DÉCONSTRUIRE LES BASES DE DONNÉES, UNE NÉCESSITÉ POUR IDENTIFIER LES CONTINUITÉS ÉCOLOGIQUES BOCAGÈRES

par Aurélie Bousquet

UMR Passages 5319
12, esplanade des Antilles 33607 PESSAC Cedex
Aurelie.bousquet33@hotmail.fr

En France, le déploiement de la Trame Verte et Bleue, une politique publique en faveur de la biodiversité, passe par l'identification des continuités écologiques dans les documents d'urbanisme, ce qui implique une représentation cartographique. À l'échelle régionale, les Schémas Régionaux de Cohérence Écologique, faute de données spécifiques, reprennent les bases de données généralistes et les « enrichissent » dans des SIG. Il est alors difficile de distinguer ce qui relève de l'occupation du sol et des artefacts techniques dans les résultats de ces enrichissements. Ces bases généralistes sont privilégiées au détriment de bases de données plus adaptées aux enjeux environnementaux régionaux, mais qui ont une emprise spatiale plus restreinte. Quelle validité accorder alors à l'information produite ? Ce déficit méthodologique est accru quand il s'agit de réaliser une TVB dans un milieu bocager. Pour pallier cet effet « boîte noire » il devient nécessaire d'enclencher un véritable processus d'investigation, avec une déconstruction-reconstruction de ces bases généralistes pour produire a posteriori leurs métadonnées.

Il y a maintenant plus de dix ans, la France décidait, lors du Grenelle de l'environnement de 2007, de mettre en place la Trame verte et bleue (TVB) : un nouveau type de politique environnementale conçu comme un réseau afin de lutter contre « l'érosion de la biodiversité » (loi n°2009-967 du 3 août 2009). Cette politique s'insère dans une logique impulsée, dans les années 1980, au niveau mondial pour limiter les effets néfastes de la fragmentation des paysages sur les espèces. La mise en réseau de la nature se traduit en France par l'identification des continuités écologiques aux différentes échelles, du national au local. D'un point de vue réglementaire, elles sont formées de deux éléments : de réservoirs de biodiversité et de corridors écologiques.

Ces deux notions sont issues de l'écologie du paysage, une discipline scientifique qui vise en partie à comprendre l'organisation spatiale du paysage. Ce n'est qu'en 1981 que Forman et Godron proposent une distinction entre les différents éléments constitutifs d'un paysage selon leur structure : la matrice (*matrix*), les taches (*patches*) et les corridors (*corridors*). Taches et corridors sont compris dans la matrice qui est l'occupation du sol dominante et uniforme dans un espace donné. Les auteurs de ce texte fondamental en écologie du paysage ont conçu ce modèle à partir d'une seule échelle, ce qui permet de l'appliquer à tous les niveaux d'observation. Cependant, cette façon de concevoir le paysage implique une échelle d'observation fixe, car une fois appliquée, tout changement d'échelle dans l'observation conduit à des bouleversements de catégorisation des objets. Par exemple, ce qui est considéré comme une tache d'habitat peut devenir la matrice si on travaille à plus grande échelle (Vogt *et al*. 2007). Cette façon de concevoir le paysage, d'un point de vue visuel et non fonctionnel, permet de mobiliser les outils existants de la géomatique pour ses analyses. Toutefois ce passage de notions scientifiques à des politiques d'aménagement du territoire présente de nombreuses difficultés tant d'un point de vue conceptuel que d'un point de vue technique et pratique ou même éthique.

Cette mise en réseau de la nature intervient en France dans un contexte où le cadre réglementaire s'appuie sur les documents d'urbanisme pour préserver la biodiversité. Le Comité opérationnel TVB (COMOP) a fait le choix « de privilégier les documents d'urbanisme pour identifier cartographiquement la trame verte et bleue » (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010), bien qu'en 2010, au moment de leur élaboration, seule la moitié du territoire français fût concernée par de tels documents[1]. Afin d'assurer une cohérence du

1 En 2010, 45 % du territoire métropolitain est couvert d'un périmètre SCoT. Fin 2013, cette couverture atteint 60 % (Bousquet 2016).

dispositif, de l'échelle nationale à locale, les régions françaises doivent produire, en application des lois Grenelle 1 et 2, des Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). La réalisation des TVB, au sein des Régions et des collectivités, passe essentiellement par une identification des continuités écologiques au moyen de bases de données géographiques. L'intégration de ces données se fait dans des Systèmes d'information géographique (SIG) qui permettent entre autres une production de cartes selon des délais et des coûts acceptables. C'est dans un contexte législatif, technique et organisationnel favorable à la production de cartes que se déroule l'identification des continuités écologiques (I). Les outils numériques de cartographie, dont l'accessibilité est facilitée, offrent de nombreuses possibilités techniques, mais l'emploi de ces outils perfectionnés ne garantit en rien la qualité des productions, même si ces dernières respectent les règles de représentation cartographique.

Malgré le renouveau conceptuel qu'annonce la TVB en considérant la conservation de la nature de manière réticulaire, on constate une reprise de logiques par zonage, faute de méthodologies adaptées et de connaissance sur les espèces. Alors pour pallier ces lacunes, les protocoles d'identification des continuités écologiques reprennent des bases de données existantes qu'ils « enrichissent » avec toutes sortes de données (II). Mais quel statut donner à ces productions ? Comment différencier ce qui relève bien des continuités écologiques et ce qui relève d'artefacts techniques ? Pour savoir ce qui est cartographié, mais aussi pour des raisons éthiques, il est important de rendre la méthodologie la plus transparente possible. Comme le disait déjà en 1989 Harley, le «critère essentiel de la vérité» semble être celui de la «méthode» (*in* Gould, Bailly 1995). Cependant la connaissance des protocoles d'élaboration ne suffit pas toujours pour comprendre ce qui est cartographié. Il convient alors d'étendre cette mise à nu méthodologique aux données qui sont employées et de la poursuivre par un véritable travail de déconstruction des données. En effet, les bases de données employées pour les TVB sont généralistes et ne reconnaissaient pas certains éléments pourtant déterminants pour la qualification de certains milieux. C'est le cas pour les systèmes bocagers où la reconnaissance des haies devient primordiale (III).

Cet article s'appuie sur des travaux de thèse de doctorat (Bousquet 2016) et sur les travaux du programme de recherche Analyse multiéchelles des lisières (AMELI 2015) qui ont étudié la mise en œuvre de la sous-trame systèmes bocagers du SRCE Poitou-Charentes et de la TVB du SCoT de l'Agglomération du bocage bressuirais.

Un contexte législatif et organisationnel favorable à la production de cartes

Un dispositif législatif qui s'appuie en grande partie sur la production cartographique

Dans les guides méthodologiques produits par le COMOP[2] en 2010 et les orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques du 20 janvier 2014 (décret et annexe), le recours à la cartographie est incontournable. Selon ces documents, la carte est à la fois une obligation de rendu et un moyen pour identifier les continuités écologiques, afin qu'elles puissent être intégrées dans les différents documents d'urbanisme. Ces documents offrent un cadre méthodologique aux régions pour assurer une cohérence au niveau national dans la réalisation de leur SRCE. Les préconisations qui y sont faites concernent essentiellement la production cartographique et les espèces à prendre en compte. En revanche, les questions relevant de la gouvernance ou de la participation au sein des différentes instances ne sont que peu ou pas développées dans les orientations nationales. Pour l'élaboration des TVB à l'échelle régionale, les régions doivent entretenir « une dynamique partenariale » associant État, collectivités territoriales, partenaires socioprofessionnels, scientifiques et associations de protection de l'environnement (Allag-Dhuisme *et al.* 2010a, p.38). Dans ces textes, le degré de partenariat n'est pas précisé et même s'ils stipulent que la politique TVB ne peut être une réussite que si elle fait l'objet « d'une mobilisation collective et complémentaire », populations et habitants n'y sont pas mentionnés. En fin de compte, mis à part ces quelques recommandations, aucune précision ne figure sur les modalités à respecter par « les territoires » en matière de participation.

Dans les guides du COMOP, la TVB est considérée comme un document qui s'inscrit dans le registre de l'action, plus que dans une transcription spatiale de connaissances scientifiques, « il ne faut pas attendre de tout connaître pour identifier la TVB, mais la considérer comme un document dynamique » (*ibid*. p. 43). C'est dans ce sens que se fait l'inscription

2 Fin 2007, le Comité opérationnel « Trame verte et bleue » (COMOP) est chargé par l'État de définir les voies, moyens et conditions de mise en œuvre, dans les meilleurs délais, de la TVB. Son mandat s'est achevé en avril 2010.

des TVB dans les documents d'urbanisme, car ils disposent déjà de procédures qui leur sont propres (le porter à connaissance, révisions tous les 6 à 10 ans, etc.) et d'un volet cartographique. Partant du constat que « la biodiversité n'a pas vocation à être la même partout » ces guides encouragent les territoires à adapter le cadre proposé au niveau national au contexte local. Pour être légitime à son échelle, chaque document doit tenir compte des travaux déjà réalisés aux échelons supérieurs, adapter ses questionnements à son territoire et « à la vision des acteurs ». Les libertés méthodologiques doivent permettre de favoriser l'innovation tout en prenant en compte les particularités régionales et en impliquant des acteurs locaux. Malgré ces orientations décentralisatrices et la préconisation de démarches participatives, « la décision locale est toujours très encadrée » (Couderchet 2008, p. 91).

Pour assurer une cohérence entre les différentes régions françaises, les orientations nationales fixent le contenu des SRCE qui doivent comporter :

- un résumé non technique,
- un diagnostic du territoire régional,
- un volet présentant les continuités écologiques retenues pour constituer la TVB régionale et identifiant les réservoirs de biodiversité et les corridors qu'elles comprennent,
- un plan d'action stratégique,
- un dispositif de suivi et d'évaluation
- et un atlas cartographique

Nous détaillons ici le contenu de cet atlas qui doit comprendre au minimum ces quatre éléments :

- une cartographie des éléments de la TVB régionale au 1 : 100 000,
- une cartographie des objectifs de préservation ou de remise en bon état assignés aux éléments de la TVB au 1 : 100 000 qui identifie les principaux obstacles à la fonctionnalité des continuités écologiques,
- une carte de synthèse régionale schématique des éléments de la TVB au format A3 ou A4,
- et une cartographie des actions prioritaires inscrites au plan d'action stratégique du SRCE.

Le texte apporte quelques précisions sur ce que ces cartes doivent comporter, comme une légende accompagnée d'une notice explicative qui précise la méthode d'élaboration, les limites d'utilisation des données ainsi que des « avertissements » d'utilisation. Le texte rappelle également quelques règles de cartographie, comme la nécessité d'indiquer l'échelle « numérique ou graphique » ou le Nord « pour faciliter la lecture ». Ces dernières recommandations en matière de cartographie sont dérisoires et traduisent une conception étonnante des enjeux de la mise en carte. De même, les échelles sont posées de façon arbitraire et ne sont pas justifiées par des arguments écologiques. L'exemple le plus parlant est, en 2007, l'engagement n°73 du Grenelle avec une proposition de cartographie des TVB au 1 : 5 000 pour l'ensemble de la France, qui depuis n'a plus été évoquée. Pourquoi 1 : 5 000 et pas 10 000 ? Ces prescriptions cartographiques traduisent également une absence de connaissance des enjeux de la représentation graphique. Bien que les choix techniques pour l'élaboration de l'atlas ne se justifient pas par des enjeux spécifiques à la représentation des continuités écologiques, ils n'en demeurent pas moins précisément définis.

