



HAL
open science

Contribution des technologies satellitaires Pléiades à l'étude des trames vertes urbaines : entre maintien des connectivités écologiques potentielles et densification des espaces urbains

Pauline Crombette

► To cite this version:

Pauline Crombette. Contribution des technologies satellitaires Pléiades à l'étude des trames vertes urbaines : entre maintien des connectivités écologiques potentielles et densification des espaces urbains. Géographie. Université Toulouse le Mirail - Toulouse II, 2016. Français. NNT : 2016TOU20032 . tel-01503506v2

HAL Id: tel-01503506

<https://theses.hal.science/tel-01503506v2>

Submitted on 12 Apr 2017

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.



THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Université Toulouse - Jean Jaurès

Présentée et soutenue par :

Pauline CROMBETTE

Le vendredi 13 mai 2016

Titre :

Contribution des technologies satellitaires Pléiades à l'étude des
Trames vertes urbaines.

*Entre maintien des connectivités écologiques potentielles et densification des
espaces urbains.*

École doctorale et discipline ou spécialité :

ED TESC : Géographie et aménagement

Unité de recherche :

UMR LISST-CIEU

Directeurs de Thèse :

Denis ECKERT, Directeur de recherche CNRS, UMR LISST-CIEU, Université Toulouse - Jean Jaurès
Claire TINEL, Ingénieur d'études de recherche et de formation, Centre National d'Études Spatiales, Toulouse

Rapporteurs :

François MANCEBO, Professeur en Aménagement et urbanisme, Université de Reims Champagne-Ardenne
Anne PUISSANT, Maître de conférences en Géographie, HDR, Université de Strasbourg

Autres membres du jury :

Stéphane GHIOTTI, Chargé de recherche CNRS, UMR ART-Dev, Université Montpellier 3
Sébastien LE CORRE, Maître de conférences en Géographie, Université Toulouse - Jean Jaurès
Martin PAEGELow, Professeur de Géographie, Université Toulouse - Jean Jaurès

Membre invité :

Didier TREINSOUTROT, Directeur, Délégation de Toulouse, Direction Territoriale Sud Ouest CEREMA

AVANT-PROPOS

Cette thèse a été financée dans le cadre d'une bourse doctorale de la Région Midi-Pyrénées en partenariat avec le Centre National d'Études Spatiales (CNES).



Le comité de thèse était composé des membres suivants :

- Christelle BOSCH, chargée de projets CEREMA SO, PCI-AST, doctorat en Océanographie Physique (Université Paul-Sabatier, 2008).
- Hélène DE BOISSEZON, directrice Service Analyse et Produits Image, CNES, ingénieur agronome ;
- Denis ECKERT, directeur de recherche CNRS, directeur de thèse, Université Toulouse-2, UMR LISST, équipe CIEU ;
- Sébastien LE CORRE, maître de conférences en géographie, Université Toulouse-2, UMR LISST, équipe CIEU ;
- Claire TINEL, co-directrice de thèse, ingénieur en imagerie spatiale, Service Analyse et Produits Image, Centre National d'Études Spatiales (Toulouse), doctorat de Méthodes Physiques en Télédétection (Université Paris 7, 2002) ;
- Didier TREINSOUTROT, directeur de la délégation Toulouse, Direction Territoriale du Sud-Ouest CEREMA ;

REMERCIEMENTS

Ces premières lignes ont été les dernières écrites, avec soulagement certes, mais avec plaisir également. En définitive, une thèse c'est un peu comme apprendre à voler. Il faut tout d'abord observer et comprendre son nouvel environnement ; préparer un plan de vol avant de se lancer et s'essayer à quelques expériences parfois ratées, mais jamais inutiles ; gérer les turbulences imprévisibles et intégrer rapidement les changements de cap nécessaires ; vérifier les paramètres pour ne pas manquer son point d'aboutissement et finalement préparer son approche pour atterrir sans encombre. Je souhaite donc profiter de ces quelques lignes pour remercier ceux qui ont fait en sorte que cette expérience se passe dans les meilleures conditions possibles.

