



HAL
open science

Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux

Alexandra Locquet, Céline Clauzel

► To cite this version:

Alexandra Locquet, Céline Clauzel. Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux. *Cybergeo : Revue européenne de géographie / European journal of geography*, 2018, 877, pp.27. hal-01948746

HAL Id: hal-01948746

<https://hal.science/hal-01948746v1>

Submitted on 8 Dec 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux

Identification and characterization of the Green and Blue infrastructures of the Regional Natural Park of the Ardennes: comparison of approaches by habitat and environmental permeability

Alexandra Locquet et Céline Clauzel



Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/cybergegeo/29864>
ISSN : 1278-3366

Éditeur

UMR 8504 Géographie-cités

Ce document vous est offert par Université Paris Diderot - Paris 7



Référence électronique

Alexandra Locquet et Céline Clauzel, « Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux », *Cybergegeo : European Journal of Geography* [En ligne], Espace, Société, Territoire, document 877, mis en ligne le 07 décembre 2018, consulté le 08 décembre 2018. URL : <http://journals.openedition.org/cybergegeo/29864>

Ce document a été généré automatiquement le 8 décembre 2018.

© CNRS-UMR Géographie-cités 8504

Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux

Identification and characterization of the Green and Blue infrastructures of the Regional Natural Park of the Ardennes: comparison of approaches by habitat and environmental permeability

Alexandra Locquet et Céline Clauzel

Introduction

- 1 La Trame Verte et Bleue (TVB), adoptée en 2007 dans le cadre du Grenelle de l'environnement, apparaît comme un outil phare de conservation de la biodiversité en France. Cette dernière a pour objectif de lutter contre l'érosion de la biodiversité engendrée par la fragmentation et la destruction des habitats résultant d'activités anthropiques (Alphandéry, *et al.*, 2012). La fragmentation des paysages se traduit à la fois par le morcellement, l'isolation et la diminution de la surface des habitats naturels et par la modification de la connectivité entre les taches d'habitats (Janin, 2011). La connectivité paysagère est entendue comme étant le degré selon lequel les éléments du paysage facilitent ou bloquent la circulation des espèces entre les différents habitats (Taylor, *et al.*, 1993). Elle dépend donc aussi bien de la structure et de l'organisation spatiale de l'habitat que de la façon dont les espèces interagissent avec cet environnement (Calabrese, Fagan, 2004 ; Taylor, *et al.*, 1993). La fragmentation paysagère nuit à la circulation des espèces tant animales que végétales (Ritchie, *et al.*, 2009). Elle affecte l'équilibre écologique en perturbant les activités de chasse et de reproduction des espèces, mais également en

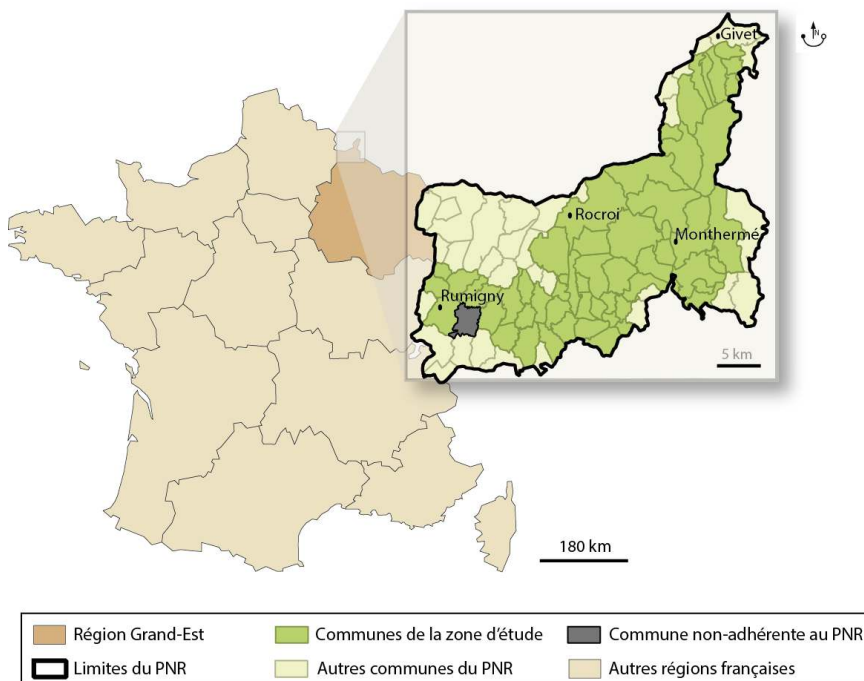
réduisant les interactions entre les individus, ce qui limite la diversité génétique des populations (Fahrig, 2011, Henkel, 2015).

- 2 Dans l'optique de limiter ces effets, il est nécessaire de mettre en place des mesures de gestion pour rétablir la connectivité entre les habitats. S'appuyant sur les principes de l'écologie du paysage, la Trame Verte et Bleue (TVB) vise à constituer un réseau écologique viable pour les espèces, formé de réservoirs de biodiversité et de corridors terrestres ou aquatiques (Burel et Baudry, 1999, Bennet, 1991). Les premiers sont les espaces dans lesquels la biodiversité est la mieux représentée et où les espèces peuvent réaliser tout ou partie de leur cycle de vie, c'est-à-dire se nourrir, se reproduire et se reposer (Arnould, *et al.*, 2011 ; Linglart, *et al.*, 2016). Ces zones sont reliées entre elles par des corridors qui constituent des « liaisons fonctionnelles » (Arnould, *et al.*, 2011) permettant la circulation d'espèces ou de groupes d'espèces entre différents habitats (Clergeau et Désiré, 1999). La TVB a été développée et étudiée à l'échelle régionale, à travers l'élaboration des SRCE (Schéma Régional de Cohérence Ecologiques) (Amsallem, *et al.*, 2010). La mise en place d'un réseau de TVB s'appuie sur plusieurs méthodologies qui présupposent de réaliser un diagnostic territorial, mais aucune méthode universelle n'est proposée. Les régions peuvent ainsi choisir la méthode d'identification des TVB de leur choix (Vanpeene-Bhuiet et Amsallem, 2014). Les différentes approches doivent cependant respecter la prise en compte de critères définis au niveau national, comme l'intégration des zonages réglementaires, des inventaires ou des éléments d'importance nationale (Vanpeene-Bhuiet et Amsallem, 2014). Trois méthodes principales sont couramment mobilisées pour identifier les corridors écologiques : l'analyse par interprétation visuelle, l'analyse de la perméabilité des milieux et l'utilisation d'un traitement de dilatation-érosion (Amsallem, *et al.*, 2010, Bernier et Théau, 2013), mais sont rarement confrontées les unes aux autres (Vanpeene-Bhuiet et Amsallem, 2014). Ces méthodes se traduisent par deux types d'approches majeures. La première s'appuie sur l'étude des habitats et de leur organisation, on parle alors d'approche structurelle. La seconde s'intéresse aux réponses des espèces aux milieux en mobilisant des informations sur les fonctionnements écologiques par une approche fonctionnelle (Fu, *et al.*, 2010, Girardet, *et al.*, 2013).
- 3 Nous allons ici nous interroger sur l'intérêt de confronter plusieurs méthodes dans le cadre de l'identification du réseau écologique d'un territoire à plusieurs échelles. Pour la réalisation de ce diagnostic territorial multi-échelles, il apparaît pertinent de s'orienter vers des méthodes qui prennent en compte l'ensemble des éléments constitutifs du paysage et ne se focalisent pas uniquement sur certains aspects. De ce fait, nous avons choisi d'exclure l'approche par dilatation-érosion qui, étant particulièrement centrée sur les corridors et raisonnant à l'échelle du voisinage, ne permet pas l'analyse à l'échelle d'un paysage (Avon, *et al.*, 2014). La première méthode retenue, l'interprétation visuelle que nous appellerons « approche habitat », est une approche structurelle, en s'appuyant uniquement sur l'analyse des éléments paysagers. Elle repose sur une évaluation et une notation de tous les milieux du territoire (Locquet, 2015). La note est attribuée en fonction de plusieurs critères qui mesurent la qualité écologique des éléments. La seconde méthode retenue, dite de perméabilité des milieux ou de dispersion des espèces (ECONAT, 2011 ; Adriaensen, *et al.*, 2003), relève d'une approche fonctionnelle puisqu'elle simule les déplacements potentiels d'espèces, qui peuvent être indicatrices, à partir des réservoirs de biodiversité. Cette approche s'appuie sur la capacité de déplacement d'une espèce qui est conditionnée par la capacité de dispersion de l'espèce, ses besoins et l'organisation du maillage écologique (Le Roux, *et al.*, 2014, Janin, 2011). Il s'agit donc d'évaluer si les

mouvements des espèces entre les taches d'habitats sont facilités ou contraints par le paysage (Avon, *et al.*, 2014).

- 4 La comparaison de deux méthodes différentes sur un même territoire apparaît rarement dans la littérature (Bernier et Théau, 2013), alors qu'elle permet d'obtenir une lecture complémentaire du territoire et de proposer des aménagements adaptés pour rétablir des continuités écologiques. L'originalité des deux approches retenues est de s'intéresser à la fois aux habitats et aux corridors ; l'ensemble des éléments constitutifs du territoire étudié sont ainsi pris en compte qu'ils soient fragmentants ou non. Pour sa part, l'intérêt de l'approche dite de perméabilité des milieux, que nous nommerons ici approche « espèces », est de se baser à la fois sur des espèces cibles et de croiser les différents jeux de données que constituent l'occupation du sol, les éléments majeurs de fragmentation et les espèces cibles. Notre démonstration s'appuie sur l'étude du territoire du Parc Naturel Régional des Ardennes (PNRA) au nord-est de la France (figure 1).