La précision des attendus cartographiques n'est pas égalée en ce qui concerne les questions de gouvernance et de participation. Peu de recommandations sont présentes dans les guides méthodologiques de 2010, mais celles-ci sont encore moins nombreuses dans les orientations nationales, où il est simplement dit que la TVB doit s'appuyer sur une gouvernance partagée puisqu'elle « est essentielle à la pleine réussite d'une politique publique » (annexe ONTVB). Toutefois, il existe des démarches qui mettent en place des dispositifs qualifiés de participatifs, mais ceux-ci se limitent bien souvent à de la consultation ou à du porter à connaissance auprès des publics jugés concernés. Ces faux semblants de participation interviennent tardivement dans l'élaboration des TVB et infléchissent peu, voire pas du tout, les résultats obtenus par la modélisation cartographique. Pourtant les démarches participatives, qui dépassent le stade de la consultation et le cercle restreint des experts, permettent de faire émerger quantité d'informations, riches d'un point de vue qualitatif sur les territoires. Mais ce type de démarche (Vimal, Mathevet 2011) est bien souvent conduit en parallèle à la production cartographique, chacune des deux approches produisant des résultats très différents qui rendent une mise en commun difficile, voire impossible. En effet, la réalisation cartographique des TVB est souvent confiée à des bureaux d'études ou à des experts qui se trouvent alors désarmés tant au niveau des moyens qui leur sont accordés qu'au niveau méthodologique pour intégrer les informations issues de la démarche participative à leur protocole. On assiste alors à un renforcement de la sphère technique dans un contexte où le cadre réglementaire met en avant les attendus cartographiques et cela au détriment du développement des démarches participatives.

Des bases de données de plus en plus accessibles

L'élaboration des TVB, passe par un recours systématique aux SIG. Cet usage des SIG est

facilité par un contexte organisationnel qui lui est favorable. De manière générale, on assiste à une ouverture des bases de données (*open data*), qui a été favorisée par l'adoption d'une directive européenne encourageant la diffusion des bases de données. La directive européenne du 14 mars 2007 vise à établir une infrastructure d'information géographique dans l'Union Européenne (INSPIRE) pour assurer l'interopérabilité entre les bases de données sous format électronique, faciliter leur diffusion et leur réutilisation. Cette directive INSPIRE entre dans le cadre de la Convention d'Aarhus, qualifiée de « pilier de la démocratie environnementale » (MEDDE[3]), adoptée par la Communauté Économique Européenne (CEE) en 1998 et ratifiée par la France le 8 juillet 2002. Cette convention repose sur trois droits fondamentaux, dont le premier est l'accès à l'information susceptible d'avoir des incidences sur l'environnement. La directive INSPIRE « devrait faciliter la prise de décision concernant les politiques et les activités susceptibles d'avoir une incidence directe ou indirecte sur l'environnement ». En effet dès le premier paragraphe de la directive, un lien est clairement établi entre la mise en place de politiques environnementales et l'information géographique. Ce lien entre information géographique et mise en œuvre des politiques environnementales est le reflet d'une croyance qu'une « super base de données » permettrait de répondre à toutes les questions et à toutes les échelles. Le pilotage des politiques publiques environnementales serait alors entièrement d'ordre technique.

Les signataires de la directive s'engagent à respecter quatre grandes obligations qui concernent : le renseignement des métadonnées, leur consultation, la consultation des données et leur téléchargement. Les métadonnées sont définies selon la directive INSPIRE, comme étant des « informations descriptives des données, et rendant possible leur recherche, leur inventaire et leur utilisation » (CNIG 2013). La création de métadonnées est rendue obligatoire pour les séries et les services de données géographiques depuis décembre 2010 (pour les thèmes contenus dans l'annexe I et II) et à partir de 2013 pour l'annexe III. Un service de recherche étant rendu obligatoire depuis mai 2011 par la directive INSPIRE, la France a choisi de s'appuyer sur le Géocatalogue, opéré par le BRGM, qui centralise et diffuse les métadonnées produites par les acteurs publics pour se conformer à cette obligation. Les services de consultation des données publiques sont rendus obligatoires en 2011. Pour répondre à cette obligation, la France s'appuie sur le Géoportail, mis en place en 2006, comme outil de consultation. La dernière obligation concerne les services de téléchargement, obligatoires depuis juin 2012, la France envisage deux solutions, non encore opérationnelles[4], soit le téléchargement d'une série de données prédéfinies, soit un téléchargement en accès direct grâce aux requêtes des utilisateurs. Il faut attendre 2020, pour que s'achève le déploiement de l'ensemble de la directive.

Même si la dernière obligation de la directive INSPIRE sur le téléchargement des données n'est pas encore effective au niveau national, de nombreuses institutions ont déjà déployé des plateformes permettant de télécharger des jeux de données. Ce partage en ligne des données des instituts publics est perçu différemment dans la communauté scientifique, certains n'y voient qu'une ouverture des données, alors que d'autres y voient un moyen pour améliorer la transparence des institutions démocratiques (Goëta 2012). Quoi qu'il en soit, les institutions publiques semblent trouver un intérêt réel ou supposé à partager leurs bases de données. Le partage de l'information permettrait d'améliorer la gestion environnementale et deviendrait ainsi « un outil de plus pour la modernisation écologique de la société » (Gautreau et Noucher 2013, p. 9). La plateforme de Cartographie du ministère de l'Environnement (CARMEN) est un exemple de portail qui met à disposition plusieurs séries de données. Il permet de visualiser l'ensemble des cartes publiques, mais aussi de télécharger une partie des données que les adhérents ont bien voulu mettre à disposition. Sur la plateforme CARMEN l'ouverture des données est présentée comme un enjeu démocratique : « L'accès aux données environnementales est un enjeu sociétal : la diffusion de l'information environnementale est primordiale pour l'adhésion et l'association des citoyens aux politiques environnementales. » (CARMEN http://carmen.naturefrance.fr). Parmi les adhérents on retrouve des directions et des services centraux ou déconcentrés, des établissements publics, des organismes et associations de conservation du patrimoine naturel, des organismes sur l'eau et quelques collectivités territoriales. Ceci n'est qu'un exemple parmi d'autres initiatives, des métropoles comme Bordeaux ou Lyon créent aussi leurs propres portails pour diffuser leurs données.

Face à cette profusion de données, on pourrait *a priori* penser que la question des données disponibles n'est plus vraiment un problème pour l'élaboration de nouvelles connaissances ou de diagnostics

3 http://www.toutsurlenvironnement.fr/aarhus/la-convention-daarhus-pilier-de-la-democratie-environnementale
4 Site du Conseil national de l'information géographique consulté le 23 novembre 2017.

environnementaux, d'autant plus que les contraintes techniques pour les mobiliser sont aujourd'hui assez faibles.

Les SIG, de puissants outils de traitement des données

Comme nous venons de le montrer ci-dessus, les méthodes proposées et l'obligation de produire un atlas placent les SIG au cœur du dispositif d'élaboration des TVB. Cet usage des SIG est également renforcé par les dynamiques d'ouverture des données publiques. En effet, de plus en plus de bases de données sont librement accessibles, téléchargeables, réutilisables et modifiables par le biais d'outils de type SIG. Considérant que les SIG restent malgré tout de puissants outils d'aide à la décision pour les gestionnaires et les décideurs, une méconnaissance des limites de l'outil et des principes généraux de la cartographie (notamment échelle et généralisation) par les opérateurs peut avoir de lourdes conséquences sur les territoires. La convention d'Aarhus et la directive INSPIRE prônent la diffusion des données ; l'open data les rend accessibles à un grand nombre d'utilisateurs. Avec le développement de la micro-informatique depuis les années 1990, la prise en main des outils de cartographie numérique s'est accélérée (Noucher 2017). Cependant, le progrès technique ne garantit pas la qualité des productions. C'est bien à l'utilisateur de vérifier si les données dont il dispose sont conformes à ses objectifs et si les fonctions qu'il emploie sont adaptées à ses questionnements ; le logiciel produira ce qu'on lui demande de faire, rien de plus.

Cet essor de l'utilisation des outils de la géomatique a une conséquence inattendue ; à l'heure où de plus en plus d'utilisateurs variés ont accès à une information environnementale multisource, on assiste à un éloignement entre les sphères thématiques et techniques de l'exploitation des bases de données. En effet, les exigences de qualité et de structuration des données renforcent une culture technicienne des services SIG (Feyt 2011) au détriment des utilisateurs thématiciens, qui sont de moins en moins en capacité d'imposer leurs exigences face aux protocoles d'élaboration des données (de Sède-Marceau *et al.* 2011). Cependant, cet éloignement entre techniciens et thématiciens dans la construction de données ne se retrouve pas systématiquement dans l'utilisation des SIG. Le rapport au logiciel des utilisateurs s'est « réorganisé sur un continuum qui va du simple utilisateur au « développeur d'applications spécifiques » (Joliveau 2004, p. 41). En effet, il est désormais aisé de compléter une version de base d'un logiciel de SIG soit avec des modules complémentaires développés par d'autres utilisateurs soit de développer soi-même de nouvelles fonctionnalités avec l'intégration de scripts dans le logiciel.

Nous nous trouvons à l'heure actuelle dans un contexte où les capacités d'utilisation des données, grâce aux outils informatiques, sont supérieures aux possibilités qu'offrent les bases de données quant à leur qualité et leur diversité.

Une standardisation des méthodes qui favorise le « recyclage » des données

Le manque de données sur le suivi des espèces fait que les approches centrées « espèces » pour élaborer les TVB restent peu utilisées. Pour les écologues Liénard et Clergeau (2011), il faut privilégier les approches géographiques, car elles permettent de produire rapidement et à moindre coût des cartes qui alimentent la TVB aux différentes échelles.

Une diversité des représentations de l'occupation et de l'usage du sol

La connaissance de l'occupation du sol joue un rôle primordial pour la qualification des milieux et de la biodiversité (Davranche et Nuscia Taïbi 2015). Depuis plusieurs décennies, divers suivis d'occupation du sol sont conduits, chacun avec des protocoles particuliers. Pour en illustrer la diversité, nous avons sélectionné quatre bases de données qui sont conceptuellement différentes : CORINE *Land Cover*, la BD TOPO®, TerUti LUCAS et le Registre parcellaire graphique (fig. 1). Elles ont comme caractéristique de couvrir l'ensemble du territoire français, ce qui les rend potentiellement mobilisables pour l'élaboration de TVB à l'échelle régionale.

Les bases *CORINE Land Cover* (produite dans le cadre du programme européen de coordination de l'information environnementale) et la BD TOPO décrivent l'occupation du sol, le RPG quant à lui, désigne l'occupation du sol majoritaire au sein d'un îlot de culture déclaré. Contrairement à ces trois bases, TerUti-LUCAS ne peut pas avoir de traduction cartographique, au sens topographique puisqu'il s'agit d'une information issue d'un échantillonnage spatial. Cette caractéristique lui confère un statut particulier, car la mobilisation de ce type de donnée dans l'élaboration de documents d'urbanisme inciterait à sortir de la logique de zonage et ainsi à penser différemment l'élaboration des TVB. Ces quatre bases de données donnent un aperçu des possibilités qui existent pour rendre compte de l'occupation

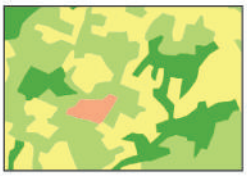
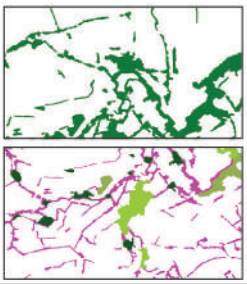
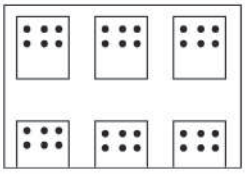
CORINE Land Cover	Photo-interprétation d'images satellites SPOT et Landsat	Surfacique Couverture de la France homogène	
BD TOPO® Couche végétation	Photo-interprétation et traitements semi-automatique de photos aériennes en infrarouge couleur	Surfacique Couverture de la France hétérogène (version monothématique ou version multithématique disponible)	
TerUti-LUCAS	Observation directe	Ponctuelle, échantillonnée Couverture de la France homogène	
Registre Parcellaire Graphique	Déclaration des agriculteurs	Surfacique Couverture de la France hétérogène	

