, au niveau régional par les 44 districts. Un statut légal est donné aux sites désignés via l'Acte de Protection de l'Environnement (1992) et l'Acte sur les Aires Protégées (19993). Le réseau vise à une gestion intégrée de la biodiversité, des bassins versant et des liens paysagers. Environ 60% du territoire national est inclus dans ce « Cadre Nature ». Des adaptations ont été faites au réseau dans les années 2000 afin de correspondre à l'initiative du Réseau Ecologique Pan-Européen (PEEN) et la mise en œuvre du Réseau Natura 2000 (Bennett and Mulongoy, 2006).

Pologne

Introduit en Pologne fin des années 70, le concept d'aires protégées a permis d'étendre la superficie dédiée à la conservation de la nature de 1 à 26% de son territoire à la fin des années 90 (Liro, 1995, Jongman et al., 2004). La transformation en un réseau écologique cohérent a toutefois été difficile ainsi que la cartographie à un niveau plus détaillé que 1 :500.000. Le programme EECONET-Poland vise à améliorer cette cohérence en développant des critères de sélection des sites basés sur la distribution de certaines espèces (en voie de disparition, menacées, rares et endémiques) (Jongman et al., 2004).

Portugal

C'est en 1994 que la municipalité de Lisbonne s'est lancée dans un plan de réseau des voies vertes visant à identifier les manquements en matière de continuité écologique entre les diverses infrastructures vertes de sa région et proposer des mesures pour les combler.

République Tchèque et Slovaquie

La République Tchèque et la Slovaquie partagent la même base de réseau écologique qu'est le « Système Territorial de Stabilité Ecologique Paysagère » (TSES), approuvé par le gouvernement en 1992, juste avant la dissolution de la Tchécoslovaquie (Lipsky, 1992; Miklos, 1996). Ce réseau est basé sur trois types de critères (Jongman et al., 2004):



- Des critères de sélection afin de définir ce qui doit être protégé, sur base de la représentativité, la pertinence écologique, la stabilité des écosystèmes, la forme et la superficie ;
- Des critères de localisation basés sur la position géographique et l'arrangement spatial des sites, les besoins en matière de protection de l'eau, des sols, contre l'érosion, les conditions micro-climatique, hygiénique et esthétiques et des critères plus globaux d'écostabilisation ;
- Des critères de réalisation pour déterminer la faisabilité d'une mise en œuvre du réseau écologique, la présence de zones urbaines et les statuts de protection actuels.

Royaume-Uni

Le concept de réseau écologique au Royaume-Uni n'est apparu que tardivement en comparaison de l'intérêt historique de ce pays pour la protection de la nature (Bishop et al. ; Cox, 1988). La mise en œuvre de réseau écologique se fait à un niveau régional. Les exemples les plus avancés à l'heure actuelle sont le « Cheshire ECOnetwork » et le « Forest Habitat Network of Scotland » (Bennett and Mulongoy, 2006).

5. Wallonie : état des lieux des initiatives

La longue histoire des inventaires des espaces naturels en Wallonie

Les annexes 1 et 2 reprennent dans des tableaux récapitulatifs les cartes et sources de données disponibles pour le territoire wallon.

De nombreuses initiatives de cartographie et de description de zones intéressantes d'un point de vue biologique ont été réalisées en Wallonie depuis le début du siècle. Toutes contribuent à identifier, décrire voire à cartographier des zones géographiques qui représentent un intérêt pour la biodiversité et qui méritaient d'être protégées. La section ci-dessous présente l'historique des inventaires et cartographie des espaces naturels en Wallonie sur base de Dufrêne, M. (2001) et Dufrêne, M. (2018).

En 1912, **Jean Massart** publiait l'un des premiers inventaires de sites de grand intérêt scientifique. L'objectif était d'identifier les sites qui nécessitent une protection urgente afin de conserver une trace du patrimoine biologique et géologique de la Belgique pour les générations futures. La plupart de ces sites ont maintenant disparu ou ont été profondément modifiés.

Dès le début des années 60, l'Administration de l'Urbanisme et de l'Aménagement du Territoire a voulu se lancer « dans une action efficace en faveur de la conservation de la nature en général, et plus spécialement au profit d'identifier des sites et des paysages dignes d'intérêt au point de vue scientifique, esthétique et culturel, tant ruraux qu'urbains, qui sont tout aussi dignes d'intérêt que les sites classés par la Commission Royale des Monuments et des Sites ». Cet inventaire a conduit à la réalisation de 5 volumes pour les provinces wallonnes d'**inventaire de l'aménagement du territoire**. Plus de 4.000 sites ont été identifiés et décrits de manière synthétique en quelques lignes. Il n'existe pas de contours détaillés des sites et la description se limite à la brève description disponible dans les publications.

Le premier inventaire de sites spécifique à la notion d'intérêt biologique a été réalisé par Inter-Environnement Wallonie à la fin des années 70 en préparation des plans de secteur. Plus de 300 sites **ISIWAL** ont ainsi été répertoriés par Emmanuël Sérusiaux et le bilan a été publié en 1980. Bien que des dossiers détaillés aient été réalisés pour certains sites, la plupart des informations disponibles actuellement se limitent à celles publiées en 1980.

La cartographie des inventaires biologiques

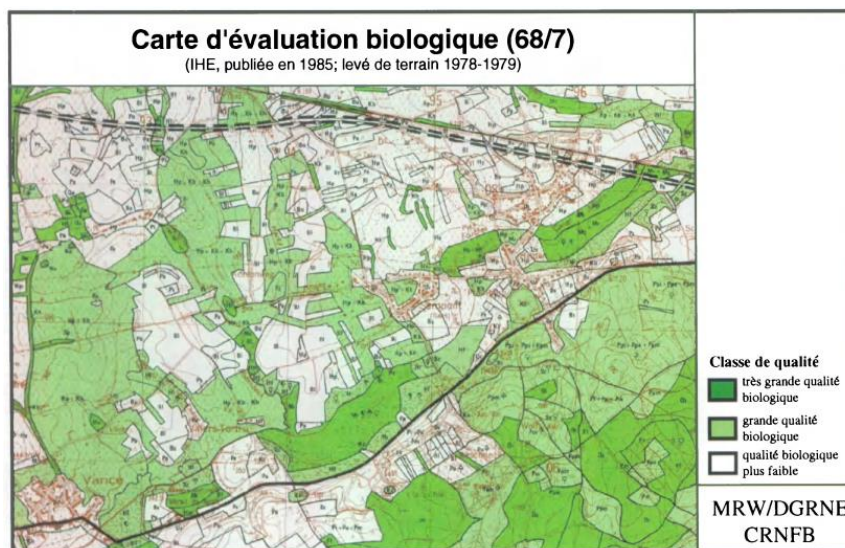


Figure 16 – Exemple de cartographie disponible pour les cartes d'évaluation biologique (Source : M. Dufrêne - 2001)

Durant les années 1980-85, un vaste projet de cartographie des habitats naturels et semi-naturels est lancé en vue de publier des **cartes d'évaluation biologique** (De Blust et al., 1985). C'est à la fois une

carte d'inventaire car on cartographie les différents milieux sur base de la végétation et une carte d'évaluation en indiquant en trois couleurs la valeur des différentes unités cartographiques (Figure 16). Les contours des zones identifiées sont réalisés sur une carte au 1/25.000 ème mais il n'existe pas de base de données descriptives pour justifier l'intérêt. Les cartes ne sont qu'en partie publiées, elles ne concernent en Wallonie qu'à peine un quart du territoire et elles n'ont jamais été actualisées. Une centaine de cartes ont été scannées et sont disponibles au DEMNA (Figure 17).