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude



Locquet, 2015

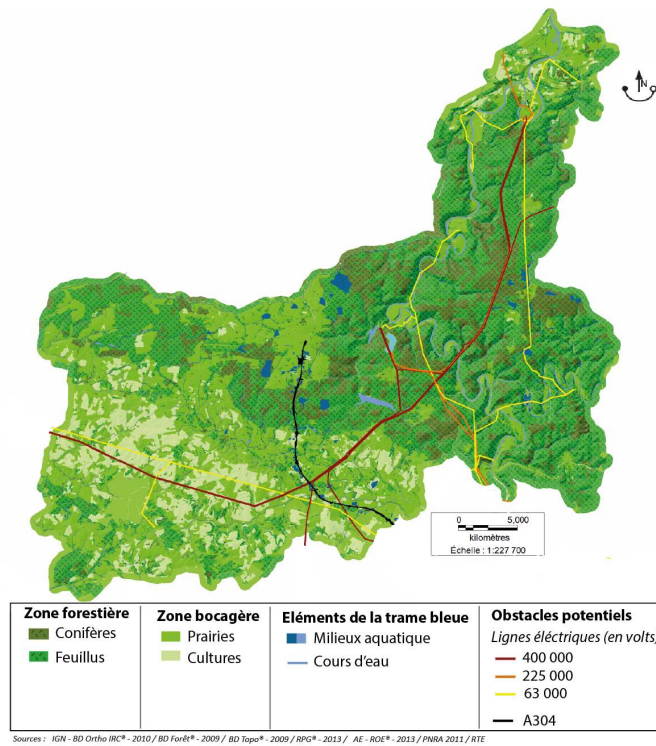
La zone d'étude : le Parc Naturel Régional des Ardennes

- 5 L'étude s'est concentrée sur le Parc Naturel Régional des Ardennes qui s'étend sur 1 160 km². Son objectif est de protéger et valoriser son patrimoine naturel et culturel (Locquet, 2015). Ce territoire recouvre une grande variété de milieux (forêts, zones agricoles, zones humides, tourbières) (figure 2) et bénéficie de plusieurs outils de protection de la biodiversité nationaux ou internationaux (Réserves Naturelles Nationales, arrêtés préfectoraux de protections de biotope, sites Natura 2000). Ces différents milieux constituent des habitats particuliers spécifiques à une faune et une flore riche.

Cependant, ce territoire est particulièrement fragmenté par les activités anthropiques (zones agricoles et urbaines) ainsi que par la présence d'infrastructures linéaires de transport. Le territoire est en effet traversé aussi bien par des lignes à haute tension (supérieure à 63 000 volts) sur 367 kilomètres, que par un réseau routier important, et plus particulièrement l'autoroute A304. Ces infrastructures peuvent avoir des effets aussi bien directs qu'indirects qui créent des ruptures entre les différents habitats. Les premiers se traduisent par la destruction d'habitats, l'introduction d'espèces invasives et de pollution ou par la création d'effet « barrières » qui empêchent la circulation d'espèces, entraînent des mortalités par collision, augmentent le nombre de taches d'habitats et peuvent réduire leur surface (Fu, *et al.*, 2010 ; Jacskons et Fahrig, 2011 ; McGregor *et al.*, 2008 ; Hass, *et al.*, 2006 ; Mallard, 2014). Les seconds résultent de la combinaison d'effets directs qui évoluent à différentes échelles spatiales et temporelles (Mallard, 2014). Les lignes électriques, qui présentent la particularité d'avoir une emprise au sol discontinue et d'occuper l'espace aérien, impactent principalement l'avifaune (Bevanger, 1998 ; Jenkins, *et al.*, 2010), entraînant le dérangement des espèces ou la mort d'individus par collisions avec les câbles électriques (Deng et Frederick, 2001). Par ailleurs, on observe généralement autour ou sous l'emprise de ces infrastructures une banalisation de la biodiversité (Jadoul, 2011). Étant donné qu'aucune végétation ne doit toucher les lignes électriques (Lesigne, 2012), les coupes et gyrobroyage favorisent le développement d'espèces sociales, qui présentent un fort pouvoir concurrentiel et limitent ainsi le développement des ligneux. Cela se traduit par une homogénéisation de l'habitat et du paysage peu favorable à la biodiversité.

- 6 Dans le cadre de la présente étude, les méthodes mobilisées seront appliquées à l'ensemble des éléments constitutifs du territoire et non pas uniquement aux infrastructures linéaires de transport. Toutefois, étant donné leur impact important sur le territoire, l'étude se concentre ici principalement sur les portions de territoires traversées par ces linéaires (figure 1 et 2).

Figure 2 : Implantation des infrastructures linéaires dans les milieux naturels du PNRA.



Locquet, 2015.

Méthode d'identification du réseau écologique

- 7 L'identification d'un réseau écologique passe par la définition des taches d'habitat et des corridors entre ces taches. Les taches d'habitat se déclinent en deux types principaux : les noyaux « primaires » et « secondaires ». Les premiers constituent des espaces soit de taille importante, soit faisant l'objet d'un dispositif de protection (Natura 2000, Réserves Naturelles ou encore ZNIEFF (Zone Naturelles d'Intérêt Faunistique et Floristique de type 1 et 2) où les espèces peuvent effectuer l'ensemble de leur cycle de vie (Linglart *et al.*, 2016). Les noyaux « secondaires » ont quant à eux une superficie plus réduite, et sont constitués d'habitats moins qualitatifs, mais qui peuvent néanmoins abriter des espèces qui peuvent y réaliser une partie de leur cycle de vie (Liénard et Clergeau, 2011). Les corridors entre ces différents noyaux sont plus difficiles à identifier. Si certains, larges et continus, peuvent convenir à un grand nombre d'espèces, d'autres sont utilisés par certains types d'espèces (Liénard et Clergeau, 2011).
- 8 Comme la plupart des méthodes d'identification des réseaux écologiques, les deux approches s'appuient sur une première cartographie générale du territoire réalisée à partir des bases de données d'occupation du sol (Liénard et Clergeau, 2011 ; Mimet, *et al.*, 2011 ; Hubert-Moy, *et al.*, 2012) qui permet, d'une part, de repérer les caractéristiques générales du territoire étudié et, d'autre part, de localiser les principales zones touchées par la fragmentation du paysage. Bien que nous nous soyons basés sur des définitions communes pour identifier les taches d'habitats et les corridors à l'aide des deux méthodes, les approches que nous avons mobilisées pour les représenter diffèrent. En

effet, l'approche « habitat » s'intéresse essentiellement aux milieux plutôt qu'aux espèces, il s'agit donc d'une approche structurelle c'est-à-dire aux liens physiques entre les éléments (Bergès, *et al.*, 2010). De ce fait, les distinctions entre les différents types de réservoirs et de corridors y sont privilégiées. Cette approche s'appuie sur le modèle matrice-tache-corridor développé par Forman et Gordon (1986), qui permet de décrire et d'analyser le paysage. La matrice désigne l'élément dominant du paysage, caractérisée par une certaine uniformité, elle abrite en son sein des structures paysagères ponctuelles et isolées dites « taches », lesquelles sont reliées entre-elles par des « corridors » (Clergeau et Désiré, 1999 ; Aubertin et Rodary, 2008). L'approche « espèces » est, quant à elle, plus fonctionnelle puisqu'elle s'appuie sur les exigences écologiques des espèces étudiées et leurs capacités de déplacements associées à la qualité écologique des milieux (Bergès *et al.*, 2010 ; Fu *et al.*, 2010). Cette dernière se distingue des approches issues de la théorie des graphes dans la mesure où l'objectif premier n'est pas ici d'identifier les relations spatiales entre les domaines vitaux propres à une espèce (Foltête *et al.*, 2012, Bourgeois, *et al.*, 2017), mais plutôt l'accessibilité de l'ensemble des éléments de la matrice au regard des capacités de déplacement de l'espèce considérée.

Données utilisées

Occupation du sol

- 9 Dans le cadre de notre étude, les données utilisées pour chacune des approches sont similaires, mais exploitées de manière différente pour les deux approches. Les données cartographiques fournies par l'IGN, l'ASP (Agence de Services et de Paiement), et l'Agence européenne de l'environnement ont été utilisées dans le cadre d'un Système d'Information Géographique (SIG). Afin de pallier le manque de précision et l'absence d'actualisation de certaines bases de données, nous avons fait le choix d'en mobiliser plusieurs. Chaque base de données a permis d'extraire des informations spécifiques (tableau 1) qui ont ensuite été croisées pour obtenir des informations sur les différents types d'occupation du sol.

Tableau 1 : Les différentes bases de données mobilisées.

Base de données	Informations recueillies					
	Zones artificialisées	Infrastructures de transport	Réseau hydrographique	Milieux humide et aquatique	Type de couvert végétal	Type de cultures
BD Topo- 2010	X	X	X			
SCAN 25-2013	X	X	X			
Corine Land Cover- 2012	X			X	X	X
BD Forêt-2009				X	X	
BD Carthage- 2013			X	X		

Registre Parcellaire Graphique- 2013						X
---	--	--	--	--	--	---

- 10 De plus, certaines d'entre elles présentent des informations spécifiques telles que la base *Corine Land Cover* qui permet d'avoir des précisions sur le type d'occupation biophysique du sol (milieux ouverts, milieux humides, surfaces agricoles de monoculture) et d'offrir une couverture exhaustive du territoire. Ces données complètent d'autres sources d'information comme par exemple le Registre Parcellaire Graphique dans lequel il manque des surfaces agricoles (IGN, 2018). De plus la base *Corine Land Cover* fournit également des précisions sur la cartographie des espaces artificiels.
- 11 Ces données ont été complétées par le zonage des espaces naturels faisant l'objet d'une protection particulière. Ces zones sont caractérisées par des milieux écologiques de qualité ou constituant des habitats pour des espèces fragiles ou menacées. Ces informations ont permis de dégager les grands ensembles du paysage, à savoir les espaces forestiers ou agricoles, ainsi que l'importance écologique des milieux et la présence de zones humides. Une vérification de ces éléments a ensuite été effectuée par photo-interprétation (Orthophotoplans et Image Infrarouge Couleur), qui permet de distinguer des éléments précis qui n'apparaissent pas toujours dans les bases de données d'occupation du sol, comme les mares, haies ou bosquets et de vérifier la typologie des milieux analysés en distinguant les prairies des cultures, les conifères des feuillus. Les différentes bases de données utilisées ont été croisées et confrontées afin d'obtenir une cartographie complète du territoire à l'échelle de chacune des 91 communes du Parc pour obtenir la représentation la plus exacte possible tant au niveau communal qu'à celui de l'ensemble du Parc.