Figure 1 : Quatre bases de données, quatre conceptions de l'occupation du sol (Bousquet, 2016)

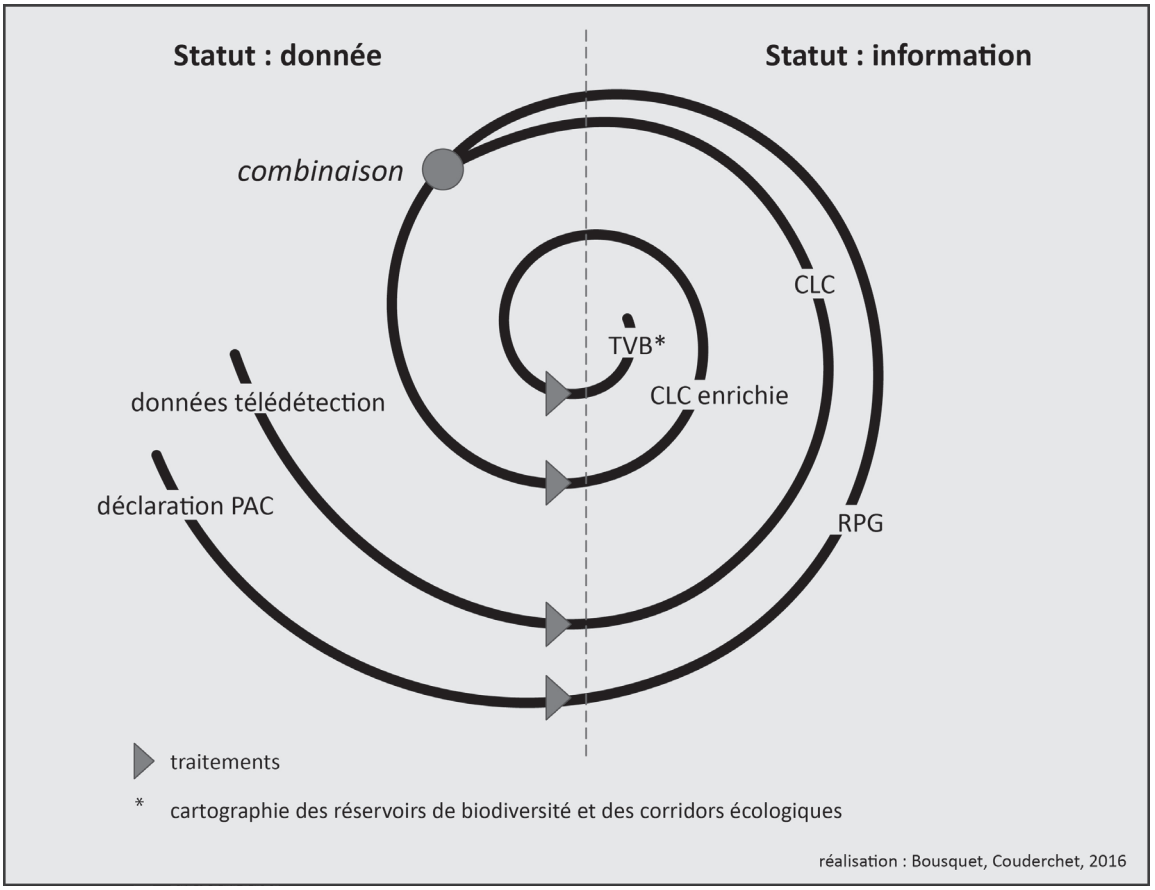


Figure 2 : Le recyclage de l'information géographique en donnée, l'exemple de CORINE Land Cover enrichie avec le Registre parcellaire Graphique

du sol. Même si toutes renseignent le même thème, chacune fournit une information qui lui est propre. En effet, les protocoles de recueil et de traitement des données brutes sont chaque fois spécifiques. Certains auteurs voient dans ces inventaires des lacunes et des difficultés pour faire des correspondances les uns avec les autres, nous préférons y voir plutôt des spécificités qui délivrent un type d'information.

Le recyclage de l'information en donnée

En 1996, Denègre et Salgé constatent que les producteurs de bases de données sont tiraillés entre la nécessité de se démarquer en produisant des données pertinentes et la nécessité d'être rentables, donc pour cela satisfaire un grand nombre d'utilisateurs. Les bases de données produites sont alors assez généralistes, au risque de n'être pertinentes pour personne (Ruas 1999). Depuis cette date, le paysage des données de référence[5] a peu évolué. Les bases de données d'occupation du sol sont mobilisées pour leur caractère standard dans la gestion de l'environnement. Le programme européen de suivi de l'occupation du sol CORINE *Land Cover* (CLC) annonce ce phénomène de réemploi des bases de données dans « la définition et la mise en œuvre de la politique environnementale » (Heymann, 1993 p.15). L'objectif annoncé est de fournir « un inventaire biophysique de l'occupation des terres » commun pour 38 États européens. Sa richesse thématique, sa gratuité et sa couverture homogène de l'ensemble de l'Europe poussent de nombreux acteurs à l'employer et cela, quelles que soient les préoccupations environnementales du moment (Bousquet *et al.* 2013).

Certains auteurs comme Comber *et al.* (2005) font une distinction très nette entre donnée et information, ils définissent les données (*data*) comme étant le résultat de mesures de certains phénomènes, alors que l'information (*information*) est le résultat d'une interprétation, d'une catégorisation, d'une classification ou d'autres procédés de ce type. L'interprétation ou la catégorisation des données est un moyen pour les contextualiser. L'interprétation donne du sens à la donnée et la transforme en information. Ce passage de la donnée à l'information géographique fait partie du processus de généralisation « pour dériver une représentation d'une autre représentation plus précise » (Ruas 1999). Pour Ruas, il ne s'agit pas d'un « simple filtrage d'informations, mais la création d'une nouvelle représentation qui repose sur des opérations d'élimination, de regroupement et de modification ». La généralisation n'est pas la suppression des données devenues superflues, elle permet au géographe de redessiner « l'espace selon une nouvelle logique » (*ibid.*). La distinction entre données et information fonctionne assez bien au niveau théorique, mais dans la pratique il est parfois difficile de déterminer à partir de quand les données sont transformées en information géographique. On pourrait même pousser cette réflexion jusqu'à la production des données, qui par essence est une opération de sélection, ainsi dans certaines situations la donnée est directement une information. L'usage tend à confondre ces deux notions (Béguin, Pumain 1994).

Les bases de données d'occupation du sol sont souvent mobilisées comme des référentiels relativement neutres, sans questionnements de leur adéquation avec les objectifs de cartographie. Pourtant leur élaboration requiert de nombreuses étapes. Par exemple, CLC dispose de 44 postes définis de manière unifiée qui décrivent des milieux qui vont du subarctique au subaride. Ainsi, il existe une très grande variabilité interne au « produit » CLC. De plus, une même base de données peut évoluer au cours du temps, TerUti-Lucas illustre très bien ce phénomène, puisque son protocole a plusieurs fois été modifié pour des raisons qui ne se justifient pas toujours d'un point de vue scientifique : progrès techniques, avancées méthodologiques, injonction réglementaire, restrictions budgétaires, etc. Les changements de nomenclature et de protocole au cours du temps ont un impact direct sur l'information produite, les interprétations qui en découlent doivent être faites avec « prudence » (Köhl *et al.* 1997, p. 269). Les modifications apportées ne visent pas uniquement une amélioration de la qualité de l'information produite, elles sont fortement liées au contexte économique et technologique.

On retrouve le réemploi des données à l'échelle régionale, où l'élaboration des TVB se fonde sur une batterie d'indicateurs qui privilégie ces référentiels au détriment de bases de données ayant une couverture spatiale plus restreinte, mais disposant d'une résolution thématique adaptée aux enjeux environnementaux. On assiste alors à une forme de standardisation de la production et de la représentation des TVB qui impacte même le processus de collecte de données. Dans le cadre

5 Selon la CNIG (2003), « les données de référence sont clairement identifiées, définies et sont placées sous la responsabilité d'une structure publique clairement identifiée comme responsable de cette donnée. Les utilisateurs accordent aux données de référence un niveau de confiance très élevé, lié à la légitimité de l'organisme responsable de cette donnée. Elles offrent une couverture exhaustive du territoire ».

de la réalisation des TVB, faute de base de données d'occupation du sol avec une résolution spatiale et thématique élevée, plusieurs bases de données spatialisées sont combinées à CLC afin de former une occupation du sol dite « enrichie » (IPAMAC 2011 ; Guilloy *et al.* 2012). Souvent dénigrée pour sa résolution spatiale moyenne, CLC est mobilisée faute de mieux. L'utilisation de ces bases de données « enrichies » oblige alors à travailler sur des entités géographiques déjà repérées, interprétées et classifiées. On assiste ainsi à un recyclage de l'information géographique en données d'entrées pour l'identification des continuités écologiques qui constitueront les futures TVB (fig. 2). L'intégration d'une base de données ou d'une partie dans une autre base de données, comme le RPG ou la BD TOPO à CORINE *Land Cover*, tend plutôt à propager les erreurs d'une base à l'autre qu'à les atténuer. Il devient alors difficile de connaître le statut de cette nouvelle base de données d'occupation du sol hybride obtenue par « enrichissement ».

Il existe plusieurs exemples d'études qui, faute de données spécifiques et de moyens financiers, mobilisent CORINE Land Cover. C'est le cas de la trame écologique du Massif central qui l'emploie « à défaut » de cartes plus précises (IPAMAC 2011) et de la cartographie du réseau écologique Rhône-Alpes (Guilloy *et al.* 2012) où l'emploi de cette base est justifié par sa gratuité : « à l'échelle régionale […] une démarche de validation scientifique [est] incompatible avec le budget (250 000 €) et le calendrier (18 mois) alloués à l'étude ».

Ce recours à d'autres bases de données d'occupation du sol pour amender *CORINE Land Cover* pour l'identification des continuités écologiques est fréquent et semble aller de soi, cette étape de l'élaboration des TVB n'étant jamais explicitée. À l'inverse, les méthodes de calcul des chemins de moindre coût, basées sur la nouvelle occupation de sol enrichie, sont longuement détaillées avec force algorithmes et coefficients de résistance. La validité scientifique repose uniquement sur le modèle écologique qui est affiné, complexifié et perfectionné, sans remise en question de la qualité des données spatiales utilisées en entrée de modèle. Ce réemploi de bases de données peut également s'expliquer, en partie, par un défaut de formation des opérateurs SIG en matière de télédétection où ils pourraient produire une nouvelle information adaptée au terrain. Cependant, le besoin de normalisation des données est tel qu'on assiste à une forme de recul des connaissances naturalistes produites localement, y compris celles qui sont spatialisées (Alphandéry, Djama *et al.* 2012 ; Alphandéry, Fortier *et al.* 2012).

Identifications des réservoirs de biodiversité, un empilement d'indicateurs : l'exemple du SRCE Poitou-Charentes

Pour sa réalisation, la TVB de la région Poitou-Charentes a été divisée en 5 sous-trames dont une consacrée aux systèmes bocagers. Pour chaque sous-trame un groupe de travail a été formé[6] (d'avril 2012 à avril 2014), c'est là qu'est présentée la méthode d'identification des réservoirs de biodiversité utilisée par le CETE SO (devenu : Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement – CEREMA). Ces réunions sont conduites par un bureau d'études qui vient en appui à la DREAL Poitou-Charentes (Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement). Les deux premières réunions sont marquées par de nombreuses interventions des animateurs qui exhortent les participants à fournir toutes les données qu'ils ont pour aider à la réalisation du SRCE, car « sur le bocage on ne connaît pas tout donc si on veut tout conserver, il faut ratisser large » (un animateur). Ces sollicitations répétées génèrent même des tensions entre les représentants des associations qui sont bénévoles et le bureau d'études qui, lui, est missionné. Le protocole d'identification des réservoirs de biodiversité est présenté aux participants comme une longue succession d'opérations techniques : agrégation, pondération, érosion-dilatation, sélections spatiales, sélections attributaires, etc. La base de travail pour analyser les zones potentielles de réservoirs de biodiversité est la base de données CORINE Land Cover où sont superposées plusieurs couches d'informations qui ont une couverture spatiale homogène (fig. 3).