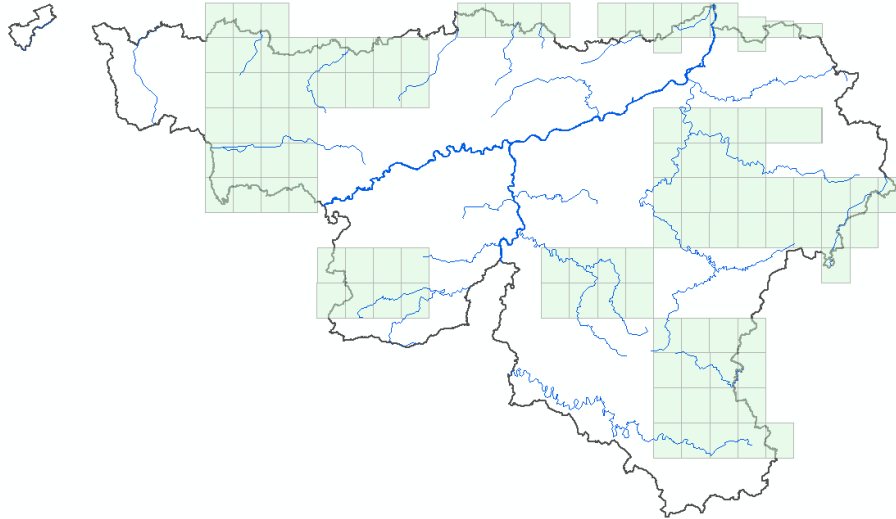


Figure 17 – Liste des cartes d'évaluation biologique scannées et disponibles au DEMNA (Source : Th. Kervyn)

A peu près au même moment, a été lancé en Belgique un **inventaire des biotopes d'importance majeure** dans le cadre du programme **CORINE** initié par la Commission européenne. Il s'agit d'un système d'informations sur la répartition et le statut d'écosystèmes, d'habitats et d'espèces vulnérables. Cet inventaire a conduit l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique à cartographier et décrire 98 sites et 18 complexes de sites en Wallonie (European Commission, 1991). Ces sites, identifiés au départ dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Oiseaux (comme 'Important Bird Area' (IBA)), ont servi de base la première cartographie de 18 Zones de Protection Spéciale couvrant à l'époque plus de 450.000 ha. Sur ces 18 Zones de Protection Spéciale, 13 ont fait l'objet d'une reconnaissance par l'Exécutif régional wallon⁷ avec une cartographie des limites et l'identification de 225 zones noyaux décrites dans des rapports (Figure 18).

⁷ Ces décisions étaient anciennement disponibles sur le Portail Biodiversité et encore disponible ici : <http://web.archive.org/web/20051122204030/http://mrw.wallonie.be/DGRNE/sibw/legislations/consnat/ZPS1.html>

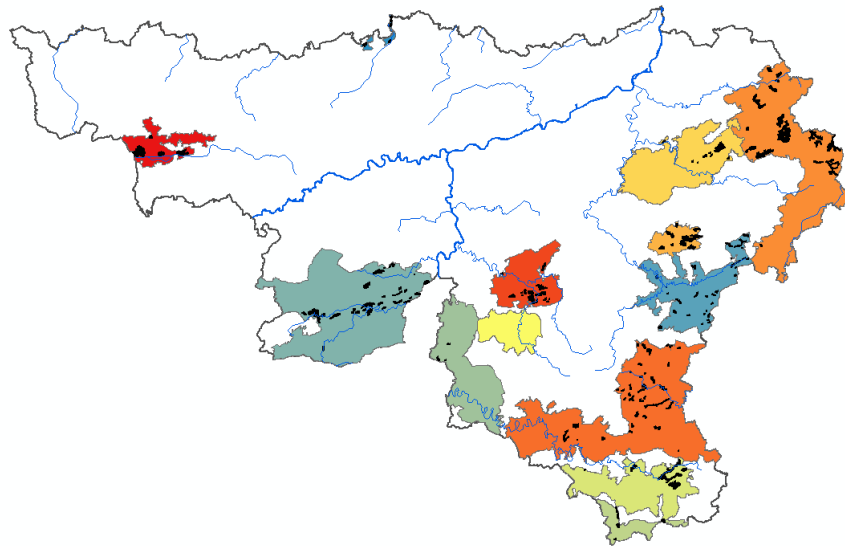


Figure 18 – Cartographie de 13 Zones de Protection Spéciale et des zones noyaux (noir) dans les années 90
(Source : M. Dufrêne)

A la fin des années 90, le projet de cartographie du réseau écologique (voir plus bas) a été recyclé pour identifier les zones importantes (appelée « habitats sensibles » (HS)) dans les 13 Zones de Protection Spéciale reconnues à l'époque pour répondre aux demandes de la Commission européenne. Le projet allait plus loin dans la cartographie des biotopes en identifiant des habitats d'intérêts européens et en les cartographiant sous la forme de polygones (près de 10.000 !) ou de linéaires.

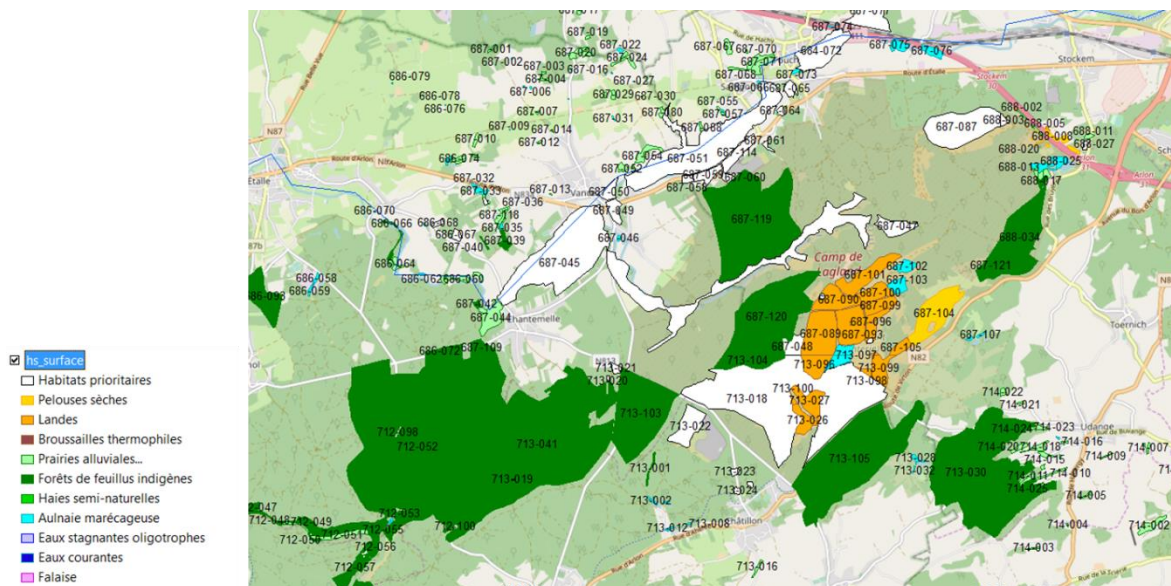


Figure 22: Exemple de cartographie des zones HS (source : M. Dufrêne)

Une base de données Filemaker Pro avait été développée pour être compatible avec la base de données SGIB (SGIB version 601 – M. Dufrêne 2006). Près de 10.000 polygones y sont en principe décrits. Des rapports détaillés ce travail important sont disponibles en format Word disponibles au DEMNA.