Espèces représentatives

- 12 Outre les données d'occupation du sol, nous avons également eu recours à des données relatives aux espèces que nous avons ciblées, provenant d'inventaires et observations réalisés par des agents du PNR ou des naturalistes des structures partenaires ou de vérifications de terrain. Le choix d'espèces cibles peut être lié à leur vulnérabilité ou à leur fonction d'espèce « parapluie » pour un certain nombre de processus écologiques (Lambeck, 1997 ; Beier *et al.*, 2008). Il était question de sélectionner des espèces représentatives des différentes sous trames étudiées, c'est-à-dire de l'ensemble des espaces formés par un même type de milieux et connectés entre eux (bocage, forêt, milieux humides) (COMOP TVB, 2010) de façon à pouvoir mettre en place un réseau fonctionnel (Silvano, *et al.*, 2017 ; Bernier et Théau, 2013). Chacune des espèces retenues se veut également représentative d'un groupe d'espèces aux exigences écologiques proches.
- 13 Nous avons ainsi choisi d'étudier l'Écureuil roux (*Sciurus vulgaris*), le Hérisson d'Europe (*Erinaceus europaeus*) et le Triton crêté (*Triturus cristatus*), trois espèces figurant sur les listes rouges des espèces menacées nationales ou régionales (Cart, 2007, Becu *et al.*, 2007 ; UICN France, MNHN, SFPEM & ONCFS, 2009). La première espèce est représentative de la sous-trame forestière, étant donné que l'Écureuil roux est un mammifère forestier généraliste (Verbeeylen, *et al.*, 2009 ; Avon, *et al.*, 2014). Pour la sous-trame bocagère, nous

nous sommes intéressés à une espèce particulièrement dépendante des systèmes de haies, à l'image du Hérisson d'Europe (Mennessier, 2013 ; Riber, 2006). Enfin, le Triton crêté a été mobilisé comme espèce représentative des milieux humides, dans la mesure où il est dépendant de la qualité du réseau de mares et de zones humides, et qu'il est particulièrement sensible à la fragmentation du territoire, notamment du fait de sa faible capacité de dispersion (Graitson et Jacob, 2002). La présence de ces espèces sur le territoire étudié a été vérifiée à l'aide des données issues des observations naturalistes réalisées sur le PNR. L'efficacité d'un corridor et les effets de fragmentation varient en fonction de l'espèce ou du groupe d'espèces considéré (Le Roux *et al.*, 2014 ; Janin, 2011 ; Clergeau et Désiré, 1999). La prise en compte des besoins de chaque espèce dans le cadre de l'analyse de la TVB permet ainsi de repérer les éléments qui peuvent être fragmentants pour certaines espèces et favorables pour d'autres. Les informations relatives aux capacités de déplacement sont ainsi indispensables pour mettre en place l'approche « espèces », bien que ce type de données ne soit pas disponible pour toutes les espèces (Liénard et Clergeau, 2011).

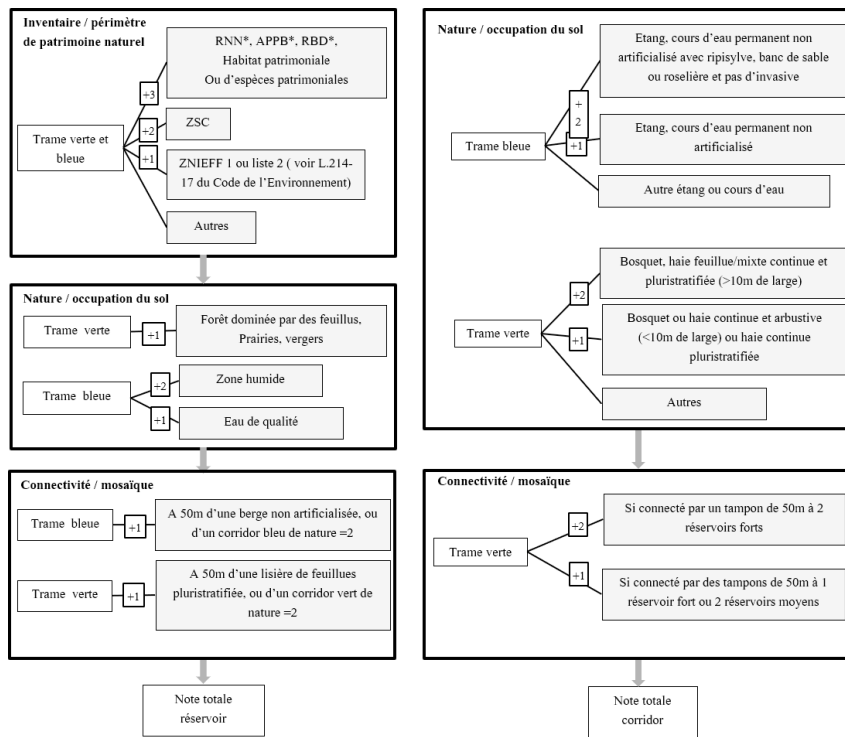
L'approche « habitat » par notation des milieux

- 14 La première approche, dite « habitat », soumet tous les éléments de la TVB à une notation et à une hiérarchisation. Fondée sur de l'interprétation visuelle de données d'occupation du sol et de photographies aériennes (François *et al.*, 2010), cette approche a pour objectif d'obtenir une représentation des réseaux écologiques du territoire en se basant sur l'identification de trois éléments : les réservoirs de biodiversité, les zones tampons et les corridors (Bennett, 1991 ; Jongman et Pungetti, 2004). Ceux-ci sont pondérés en fonction de plusieurs critères qui permettent d'évaluer leur qualité, et d'identifier les potentialités des zones analysées comme réservoir de biodiversité ou leur participation aux continuités écologiques (Liénard et Clergeau, 2011). L'ensemble des notes sont ensuite additionnées pour obtenir la note finale de l'objet étudié, laquelle est utilisée pour évaluer sa qualité (potentiel écologique très fort, fort, faible) et hiérarchiser les éléments. Dans le cadre de notre étude, les différents critères de notation ont été définis à l'aide de dires d'expert naturalistes et à la suite des travaux des groupes de travail du PNRA.
- 15 La démarche s'effectue en deux temps, en s'intéressant d'abord à la catégorisation des réservoirs et des corridors avant d'analyser les connectivités entre les éléments. Les réservoirs et les corridors ne sont pas soumis aux mêmes critères, une distinction est également faite entre les éléments de la trame verte et ceux de la trame bleue. Les critères se basent principalement sur le type de couvert végétal et la taille de l'élément analysé. Les réservoirs sont tout d'abord évalués en fonction du type de périmètre réglementaire auquel ils appartiennent : le zonage réglementaire ou, la présence de certains habitats et la qualité des milieux (Amsallen, *et al.*, 2010), cela est traduit par deux critères. Le premier, inventaire/périmètre de patrimoine naturel, vise à valoriser les habitats remarquables (réserves naturelles, ZNIEFF, site Natura 2000...) (figure 3) qui obtiennent les notes les plus élevées. Le second, nature/occupation du sol, s'intéresse au type de couvert végétal (type de forêt, prairies) et à la nature du milieu (humide, aquatique). Les zones de grandes cultures sont les espaces considérés comme les moins intéressants pour la biodiversité étant donné qu'il s'agit de cultures monospécifiques.
- 16 D'un point de vue cartographique, les connectivités entre les éléments sont représentées par des zones tampons. Cela permet de faire ressortir les corridors potentiels du

territoire et de souligner les écotones, c'est-à-dire les zones de transition entre deux écosystèmes, qui sont des espaces riches en biodiversité puisque les mouvements entre les différents milieux se font à travers ces interfaces (Barnaud, 1998 ; Burel et Baudry, 1999 ; Cosentino, *et al.*, 2011). Les corridors sont pour leur part évalués en fonction de leur nature et de leur structure (figure 3). Dans le cas des corridors verts, c'est la taille et la présence de plusieurs strates qui sont valorisées. Dans le cas des corridors bleus, c'est la qualité des berges qui est prise en compte.

- 17 En plus de ces différents critères, tout objet de la TVB qui se situe à 50 mètres d'un autre élément de la TVB présentant une bonne qualité écologique se voit gratifié d'une note supplémentaire. Ce seuil a été établi de manière arbitraire en considérant qu'il s'agit d'une distance relativement traversable pour la plupart des espèces.

Figure 3 : Critères d'évaluation des réservoirs et corridors de biodiversité de la méthode habitat.



*RNN :Réserve Naturelle Nationale, APPB: Arrêté Préfectoral de Protection Biotope, RBD: Réserve de Biosphère

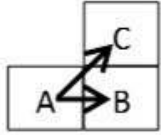
Locquet, 2015, d'après PNR des Ardennes, 2014

L'approche « espèces » par la perméabilité des milieux

- 18 Cette approche permet de simuler les potentiels déplacements d'espèces indicatrices à partir des réservoirs de biodiversité. On s'intéresse ici à la perméabilité des milieux, laquelle est déterminée par les préférences des espèces pour certains milieux, c'est-à-dire au type d'habitat favorable ou défavorable à son déplacement (Ascroft et Major, 2013 ; Taylor, *et al.*, 1993). Cela nécessite de combiner des données relatives à l'intérêt des espèces pour les différents milieux à leur distance de dispersion maximale (capacité de déplacement) à partir des réservoirs de biodiversité (Bernier et Théau, 2013 ; Berthoud, 2010, SRCE Picardie 2015), avec la configuration spatiale des milieux qui leur est favorable (Le Roux, *et al.*, 2014).

- 19 L'idée sous-jacente à cette méthode est qu'au cours d'un trajet allant d'un point A (milieu source) à un point B (milieu puits), une espèce va être confrontée à différents milieux qu'elle sera en mesure de traverser plus ou moins facilement, en fonction de leur nature, c'est-à-dire de leur perméabilité plus ou moins forte (Région Rhône-Alpes, 2010).

Tableau 2 : Calcul coût de déplacement.

$$C_{A-C} = \left(\frac{R_A + R_B}{2} \right) D_{A-B} + \left(\frac{R_B + R_C}{2} \right) D_{B-C}$$


C = coût de déplacement
 R_A = coefficient de résistance du milieu source
 R_C = coefficient de résistance du milieu puits
 D = distance parcourue en mètres

D'après : ECONAT, 2011

- 20 D'un point de vue informatique, cette approche se fonde sur une modélisation de l'occupation du sol basée sur le « chemin de moindre coût » (ECONAT, 2011). Pour ce faire, la méthode s'appuie sur le coût que représente un déplacement pour une espèce donnée, en fonction des types de milieux traversés (tableau 2) (Berthoud, *et al.*, 2004), c'est-à-dire le coût maximal que l'animal est en mesure de dépenser pour se déplacer (Thyriot, 2007). Les différents milieux cartographiés sont modélisés sous forme de grille (format raster), dans laquelle chaque cellule obtient un coefficient de résistance (ou de friction) en fonction du type d'occupation du sol (ECONAT, 2011 ; Adriaensen, *et al.*, 2003) à l'aide de la formule suivante :

Tableau 3 : Formule de calcul du coût maximal.

$$C_{\max} = P \times \frac{R_a + R_c}{2}$$

C_{\max} = coût maximal
 P = résolution de la cellule (pixel)
 R_a = coefficient de résistance du milieu source
 R_c = coefficient de résistance du milieu puits

D'après : Région Rhône-Alpes, 2010.