Cette nouvelle carte d'occupation du sol « enrichie » sert de base pour le calcul de plusieurs indices :

- Naturalité : indice développé en écologie du paysage qui mesure le degré d'artificialisation d'un milieu.
- Connectivité : indice qui mesure la proximité entre les espaces naturels appartenant à une même sous-trame.
- Hétérogénéité : cet indice traduit la diversité des occupations du sol au sein des espaces non fragmentés.
- Compacité et surface : cet indice prend en compte la taille et la forme des espaces naturels et permet de mettre en évidence la capacité d'une tache d'habitat à accueillir des espèces typiques de ce milieu.
- Fragmentation : indique la densité des infrastructures de transport et des zones urbaines. Il peut même comprendre des espaces de grande

6 Nous avons assisté en tant qu'observatrice aux cinq réunions du groupe de travail de la sous-trame systèmes bocagers. En complément, une enquête a été conduite en 2012 auprès d'une trentaine d'acteurs de la région Poitou-Charentes.

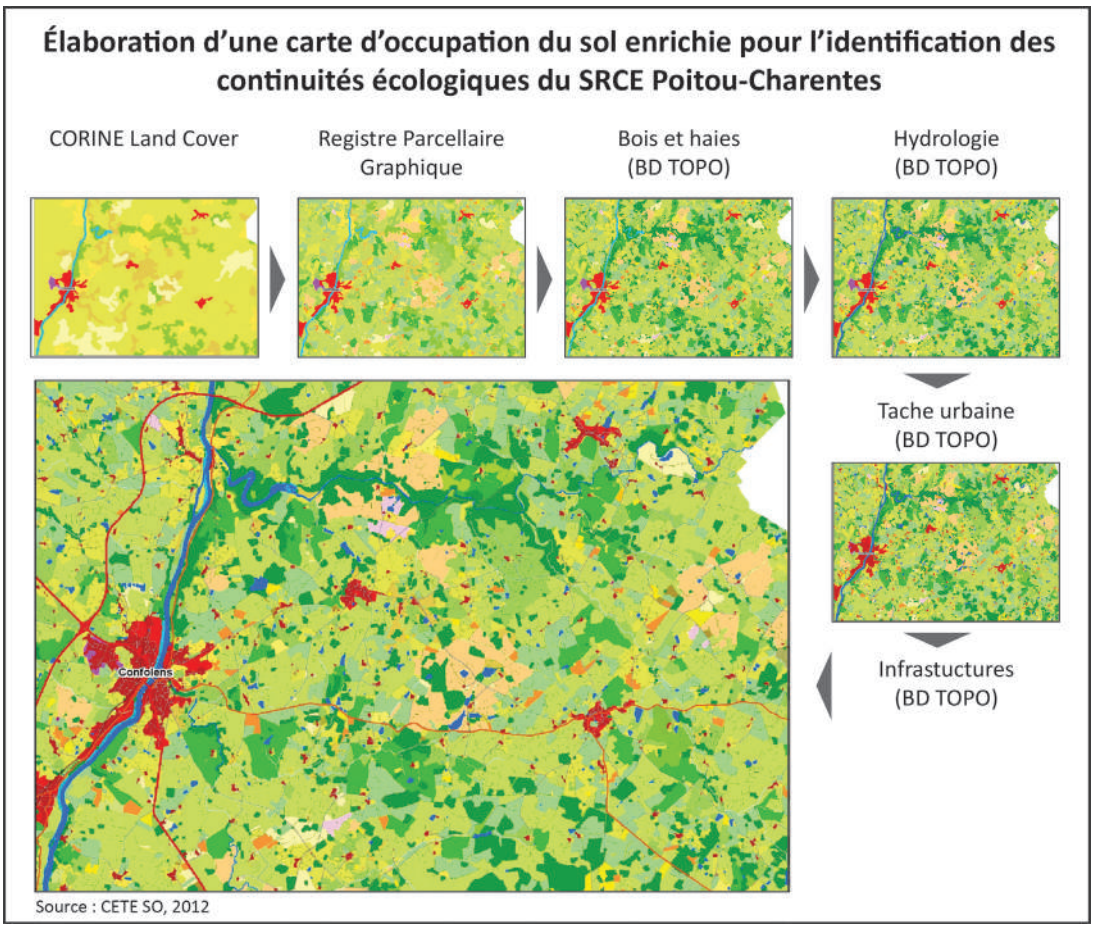


Figure 3 : Carte d'occupation du sol obtenue par agrégation de plusieurs bases de données (source : CETE SO, présentée dans le groupe de travail de la sous-trame systèmes bocagers le 27/03/2012)

culture. Les éléments fragmentant sont hiérarchisés, ils peuvent être soit artificiels (routes, canaux, voies ferrées, etc.) soit naturels (cours d'eau, falaise, etc.). Il comprend également les infrastructures dont le projet est validé.

Ces indices sont ensuite croisés avec d'autres données (densité de haies, densité de mares et données SOLAGRO[7]) afin d'obtenir les réservoirs de biodiversité potentiels. La modélisation des réservoirs de biodiversité potentiels peut se résumer comme indiqué sur la figure 4.

Les réservoirs de biodiversité ainsi modélisés par le CEREMA sont ensuite hiérarchisés par le bureau d'études qui attribue une note à chaque réservoir selon six critères notés de 1 à 5 :

- La potentialité issue de la modélisation présentée ci-dessus.
- La superficie des réservoirs de biodiversité.
- La présence au sein d'une unité paysagère identifiée comme du bocage dans l'atlas des paysages.
- Le chevauchement avec les réservoirs de biodiversité obligatoires et non obligatoires, tels que définis par les orientations nationales.
- Les polygones qui sont placés sous une des continuités écologiques d'importance nationale identifiées par le COMOP auxquelles une zone tampon de 20 km est appliquée sur la continuité se voient attribuer une meilleure note.
- La présence/absence d'espèce. Cet indice est une agrégation de sept données espèces géoréférencées dans des mailles de 7x10 km.

À partir des notes obtenues, le bureau d'études réalise plusieurs classifications de réservoir à retenir, avant de les présenter au comité scientifique du SRCE. Pour que la proposition retenue par le comité scientifique soit adoptée définitivement, celle-ci doit être approuvée par le Comité Régional Trame Verte et Bleue. En fin de compte la sous-trame « systèmes bocagers » comprend 241 réservoirs de biodiversité qui couvrent 541 263 ha, soit 21 % du territoire régional.

Cette combinaison de données multisources, où chaque base de données est produite avec un protocole particulier et à une échelle qui lui est propre, ne semble pas susciter de questionnement sur les répercussions qu'elle risque d'entraîner sur le document final. Cette approche multicritère est même présentée comme une garantie de tout prendre en compte. Un des participants a pointé du doigt les risques de propagation des erreurs quand on « plaque » des données les unes aux autres, car « le multicritère ne va pas forcément diviser les erreurs par six » (le 10/06/13). Ce même participant a également rappelé qu'il « faut définir l'échelle du document final par rapport à la donnée qui a l'échelle la plus faible, donc on n'obtiendra pas du 1 : 100 000 ». Cette remarque a fait réagir de façon pragmatique un des membres de la DREAL « Au niveau réglementaire il faut du 1 : 100 000, mais on travaille avec ce qu'on a ».

Le but de cet exemple n'est pas de pointer du doigt les faits de certains organismes ou bureaux d'étude, mais bien de mettre en évidence les tentations d'utiliser toutes les données disponibles pour répondre aux impératifs réglementaires et aux délais. Malgré ce problème lié à l'absence de données spécifiques au bocage, les animateurs rejettent les propositions des participants sous prétexte que les données évoquées ne sont pas homogènes à l'échelle de la région. Mais est-ce vraiment utile d'avoir des données homogènes sur l'ensemble d'une région pour des espèces inféodées aux milieux bocagers sachant qu'il y a seulement deux départements concernés par le bocage ? Pourtant la DREAL a appliqué une autre démarche pour identifier la sous-trame pelouses sèches calcicoles, car ces milieux sont très localisés (environ 2000 ha dans la région).

Reconnaître les haies, un enjeu pour identifier les continuités écologiques bocagères

Le déficit méthodologique constaté de manière plus générale pour l'identification et la caractérisation des continuités écologiques est accru lorsqu'il s'agit d'établir une Trame Verte et Bleue en territoires bocagers. De par sa structure et sa nature composite, le bocage nous offre l'opportunité de questionner plusieurs bases de données, avec des conceptions différentes de l'occupation du sol.

Systèmes bocagers et haies : des objets difficiles à identifier

Le bocage un objet difficile à définir

Les bocages sont reconnus comme enjeu primordial pour la biodiversité ordinaire. En effet, les bocages sont des milieux «composites» qui ne sont ni des milieux forestiers ni ouverts (Sordello *et al.* 2011). D'origine anthropique, ils sont caractérisés par la présence de

7 Données produites par l'association SOLAGRO. L'indice de Hautes Valeurs Naturelles (HVN) des exploitations agricoles comprend : la densité des éléments fixes du paysage, les rotations, les assolements et la valeur traditionnelle des modes de cultures calculées à partir de plusieurs bases de données dont le RPG.

haies vives qui clôturent les parcelles (Boissinot *et al.* 2014) ce qui crée des paysages hétérogènes. Cette complexité et les différentes formes que peuvent prendre les bocages se retrouvent dans la diversité de leurs définitions que l'on peut rencontrer en géographie ou écologie.

L'hétérogénéité des milieux bocagers favorise la présence d' « une remarquable biodiversité », avec un grand nombre d'espèces spécialistes ayant un habitat particulier (mares, haies, arbres têtards, etc.), mais également des espèces généralistes (Boissinot *et al.* 2014, p. 36). Les guides méthodologiques du COMOP mettent en avant la contribution des bocages aux TVB puisqu'il « allie agriculture productive, voire intensive, et des éléments semi-naturels […], essentiels au maintien de la biodiversité » (Allag-Dhuisme *et al.* 2010, p. 41). Cependant, on constate que la détermination des réservoirs de biodiversité et des corridors n'est pas explicitée en cas de sous-trame bocagère (AMELI 2015). Ce constat de manque de méthodes spécifiques aux bocages apparaît clairement dans le guide *Trame verte et bleue - Critères nationaux de cohérence - Contribution à la définition du critère pour une cohérence interrégionale et transfrontalière*, qui reconnaît qu' « aucune réflexion ne semble avoir été menée à ce jour à propos des bocages [à] l'échelle nationale sous un angle de continuités écologiques » (Sordello *et al.* 2011, p. 20). On peut considérer que ce déficit méthodologique vient de trois principales difficultés :

- Première difficulté, transposer un modèle fondé sur des réservoirs de biodiversité reliés par des corridors. De manière simplifiée la notion de réseau écologique est souvent schématisée par des réservoirs de biodiversité reliés entre eux par des corridors écologiques (fig. 5). Avec cette représentation du réseau écologique, les réservoirs de biodiversité (en vert) sont souvent assimilés à des forêts qui sont reliées par des corridors (en orange) qui peuvent être linéaires (haies, cours d'eau, ripisylves, etc.), en pas japonais (mares) ou de type paysager (bocage). Ce modèle devient difficilement transposable dans un contexte de bocage, surtout quand celui-ci ne comporte pas ou peu de massifs forestiers comme c'est le cas pour le département des Deux-Sèvres.