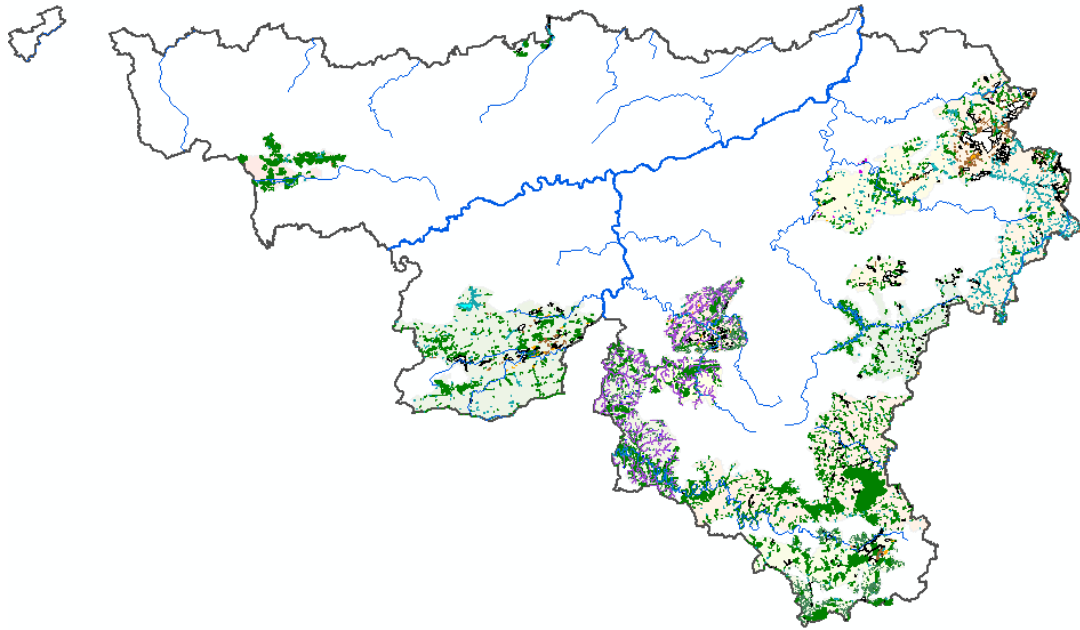


Figure 23: Cartographie des zones « Habitat Sensible – HS » disponibles sur support numérique (source : M. Dufrêne)

Devant la diversité des structures et des formats des informations disponibles, il a été proposé de créer une structure unique de gestion des informations décrivant **les Sites de Grand Intérêt Biologique (SGIB)** pour en faire un outil dynamique et efficace de gestion des espaces naturels (Dufrêne, 1997). Un SGIB correspond à une unité géographique englobant un ensemble d'unités d'habitat d'espèces ou de biotopes homogènes adjacentes ou relativement proches.

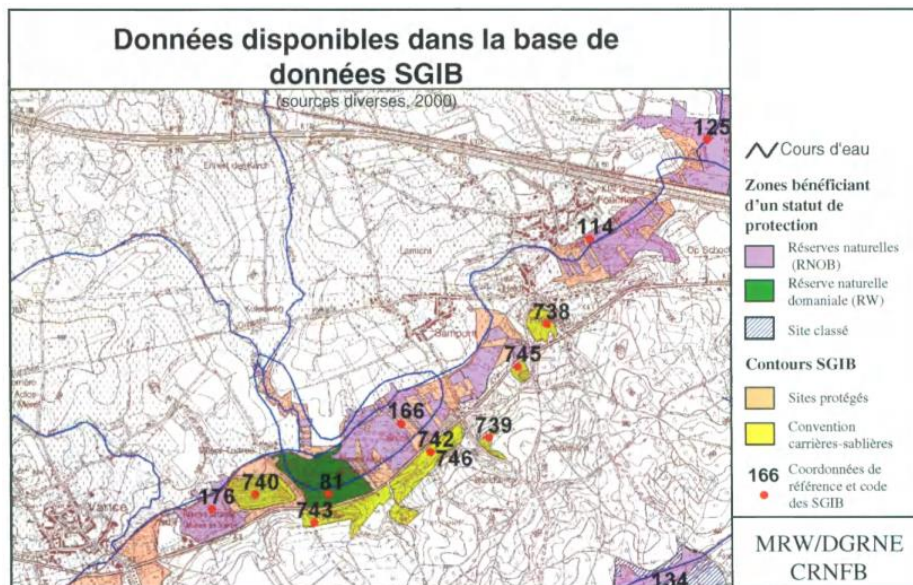


Figure 19 – Exemple de cartographie de SGIB (Source : M. Dufrêne - 2001)

L'objectif était de synthétiser l'ensemble des données biologiques disponibles (observations biologiques, cartographie des biotopes, ...) dans une seule couche géographique permettant aux gestionnaires de repérer rapidement les zones à enjeux biologiques où une attention particulière était nécessaire.

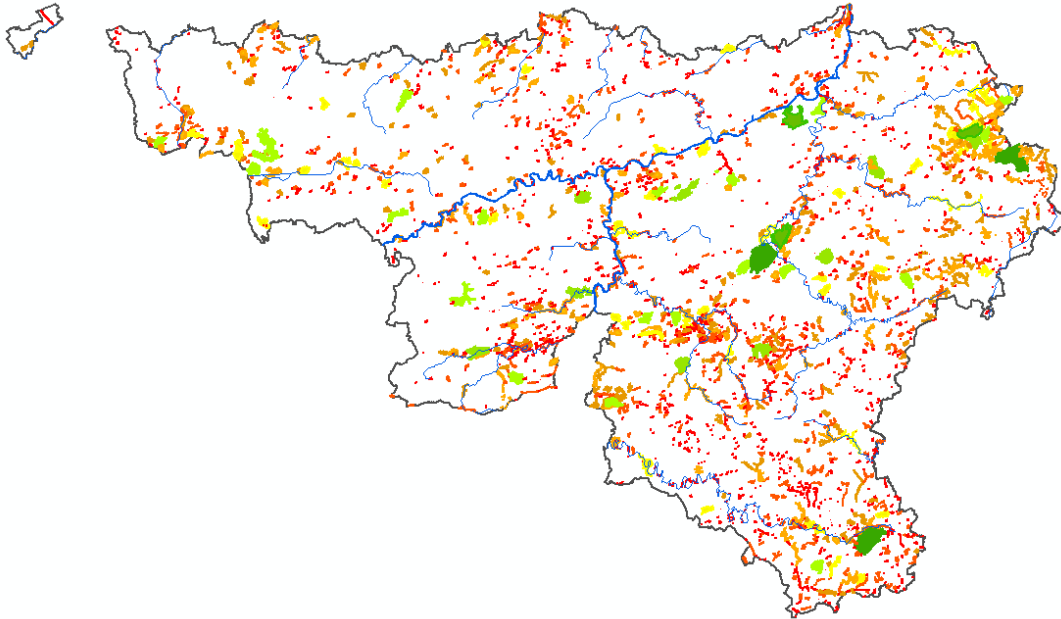


Figure 20 – Cartographie disponible pour près de 2600 SGIB (couleur en fonction de la surface)
(Source : E. Bisteau - DEMNA)

Actuellement, la base de données des SGIB compte plus de 2.500 sites couvrant de l'ordre de 100.000 ha. Ces données sont actuellement gérées par le Département d'Etudes du Milieu Agricole et Naturel (DEMNA) qui est intégré à l'administration comme le Département de la Nature et des Forêts (DNF). Il s'agit d'un inventaire purement scientifique qui n'entraîne aucune contrainte légale sauf de rappeler aux propriétaires et à tout aménageur potentiel que les zones concernées abritent des espèces ou des biotopes à forte valeur patrimoniale. Pour les diffuser ces données d'une manière directe, complète et totalement transparente, avec une cartographie précise, le **Portail biodiversité** (Région Wallonne - DGO3, n.d.⁸) a par la suite été développé il y a plus de 20 ans. Pour chaque SGIB, on dispose d'une description détaillée des objets biologiques qui justifient son identification (liste d'espèces, de biotopes, descriptions, ...)

L'inventaire des SGIB ne doit pas être confondu avec le réseau écologique, même si des relations étroites existent. L'inventaire des SGIB décrit une situation actuelle, alors que le concept de réseau écologique définit un objectif à atteindre.

Cependant, quasi tous les inventaires réalisés depuis n'ont pas permis de définir une stratégie de protection des sites, de disposer d'une cartographie du réseau écologique ou encore de modifier les plans de secteur. La base de données SGIB est très loin d'être mise à jour et utilisables en état.

La cartographie du réseau écologique

Le réseau écologique wallon

En 1992, un premier projet de **cartographie du réseau écologique wallon** est lancé et réalisé par le Cercle des Naturalistes de Belgique (Duhayon and Woué, 1995). Il regroupe l'ensemble des habitats susceptibles de fournir un milieu de vie temporaire ou permanent aux espèces animales ou végétales, dans le respect de leurs exigences vitales, et permettant d'assurer leur survie à long terme.