- 21 Le coût maximal (C_{\max}) correspond à la distance de dispersion maximale de chacune des espèces étudiées. Ces valeurs nous ont ainsi permis de calculer les différents coefficients de résistance en fonction de leur perméabilité pour l'espèce étudiée.

$$Rc = \frac{Cmax \times 2}{p} - 1$$

- 22 Plus le milieu est difficile à traverser pour l'espèce ciblée, plus le coefficient de résistance sera élevé. Par exemple, il est plus facile pour un Hérisson d'Europe de circuler dans des prairies que dans des zones urbaines (tableau 4).
- 23 Pour déterminer le coefficient de chaque milieu en fonction des capacités des espèces, nous nous sommes basés sur les distances de dispersion des espèces étudiées utilisées en Picardie. Ces dernières ont été déterminées pour des guildes d'espèces issues d'un même groupe fonctionnel ou taxonomique qui dépendent d'un même écosystème. Les distances de dispersion que nous utilisons ici sont donc représentatives du groupe d'espèces aux exigences écologiques proches et ne sont pas précisément spécifiques à l'espèce étudiée. Dans le cadre de notre étude, nous avons donc retenu les valeurs suivantes : 4 000 mètres pour l'Écureuil Roux, 1 000 mètres pour le Triton Crêté et 8 000 mètres pour le Hérisson d'Europe) (SRCE Picardie 2015). En s'appuyant sur l'ensemble de ces données, il nous est donc possible de calculer le coefficient de résistance des milieux que doivent traverser les espèces, comme on peut le voir ci-dessous avec l'exemple du Hérisson d'Europe.

$$Rc = \frac{8000 \times 2}{10} - 1 = 1599$$

Tableau 4 : Matrice de résistance, le cas du Hérisson d'Europe.

	Classe 1 : milieu structurant	Classe 2 : milieu attractif	Classe 3 : milieu peu fréquenté	Classe 4 : milieu pas fréquenté et inaccessible
Sous-trame bocagère (Hérisson d'Europe)	Prairies, forêts de feuillus, haies	Peupleraies, espaces verts urbains, boisements récents, coupes forestières, espaces agricoles	Cultures annuelles, espaces associés aux plans d'eau, conifères, marais	Plan d'eau, chantier, zones urbaines, infrastructures de transports, cours d'eau.
Coefficient de résistance	1	11	467	1599

D'après Bauge, 2013.

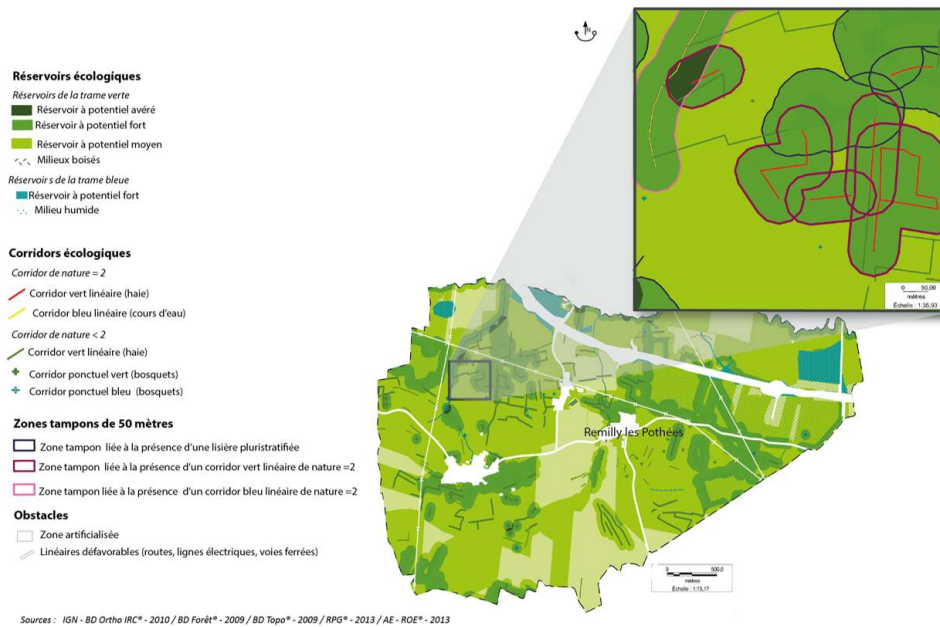
Résultats

Identification du réseau écologique à l'aide de la méthode « habitat »

- 24 Cette approche permet d'obtenir une représentation hiérarchisée de l'ensemble de la TVB. Ceci est traduit cartographiquement à l'aide d'un dégradé de couleur, des palettes de verts et de bleus sont respectivement utilisées pour les éléments de la trame verte et de la trame bleue. Plus la couleur est foncée, plus l'élément étudié a une note élevée et une bonne qualité écologique. Les réservoirs sont représentés à l'aide de polygones et les

corridors sont cartographiés sous forme de linéaires (haies, cours d'eau) ou de ponctuels (bosquets, mares) dans le cas de corridors discontinus (figure 4). Chaque élément est clairement défini, on distingue donc nettement les forêts de feuillus de celles de conifères. De même, les différents corridors et les zones tampons représentant les connectivités sont mis en avant (figure 4). Il est ainsi possible de quantifier le nombre d'objets en fonction du potentiel écologique.

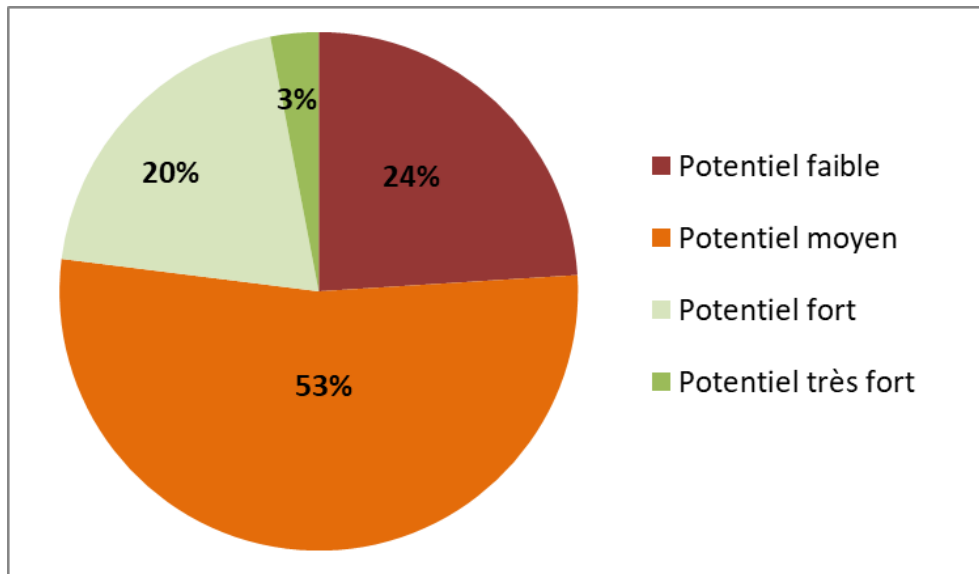
Figure 4 : Analyse du réseau écologique de la commune de Remilly-les-Pothées à l'aide de la méthode « habitat ».



Locquet, 2018

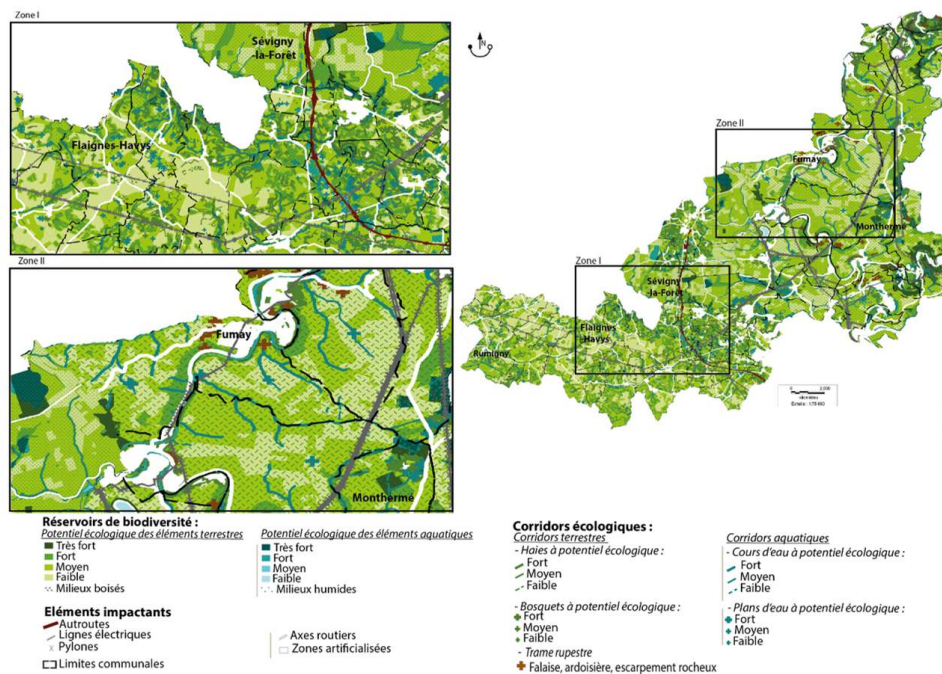
- 25 On peut ainsi constater que, sur la zone étudiée, la majorité des réservoirs (53 %) présentent un potentiel moyen, 24 % des réservoirs ont un potentiel faible, tandis que seulement 3 % ont un potentiel très fort (figure 5). Ces derniers sont les habitats les plus riches qui pourraient être qualifiés de cœurs de nature. Il s'agit de zones connues pour leur richesse écologique telles que les Réserves Naturelles Régionales, les sites Natura 2000 ou encore les ZNIEFF.

Figure 5 : Répartition des réservoirs de la trame verte en fonction de leur potentiel écologique (en pourcentage).



Locquet, 2018

Figure 6 : Analyse du réseau écologique du PNRA à l'aide de la méthode « habitat ».



26 Grâce à la représentation cartographique, il est possible de repérer les zones où le réseau écologique est de moins bonne qualité. Ces espaces se caractérisent soit par de grandes surfaces de réservoirs au potentiel écologique faible, soit par la faiblesse du réseau de corridors. Cela permet de faire ressortir les réservoirs et corridors intéressants et de visualiser comment ils pourraient être mis en relation (figure 6). La partie ouest de la zone d'étude est majoritairement agricole et traversée par des lignes électriques. Les

zones de cultures ont un potentiel écologique faible (figure 6). Dans la partie forestière, à l'Est, la faible diversité de la mosaïque paysagère est due à la présence de grandes parcelles de conifères et à la faible proportion de milieux ouverts (figure 6). Dans cette zone, les lignes électriques créent des trouées écologiquement peu intéressantes puisqu'elles sont constituées d'espèces sociales (fougère, molinie) qui empêchent le développement d'autres espèces. Ces espaces peuvent néanmoins avoir une fonction positive pour certaines espèces (chiroptères ou orthoptères) (Ethier et Fahrig, 2011 ; Bétard, 2012).