- Deuxième difficulté, une absence d'espèce indicatrice spécifique au bocage. La cohérence nationale passe également par la prise en compte dans les SRCE d'enjeux liés à certaines espèces sensibles à la fragmentation. Mais le déficit méthodologique ne concerne pas uniquement la reconnaissance de structures propres aux bocages dans les bases de données d'occupation du sol, mais également la reconnaissance d'espèces propres aux bocages. En effet malgré une richesse biologique, il n'existe pas d'espèces inféodées, à proprement parler, aux milieux bocagers (Sordello *et al.* 2011) ce qui pose des difficultés dans la détermination des espèces retenues pour l'élaboration de sous-trames bocagères. On retrouve dans les haies bocagères des espèces à affinité forestière, si elles sont à strates arborescentes et des espèces prairiales, si elles sont clairsemées (Baudry, Perichon 2007, p. 28). Cette absence d'espèce spécifique au bocage pose des difficultés aux écologues pour alimenter leurs modèles. En effet, pour réaliser les cartes de friction, une note plus ou moins élevée est attribuée à chaque occupation du sol selon une espèce.

- Troisième difficulté, une structure complexe qu'ont du mal à extraire les outils géomatiques. En plus de ces arguments d'ordre écologique, les difficultés pour identifier les continuités écologiques dans un paysage de bocage s'expliquent aussi par sa configuration spatiale. Un bocage ne se définit pas uniquement par un ensemble d'occupation du sol, c'est essentiellement sa structure en mosaïque et ses éléments en constellation qui le caractérisent. Ainsi apparaissent dans les différents guides méthodologiques des difficultés à déterminer des réservoirs de biodiversité et des corridors écologiques pour les milieux bocagers. Dans la « fiche expérience de la région Nord-Pas-de Calais » du guide du COMOP (Allag-Dhuisme *et al.* 2010b, p.138), « le milieu bocage » est écarté des corridors potentiels « car il ne peut être représenté de façon linéaire : il apparaît sur la carte en tant que cœur de nature ou espace naturel relais ». Ainsi l'identification du bocage comme cœur de nature se fonde uniquement sur des contraintes de modélisation et non sur son rôle ou sa fonction écologique. Il en est de même pour la méthode élaborée par le bureau d'étude suisse ECONAT, souvent reprise, où les espaces agricoles sont traités en creux :

« Contrairement aux autres continuums, le réseau agricole est obtenu par soustraction d'espaces ouverts aux espaces forestiers, prairiaux et alluviaux avec création d'espaces ouverts de type steppique ou semi-ouvert de type bocage. […] On obtient donc un continuum en négatif constitué d'espaces ouverts résiduels. » (Berthoud 2010, p. 49).

Cette difficulté à extraire un type particulier d'occupation du sol ou de milieu est fréquente lorsque celui-ci est dominant. L'écologie du paysage considère ces occupations du sol dominantes comme

NATURALITÉ CONNECTIVITÉ SURFACE-COMPACITÉ HÉTÉROGÉNÉITÉ	+	SOLAGRO DENSITÉ DE HAIES DENSITÉ DE MARES	–	FRAGMENTATION

Figure 4 : Synthèse des indices calculés à partir de l'occupation du sol « enrichie » pour la définition des réservoirs de biodiversité (Bousquet 2016)

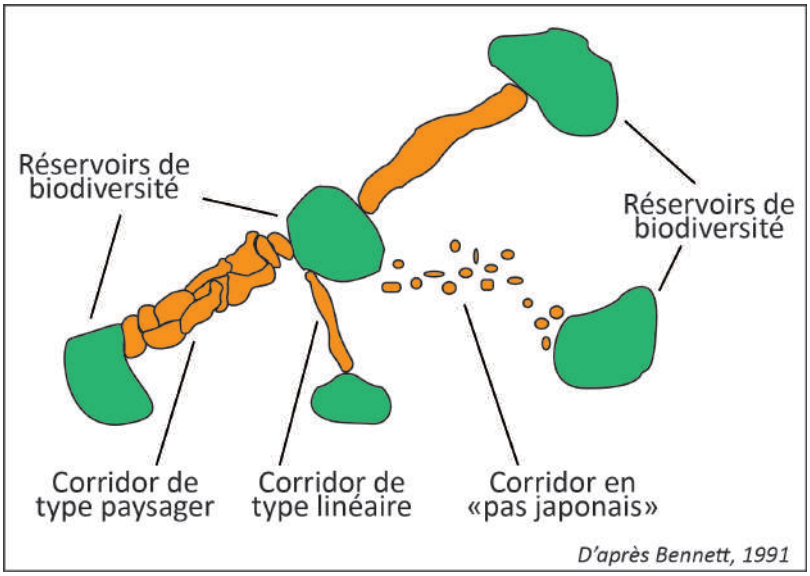


Figure 5 : Schéma traditionnellement mobilisé dans les documents traitant des TVB (scientifiques ou non) pour illustrer les réservoirs de biodiversité et les différents types de corridors (d'après Bennett, 1991)

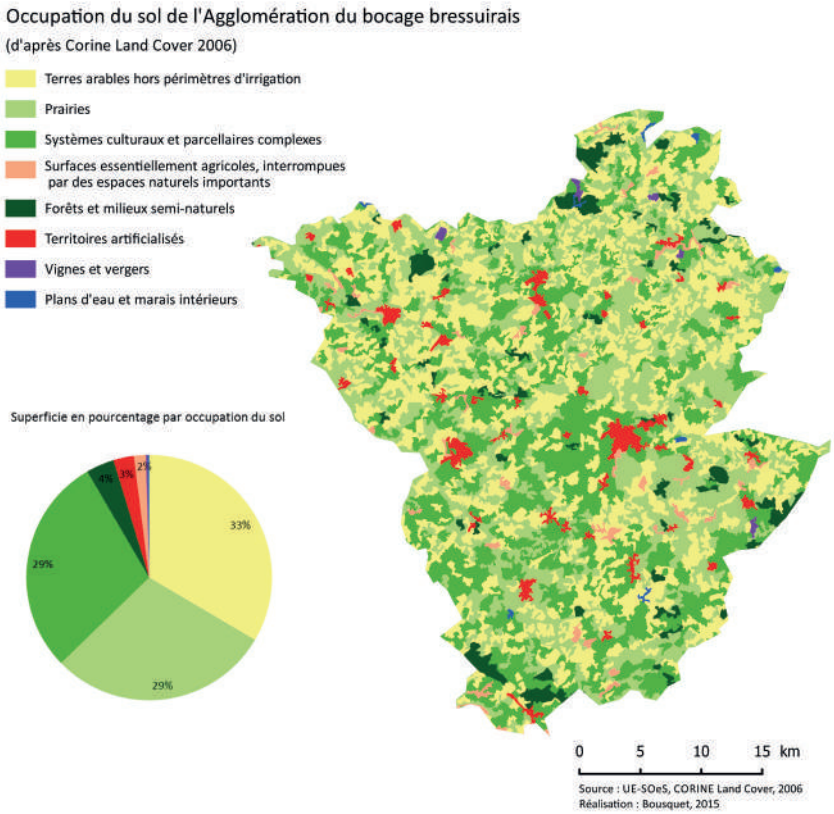


Figure 6 : L'occupation du sol de l'Agglomération du bocage bressuirais en 2006 (source : UE-SOeS, Bousquet, 2016)

la matrice. Il devient alors impossible de dessiner ou d'identifier cette occupation du sol en tant que telle, tandis que tous les autres éléments sont identifiés et cartographiés pour faire « office d'emporte-pièces » (Couderchet 2008). Ainsi, les occupations du sol majoritaires ne sont jamais identifiées, elles sont « ce qui reste » une fois que sont soustraits les éléments paysagers isolés.

Ce déficit de méthodologie spécifique pour l'identification des TVB en milieux bocagers s'accompagne plus largement d'un manque de connaissances scientifiques et spatiales de ces milieux. En observant les bases de données d'occupation du sol généralement mobilisées pour cartographier les TVB, on constate que les milieux bocagers et les éléments qui les composent sont répartis dans plusieurs postes de nomenclature, comme on peut le voir avec l'exemple de CORINE *Land Cover* (fig. 6). L'ensemble du territoire du SCoT de l'Agglomération du bocage bressuirais (Agglo2b), qui pourtant comprend un paysage relativement homogène, est classé en trois postes : terres arables hors périmètres d'irrigation (33 %), prairies (29 %) et systèmes culturaux et parcellaires complexes (29 %). Quant aux forêts et milieux semi-naturels, ils ne concernent que 4 % du SCoT. Dans ce contexte, les trois postes[8] décrivent un même type de paysage, qui est plus ou moins ouvert. On pourrait alors supposer que CLC soit potentiellement un indicateur sur la qualité générale du bocage à une échelle régionale[9].

La haie, une définition multiple et une difficile reconnaissance dans les bases de données spatiales

Si l'on souhaite pouvoir caractériser le bocage de manière plus précise, il est alors nécessaire de pouvoir y reconnaître les haies qui le structurent. La haie est l'élément le plus caractéristique du bocage (Boissinot *et al.,* 2014). Elle est donc un point de passage incontournable pour l'identification des continuités écologiques en milieux bocagers. Cependant, peu de bases de données renseignent la présence de haies.

La haie, élément central du bocage, est définie de plusieurs manières, parfois de manière très générale, comme dans la définition de Verger et George (2004), ou de manière très technique comme dans les définitions de L'Inventaire forestier national de 1958 ou de l'IGN de 2002 (fig. 7). La plupart des auteurs s'accordent pour définir la haie comme un alignement d'arbres ou d'arbustes. Cependant, certains auteurs mettent l'accent sur la gestion de haie, en rappelant qu'elle n'est pas un élément naturel (Baudry, Jouin, 2003). Les fonctions de la haie sont multiples et varient en fonction des activités agricoles : brise-vent, limiter l'érosion éolienne et le ruissellement, fournir du bois de chauffage ou d'œuvre, maintenir la biodiversité, etc. Ces différentes fonctions de la haie ont une incidence sur la forme des haies et ne sont pas séparées. Elles peuvent s'additionner les unes aux autres, ce qui rend leurs structures « complexes à décrypter » (Baudry, Perichon 2007, p. 27).

Les haies sont rarement présentes dans les bases de données spatiales, souvent peu prioritaires par rapport aux enjeux de connaissance sur les ressources forestières. Par exemple, la réalisation d'un fond vert commun à l'IGN et à l'Inventaire forestier national (IFN) prévoyait un enrichissement de la base par des classes de « haies complexes » et de « forêts ouvertes » mais, n'étant pas prioritaires, ces ajouts n'ont même pas pu être testés, y compris dans la phase de développement (Touya *et al.* 2010). Cependant, quand les haies sont identifiées, leurs définitions reposent sur des critères liés à leur structure (largueur, écartement, nombre de pieds, etc.). En effet, les critères de taille ou d'espacement peuvent être facilement traduits dans des bases de données spatialisées. Les critères de sélection varient en fonction des organismes chargés de mettre en œuvre la base de données (fig. 8). La longueur minimale pour qu'une haie soit reconnue en tant que telle est de 25 à 100 m et la largeur est souvent limitée à 25 m.

La couche végétation de la BD TOPO : un référentiel pour les haies ?

Selon la documentation associée, la BD TOPO® fournit « des données objectives » que les acteurs de la gestion et de l'aménagement peuvent « analyser, situer et représenter dans leur réalité géographique » (IGN, 2011a). Elle présente l'avantage d'être une base de données standardisée qui couvre l'ensemble du territoire français et elle est la seule à proposer un poste « haie ». Il existe deux versions de la couche végétation de la BD TOPO®. La première version est monothématique et ne comprend qu'une seule classe « zones arborées », où aucune distinction n'est faite entre les bois, les forêts, les arbres isolés, les haies, etc. Cette description de l'occupation du sol par la végétation arborée est réalisée, entre 2000

8 Certains postes de nomenclature ont été agrégés pour faciliter la lecture de la carte (fig. 6) : Forêts et milieux semi-naturels (3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.2.4 : 4 %), territoires artificialisés (1.1.1, 1.1.2, 1.2.1, 1.3.1, 1.4.2, 2.1.1 : 3 %), surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants (2.4.3 : 2 %), vignes et vergers (2.2.1, 2.2.2 : < 1 %), plans d'eau et marais intérieurs (5.1.2, 4.1.1 : <1 %)

9 Cette hypothèse n'a pas pu être vérifiée, mais il serait intéressant de savoir à partir de quel degré de fermeture du paysage un polygone est classé dans systèmes culturaux et parcellaires complexes ou prairies ou terres arables hors périmètre d'irrigation.