⁸ http://biodiversite.wallonie.be/fr/rechercher-un-site-interessant-ou-protege.html?IDC=2828&TYPE_SGIB=sgib

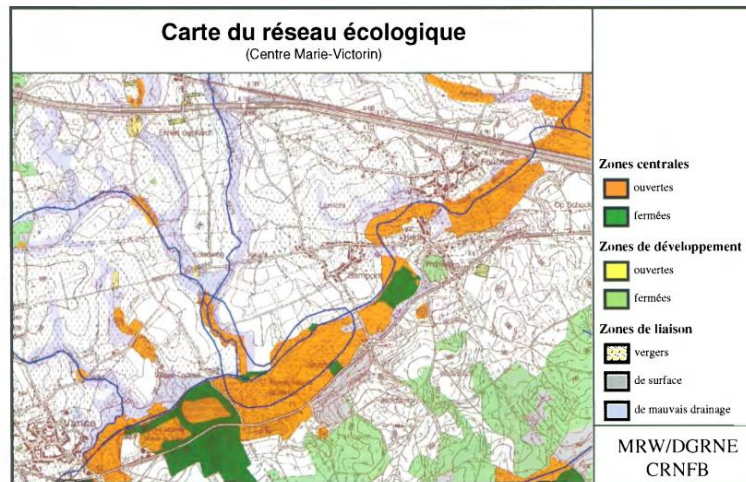


Figure 21 – Exemple de cartographie du réseau écologique (Source : M. Dufrêne - 2001)

Le réseau écologique est décliné en deux trames écologiques principales (ouvertes et fermées) et est constitué de trois types de zones :

- les **zones centrales** : zones dans lesquelles la conservation de la nature devrait être prioritaire,
- les **zones de développement** : zones d'intérêt biologique moindre mais ayant un bon potentiel,
- des **zones de liaison** : biotopes ou éléments linéaires dont le rôle de couloirs de liaison et/ou refuges entre autres zones peut être soupçonné.

Les zones centrales du réseau écologique intègrent en partie des éléments de SGIB. Celles-ci devraient cependant être généralement plus grandes, de manière à garantir une surface minimale viable et une certaine continuité des habitats naturels et semi-naturels et des habitats d'espèces. Environ 25% de la Wallonie a ainsi été cartographiée au 1/10.000ième mais aucune base de données détaillées justifiant les statuts des différentes zones n'a été complétée. Une couche cartographique a été récupérée au DEMNA comptant plus de 25.000 objets et couvrant une surface d'un peu moins de 200.000 ha couvrant de l'ordre d'un tiers de la Wallonie (Figure 20).

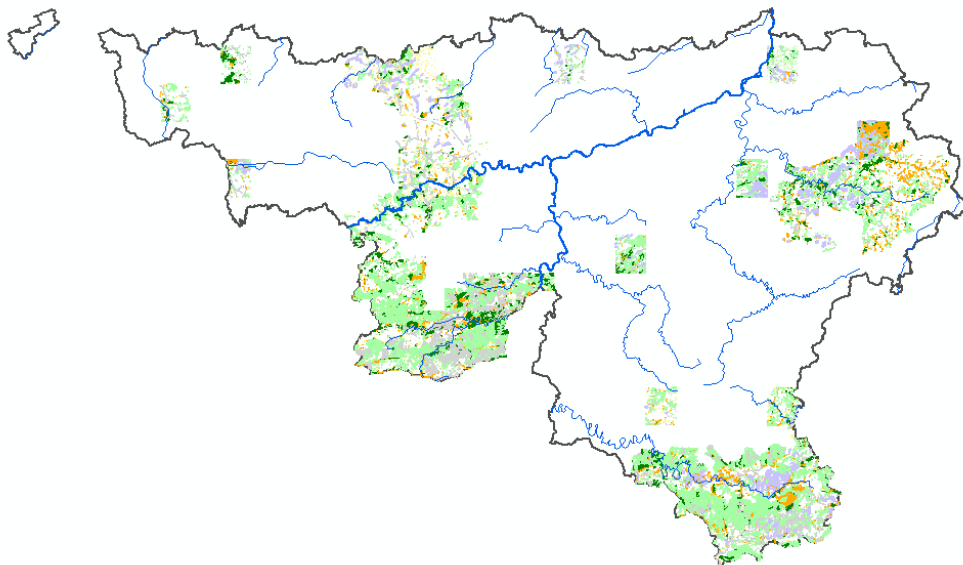


Figure 21 : Cartographie du réseau écologique disponible sur support numérique (source : M. Dufrêne)

Ce projet de cartographie a été interrompu en 1996 pour être ré-orienté vers la cartographie des zones Habitats Sensibles dans les ZPS (voir plus haut).



Les PCDN

Ce type de cartographie ciblant la mise en évidence du réseau écologique a ensuite été utilisé dans le cadre des **Plans Communaux de Développement de la Nature (PCDN)**. Une analyse provisoire des cartes réalisées avec cette approche et disponibles sur support informatique indique que 7% du territoire ont été identifiés comme zones centrales et 20% comme zones de développement.

L'approche générale se base sur un partenariat entre les partenaires locaux et un bureau d'étude spécialisé (Figure 22) (Couvreur et al., 2006). Chaque commune développe son propre plan selon les caractéristiques des milieux et des acteurs présents sur son territoire sur base d'un processus participatif. Alors que la Région Wallonne initie et coordonne les PCDN, leur développement se fait en partenariat avec un bureau d'étude spécialisé et les partenaires locaux. D'une part, un partenariat est mis en place dès le début de la procédure. Celui-ci comprend toute personne désireuse de s'investir dans une telle dynamique (les membres d'associations locales de protection de la nature, les mouvements de jeunesse, les écoles, les commerçants, etc.). Ce partenariat s'organise en groupes de travail thématiques (ex. groupe « zones humides », groupe « bords de routes », etc.). La formation de ces différents groupes débouche sur des propositions et des pistes de projets qui reflètent les attentes des partenaires locaux. En parallèle, un bureau d'étude spécialisé est chargé d'effectuer une étude écologique et paysagère. Ce travail est ensuite présenté aux partenaires pour mieux orienter et émettre des projets concrets en rapport avec les caractéristiques écologiques et paysagères de l'entité territoriale. Les projets ainsi émis par les différentes équipes constituent la charte PCDN que les signataires s'engagent à concrétiser.

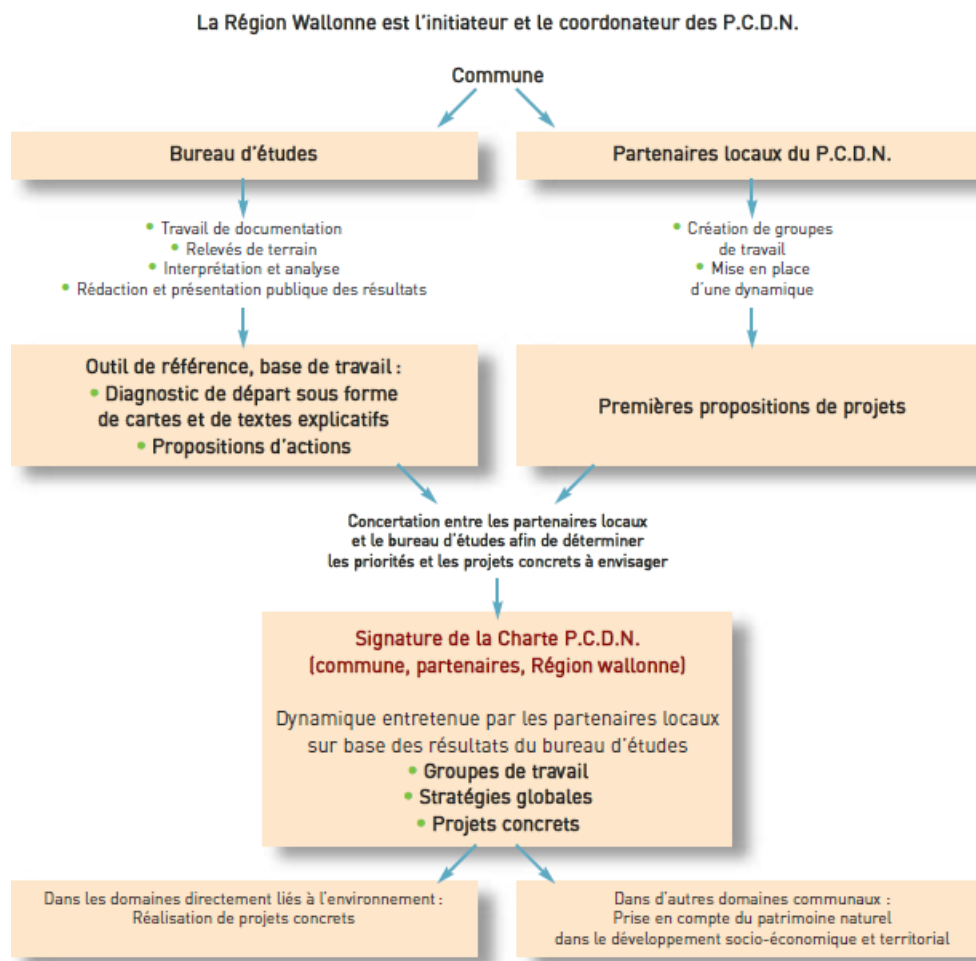


Figure 22 : schéma représentant la méthodologie générale du développement des PCDN alliant un travail de bureau et participation des partenaires locaux.