- 27 L'approche « habitat » permet donc de repérer ces espaces et d'envisager de les aménager pour les rendre plus fonctionnels pour la faune et la flore. Les emprises de pylônes peuvent ainsi être valorisées par l'aménagement de bosquets, tandis que sous les lignes, l'implantation de mares ou de lisières étagées peut être envisagée, ce qui permettrait de revaloriser les trouées forestières comme corridors écologiques (Lesigne, 2012 ; LIFE+ ELIA, 2011).

Analyse du réseau écologique à l'aide de l'approche « espèces »

- 28 Cette approche permet de visualiser les éléments intéressants ou défavorables pour les espèces par une carte en gradient qui hiérarchise les milieux en fonction de leur accessibilité pour l'espèce étudiée (Panzacchi, *et al.*, 2016). Cette hiérarchisation est établie grâce au calcul des coefficients de résistance pour chacun des milieux traversés en fonction du groupe d'espèces analysé (tableau 5).

Tableau 5 : Coefficients de résistance des milieux en fonction de l'espèce étudiée

Classe	Milieux	Coefficients de résistance		
		Hérisson d'Europe	Écureuil Roux	Triton Crêté
1	Structurants	1	1	1
2	Très attractifs	3	3	2
3	Attractifs	11	9	5
4	Peu fréquentés	136	86	34
5	Pas fréquentés	467	262	82
6	Répulsifs	1599	799	199

- 29 Les parcelles ne sont pas différenciées puisqu'il s'agit de données raster qui ont subi un lissage (Berthoud, *et al.*, 2004). On obtient donc une carte figurant une densité de polygones correspondant aux connectivités du réseau, dans laquelle les corridors n'apparaissent pas distinctement (Etlicher, *et al.*, 2009). La représentation cartographique varie d'une espèce à l'autre, reflétant la capacité de dispersion des espèces depuis un milieu source et l'intérêt de ces dernières pour les différents milieux. Pour trois espèces,

les zones de cultures, nombreuses à l'ouest du territoire, apparaissent comme étant peu intéressantes (tableau 6).

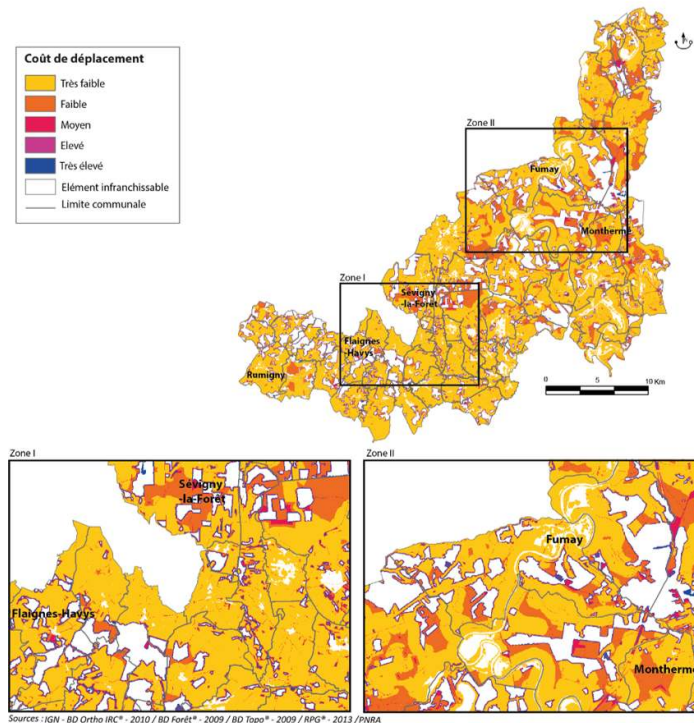
Tableau 6 : Type de milieu fréquenté en fonction de l'espèce ciblée.

Milieu / Espèce	Prairie	Culture	Forêt de feuillus	Forêt de conifères	Mares	Cours d'eau
Hérisson d'Europe	V	X	V	X	X	X
Écureuil Roux	X	X	V	V	X	X
Triton Crêté	V	X	X	X	V	X

V : très faible coût de déplacement, X : coût de déplacement élevé, milieu bloquant,
 ■ habitats préférés des espèces étudiées.

- 30 Dans le cas du Hérisson, les zones de conifères et les cours d'eau sont considérés comme une rupture (Soisson, 2010) (figure 7), alors que pour l'Écureuil tous les types de milieux forestiers apparaissent comme favorables (Delin et André, 1999) (tableau 6). Pour ce dernier, tous les milieux qui ne sont pas forestiers apparaissent comme bloquants, ceci permet de faire ressortir des îlots boisés qui pourraient être reliés entre eux à l'aide d'aménagements (tableau 6). Dans le cas du Triton crêté, tous les milieux situés à plus de 1 km des mares sont considérés comme bloquants (tableau 6) (Joly, 1998, Puissauve, et al., 2015). Ceci s'explique par la faible capacité de dispersion de l'animal. On peut ainsi dégager nettement le réseau de mares et repérer où mener des actions de restauration.

Figure 7 : Analyse des éléments fragmentants en fonction du Hérisson d'Europe



Locquet, 2018

- 31 Cette approche permet de relever que l'ouest du territoire, très agricole et dominé par des cultures, est faiblement accessible à la différence du centre du territoire qui présente

une mosaïque de paysages variés et des corridors qui forment un bocage. Dans le massif forestier à l'est, on peut dégager des grandes zones de conifères et souligner le manque de diversité des milieux.

- 32 À l'aide des deux approches utilisées, on constate que l'impact des infrastructures est important. En premier lieu, l'autoroute A304 apparaît comme l'élément bloquant majeur qui empêche les échanges entre l'est et l'ouest du territoire (figures 6 et 7). Les autres infrastructures routières ont également un impact non négligeable sur la circulation des espèces, notamment les routes à plus de 1 000 véhicules par jour, ces axes commencent à engendrer une mortalité importante de la faune à partir de 2 500 véhicules par jour (Bernard *et al.*, 2012). En second lieu, le territoire est fragmenté par les zones artificielles (villes, villages) qui limitent la circulation des espèces (figures 6 et 7). Enfin, les lignes électriques ont un impact particulièrement fort surtout dans le massif forestier où elles créent des grandes trouées présentant une faible biodiversité (figures 6), comme indiqué par les études des agents du PNR.

Discussions

L'intérêt des deux approches

- 33 L'approche « habitat » s'intéresse particulièrement aux réservoirs qui sont les éléments les plus analysés. Ils répondent à un plus grand nombre de critères que les corridors et ressortent plus d'un point de vue cartographique. Cette approche structurelle vise essentiellement à analyser la mosaïque de milieux présents et à voir comment il est possible de connecter entre eux les différents réservoirs. Elle permet de prendre en compte non seulement la qualité écologique des habitats (c'est-à-dire de la présence ou absence de fragmentation ou de la proximité avec un réservoir) (Amsallem, *et al.*, 2010) et de les hiérarchiser. Il est ainsi possible de mettre en valeur les habitats très intéressants faisant l'objet d'une protection ou d'une gestion particulière, ce qui permet de voir comment ces derniers, dits cœurs de nature, peuvent être reliés entre eux. Par ailleurs, cette approche offre une lecture assez précise de l'organisation des paysages notamment en intégrant les corridors, tout comme les éléments de fragmentation du réseau écologique. Cela donne la possibilité d'identifier les zones de « conflits » entre ces éléments et ainsi de localiser les endroits où il est nécessaire de restaurer ou de recréer des corridors (Amsallem, *et al.*, 2010). On peut donc avoir une représentation cartographique assez fine, et compréhensible pour les acteurs (François, *et al.*, 2010). Par ailleurs cette cartographie peut être évolutive et mise à jour régulièrement, ce qui constitue un outil de suivi du réseau écologique (tableau 7). Il s'agit ici d'une approche très généraliste qui ne s'intéresse pas à une espèce particulière. Elle peut être utilisée pour mettre en place une gestion générale dans l'optique de répondre aux besoins du plus grand nombre d'espèces et de mettre en valeur les habitats remarquables. Elle peut donc être utilisée pour évaluer la qualité du réseau écologique d'un territoire donné dans son ensemble, offrant ainsi la possibilité d'identifier les grands éléments de rupture, mais également les continuités majeures (tableau 7). En outre, cette approche nécessite peu de moyens techniques, ce qui la rend facilement reproductible.
- 34 L'approche « espèces » utilise pour sa part des espèces cibles, offrant ainsi une analyse adaptée à chacune d'entre elles. Cette approche fonctionnelle permet de mettre en avant les fonctionnalités du réseau écologique en s'appuyant sur les capacités de déplacements

des espèces et leur intérêt pour les différents milieux. Elle permet de prendre en compte les traits fonctionnels des espèces cibles et offre la possibilité d'étudier chaque sous-trame individuellement (Bauge, 2013). Elle rend possible l'analyse des habitats situés dans le périmètre de dispersion de l'animal étudié en s'intéressant à l'ensemble des milieux sans faire la distinction entre les milieux qui présentent une biodiversité « remarquable » et ceux dont la biodiversité est « ordinaire » (François, *et al.*, 2010) étant donné que les zonages réglementaires ne sont pas pris en compte (Theobald, *et al.*, 2012). Bien que nous l'ayons ici appliquée à des espèces animales, cette approche peut également être mobilisée pour identifier les zones potentielles de dispersion des végétaux (Hilty, *et al.*, 2006). Elle permet également de mettre en relief les zones de fragmentation difficilement franchissables pour l'espèce étudiée, ce qui offre la possibilité d'identifier à la fois les corridors existants pour relier entre elles les différentes taches et les espaces où des aménagements pourraient être envisagés pour créer ou restaurer des corridors (Joly, *et al.*, 2003 ; Allen, *et al.*, 2016) (tableau 7). Ce type d'analyse pourrait également être utilisé pour vérifier l'impact potentiel d'aménagements envisagés sur le territoire considéré. Il suffit pour cela d'intégrer à l'analyse les aménagements constituant ou non une fragmentation et de tester leur perméabilité pour certaines espèces. Dans le cas où il s'agit d'étudier un élément écologique de restauration de la trame verte et bleue, cela permet d'évaluer son efficacité potentielle (tableau 7). Cette approche est particulièrement appropriée dans les cas où il est nécessaire d'identifier et restaurer le réseau écologique pour une espèce (ou un cortège d'espèces) puisqu'elle évalue les milieux qui sont attractifs pour celle-ci et ceux qui sont repoussants, ce qui permet d'envisager des mesures adaptées à l'espèce étudiée. De plus, la prise en compte d'espèces pour analyser le réseau écologique peut apparaître comme étant plus communicante pour dialoguer avec les acteurs du territoire et leur faire part des enjeux liés à la fragmentation des habitats (Liénard et Clergeau, 2011). Ce type de lecture n'est pas évident avec l'approche « habitat », car, étant centré sur les habitats remarquables, il ne prend pas en compte les habitats ordinaires qui peuvent pourtant être utilisés par un certain nombre d'espèces.