Définitions de la haie

« Clôture composée de buissons et d'arbres taillés, accompagnant souvent une levée de terre ou un fossé et encadrant des chemins creux dans les pays de bocage. » (Verger, George, 1970)

« Des éléments boisés d'une largeur moyenne au plus égale à 10 mètres, de 25 mètres de longueur au minimum et comprenant au moins trois arbres inventoriables et au moins un arbre inventoriable tous les 10 mètres. » (IFN, 1958)

« Clôture naturelle composée d'arbres, d'arbustes, d'épines ou de branchages et servant à limiter ou à protéger un champ. Alignement d'arbres ou plantation d'arbres fruitiers dont la largeur est inférieure à 25 m. L'espace minimum entre deux haies parallèles est supérieur ou égal à 50 mètres. La longueur est supérieure ou égale à 100 mètres. » (IGN, 2002)

« Une haie est un élément linéaire du paysage composé d'arbres ou d'arbustes et géré par l'homme. » (Baudry, Jouin, 2003)

« Les haies [...] sont soit des structures créées par l'homme qui peuvent être fort anciennes [...], soit des restes de la matrice forestière originelle. Certaines haies sont de simples talus de terre auxquels sont mêlées les pierres gênantes des champs voisins. D'autres, qui ont une structure plus complexe, sont caractéristiques du bocage breton. [...] Ce type de haie complexe peut être assimilé à une double lisière forestière dont elle a la structure et souvent la végétation. » (Dajoz, 2006)

« Les haies, éléments linéaires composés de végétaux ligneux, arbres, arbustes, sont communes à de nombreux paysages de la Terre. Elles ont été plantées ou résultent de structures laissées lors de défrichement de la forêt ou, assez fréquemment, de l'abandon de clôtures. Une de leurs caractéristiques est d'être gérées en vue de diverses fonctions agricoles ou rurales. » (Baudry Périchon, 2007)

« [...] une haie sera alors définie comme une bordure de champ arborée ou arbustive comportant au minimum trois arbres alignés au maximum de 10 mètres les uns des autres. » (Vannier, 2011)

« La haie est un élément paysager semi-naturel de forme linéaire composé de végétaux ligneux, et délimitant souvent deux parcelles agricoles. La haie bocagère est parfois qualifiée de « forêt linéaire ». [...] Ainsi, une haie est plantée, spontanée ou bien relicte. » (Boissinot et al., 2014)

Figure 7 : Des exemples de définition de la haie

	Longueur	Largeur	Espacement	Présence d'arbres	Autre
TerUti-LUCAS	Haie : mini. 25 m Alignements d'arbres : mini. 25 m	3-20 m 3-20 m	- Entre 2 arbres > 1 m	-	Le poste haies et alignements d'arbres comprend 10 postes
IFN (ancienne méthode, avant 2005)	Mini. 25 m	En moyenne < 20 m	–	Mini. 3 arbres et 1 tous les 10 m	
BDTOPO IGN Végétation V1	–	–	–	Zone arborée de plus de 80 m²	Information indifférenciée (forêts, bosquets, haies, etc.)
BDTOPO IGN Végétation V2	Mini. 100 m	< 25 m	Entre 2 haies parallèles > 50 m	-	

Figure 8 : Récapitulatif des critères de sélection des haies selon plusieurs bases de données

Version 1	Version 2
Zone arborée	Forêt fermée de feuillus Forêt fermée mixte Forêt fermée de conifères Forêt ouverte Peupleraie Haie Lande ligneuse Verger Vigne Bois Bananeraie Mangrove Canne à sucre

Figure 9 : Les postes de la couche végétation de la BD TOPO

et 2005 (Vannier 2011), par interprétation semi-automatique de l'orthophotographie couleur (IGN 2002). Pour sa modélisation aucune contrainte n'est appliquée, la géométrie d'une zone arborée est indépendante de celle des autres objets de la BD TOPO®, c'est-à-dire que les zones identifiées comme arborées peuvent se superposer aux objets identifiés pour d'autres thèmes. La mise à jour de cette base de données se fait par département, un décalage de 6 ans maximum est garanti. Les dates de mise à jour se font en fonction du renouvellement des prises de vues de la BD ORTHO®.

Depuis 2007, il existe une version 2 multithèmes de la couche végétation, dont la production se fait département par département et est intégrée au fur et à mesure au produit BD TOPO® (IGN, 2011b). Cette version permet de distinguer les différents types de surfaces de végétation, dont les haies. Dans cette deuxième version, la valeur « zone arborée » est renseignée par défaut, elle correspond à celle de la version 1, puis elle est remplacée par 13 postes[10] distincts (fig. 9). L'amélioration de la couche végétation de la BD TOPO passe donc par une augmentation du nombre de postes dans la nomenclature. C'est la résolution thématique qui a été améliorée.

Contrairement à d'autres thèmes de la BD TOPO, aucun taux d'exhaustivité n'est fixé pour cette couche. Des seuils de sélection sont toutefois appliqués, 500 m² pour les bois et 5 000 m² pour les forêts ouvertes, les landes, les vignes et les vergers, en deçà de ces seuils « les sélections sont effectuées de façon à donner une vision représentative du paysage » (IGN 2011b, p. 102). Seule la structure principale d'un réseau dense de haies ou de rangées d'arbres est cartographiée.

La couverture de la BD TOPO® version 2 est encore partielle, l'actualisation se fait par département, la plupart des régions, au moment de l'élaboration de leur SRCE, ne disposent alors que d'une couche végétation hétérogène. Ainsi en Poitou-Charentes, les deux départements nord (79 et 86) disposent de la version multithématique de la couche végétation tandis que les départements sud (17 et 16) ne disposent que de la version monothématique (fig. 10). Pour la réalisation de son SRCE, la région Poitou-Charentes a utilisé la version 1 pour avoir une couverture homogène, tandis que les TVB conduites localement en Deux-Sèvres et dans la Vienne mobilisent la version 2. Cette utilisation des versions 1 et 2 à différentes échelles pour l'identification des continuités écologiques risque fort d'entraîner des contradictions dans les différents documents produits (SRCE, SCoT, PLU, etc.) en sachant que chaque document doit prendre en compte la TVB élaborée à l'échelon supérieur.

À noter qu'il est étonnamment difficile pour l'utilisateur de retracer l'élaboration de la BD TOPO® dans ses premières versions et évolutions. En effet, le site de l'IGN ne propose en téléchargement que les métadonnées des dernières mises à jour. Dans notre cas, nous sommes passés par d'autres sites pour retrouver la documentation antérieure. Par exemple, c'est sur le site d'un projet ANR que nous avons trouvé le rapport concernant la version 1 (IGN 2002)[11]. Un long travail d'investigation est donc nécessaire pour appréhender la production des bases de données et, à défaut de ressources en ligne, ce travail d'investigation peut se poursuivre en allant directement interroger les différents producteurs de bases de données pour compléter la documentation (Bousquet 2010).

Cependant, ce travail d'investigation n'est pas toujours suffisant pour « comprendre » ce que nous cartographions en utilisant ces données. On comprend alors la rapide perte de contrôle dans le mouvement circulaire de recyclage de l'information géographique en donnée (cf. partie 2). Pour atteindre cet objectif de compréhension, il est alors nécessaire de « retravailler » ces bases de données, puis de les confronter entre elles afin de déterminer *a posteriori* des métadonnées. C'est ce que nos travaux (Bousquet 2010 ; Bousquet *et al.* 2013) nous ont amenés à réaliser. Nous avons dû opérer une déconstruction des bases de données d'occupation du sol pour comprendre la nature des changements d'occupation du sol qui affectaient une partie du littoral de la côte aquitaine.

Confrontation des bases de données sur les haies dans le bocage bressuirais

Fort de ce constat sur les bases d'occupation du sol, la même approche est réalisée pour la couche végétation de la BD TOPO® version 1 et 2 avec pour terrain d'étude le périmètre du SCoT de l'agglomération du bocage bressuirais (Agglo2b) situé en plein cœur d'un vaste réservoir de biodiversité identifié à l'échelle régionale. Ce travail de déconstruction et de confrontation a été effectué dans le cadre du programme de recherche Analyse multiéchelle des lisières (AMELI).

Pour la réalisation de la sous-trame systèmes bocagers du SRCE Poitou-Charentes, le CEREMA (anciennement CETE SO) en charge de l'identification

10 La notice (IGN, 2011) indique 12 postes, mais on peut en dénombrer 14.

11 PDF disponible sur le site de l'ANR « Projet ANR Masse de Données et de Connaissances », à l'adresse : http://geonto.lri.fr/

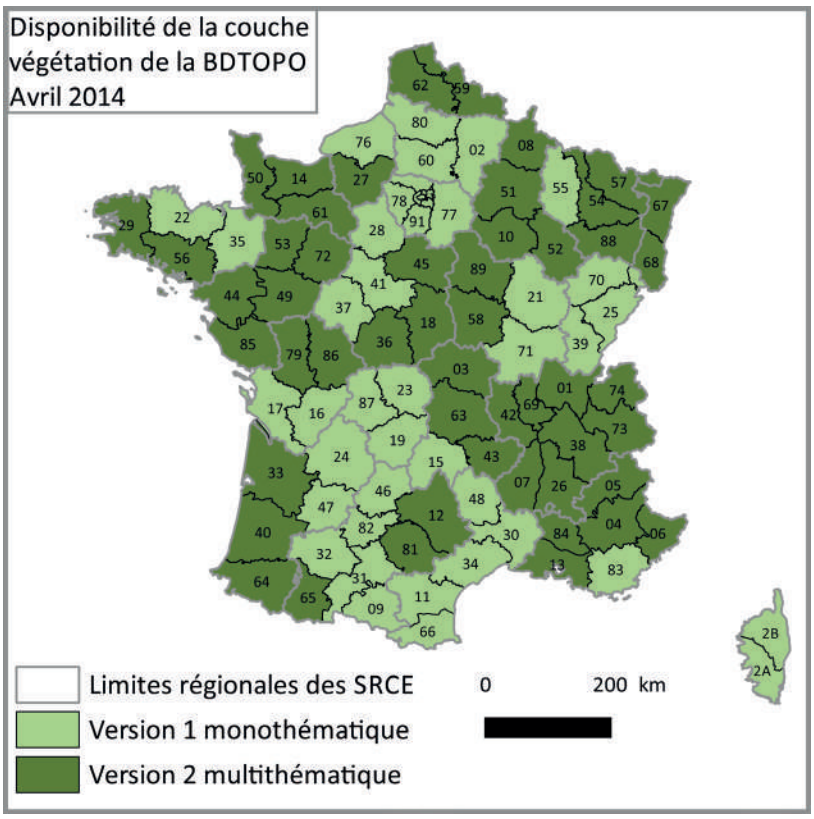
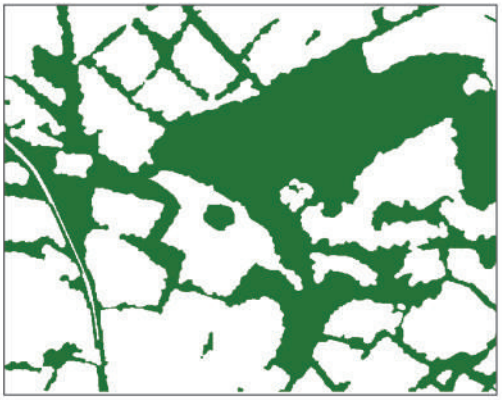


Figure 10 : Disponibilité de la version 2 de la BD TOPO végétation par départements (source : IGN, d'après M. Blazek, in AMELI, 2015

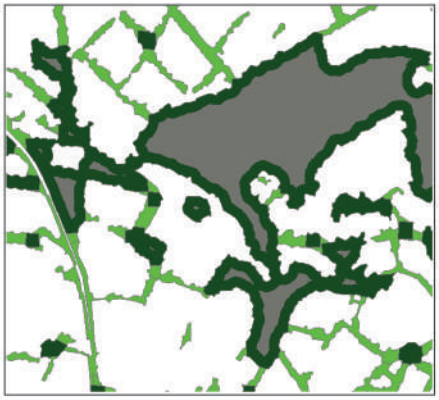
Méthode d'extraction des haies de la couche végétation (version 1)

Présentation des principales étapes pour différencier les boisements, les lisières et les haies de la couche végétation de la BD TOPO® monothématique.