Plus précisément, le travail de documentation mené par le bureau d'étude devait suivre une méthodologie particulière détaillée dans un dossier technique (Delescaille, 1995). Celle-ci mène plusieurs inventaires :

1. Un inventaire du territoire communal est mené, tant sur le plan géographique (ex. géomorphologique, hydrographique, pédologique, occupation du sol, etc.) que socio-économique (activités économiques : secteurs primaire, secondaire, tertiaire ; enseignement ; infrastructures de communication, de transport, etc.).
2. Un inventaire du milieu naturel est dressé dans le but de dégager les principales caractéristiques paysagères du territoire.
3. Un état de la biodiversité faisant référence aux informations connues et, dans la mesure du possible, aux résultats obtenus au cours des inventaires.
4. Description du réseau écologique par la définition et cartographie des zones centrales, des zones de développement et des éléments de maillage. Le dossier technique (Delescaille, 1995) dresse l'inventaire des sources bibliographiques et cartographiques disponibles à l'époque pour identifier chacune de ces différentes zones. En outre des données déjà existantes, le recensement peut être complété par l'aide de naturalistes locaux.
5. Identification des contraintes par rapport à l'affectation des sols (plans de secteur, remembrements, PPA, schémas de structure communaux, projets de travaux) et par rapport aux modes de gestion, à la dynamique naturelle de la végétation, à l'existence de barrières, de «points noirs», etc.
6. Inventaire des propriétaires, utilisateurs et gestionnaires des éléments du réseau écologique (facultatif).

Sur base de ces inventaires, des propositions sont émises en fonction des problèmes identifiés lors de l'étude de terrain mais aussi en tenant compte des opportunités locales qui seront apparues au gré des contacts avec les partenaires locaux.

Aujourd'hui, plus de 70 communes sont répertoriées comme ayant développé son PCDN (Région Wallonne, n.d.) Un catalogue de 44 projets représentatifs est disponible sur internet (Hauregard et al., 2011). Bien que ces communes aient suivi l'approche générale proposée ci-dessus, les étapes plus concrètes de la méthodologie diffèrent d'une commune à l'autre. Au total, la Wallonie possède donc un large éventail de méthodologies et d'exemples d'applications qui peuvent servir pour les futures cartographies de réseaux écologiques. Deux parcs naturels (Plaine de l'Escaut et Buridinale – Méhaigne) disposent d'une cartographie similaire.

La cartographie du réseau Natura 2000

En 2002, le **réseau Natura 2000** est officiellement désigné pour la Commission européenne. Il s'agit d'un réseau européen de sites d'importance patrimoniale. Ces sites sont identifiés sur la base de la directive 79/409 concernant la conservation des oiseaux sauvages et la directive 92/43 appelée directive «Habitats» ou «Faune-Flore-Habitats».

La méthodologie mise en œuvre a mobilisé toutes les sources d'informations disponibles à l'époque (cfr Dufrêne et al., 2012) ainsi que les cartes de sols sensibles pour générer plus de 300.000 ha de sites candidats. Le réseau proposé montre une forte connectivité définie à la fois par le réseau hydrographique et le relief qui lui est associé et par la présence de forêts feuillues.

Un peu plus de 60% des surfaces de SGIB sont incluses dans les sites Natura 2000 et 40% ne bénéficient toutefois que d'une protection très limitée.

De manière à pouvoir officialiser les limites des sites pour les propriétaires avec des Arrêtés de désignation, une cartographie détaillée a été réalisée pour identifier les enjeux écologiques et définir des unités de gestion dans lesquelles un certain nombre de contraintes doivent être respectées.

On dispose d'une cartographie très détaillée des enjeux biologiques mais il n'y a eu aucune restructuration des limites de SGIB et des descriptions associées pour la toute grande majorité des zones cartographiées.

La cartographie de la Structure Ecologique Principale

Afin de rassembler les différents supports cartographiques disponibles au DEMNA (essentiellement Natura 2000 et SGIB), une couche cartographique commune, appelée « **structure écologique principale** » a été réalisée.

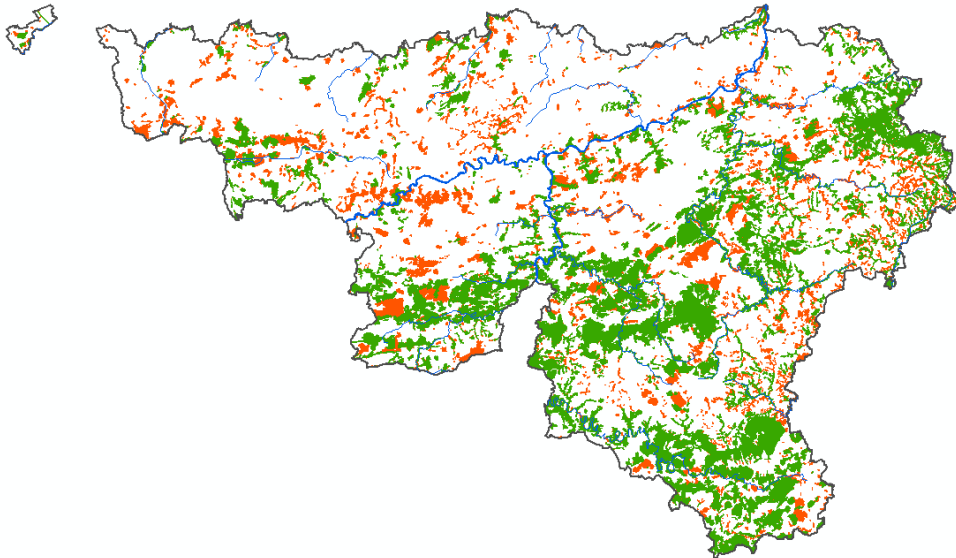


Figure 23 : Cartographie de la Structure Ecologique Principale rassemblant les sites Natura 2000 (en vert) et les SGIB en dehors du réseau Natura 2000 (en rouge) (source : DEMNA)

Cette structure écologique principale a été utilisée pour les mesures agro environnementales du PDR de 2007 à 2013. Le programme agro-environnemental consiste à mettre en place des pratiques agricoles favorables à la protection de l'environnement (préservation de la biodiversité, de l'eau, du sol, du climat), à la conservation du patrimoine (animal ou végétal) et au maintien des paysages en zone agricole.

Cette structure principale a également été utilisée pour communiquer au niveau européen au sujet des HNV (High Nature Value). Les zones HNV définissent les zones en Europe où les activités agricoles soutiennent et sont associées à une biodiversité exceptionnellement élevée.

L'avenir du réseau écologique en Wallonie

L'analyse de l'évolution des différents projets de cartographie révèle trois types d'informations :

- Des **inventaires biologiques** de la situation de terrain avec des travaux de cartographie de la végétation (CEB, HS, SGIB, PCDN, Natura 2000, ...) et des inventaires de populations d'espèces. Il s'agit d'informations brutes, non traitées.
- Des **diagnostics sur la fonctionnalité écologique** assurée par les différentes zones du territoire avec une cartographie de trames écologiques (zones ouvertes ou fermées du réseau écologique, les différentes trames des PCDN, ...).
- Des **désignations de zones** avec des enjeux de gestion ou de protection avec l'identification des zones centrales et des zones de développement (PCDN, SGIB, ...), d'unités de gestion (Natura 2000), ... avec potentiellement des contraintes légales.