Intérêt de coupler les deux approches

- 35 Étant donné qu'il n'existe pas de méthode unique de modélisation des réseaux écologiques et qu'il est difficile de mobiliser une seule approche pour répondre à des enjeux et problématiques variés (Bernier et Théau, 2013), l'utilisation de deux approches sur un même territoire s'avère bénéfique. En premier lieu, ces deux approches se démarquent en permettant de raisonner à l'échelle de l'ensemble d'un paysage et non pas uniquement à celle des tâches d'habitat.
- 36 En deuxième lieu, cela permet de mobiliser l'approche la plus appropriée selon les besoins et objectifs de gestion et d'avoir des outils adaptés et adaptables en fonction de l'acteur avec lequel il est nécessaire de communiquer.
- 37 En troisième lieu, les deux approches amènent des regards différents sur le réseau écologique étudié. L'approche « espèces » peut être utilisée pour identifier les chemins potentiels que pourrait emprunter une espèce donnée tandis que l'approche « habitat » offre quant à elle un regard plus qualitatif en permettant de repérer la nature des corridors et réservoirs empruntés par l'espèce (tableau 7). Ces deux méthodes peuvent également s'avérer complémentaires pour évaluer l'impact d'un aménagement qu'il

s'agisse d'un corridor ou d'une infrastructure fragmentant le territoire. L'approche « habitat » permet de spatialiser l'élément par rapport au reste du réseau et la confrontation avec la capacité de dispersion d'une espèce permet d'évaluer l'impact de l'objet étudié (aménagement ou élément naturel). Ces analyses présentent l'avantage dans les deux cas de proposer des aménagements qui répondent à des besoins précis pour améliorer la qualité du réseau écologique.

- 38 En dernier lieu, le fait de confronter deux méthodes offre la possibilité d'identifier de potentielles erreurs que ce soit dans la réalisation des cartographies ou dans l'interprétation des résultats qui peuvent parfois varier en fonction des acteurs. Cela est d'autant plus vrai qu'aucune méthode n'apparaît comme étant plus efficace que les autres selon la littérature, elles sont toutes conditionnées par les objectifs de leur utilisation et l'acquisition des données (Alphandéry *et al.*, 2012 ; Amsallem, *et al.*, 2010 ; Bernier et Théau, 2013 ; Liénard et Clergeau, 2011). Par ailleurs, dans le cas des deux approches, le croisement des données d'occupation du sol, de vérification de terrain et d'interprétation visuelle permet de réduire les biais liés au seul usage des BD d'occupation du sol (François, *et al.*, 2010).

Tableau 7 : Objectifs de gestion et d'analyse en fonction de l'approche utilisée

Application	Objectif	Approche	
		Habitat	Espèces
Conservation	Prise en compte de la qualité écologique des milieux (éventuellement dans l'optique d'une amélioration) et des périmètres réglementaires. Hiérarchisation des habitats et/ou corridors	X	
	Prise en compte de la nature des corridors	X	
	Représenter de manière générale l'ensemble des éléments écologiques d'un territoire	X	
	Permettre une analyse par sous-trames	X	X
	Prise en compte des besoins et limites biologiques des espèces cibles		X
	Vision globale des fonctionnalités d'un territoire		X
Restauration	Identifier les éléments de rupture pour une espèce ciblée et les zones où des aménagements peuvent être réalisés pour répondre aux besoins spécifiques de ces espèces		X
	Mettre à jour régulièrement et facilement la base de données (en représentant les différentes évolutions de l'occupation du sol et des éléments de fragmentation ou de continuités)	X	

	Identification des éléments de fragmentation et les continuités écologiques	X	X
Evaluation	Vérifier la pertinence d'un aménagement de restauration de la trame verte et bleue pour une espèce cible		X
Communication	Constituer un support de communication avec les différents acteurs du territoire (commune, agriculteurs...)	X	X

Les limites

- 39 Ces deux approches présentent tout de même un certain nombre de limites. Tout d'abord, les résultats dépendent fortement de la qualité et de la précision des données utilisées. Si ces dernières manquent de précision, cela peut créer un biais dans l'analyse finale. Quelle que soit l'approche mobilisée, les auteurs s'accordent pour reconnaître que la qualité de celles-ci dépend des connaissances techniques sur les méthodes et de la disponibilité des données (Hubert-Moy, *et al.*, 2012 ; Vannier, *et al.*, 2011 ; Amsallem, *et al.*, 2010). Cela suppose qu'il peut y avoir des biais au cours de la réalisation de ces méthodes, mais également qu'elles ne sont pas aisément reproductibles puisqu'elles supposent de mobiliser des données et connaissances en SIG précises. Par ailleurs, leur élaboration à l'échelle d'un grand territoire tel que le PNR s'avère relativement longue, ce qui peut ne pas convenir aux temporalités des acteurs de terrains.
- 40 Ensuite, lorsque les deux approches sont confrontées, elles peuvent présenter des contradictions, ou entraîner des prises de décisions pouvant s'avérer négatives pour certaines espèces. En effet, les habitats ou corridors favorables à certaines espèces peuvent être défavorables à d'autres espèces. Ainsi pour les espaces bocagers, un réseau de mares près de haies sera très favorable pour un Triton Crêté, mais compliquera la circulation d'un Hérisson d'Europe. Ce biais résulte principalement de la dimension généraliste de l'approche « habitat » et du recours à certaines espèces cibles, qui, bien que se voulant représentatives de groupes d'espèces, peuvent avoir des besoins et fonctionnements différents de l'espèce considérée.
- 41 Dans le cas de l'approche « habitat », les informations représentées cartographiquement sont denses (Locquet, 2015). Étant donné que l'ensemble des corridors du territoire sont représentés, la carte est riche en éléments ponctuels et linéaires. Lorsqu'il est question d'avoir une lecture à une grande échelle, telle que l'échelle du PNR, ces éléments chargent considérablement la carte, pouvant ainsi diminuer la lisibilité. Pour rendre l'analyse pertinente, il faudrait réaliser plusieurs cartes sur lesquelles apparaîtraient uniquement certains corridors (les haies par exemple), ou encore concevoir une cartographie propre à chaque trame. Enfin, pour augmenter la lisibilité à l'échelle globale il faudrait pouvoir synthétiser certaines informations, ce qui n'est pas prévu par cette méthode.
- 42 Quant à l'approche « espèces », elle ne permet pas de prendre en compte plusieurs éléments. Premièrement, il n'est pas possible de prendre en compte toutes les espèces de manière exhaustive, seules quelques espèces peuvent être étudiées. C'est pourquoi il est nécessaire de s'appuyer sur des espèces « parapluies », dont la surface du domaine vital est suffisante pour que sa protection participe à celle d'autres espèces.

- 43 Tout d'abord, il peut y avoir un biais du fait de la qualité des données sur les espèces utilisées. En effet, seules les populations connues sont étudiées, ce qui exclut les populations potentiellement existantes. De plus, disposant d'assez peu d'informations (relevés ou inventaire) sur les espèces ciblées, la modélisation s'appuie principalement sur des connaissances théoriques telles que la distance de dispersion (Debray, 2015), ainsi que sur les préférences paysagères des différentes espèces. Les comportements des individus ou leur adaptation face aux différents milieux sont ici difficiles à prendre en compte, bien qu'il ait été montré que ce dernier peut influencer la perméabilité du milieu étudié (Jolivet, *et al.*, 2015 ; Dickson, *et al.* 2013). Par ailleurs, le choix des coefficients de résistance est délicat, d'une part parce que l'on manque d'informations sur le degré réel de résistance des milieux, et d'autre part, parce qu'ils sont conditionnés par le choix des données (distance de dispersion, taille de pixels) qui peuvent entraîner des biais. Il est admis que les coefficients doivent être faibles pour les milieux faciles à traverser et élevés pour les milieux plus contraignants, mais le choix de la valeur même est souvent relativement arbitraire. Des études ont néanmoins montré que des coefficients contrastés entre les milieux favorables et défavorables étaient plus pertinents que des valeurs rapprochées (Clauzel, *et al.*, 2013). Ensuite, cette approche ne permet pas nécessairement de valoriser un territoire riche en haies et peut avoir pour conséquence de faire apparaître comme milieu bloquant une zone de cultures qui bénéficie pourtant d'un réseau de corridors de qualité. Cette approche ne tient pas compte des éléments de petite échelle de type ponctuel et demande une mobilisation technique assez conséquente, ce qui la rend relativement peu accessible (François, *et al.*, 2010). Enfin, les résultats cartographiques issus de ces deux méthodes ne sont pas nécessairement lisibles aisément pour des acteurs non initiés à toutes les échelles. Il faut donc adapter l'échelle d'analyse afin de faciliter la lecture et ainsi la création d'un dialogue autour de ces outils.

Conclusion

- 44 Le diagnostic de l'état du réseau écologique d'un territoire peut se faire en mobilisant différentes méthodes. Nous avons ici confronté deux d'entre elles en prenant comme objet d'étude le territoire du PNRA. Ces dernières permettent d'avoir une approche différente de l'analyse de l'état de la TVB. L'approche « habitat » est basée sur la photo-interprétation et s'intéresse particulièrement aux réservoirs, alors que l'approche « espèces » s'appuie sur les capacités de déplacement d'espèces cibles et sur leur attrait pour certains milieux. Ces deux approches s'avèrent exploitables pour identifier les continuités écologiques et les causes de fragmentation de ces dernières. Elles ont permis de dégager les zones autour des infrastructures où des actions en faveur des continuités écologiques sont à mener en priorité (Locquet, 2015).
- 45 De plus, ces deux approches peuvent être utilisées de manière complémentaire pour évaluer l'impact des infrastructures à la fois sur les habitats et les espèces. Elles peuvent également être utilisées pour évaluer l'efficacité d'aménagement pour rétablir des continuités écologiques et intégrer les infrastructures de transport au paysage (passages à faune, haies et bosquets sous les lignes électriques...). Ces méthodes peuvent être mobilisées à plusieurs échelles (communale et intercommunale) avec certaines limites puisqu'à une trop grande échelle la première méthode n'est plus lisible. Enfin, la confrontation de deux approches offre plusieurs avantages, dont les plus importants sont d'avoir une approche adaptée aux besoins et de pallier aux biais de chacune des méthodes

prises indépendamment l'une de l'autre. Bien qu'étant relativement complexes d'un point de vue technique, ces méthodes sont utilisables sur n'importe quel territoire. Toutefois, elles restent dépendantes de la qualité des données utilisées. La pertinence de ces méthodes reste liée à la qualité des données mobilisées ainsi qu'aux objectifs d'analyse et de gestion.