1 : Conversion de la couche végétation vectorielle en couche raster de résolution métrique.
2 : Érosion des données raster de 13 pixels pour éliminer les objets de moins de 26 m de large.
3 : Dilatation de 13 pixels des éléments restant pour définir les enveloppes des espaces boisés compacts.
4 : Vectorisation de la couche raster pour obtenir une nouvelle couche végétation des éléments non linéaires.
5 : Superposition de cette couche vectorielle à la couche végétation d'origine pour restituer le tracé initial aux polygones de végétation compacte.
7 : Calcul de zone de lisières par une zone tampon interne aux boisements compacts.
8 : Combinaison des trois couches créées : boisements compacts, lisières et haies.



BD TOPO couche végétation monothématique (2002)



BD TOPO couche végétation retravaillée

Figure 11 : Les principales étapes pour extraire les haies de la couche végétation monothématique de l'IGN (d'après Martin Blazek in AMELI 2015)

des continuités écologiques, a produit une couche haie à partir de la version 1 de la couche végétation de la BD TOPO® afin de disposer d'une donnée homogène sur l'ensemble de la région. La méthode employée reprend une approche développée par le CETE Normandie-Centre (Bretaud 2009) qui dissocie les éléments de la couche monothématique en utilisant le principe de dilatation-érosion. Cette approche a été reprise et améliorée dans le cadre du programme AMELI par Martin Blazek afin de la rendre facilement reproductible (AMELI 2015). L'approche développée permet de distinguer à partir de la version monothématique de la couche végétation : les boisements compacts, les lisières et les haies (fig. 11). Rasterisation, vectorisation, dilatation, érosion sont des opérations couramment employées dans les SIG[12] et faciles d'utilisation. Ainsi nous pouvons modérer les conclusions de Vannier (2011) à propos de la version 1 de la couche végétation de l'IGN :

> « Si l'on souhaite analyser seulement le réseau de haies, le premier niveau d'information n'est pas utilisable, à moins d'effectuer d'importants prétraitements. En effet, toutes les zones arborées étant confondues, il n'est pas possible de dissocier les types d'éléments (forêts, haies, bosquets) sans une phase de photo-interprétation et de redécoupage géométrique des polygones. Le second niveau d'information [ndlr : BD TOPO V2] semble prometteur pour l'analyse du réseau linéaire de haies arborées sur l'ensemble de la Bretagne, cependant il n'a pas encore été évalué. » (Vannier 2011, p 46)

Pour opérer la confrontation entre la version 1 et la version 2, nous nous aidons de deux autres inventaires réalisés dans le bocage bressuirais. L'un a été réalisé par photo-interprétation à partir de la BD ORTHO® de l'IGN de 2002 par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS), que nous appellerons « base ONCFS », et l'autre par traitement d'images satellite RapidEye de 2010 et 2011 dans le cadre du programme AMELI[13] par Claire Gruhier (fig. 12). La base ONCFS sert de point de référence pour comparer les différentes cartes produites. Elle a fait l'objet de comparaisons avec des relevés de terrain effectués dans le cadre des plans de gestion d'exploitation de 2002. Le pourcentage d'erreur lié à la numérisation est évalué à 6,5 %.

Les quatre bases de données sont confrontées les unes aux autres. À première vue, quand on compare les valeurs numériques de la version 1 et de la version 2 de la BD TOPO, on pourrait penser que le nombre de haies a fortement augmenté au cours de ces dernières années ; en passant de 11 352 ha en 2002, à 21 926 ha en 2007, soit une augmentation de 93 %, la superficie des haies aurait donc doublé en cinq ans (!). Les haies détectées à partir des images RapidEye de 2010/2011 couvrent une surface qui se situe dans le même ordre de grandeur que celle de la version 1 (fig. 13).

Il est délicat d'évaluer l'évolution des haies à partir de ces bases de données, même si les changements entre 2002 et 2007 paraissent importants. Les changements détectés traduisent plutôt des changements de méthode dans la détection des haies que de véritables changements d'occupation du sol. Quand on compare la distribution spatiale des haies de ces quatre bases de données, on constate que la version 2 de la BD TOPO® révèle des concentrations de haies et des vides que les autres bases de données n'ont pas (fig. 14). Les données extraites de la version 1 retravaillée présentent une vision du bocage plus conforme à celle issue de la base de données de l'ONCFS. Les haies extraites à partir des données de télédétection (2010) ont elles aussi une distribution spatiale des haies conforme à celle de la base ONCFS (2002).

Avec cette amélioration de la résolution thématique, le passage de la version 1 à la version 2 de la BD TOPO devrait *a priori* constituer un progrès dans l'identification des haies. Cependant, cette étude sur le bocage bressuirais montre, au moins pour ce secteur d'étude, que les changements dans le protocole ont introduit de nombreux biais. Le protocole de la version 2 semble sensible à la qualité des données sources (date et heure de prise de vue des images satellitaires), car les haies sont sur-détectées dans les dalles au nord et au sud et sous-détectées dans les dalles qui sont au centre de la zone d'étude (AMELI 2015). La version 1, utilisée pour l'élaboration du SRCE, montre la présence de haies selon un axe nord-sud tandis que la version 2, utilisée pour le SCoT, distingue un secteur de haies dense au nord et un autre au sud. L'usage de versions différentes de la BD TOPO® aux échelles du SRCE et du SCoT risque de produire des documents d'urbanisme aux logiques contradictoires.

Conclusion

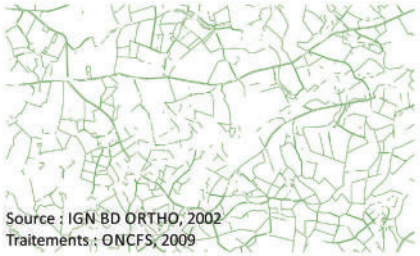
Comme nous l'avons présenté au début de cet article, à l'origine les guides produits par le COMOP appelaient à une diversification des méthodes pour qu'elles puissent s'adapter aux particularités locales. Ces libertés méthodologiques devaient favoriser l'innovation qui viendrait combler le déficit

12 Ce travail a été réalisé avec QGIS, un logiciel de SIG sous licence libre et gratuite.

13 Le traitement des images satellite a été réalisé par Claire Gruhier, post-doctorante dans le programme AMELI.

Base ONCFS

La base ONCFS est réalisée en 2009 à partir des photographies aériennes de la BD ORTHO de 2002. Cet inventaire comprend les haies, les mares et les arbres isolés et a été réalisé dans l'enveloppe de l'ancien pays du bocage bressui-rais.
Les haies ont été numérisées de façon linéaire contraire-ment aux haies de la BD TOPO qui sont surfaciques.

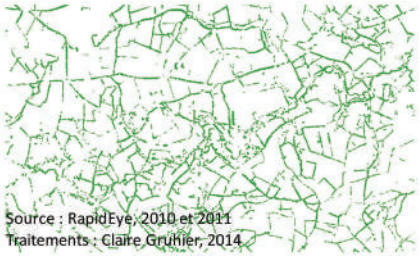


Caractéristiques des haies :
Longueur minimum : 1,5 m
Longueur maximum : 985 m
Attributs : longueur en mètre et nombre de nœuds
Type : vecteur, linéaire

Haies RapidEye-AMELI

En complément des données de l'ONCF et de l'IGN, une cartographie des haies est réalisée sur l'ensemble du périmètre de l'agglomération du bocage bressuirais (SCoT) par télédétection à partir d'images RapidEye de 2010 et 2011.

Après plusieurs tests pour détecter les haies, les résultats les plus satisfaisants sont obtenus à partir de croisements d'indices (végétation, ombre, etc.) et de traitements morpho-mathématiques sur des séries pluriannuelles. En effet l'extraction des haies est une opération délicate, car leur détection varie en fonction des dates et de l'heure d'acquisition des images.

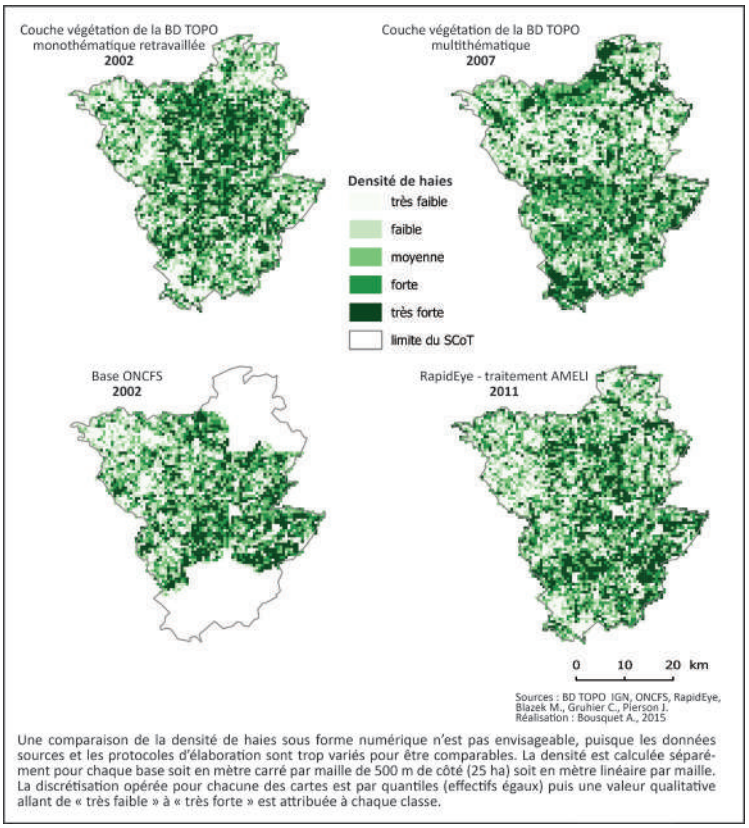


Images sources :
Date d'acquisition : 2010 et 2011
Résolution spatiale : pixel de 5 m de côté
Résolution spectrale : 5 bandes (rouge, proche infrarouge, red-edge, vert et bleu)

Figure 12 : Deux inventaires de haies dans le bocage bressuirais (sources : ONCFS, programme AMELI)

Emprise spatiale	BD ONCFS 2002	BD TOPO V.1 2002	BD TOPO V.2 2007	Haies RapidEye 2010/2011
Agglo2b (SCoT)	-	11 352 ha	21 926 ha	14 554 ha
Pays du bocage bressuirais	11 286 km	-	-	-

Figure 13 : Haies détectées par bases de données en hectare ou kilomètre (sources : IGN, ONCFS, programme AMELI) (Agglo2b : acronyme de l'Agglomération du bocage bressuirais)



Une comparaison de la densité de haies sous forme numérique n'est pas envisageable, puisque les données sources et les protocoles d'élaboration sont trop variés pour être comparables. La densité est calculée séparément pour chaque base soit en mètre carré par maille de 500 m de côté (25 ha) soit en mètre linéaire par maille. La discrétisation opérée pour chacune des cartes est par quantiles (effectifs égaux) puis une valeur qualitative allant de « très faible » à « très forte » est attribuée à chaque classe.