Si de très nombreux inventaires biologiques ont été réalisés en Wallonie, il est évident qu'ils n'ont pas été très utiles et qu'il aura fallu attendre la mise en place de la base de données SGIB au DEMNA pour tenter de rassembler les informations disponibles dans un cadre structuré. Toutefois, cette base de données est loin d'être mise à jour avec les données des inventaires biologiques, les données de cartographie des biotopes, notamment dans les sites Natura 2000.

Les inventaires de sites sont pourtant une base d'informations incontournable pour structurer et définir un réseau écologique. La mobilisation et la coordination des flux d'informations est tout à fait essentielle pour que tous les acteurs aient accès aux données biologiques disponibles.

De récents travaux tels que le travail d'identification et de cartographie des forêts anciennes wallonnes (Jacquemin et al., 2014; Kervyn et al., 2014), l'identification des sols sensibles et marginaux, ainsi que la prise en compte des zones déjà reprise dans la structure écologique principale constitue des bases de travail utiles pour l'élaboration du réseau écologique wallon.

La cartographie des biotopes a bénéficié de la définition d'un standard méthodologique (WalEUNIS) mais les méthodologies de cartographie restent très différentes (Natura 2000, plans d'aménagement forestiers, PCDN, ...).

L'approche traditionnelle du réseau écologique subdivisant l'espace en zones centrales, zones de développement et zones de liaison, en les déclinant en deux trames ouvertes et fermées, a permis de sensibiliser de nombreux acteurs différents.

A l'avenir, une approche fonctionnelle plus détaillée du réseau écologique est aujourd'hui nécessaire de manière à mieux définir les objectifs et fonctions biologiques que le réseau devrait assurer. Des trames plus précises et détaillées sont nécessaires et elles doivent pouvoir s'articuler à différents échelles géographiques (la Wallonie, les régions biogéographiques et les échelles plus locales (Parcs naturels, communes, ...)). L'échelle régionale ne permet pas de prendre en compte l'ensemble des enjeux biologiques à représenter au sein d'un réseau écologique. Ainsi, il serait important de hiérarchiser les sources d'information fournies par ces cartes à l'échelle du territoire wallon pour les décliner à des échelles plus locales. Une telle approche, similaire à celle mis en place en France, permettrait de structurer progressivement les trames et le réseau écologique avec les acteurs locaux en fonction des conditions locales.

Toutefois, ces questions méthodologiques techniques ne doivent pas masquer des questions plus fondamentales sur la problématique de l'appropriation de la logique du réseau écologique, des buts qu'il doit atteindre et de la difficulté de son appropriation par les acteurs de terrain ou même les différentes administrations.

Exemple d'un réseau à l'échelle communale : Le PCDN de Liège

A titre d'exemple, nous présentons ici le PCDN de la ville de Liège sur base du rapport de (Lebeau and Mahy, 2016). **Le réseau écologique liégeois** a été divisé dans le cadre du PCDN en **réseaux écologiques thématiques**. Un réseau écologique thématique est un réseau écologique qui cible un des 5 types d'écosystème :

1. Les milieux ouverts ;
2. Les milieux boisés ;
3. Les milieux aquatiques ;
4. Les cavités souterraines et les espaces associés ;
5. Les milieux associés aux activités humaines (ex. vergers, vieux murs).

Les conseils fournis pour la gestion des différentes zones sont donc adaptés au type de zone (centrale ou de développement) et au réseau écologique thématique auquel la zone appartient.

De l'analyse des différents réseaux thématiques présents sur le territoire de la Ville de Liège, des **réseaux thématiques prioritaires** ont été définis :

1. Les pelouses calaminaires



Annexes

Annexe 1 : Tableau de synthèse avec les sources d'informations

NOM CARTE	CONTENU	ECHELLE, PRECISION	UTILISATION POTENTIELLE
CARTES D'OCCUPATION DU SOL			
TOP10Vector	Série de données vectorielles qui contient les données topogéographiques de l'Institut Géographique National	1/10.000	Occupation du sol, référentiel topographique pour les limites intangibles, ... Occupation du sol dans les zones rurales pas nécessairement à jour.
Parcellaire agricole anonyme (SIGeC)	Reprend l'utilisation du sol dans les zones agricoles et forestières gérées dans le cadre de la mise œuvre de la Politique Agricole	1/5000	Type de cultures, mesures agro-environnementales et climatiques.
Limites administratives du DNF	Reprend les limites administratives du Département de la Nature et des Forêts, soit les triages et les propriétés forestières	1/10.000	Identification des zones sous régime public où des actions différenciées sont possibles
WALOUS : Wallonie Occupation et Utilisation du Sol (projet en cours de l'ISSeP)	Cartographie de l'occupation et de l'occupation du sol	NA	Occupation du sol mise à jour de manière régulière par pixel
CARTES D'INTERPRÉTATION			
Carte des écotopes (du projet LifeWatch Wallonia-Brussels)	Cartographie des écotopes, unités du paysage écologiquement homogène	Polygones de 1.4ha, résolution de 2x2m	Occupation du sol interprétée par polygone tenant compte des photos et du relief avec toute une série de d'indicateurs (sols sensibles, ...)
Carte des climax (CPDT)	Modèle cartographique prédictif des climax écosystémiques potentiels en Wallonie basé sur le contexte écologique, le niveau hydrique et le niveau trophique du territoire wallon	1/10.000	Donne le biotope forestier théorique en fonction du contexte écologique (cartographie à valider)
Carte de portance écologique (CPDT)	Modélisation de l'aptitude du territoire à abriter l'une ou l'autre forme de vie sauvage	1/10.000	Donne plusieurs indicateurs de potentiel écologique en se basant sur les cartes climatiques
Forêts anciennes	Cartographie des forêts anciennes et de la continuité forestière depuis	1/20.000 – 1/50.000 vu	Identifie les zones du territoire dont les sols ont été en principe peu



	les cartes de Ferrais (1770-1778)	les problèmes de calage	perturbés (labour, amendements, ...)
Carte des Sols de Wallonie	Données pédologiques (carte numérique des sols de Wallonie, principaux types de sols,..)	1/20.000, un pixel/100m ²	Identifie les zones du territoire avec des sols marginaux et sensibles par rapport aux activités de production et qui ont un potentiel biologique intéressant (par exemple habitats Natura 2000, ...)

Annexe2 : Résumé des inventaires biologiques de Wallonie.

	Sources	Couverture Wallonie	Dossier détaillé	Cartes papier	Périmètres SIG	Carto biotopes	Digitalisation souhaitable
Données d'inventaires espèces (OFFH, OBS.be, ...)	DEMNA, Natagora	Oui	-	-	-	-	-
Cartes phytosociologiques	DEMNA	Non	Oui	Oui	Non	Non	Oui (potentiel, validation modèle)
Sites ISIWAL	DEMNA	Oui	Non	-	-	-	Non
Cartes d'évaluation biologique	DEMNA	Non (25%)	Oui	Oui	Scan	Non	Oui (vectoriel)
Inventaire Amén. territoire	DEMNA	Oui	Non	-	-	-	Non
Inventaire CORINE	DEMNA	Oui	Non	Non	Oui	-	Non
Carto réseau écologique CMV	DEMNA	Non (25%)	Non	Non	Oui	-	-
Carto Habitats sensibles CMV	DEMNA	Non (ZPS)	Oui	Non	Oui	Oui	-
PCDN	DEMNA-FRW	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Homogénéisation des cartes
Natura 2000	DEMNA	Oui	Non	Non	Oui	Oui	-
SGIB	DEMNA	Non (> 90%)	Oui	Non	Oui	Oui	Oui pour les SGIB sans carto habitats

Références

Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E., 2003. The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model. *Landsc. Urban Plan.* 64, 233–247.