BIBLIOGRAPHIE

- Adriaensen F., Chardon J.P., De Blust G., Swinnen E., Vilalba S., Gulinck H., Matthysen E., 2003, "The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model", *Landscape and Urban Planning*, Vol.64, 233-247.
- Allen C.H., Parrott L, Kyle C., "A n individual-based modelling approach to estimate landscape connectivity for bighorn sheep (*Ovis canadensis*)", *PeerJ*, [En ligne], 5 mai 2016. Url : <https://doi.org/10.7717/peerj.2001>
- Alphandéry P. *et al.*, 2012, " Les données entre normalisation et territoire : la construction de la trame verte et bleue ", *Développement durable et territoire*, Vol.3, No.2, [en ligne] Juillet 2012, URL : <http://journals.openedition.org/developpementdurable/9282>
- Amsallem J., Deshayes M., Bonneville M., 2010, "Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales", *Sciences eaux & territoire, la revue d'Irstea*, No.03, 40-45.
- Arnould P., *et al.*, 2011, "La nature en ville : l'improbable biodiversité ", *Géographie, économie, société*. Vol.13, No.1, 45-68.
- Ascroft M.B., Major R.E., 2013, "Importance of matrix permeability and quantity of core habitat for persistence of a threatened saltmarsh bird", *Austral Ecology*, 38, 326-337.
- Aubertin C., Rodary E., 2008, *Aires protégées espaces durables*, IRD Editions, Objectifs Suds.
- Avon C., Bergès L., Roche P., 2014, "Comment analyser la connectivité écologique des trames vertes ? Cas d'étude en région méditerranéenne", *Sciences Eaux & Territoires*, No.14, 14-19.
- Avon C., Bergès L., 2014, "Outils pour l'analyse de la connectivité des habitats", Irstea, Projet J Diacofor - Convention cadre Irstea – MEDDE DEB (2012-2014).
- Bauge S., 2013, *Élaboration d'une méthode transposable de mise en place d'un schéma de trame verte et bleue à l'échelle locale - Expérimentation sur onze communes du Parc naturel régional de l'Avesnois-*. Rapport de stage, École Nationale Supérieure des Sciences Agronomiques de Bordeaux Aquitaine, Gradignan.
- Barnaud G., 1998, "La gestion intégrée des infrastructures naturelles « zones humides » : principes généraux et application du concept d'utilisation rationnelle", Séminaire de Guérande 23/10/1997.
- Bétard F., 2012, "Les emprises de lignes électriques un refuge pour les Orthoptères en Ile-de-France", *Insectes*, No.167, 3-6.

- Becu D. et al, 2007, *Liste rouge de Champagne-Ardenne. Mammifère*, avis No.2007-2 du CSRPN, DIREN Champagne-Ardenne.
- Beier P., Majka D.R., Spencer W.D., 2008, "Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages", *Conservation Biology*, Vol.22, No.4, 836-851.
- Bennett G., 1991, *Vers un réseau écologique européen*, Arnhem, Institut pour une Politique Européenne de l'Environnement.
- Bergès L., Roche P., Avon C., 2010, "Corridors écologiques et conservation de la biodiversité, intérêts et limites pour la mise en place de la Trame verte et bleue", *Sciences Eaux & Territoires*, No.3, 34-39.
- Bernard P., Richart F., Lanieste T., 2012, *Étude de l'impact des infrastructures sur la fragmentation de la trame verte et bleue-Note méthodologique*. PNR de la Narbonnaise en Méditerranée.
- Bernier A., Théau J., 2013, "Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leurs configurations spatiales : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada)", *Vertigo*, [En ligne], Controverses environnementales : expertise et expertise de l'expertise, Vol.13 No.2URL : <http://vertigo.revues.org/14105>
- Berthoud G., 2010, *Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés, dix années d'expérience en Isère*. Isère Conseil Général.
- Berthoud G. Lebeau R.P., Righetti A., 2004, *Réseau écologique national REN. Rapport final*. Cahier de l'environnement No.373. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne.
- Bevanger K., 1998, "Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review". *Biological Conservation*, Vol.86, No.1, 67-76.
- Brémaud F., Clauzel C., 2017, "La définition des zones de collisions entre un réseau routier et des réseaux écologiques : application au Val d'Oise" in Girardet X., Clauzel C. (Eds), *Graphab*. 14 réalisations à découvrir, Théma-Ladyss, 43-45.
- Bourgeois M., Cossard O., Fressard M., 2017, "Mesurer et spatialiser la connectivité pour modéliser les changements des systèmes environnementaux. Approches comparées en écologie du paysage et en géomorphologie" *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, Vol.23, No.4, 289-308.
- Burel F., Baudry J., 1999, *Ecologie du paysage, concepts, méthodes et applications*, Paris, Tec & Doc.
- Calabrese J.M., Fagan W.F., 2004, "A comparison-shopper's guide to connectivity metrics", *Front. Ecol. Environ*, Vol.2, 529-536.
- Cart J-F., 2007, *Liste rouge de Champagne-Ardenne, Amphibiens*, avis No.2007-4 du CSRPN, DIREN Champagne-Ardenne.
- Clauzel C., Girardet X., Foltête J.C., 2013, "Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: Application to the European tree frog (*Hyla arborea*) in Franche-Comté", *Journal of Environmental Management*, No.127, 125-134.
- Clergeau P., Désiré G., 1999, "Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique", *Mappemonde*, No.55, 19-23.
- COMOP TVB, 2010a, *Choix stratégiques de nature à contribuer à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques*, Premier document en appui à la mise en œuvre de la trame verte et bleue en France, Coordination de la rédaction par le Cemagref et le MEEDDM.
- Cosentino B.J., Schooley R.L. and Philips C.A., 2011, "Connectivity of agroecosystems: dispersal cost can vary among crops", *Landscape Ecology*, Vol.26, No.3, 371-379.

- Debray A., 2015, *La trame verte et bleue, vecteur de changement des politiques de protection de la nature ou politiques d'aménagement ?*, Thèse en Sciences de l'Homme et de la Société, Université François Rabelais de Tours, [En ligne]. URL : http://www.applis.univ-tours.fr/theses/2015/adele.debray_4597.pdf
- Delin A.E., Andrén H., 1999, "Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a forest landscape." *Landscape Ecology*, Vol.14, 67-72.
- Deng, J., Frederick P., 2001, "Nocturnal flight behavior of waterbirds in close proximity to a transmission powerline in the Florida Everglades", *Waterbirds*, Vol.24, No.3, 419-424.
- Dickson BG, Roemer GW, McRae BH, Rundall JM., 2013, "Models of Regional Habitat Quality and Connectivity for Pumas (*Puma concolor*) in the Southwestern United States". *Plos one*, [En ligne], vol 8, 18 décembre 2013. URL : <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0081898>
- Ethier K., Fahrig L., 2011, "Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada", *Landscape Ecology*, Vol.26, 865-876.
- Etlicher B., Bourbon G., Mazagol P.O., 2009, *Les corridors écologiques dans le Massif Central Français Essai d'application de la méthode Econat-REDI aux données Corine Land Cover*. Rapport, inédit, Fédération des parcs naturels régionaux.
- ECONAT, 2011, *Diagnostic cartographique du réseau écologique du projet de Parc naturel régional des Ardennes, notice méthodologique à l'attention du Maître d'ouvrage*.
- Fahrig, L., 2003, "Effects of habitat fragmentation on biodiversity", *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, No.34, 487-515.
- Fauvel B, et al., 2007, *Liste rouge de Champagne-Ardenne, Oiseaux nicheurs*, avis No.2007-1 du CSRPN, DIREN Champagne-Ardenne.
- Forman R.T.T., et Gordon M., 1986, *Landscape Ecology*, New York: Willey.
- François E., Amsallem J., Deshayes M., 2010, "L'intégration du principe de continuité écologique dans les schémas de cohérence territoriale (SCOT) analyse de 21 expériences de Scot", *Sciences Eaux & Territoires*, No.3, 110-115.
- Fu W., et al., 2010, "Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China», *Landscape and Urban Planning*, 122-129.
- Gray M., Wilmers C.C., Reed S.E., Merenlender A.M., 2016, "Landscape feature-based permeability models relate to puma occurrence", *Landscape and Urban Planning*, Vol.147, 50-58.
- Graitson E., Jacob J-P., 2002, "La restauration du maillage écologique : une nécessité pour assurer la conservation de l'herpétofaune en Wallonie", *Natura Mosana*, Vol.54, No.2, 21-36
- Girardet X., Foltête J-C., Clauzel C., 2013 "Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures ", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol.42, 10-17.
- Foltête J.C., Clauzel C., Girardet X., Tournant P., Vuidel G., 2012, "La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers", *Revue Internationale de Géomatique*, Vol.22, No.4, 641-658.
- Hass D., et al., 2006, *Ligne à haute tension : comment protéger les oiseaux ?* Édition du Conseil de l'Europe.
- Henckel L., 16 décembre 2015, *Effet de l'hétérogénéité des paysages agricoles (composition et configuration) et de l'intensification des pratiques culturales sur la structure des communautés écologiques*