Figure 14 : La densité et la répartition des haies du bocage bressuirais variables en fonction des bases de données (sources : IGN, ONCFS, programme AMELI ; réalisation : Pierson J. et Blazek M., in Bousquet, 2016)

méthodologique. Cependant, la traduction juridique de la TVB a eu tendance à réifier la dynamique d'innovation (Bousquet, 2016). Le respect des obligations réglementaires et la nécessité de prendre en compte les avancées scientifiques semblent être deux prescriptions antinomiques qui peuvent conduire à des situations, où l'expérimentation et l'innovation sont bridées au profit d'aspects réglementaires. Les SRCE qui ont expérimenté de nouvelles approches se sont fait alors rappeler à l'ordre pour que leur production reste dans les normes du cadre national. C'est le cas de la Région Languedoc-Roussillon qui pour l'élaboration de son SRCE a financé des travaux menés entre autres par le Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive (CEFE UMR 5175). Ce travail aboutit à l'identification et à la spatialisation de « grands espaces supports de la fonctionnalité écologique et de la biodiversité » et ce n'est qu'a posteriori que les réservoirs de biodiversité et les corridors écologiques ont été identifiés pour satisfaire au décret d'application (Letourneau, Thompson 2013). Quant aux choix des bases de données mobilisées pour l'élaboration des TVB, ils découlent davantage de contraintes techniques et de leur disponibilité. Pourtant, il existe de nombreux fonds de données naturalistes spatialisés produits localement qui pourraient venir alimenter cette production cartographique. Les choix sont plus pragmatiques que scientifiques, orientés par l'application, c'est-à-dire la conjonction entre la commande et la disponibilité des outils et non par une problématisation poussée des enjeux. Toutefois, ces déficits méthodologiques n'entravent pas le déploiement des TVB puisque les attendus règlementaires exigent la production de cartes que la sphère technique produit facilement.

De manière plus générale, Harley (Gould, Bailly 1995) propose d'être vigilant sur la façon dont les cartes sont produites, mais à la vue de nos travaux (Bousquet 2010 ; Bousquet 2016) nous proposons d'étendre cette vigilance aux données, car les métadonnées, malgré la directive INSPIRE, sont encore insuffisamment renseignées. Il demeure encore particulièrement difficile d'obtenir une information claire et précise sur les protocoles d'élaboration des bases de données, y compris pour les données de référence comme celles produites par l'IGN. Pour pallier cet effet de boîte noire, où finalement l'utilisateur ne sait pas vraiment ce qu'il cartographie, il devient nécessaire d'enclencher un long travail d'investigation. Nous encourageons à réaliser ce travail à partir des spécificités de la zone d'étude concernée avec une déconstruction-reconstruction de ces bases pour produire *a posteriori* leurs métadonnées. Cependant, ce travail peut parfois être insuffisant et il peut s'avérer nécessaire d'aller directement à la rencontre des différents producteurs de bases de données. TVB et bocage offrent donc un bel exemple des enjeux liés à la mise en carte d'objets complexes que sont les réseaux écologiques.

Bibliographie

Allag-Dhuisme F., Amsallem J., Barthod *et al.*, 2010a, *Guide 1 : 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. Proposition issue du comité opérationnel Trame verte et bleue.* Paris, MEEDDM.

Allag-Dhuisme F., Amsallem J., Barthod. *et al.*, 2010b, *Guide 2 : 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 – deuxième document en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France. Proposition issue du comité opérationnel Trame verte et bleue*, Paris, MEEDDM.

Allag-Dhuisme F., Barthod C., Bielsa S. *et al.*, 2010c, *Guide 3 : Prise en compte des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques par les grandes infrastructures linéaires de l'État et de ses établissements publics,* Paris, MEEDDM.

Alphandéry P., Djama M., Fortier A., Fouilleux È. (dir.), 2012, *Normaliser au nom du développement durable*, Versailles, éditions Quae.

Alphandéry P., Fortier A., Sourdril A., 2012, « Les données entre normalisation et territoire : la construction de la trame verte et bleue », *Développement durable et territoires*, vol. 3, n° 2. http://journals.openedition.org/developpementdurable/9282

AMELI 2015, *Rapport final. Analyse Multi-Échelle des Lisières pour la réalisation de la trame verte bocagère de la région Poitou-Charentes*. Rapport scientifique, Pessac, UMR ADESS.

Baudry J., Jouin A., 2003, *De la haie aux bocages : organisation, dynamique et gestion,* Paris, Inra.

Baudry J., Périchon S., 2007, « Les haies et les bocages dans le monde : éléments de comparaison », dans Antoine A., Marguerie D., *Bocages et sociétés,* Rennes, Presses universitaires de Rennes, p. 23-32.

Béguin M., Pumain, D., 1994, *La représentation des données géographiques,* Paris, Armand Colin.

Bennett A.F., 1991, "Roads, roadsides and wildlife conservation", *Nature Conservation*, n°2, p. 99-117.

Berthoud G., 2010, *Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés. Dix années d'expérience en Isère*, Grenoble, Conseil général d'Isère.

Boissinot A., Braconnier H., Morin-Pinaud S., Grillet P., 2014, *Terres de bocage concilier nature et agriculture*, Lille – Rennes, Éditions Ouest-France.

Bousquet A., 2010, Le Pays Bassin d'Arcachon Val de l'Eyre vu au travers des changements d'occupation du sol : approches exploratoires à partir de bases de données existantes (de 1977 à 2006), Master 2 Recherche, Pessac, Université Bordeaux 3.

Bousquet A., Couderchet L., Gassiat A., Hautdidier B., 2013, « Les résolutions des bases de données «occupation du sol» et la mesure du changement. Articuler l'espace, le temps et le thème », *L'Espace Géographique*, vol. 42, n° 1, p. 61-76.

Bousquet A., 2016, Cartographie et participation. Vers une pluralisation des sources de connaissance. Application à la Trame Verte et Bleue dans le bocage bressuirais, Thèse de doctorat, Pessac, Université Bordeaux Montaigne.

Bretaud J.-F., 2009, Bocage et trame verte, Étude méthodologique des caractéristiques à prendre en compte, Rapport CETE Normandie Centre/CERTU (document de travail).

CETE Sud-Ouest, 2012. *Méthodologie de la cartographie de la Trame Verte et Bleue en Poitou-Charentes*. CETE Sud-Ouest

Comber A., Fisher P., Wadsworth R., 2005, "What is land cover?" *Environment and Planning B: Planning and Design*, vol. 32, p. 199-209.

Couderchet L., 2008, Le paysage comme paradigme : Discussion sur les zonages écologiques et paysagers et leur production, Habilitation à Diriger des Recherches, Pessac, Université Michel de Montaigne - Bordeaux III.

Davranche A, Nuscia Taïbi A., 2015, « Les changements d'occupation et d'usage du sol, des processus multidimensionnels complexes qui affectent la biodiversité », dans Mathevet R., Godet L. *Pour une géographie de la conservation*, L'Harmattan p. 129-144.

Denègre J., Salgé F., 1996, *Introduction aux systèmes d'information géographique,* Paris, PUF, Que sais-je ?

De Sède-Marceau M.H., Moine A., Thiam S., 2011, « Le développement d'observatoires territoriaux, entre complexité et pragmatisme », *L'Espace géographique*, vol. 40, n° 2, p. 117-126.

Feyt G., 2011, « Les visages et usages de l'information géographique dans le processus de décision territoriale », dans Thévoz L., Walser O., Joost S. *et al.* (dir.), *Les SIG au service du développement territorial*, Lausanne, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, p. 131-151.

Forman R.T.T., Godron M., 1981, "Patches and structural components for a landscape ecology" *BioScience*, vol. 31, n° 10, p. 733-740.

Gautreau P., Noucher M., 2013, « Gouvernance informationnelle de l'environnement et partage en ligne des données publiques. Politiques de l'open data environnemental (Amérique du Sud - France). », *Networks and Communication Studies*, vol. 27, n° 1-2, p. 5-21.

Goëta S., 2012, « Open data : des termes aux multiples dimensions », *Les coulisses de l'open data*, en ligne, Disponible à l'adresse : http://coulisses-opendata.com/2012/11/21/open-data-des-termes-aux-multiples-dimensions/.

Gould P.R., Bailly A. (dir.), 1995, *le pouvoir des cartes : Brian Harley et la cartographie,* Paris : Anthropos.

Guilloy H., Amsallem J., Adé F., 2012. "Cartographier les réseaux écologiques de Rhône-Alpes. Entre science et gouvernance », *Revue Internationale de Géomatique*, vol. 22, n° 4, p. 591-617.

Harley J.B., 1989, "Deconstructing the map" *Cartographica*, vol. 26, n° 2, p. 1-20.

Heymann Y., 1993.,*CORINE Land Cover, guide technique*. Luxembourg, Office des publications des communautés européennes.

IGN, 2002, *BD TOPO version « Pays » 1.2. Descriptif de contenu (révision 2006).*

IGN, 2011a., *BD TOPO®. La composante topographique 3D du Référentiel à Grande Échelle*.

IGN, 2011b., *BD TOPO version 2.1. Descriptif de contenu. (révision 2014).*

IPAMAC, 2011.,Rapport de synthèse - Trame écologique du Massif Central. Identification d'une trame écologique du Massif Central avec extension vers les Pyrénées.

Joliveau T., 2004, Géomatique et gestion environnementale du territoire. Recherches sur un usage géographique des SIG. Habilitation à Diriger des Recherches, France, Université de Rouen.

Köhl M., Traub B., Päivinen R., 1997, "Problems in Harmonising Environmental Data: Examples from Forest", *Conférence Européenne sur les Technologies de l'Information pour l'Environnement*, Strasbourg, p. 263-272.

Letourneau A., Thompson J., 2013, *Note méthodologique pour l'identification des espaces importants pour la préservation de la biodiversité et des continuités écologiques en Languedoc-Roussillon. Annexe au SRCE Languedoc-Roussillon,* Montpellier, UMR 5175 CEFE CNRS.

Liénard S., Clergeau P., 2011, « Trame Verte et Bleue : Utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité » *Cybergeo : European Journal of Geography*, n° 519. https://journals.openedition.org/cybergeo/23494

Noucher M., 2017, L*es petites cartes du web. Analyse critique des nouvelles cartographies*, Paris, Éditions Rue d'Ulm.

Ruas A., 1999, « Modèle de généralisation de données urbaines à base de contraintes et d´autonomie », *Cybergeo : European Journal of Geography*, n°107. https://journals.openedition.org/cybergeo/5227

Sordello R., Comolet-Tirman J., Da Costa H., *et al.*, 2011, *Trame verte et bleue - Critères nationaux de cohérence - Contribution à la définition du critère pour une cohérence interrégionale et transfrontalière,* Paris,, MNHN-SPN.

Touya G., Duchêne C., Mustière S., 2010, « Généralisation et intégration pour un fond vert commun entre l'IFN et l'IGN », *Revue Internationale de Géomatique*, vol. 20, n°1, p.65-86.

Vannier C., 2011, Observation et modélisation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection : application au paysage bocager, Thèse de doctorat, Rennes, Université Rennes 2.

Verger F., George P., 2004, *Dictionnaire de la géographie*, Paris, Presses universitaires de France, 8e éd.

Vimal R., Mathevet R., 2011, « La carte et le territoire : le réseau écologique à l'épreuve de l'assemblée cartographique », *Cybergeo : European Journal of Geography*, n° 572. https://journals.openedition.org/cybergeo/24841

Vogt P., Riitters K.H, Iwanowski M., Estreguil C. *et al.* 2007, « Mapping landscape corridors », *Ecological Indicators*, n° 7, p. 481-488.