- Agentschap voor Natuur en Bos, n.d. VEN and IVON Inleiding [WWW Document]. Vlaanderen.be. URL <https://www.natuurenbos.be/beleid-wetgeving/beschermde-gebieden/ven-ivon/inleiding> (accessed 2.4.19).
- Agger, P., 1997. Ph.D. Course: dispersal ecological considerations in rural planning. Landscape ecology and the dynamics of agricultural landscapes.
- Allag-Dhuisme, F., Amsallem, J., Barthod, C., Deshayes, M., Graffin, V., Lefevre, C., Salles, E., Barnette, C., Brouard-Masson, J., Delaunay, A., Garnier, C.C., Trouvilliez, J., 2010. Guide méthodologique identifiant les enjeux nationaux et transfrontaliers relatifs à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques et comportant un volet relatif à l'élaboration des schémas régionaux de cohérence écologique.
- Arenas Cabello, J.M., 2003. Current Situation and proposals for Improving Functionality in the Guadamar Fluvial Corridor.
- Beier, P., Majka, D.R., Spencer, W.D., 2008. Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages. *Conserv. Biol.* 22, 863–851.
- Benedict, M.A., McMahon, E., 2006. Green infrastructure : linking landscapes and communities. Island Press.
- Bennett, G., Mulongoy, K.J., 2006. Review of experience with ecological networks corridors and buffer zones 103.
- Bernier, A., Théau, J., 2013. Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada). *Vertigo*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.14105>
- Billon, L., Amsallem, J., Sordello, R., Vanpeene, S., 2017. Bilan technique et scientifique sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique- Volume 2: Représentation cartographique de la TVB. Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire.
- BIP, 2010. Biodiversity Indicators & the 2010 Biodiversity Target: Outputs, experiences and lessons learnt from the 2010 Biodiversity Indicators Partnership, in: CBD Technical Series. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, p. 199.
- Burkhardt, R., Baier, H., Bendzko, U., Bierhals, E., Finck, P., Jenemann, K., Liegl, A., Mast, R., Zeltner, U., 2003. Naturschutzfachliche Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG 'Biotopverbund. *Nat. Landsch.* 78, 418–426.
- Burkhardt, R., Baier, H., Bendzko, U., Bierhals, E., Finck, P., Liegl, A., Mast, R., Zimmermann, F., 2004. Empfehlungen zur Umsetzung des §3 BNatSchG 'Biotopverbund. *Naturschutz Biol. Vielfalt, Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz* 2.
- CBD, 2010. Plan Stratégique 2011-2020 et objectifs d'Aichi relatifs à la diversité biologique.
- CBD, 2004. Detailed programme of work on protected areas., decision VII/28.
- CDB, 2018. RECOMMANDATION ADOPTÉE PAR L'ORGANE SUBSIDIAIRE CHARGÉ DE FOURNIR DES AVIS SCIENTIFIQUES, TECHNIQUES ET TECHNOLOGIQUES.
- CE, 2013a. Infrastructure verte - renforcer le capital naturel de l'Europe.
- CE, 2013b. Une nouvelle stratégie de l'UE pour les forêts et le secteur forestier.
- CE, 2011a. COM(2011) 244 final/2 - La biodiversité, notre assurance-vie et notre capital naturel - stratégie de l'UE à l'horizon 2020.
- CE, 2011b. COM(2011) 571 final - Feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources.
- CE, 2011c. relatif au Fonds de cohésion et abrogeant le règlement (CE) n° 1084/2006 du Conseil.
- CE, 2011d. Règlement relatif aux dispositions particulières applicables au Fonds européen de développement régional et à l'objectif «Investissement pour la croissance et l'emploi», et abrogeant le règlement (CE) n° 1080/2006.
- CE, 2010. La PAC à l'horizon 2020: Alimentation, ressources naturelles et territoire - relever les défis de l'avenir.
- CE, 2009. Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages.



- CE, 1992. Directive habitats concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.
- Chetkiewicz, C.B., St. Clair, C.C., Boyce, M.S., 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37, 317–342.
- Council of Europe, 1996. The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy: a vision for Europe's Natural Heritage.
- Couvreur, J.-M., Maljean, J.F., Rensonnet, M., Peeters, A., 2006. EDEN. Une méthode d'évaluation et de développement de la nature et du paysage à l'échelle locale. Ministère de la Région Wallonne, DGRNE, Belgique.
- Crespin, S.J., García-Villalta, J.E., 2014. Integration of Land-Sharing and Land-Sparing Conservation Strategies Through Regional Networking: The Mesoamerican Biological Corridor as a Lifeline for Carnivores in El Salvador. *AMBIO* 43, 820–824. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0470-y>
- da Silva, J., Wheeler, E., 2017. Ecosystems as infrastructure. *Perspect. Ecol. Conserv.* 32–35.
- De Blust, G., Froment, A., Kuyken, E., Nef, L., Verheyen, R., 1985. Carte d'Évaluation biologique de la Belgique. Texte explicatif général.
- Delescaille, L.-M., 1995. Dossier technique à l'usage des auteurs de projet PCDN. Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement du Ministère de la Région Wallonne.
- DEMNA, 2012. Objectif stratégique : Cartographie de la Structure Écologique Principale en Wallonie.
- Demolder, 2018. Natuurindicatoren 2018: Toestand van de natuur in Vlaanderen cijfers voor het beleid. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Descola, P., 2005. Par-delà nature et culture, Essais folio. Gallimard.
- Duby, G., 1974. Hommes et structures du moyen âge, Georges Pon. ed, Cahiers de civilisation médiévale.
- Ducarme, F., Luque, G.M., Courchamp, F., 2013. What are “charismatic species” for conservation biologists? 8.
- Duchesne, S., Bélanger, L., Grenier, M., Hone, F., 1998. Guide de conservation des corridors forestiers en milieu agricole.
- Dufrêne, M., 2018. Pourquoi et comment faire de la biodiversité un enjeu majeur ?
- Dufrêne, M., 2001. La protection et la gestion du patrimoine biologique. Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois.
- Dufrêne, M., 1997. Le Système d'Informations sur la Biodiversité en Wallonie. Cah. Réserves Nat. RNOB 11, 11–16.
- Duhayon, G., Woué, L., 1995. Le réseau écologique en Région wallonne. Presented at the Le réseau écologique, Arquennes, pp. 127–137.
- Ecopedia, n.d. Vlaams ecologisch Netwerk (VEN) | Ecopedia [WWW Document]. Ecopedia Bouwen Aan Groenexpertise. URL <https://www.ecopedia.be/pagina/vlaams-ecologisch-netwerk-ven> (accessed 2.4.19).
- Egan, J.F., Mortensen, D.A., 2012. A comparison of land-sharing and land-sparing strategies for plant richness conservation in agricultural landscapes. *Ecol. Appl.* 22, 459–471. <https://doi.org/10.1890/11-0206.1>
- EIR, 2017. The EU Environmental Implementation Review 2017 - Country Report - BELGIUM (No. SWD(2017) 34 final). European Commission.
- EIR, non publié. Environmental Implementation Review 2019 - Draft (Draft No. EIR 2019).
- European Commission, 1991. CORINE biotopes manual - Habitats of the European Community - a method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation, EUR. Commission of the European Communities, Luxembourg.
- European Environment Agency, 2011. Green infrastructure and territorial cohesion : The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems, (Technical Report No. 18). European Environment Agency, Copenhagen.