- (oiseaux et adventices) en systèmes intensifs tempérés, [En ligne]. Thèse de doctorale GAIA, Montpellier : Université de Montpellier II. URL : <http://www.cebc.cnrs.fr/Fthese/PUBLI/Henckel.pdf>
- Hilty J.A., et al., 2006, *Corridor ecology, The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*, IslandPress, London.
- Hubert-Moy L., et al., 2012 "Cartographie des corridors écologiques : quelles données pour quelles échelles territoriales ?", *Revue Internationale de Géomatique*, Vol.22, No.4, 619-640.
- IGN, 2018, *RPG version 2.0 Registre Parcellaire Graphique, Descriptif de contenu et livraison*, IGN, ASP, p.26, [En ligne] http://professionnels.ign.fr/doc/DC_DL_RPG_2-0.pdf
- Janin A., 2011, *Evaluer la connectivité en paysage fragmenté : de l'écologie comportementale à la biologie de la conservation*. Sciences agricoles. Université Claude Bernard - Lyon I, [En ligne]. URL : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00937294/document>
- Jadoul G., 2011, *Transport d'électricité gestion de la végétation dans les corridors forestiers, Lisières et vergers sous les lignes à hautes tension*, Brochure No.4, LIFE+ ELIA, LIFE10 NAT/BE/709, [En ligne]. URL: http://www.life-elia.eu/_dbfiles/lacentrale_files/1100/1179/LIFE%20Elia-RTE_Lisieres%20et%20vergers_FR_WEB.pdf
- Jackson N.D., Fahrig L., 2011, "Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity", *Biology Conservation*, Vol.144, 3143-3148.
- Jenkins, A.R., Smallie J.J., Diamond J.J., 2010, "Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective", *Bird Conservation International*, Vol.20, No.3, 263-278.
- Joly P., 1998, "Biologie des populations d'amphibiens, connectivité et aménagement du territoire", in : Ministère de l'équipement, des transports et du logement et Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, *Actes des 3^e rencontres « routes et faune sauvage »* 30 septembre au 2 octobre 1998.
- Joly P., Morand C., Cohas A., 2003, "Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity", *Comptes Rendus Biologies*, Vol.326, 132-139.
- Jolivet L., Cohen M., Ruas A., « Évaluation des conséquences d'aménagement d'infrastructures sur les déplacements d'animaux. Définition et expérimentation d'un modèle de simulation agent. » *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, article No.712, 21 février 2015. URL : <http://cybergeo.revues.org/26767>; DOI : 10.4000/cybergeo.26767
- Jongman R., Pungetti G., 2004, *Ecological networks and greenways: concept, design and implementation*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Lambeck R.J., 1997, "Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation", *Conservation Biology*, Vol.11, 849-856.
- Le Roux M., et al., 2014, "Intégration de la connectivité dans la gestion et la conservation de habitats" *Sciences Eaux & Territoires*, No.14, 20-25.
- Lesigne J-F., 2012, "Biodiversité et infrastructures linéaires : la contribution de RTE à la Trame verte et bleue", *Responsabilité & environnement*, No.68, 77-86.
- LIFE+ ELIA, 2011, *Valorisation des emprises du réseau de transport d'électricité comme vecteurs actifs favorables à la Biodiversité*, LIFE10NAT/BE/09, [En ligne]. URL : <http://biodiversite.wallonie.be/servlet/Repository/?IDR=3028>

Liénard S., and Clergeau P, "Trame Verte et Bleue : Utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité", *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Environnement, Nature, Landscape, article No.519, 1 mars 2011. URL : <http://cybergeo.revues.org/23494> ; DOI : 10.4000/cybergeo.23494

Linglart M., Morin S., Paris M., Clergeau P., "Méthodologie de la mise en place d'une Trame verte urbaine : le cas d'une communauté d'agglomération, Plaine Commune", *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Regional and Urban Planning, article No.785, 6 juillet 2016. URL : <http://cybergeo.revues.org/27713>.

Locquet A., 2015, *Mise en place d'un plan de restaurations des continuités écologiques le long des infrastructures que sont les lignes électriques haute tension et l'autoroute A304, Rapport de stage, non publié*, Université Paris 1 Panthéon Sorbonne,

Mallard F., 5 mai 2014, *Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructures de transport terrestre sur les milieux naturels*, [En ligne]. Thèse de doctorat en génie civil. Nantes : Université Nantes Angers Le Mans. URL : https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01006355/file/Mallard_Fanny_2014_ED498_2014-05-27.pdf

Mennessier K., 2013, *Mode de vie et alimentation du hérisson (Erinaceus europaeus)*, thèse d'exercice, Médecine vétérinaire, Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse - ENVT

McGregor R.L., Bender D.J., Fahrig L., 2008, "Do small mammals avoid roads because of the traffic?", *Journal of Applied Ecology*, Vol.45, 117-123.

Mimet A., et al., 2011, "Les dynamiques spatio-temporelles de l'occupation du sol en Seine-et-Marne et leurs conséquences sur la biodiversité", CIST2011 – Fonder les sciences du territoire, Nov 2011, Paris, France. Proceedings du 1er colloque international du CIST,344-351.

Moorhouse T.P., Palmer S.C.F., Travis J.M.J., Macdonald D.W., 2014, "Hugging the hedges: Might agri-environment manipulation affect landscape permeability for hedgehogs?", *Biological Conservation*, Vol.176, 109-116

Panzacchi M., et al., 2016 "Predicting the continuum between corridors barriers to animal movement using Step Selection Functions and Randomized Shortest Path", *Journal of Animal Ecology*, Vol.85, 32-42.

Puissauve R., Boissinot A. de Massary J-C., 2015, *Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées : Triton crêté, Triturus cristatus (Laurenti, 1768)*, Service du patrimoine naturel du MNHN & Onema.

Région Rhône-Alpes, 2010, *Méthode d'élaboration de la cartographie des Réseaux Ecologiques de Rhône-Alpes*, Note technique, [En ligne]. URL : <http://www.trameverteetbleue.fr/documentation/references-bibliographiques/methode-elaboration-cartographie-reseaux-ecologiques-rhone>

Riber A.B., 2006, "Habitat use and behaviour of European hedgehog *Erinaceus europaeus* in a Danish rural area", *Acta Theriologica*, Vol.51, No.4, 363-371.

Ritchie L.E., Betts M.G., Forbes G., Vernes K., 2009. "Effects of landscape composition and configuration on northern flying squirrels in a forest mosaic", *Forest Ecology and Management*, Vol.257, 1920-1929.

Silvano A.L, Guyer C., Steury T.D., Grand J.B, 2017, "Selecting focal species as surrogates for imperiled species using relative sensitivities derived from occupancy analysis", *Ecological Indicators*, Vol.73, 302-311.

Soisson A., 2010, *Document d'Objectif du site Natura 2000 "Gites de Hérisson"*, Conservatoire des Sites de l'Allier.

SRCE Picardie, 2015, *Méthodologie retenue pour l'identification des composantes de la Trame Verte et Bleue du SRCE Picardie*.

Taylor P.D., et al., 1993, "Connectivity is a vital element of landscape structure", *Oikos*, Vol.68, No.3, 571-573.

Theobald D.M., Reed S.E. Fields K., Soulé M., 2012, "Connecting natural landscapes using a landscape permeability model to prioritize conservation activities in the United States", *Conservation Letters*, Vol.5, No.2, 123-133.

Thyriot C., 2007, *Cartographie des corridors écologiques/biologiques à l'échelle 1/25 000ème sur l'ensemble du Parc Naturel Régional du Pilat*, mémoire de master, Université Jean Monnet, [En ligne].
URL : <http://dossier.univ-st-etienne.fr/master-sig/www/contenu/2007Thyriot.pdf>

UICN France, MNHN, SFEPM & ONCFS, 2009, *Liste rouge des mammifères continentaux de France métropolitaine*.

Vannier C., et al., 2011, "Multiscale ecological assessment of remote sensing images", *Landscape Ecology*, Vol.26, 1053-1069.

Vanpeene-Bhuier S. et Amsallem, J., 2014, "Schémas régionaux de cohérence écologique : les questionnements, les méthodes d'identification utilisées, les lacunes", *Sciences Eaux & Territoires*, No.14, 2-5.

Verbeeylen G., et al., 2009, "Woodland fragmentation affects space use of Eurasian red squirrels", *Acta Oecologica*, Vol.31, No.1, 94-103

RÉSUMÉS

L'identification et la caractérisation des réseaux écologiques apparaissent comme un enjeu important pour les gestionnaires du territoire dans le cadre de la constitution des trames vertes et bleues. Celles-ci constituent un outil majeur pour pallier les processus de fragmentation paysagère, qui nuisent à la circulation et au cycle de vie des espèces, tant animales que végétales. Pour autant, il n'existe pas de méthode unique de détermination des réseaux écologiques ; ceux-ci étant identifiés à l'aide de plusieurs méthodes qui sont rarement confrontées entre elles. L'objet de cet article est de comparer deux approches d'identification et de caractérisation d'un réseau écologique couramment employées à travers l'étude du Parc Naturel Régional des Ardennes. La première approche, dite « habitat », peut être qualifiée de structurelle. Elle s'appuie sur l'analyse de données d'occupation du sol par interprétation visuelle et repose sur une évaluation et une notation de tous les éléments paysagers en fonction de leurs qualités écologiques. La seconde, dite de perméabilité des milieux, est fonctionnelle puisqu'elle simule les déplacements potentiels d'espèces indicatrices à partir des réservoirs de biodiversité. Nous montrons que les deux approches peuvent s'avérer complémentaires pour identifier le réseau écologique d'un territoire et pallier aux différents biais qu'elles peuvent présenter individuellement. Le fait de mobiliser deux approches offre la possibilité d'avoir des outils adaptés en fonction des objectifs de gestion (recherche de corridors pour une espèce donnée, diagnostic précis d'une zone), mais également de proposer des documents compréhensibles pour les acteurs.

The identification and characterization of ecological networks appear to be an important issue for the territory managers, as part of the constitution of green and blue infrastructures. These are a major tool to mitigate landscape fragmentation processes, which affect the circulation and life cycle of both animal and plant species. However, there is no one, single method to determine

ecological networks as these are identified using several methods that are rarely compare with each other. The purpose of this article is to compare two approaches of identification and characterization of an ecological network, commonly used in the study of the Regional Natural Park of the Ardennes. The first approach, called "habitat", can be described as structural. It relies on the analysis of land-use data through visual interpretation, based on an evaluation and notation of all the landscape features depending on their ecological qualities. The second, known as environmental permeability or species dispersion, is functional since it simulates the potential displacements of indicator species from the biodiversity reservoirs. The aim is to show that the two approaches can be complementary when it comes to identification of the ecological network of a territory, and to compensate for the different biases that they can present individually. The adoption of these two approaches offers the possibility of having tools adjusted to the management goals (search for corridors for a given species, precise diagnosis of an area), but also proposes documents that are comprehensible to the stakeholders.

INDEX

Mots-clés : réseau écologique, fragmentation, analyse spatiale, corridor écologique, habitat, trame verte, biodiversité, SIG

Keywords : ecological network, fragmentation, spatial analysis, ecological corridor, habitat, biodiversity, GIS

geographyun 908, 926, 250

AUTEURS

ALEXANDRA LOCQUET

Doctorante en géographie,

UMR 7533 Ladyss, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, France

Alexandra.Locquet@univ-paris1.fr

CÉLINE CLAUZEL

Maître de conférences en géographie,

UMR 7533 Ladyss, Université Paris Diderot (Paris 7), France

celine.clauzel@univ-paris-diderot.fr