- Fischer, J., Abson, D.J., Butsic, V., Chappell, M.J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H.G., von Wehrden, H., 2014. Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward: Land sparing versus land sharing. *Conserv. Lett.* 7, 149–157. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>
- Folke, C., Jansson, Å., Rockström, J., Olsson, P., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Crépin, A.-S., Daily, G., Danell, K., Ebbesson, J., Elmqvist, T., Galaz, V., Moberg, F., Nilsson, M., Österblom, H., Ostrom, E., Persson, Å., Peterson, G., Polasky, S., Steffen, W., Walker, B., Westley, F., 2011. Reconnecting to the Biosphere. *AMBIO* 40, 719–738. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0184-y>
- Foltête, J.C., Clauzel, C., Girardet, X., Tournant, P., Vuidel, G., 2012. La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. *Rev. Int. Géomat.* 22, 641–658.
- Geneletti, D., 2004. A GIS-based decision support system to identify nature conservation priorities in an alpine valley. *Land Use Policy* 21, 149–160.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 550–555.
- Hargrove, W.W., Hoffman, F.M., Efroymson, R.A., 2005. A Practical map-analysis tool for detecting potential dispersal corridors. *Landsc. Ecol.* 20, 361–373.
- Hauregard, C., Noerens, L., Petit, P., 2011. Catalogue de projets PCDN, 2010: Année internationale de la Biodiversité. SPW.
- Hilty, J.A., Lidicker, W.Z.J., Merenlender, A.M., 2006. *Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*, Island Press. ed. Washington DC.
- INBO, 2014. Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN) en Integraal Verweings- en Ondersteunend Netwerk (IVON) [WWW Document]. Inst. Nat. Bosonderzoek. URL <https://www.inbo.be/nl/vlaams-ecologisch-netwerk-ven-en-integraal-verweings-en-ondersteunend-netwerk-ivon> (accessed 2.4.19).
- IPBES, 2018. Regional and subregional assessment of biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia.
- Jacquemin, F., Kervyn, T., Branquart, E., Delahaye, L., Dufrêne, M., Claessens, H., 2014. Les forêts anciennes en Wallonie. 1ère partie : Concepts généraux 16.
- Jones-Walters, L., 2007. Pan-European Ecological Networks. *J. Nat. Conserv.* 262–264.
- Jongman, R.H.G., Külvik, M., Kristiansen, I., 2004. European ecological networks and greenways. *Landsc. Urban Plan.* 68, 305–319. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00163-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00163-4)
- Kavaliauskas, P., 1995. The nature frame. *Landschap, Special issue on ecological networks* 95, 17–26.
- Kervyn, T., Jacquemin, F., Branquart, É., Delahaye, L., Dufrêne, M., Claessens, H., 2014. LES FORÊTS ANCIENNES EN WALLONIE 2ÈME PARTIE : CARTOGRAPHIE 15.
- Kremen, C., 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation: Reframing the land-sparing/land-sharing debate. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1355, 52–76. <https://doi.org/10.1111/nyas.12845>
- Lammerant, J., 2014. Restoration Prioritization Framework : Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy. Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU (Final Report). Arcadis.
- Lebeau, J., Mahy, G., 2016. Le PCDN de Liège: un préserver et développer la biodiversité (Rapport non technique destiné au grand public). Unité Biodiversité et Paysages, Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège.
- Liquete, C., Kleeschulte, S., Dige, G., Maes, J., Grizzetti, B., Olah, B., Zulian, G., 2015. Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study. *Environ. Sci. Policy* 54, 268–280. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.07.009>
- Lizet, B., 1994. Les “brouteurs” archaïques du génie écologique : un nouveau rapport à l’animal, à la nature et au territoire. *Crise Environnementale, Crise environnementale et ses enjeux : éthique, science et politique* 80, 161–178.
- Lorimer, J., Sandom, C., Jepson, P., Doughty, C., Barua, M., Kirby, K.J., 2015. Rewilding: Science, Practice, and Politics. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 40, 39–62. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102014-021406>



- Maedows, D., Maedows, D., Randers, J., Behrens, W., 1972. Limits to Growth - A report for the club of Rome's project on the predicament of mankind., Potopac Associates Books-Universe Books. ed. New York.
- McRae, B.H., Dickson, B.G., Keitt, T.H., Shah, V.B., 2008. USING CIRCUIT THEORY TO MODEL CONNECTIVITY IN ECOLOGY, EVOLUTION, AND CONSERVATION. *Ecology* 89, 2712–2724. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>
- Melin, E., 1997. La problématique du réseau écologique. Bases théoriques et perspectives d'une stratégie écologique d'occupation et de gestion de l'espace., in: Travaux de La Conservation de La Nature. Presented at the Le Réseau écologique, MRW/DGRNE, Arquennes, pp. 39–56.
- Miller, J.R., 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends Ecol. Evol.* 20, 430–434. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.013>
- MTES, 2014. DOCUMENT-CADRE ORIENTATIONS NATIONALES POUR LA PRÉSERVATION ET LA REMISE EN BON ÉTAT DES CONTINUITÉS ÉCOLOGIQUES, Code de l'environnement.
- Noss, R., Soulé, M., 1998. Rewilding and Biodiversity: Complementary Goals for Continental Conservation. *Wild Earth* 8, 1–11.
- Noss, R.F., Carroll, C., Vance-Borland, K., 2002. A Multicriteria Assessment of the Irreplaceability and Vulnerability of sites in the greater Yellowstone Ecosystem. *Conserv. Biol.* 16, 895–908.
- Pascual, U., Balvanera, P., Diaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R.T., Dessane, E.B., Islar, M., 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 7–16.
- Pelosse, V., Micoud, A., 1993. Introduction : Du domestique au sauvage cultivé : des catégories pertinentes de la biodiversité ? *Etudes Rural.* 9–14.
- Point focal national belge pour la CDB, 2013. Biodiversité 2020 – Actualisation de la Stratégie nationale de la Belgique.
- Région Wallonne, 2016. Carte des Communes en PCDN.
- Région Wallonne - DGO3, n.d. Portail Biodiversité en Wallonie : espèces, biotopes, sites de grand intérêt biologique, actualités [WWW Document]. Biodiversité En Wallonie. URL <http://biodiversite.wallonie.be/fr/accueil.html?IDC=6> (accessed 2.4.19).
- Rouget, M., Cowling, R.M., Lombard, A.T., Knight, A.T., Kerley, G.I., 2006. Designing Large-Scale Conservation corridors for pattern and process. *Conserv. Biol.* 20, 549–561.
- Shepard, P., 2004. Coming Home to the Pleistocene, 1st ed.
- Singleton, P.H., Gaines, W.L., Lehmkuhl, J.F., 2004. Landscape permeability for grizzly bear movements in Washington and southwestern British Columbia. *Ursus* 15, 90–103.
- Sordello, R., 2017. Pollution lumineuse et trame verte et bleue : vers une trame noire en France. *Territ. En Mouv. - Rev. Géographie Aménagement.*
- Sordello, R., Billon, L., Amsallem, J., Vanpeene, S., 2017. Bilan technique et scientifique sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique. Volume 1: Méthodes d'identification des composantes de la TVB. Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire.
- SPW, 2017. Code du Développement Territorial - Coordination officielle.
- SRCE Bourgogne, 2015. Eléments constitutifs de la trame verte et bleue de Bourgogne.
- Suškevičs, M., Tillemann, K., Külvik, M., 2013. Assessing the relevance of stakeholder analysis for national ecological network governance: The case of the Green Network in Estonia. *J. Nat. Conserv.* 21, 206–213. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.12.007>
- United Nations, 1972. Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment - Chapter I : Gathering a body of global agreements.
- Vanpeene, S., Sordello, R., Billon, L., 2017. Bilan technique et scientifique sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique Volume 2 - Méthodes d'identification des obstacles et d'attribution des objectifs.
- Vazquez, F.M., 2003. Connectivity Within the Andalusian Network of Natural Protected Areas. *Environ. Connect. Prot. Areas Mediterr. Basin.*
- Vogt, P., Riitters, K.H., Iwanowski, M., Estreguil, C., Kozak, J., Soille, P., 2007. Mapping landscape corridors. *Ecol. Indic.* 7, 481–488.



Wang, J., Banzhaf, E., 2018. Towards a better understanding of Green Infrastructure: A critical review .
, (February 2017), pp. . doi: 10.1016/j.ecolind.2017.09.018. Ecol. Indic., Elsevier 85, 758–772.
WSSD, 2002. Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development.



Institut de Conseil et d'Études en Développement Durable asbl

Boulevard Frère Orban 4
B-5000 NAMUR
00 32 81 25 04 80
www.icedd.be
icedd@icedd.be

N° registre de commerce : sans objet
N° TVA : BE0407.573.214
Représenté par : Gauthier Keutgen, Secrétaire Général
N° de compte bancaire : BE59 5230 4208 3426 / BIC TRIOBEBB