En premier lieu, j'adresse tout naturellement mes remerciements à mes deux directeurs, Denis Eckert et Claire Tinel, pour m'avoir laissé une grande liberté de manœuvre quant au déroulement de cette thèse et à son organisation.

Je tiens ensuite à exprimer toute ma reconnaissance envers Sébastien Le Corre, Maître de conférences à l'Université Toulouse – Jean Jaurès, pour qui un nombre incalculable de remerciements me viennent en tête. Merci à lui d'avoir su me guider et m'encourager, pour sa confiance, nos discussions animées et ses remarques bien fondées tout au long de cette thèse. Sa disponibilité, son écoute et ses conseils ont largement influencé la qualité finale de ce travail.

Enfin, je tiens à remercier l'ensemble jury pour l'intérêt porté à mon travail et pour avoir accepté de rapporter et d'évaluer ce mémoire.

Pas de financement, recherche arrêtée. Le cofinancement de cette thèse par le CNES et la région Midi-Pyrénées m'a offert un cadre favorable pour répondre à la problématique posée. J'aimerais également remercier mon laboratoire d'accueil, le LISST-CIEU, qui m'a fait bénéficier d'un espace de travail et du matériel nécessaire à cette recherche, en m'apportant également un soutien financier dans le cadre de mes déplacements. Merci à Marie-Annick et Marie pour toute l'aide apportée sur les différents aspects administratifs, parfois bien énigmatiques, qui jalonnent une thèse.

Pas de discussions, recherche en dépression. Un grand merci à Laurent Jégou, Maître de conférences à l'Université Toulouse – Jean Jaurès, pour ses nombreux conseils techniques et méthodologiques qui ont régulièrement ponctué mes travaux, et ce jusqu'à la relecture finale. Je remercie également les membres de mon comité de thèse pour leur écoute et leurs critiques constructives lors de nos rencontres.

Pas de données, recherche abandonnée. Je remercie le CNES de m'avoir fourni les images satellitaires ; l'IGN qui permet au monde de l'enseignement et de la recherche de disposer gratuitement de données ainsi que l'ensemble des contributeurs du monde libre de l'OpenStreetMap qui m'ont permis d'enrichir les rendus cartographiques de cette thèse.

Données mal traitées, recherche égarée. Merci à tous les développeurs des outils libres utilisés au cours de mes travaux. Je citerai notamment Manuel Grizonnet et Julien Michel, contributeurs de l'Orfeo ToolBox qui ont trouvé le temps de répondre à mes questions techniques ; Dominique Hebrard et Gilles Fouvet du CEREMA, merci pour ces échanges et vos précieux conseils.

Quand le moral va, tout va. Je remercie enfin tous ceux avec qui j'ai partagé de bons moments, pour leur présence et leur bonne humeur, pour m'avoir permis de me retrouver à ce moment précis, au bon endroit avec les plus belles cartes en main : Laurent et Joseph, pour les moments détente à « l'atelier carto » ; Nicolas, pour les escapades aériennes ; Marion, Anne, Adrien, David, Edmond, Séverine, Julie et les autres, bonne continuation !

À ma famille, merci de m'avoir laissé le choix de mes orientations, pour votre écoute et votre soutien ; à ma maman, pour m'avoir appris la rigueur et l'amour du travail bien fait que j'ai essayé d'appliquer tout au long de mes études et plus encore pour cette thèse.

Toulouse, le 22 octobre 2015.

SOMMAIRE

AVANT-PROPOS	I
REMERCIEMENTS.....	III
SOMMAIRE.....	V
TABLE DES SIGLES ET ACRONYMES	VII
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
PARTIE 1. CONTEXTE DE L'ÉTUDE ET PROBLÉMATIQUE GÉNÉRALE	9
Chapitre 1. Un aménagement du territoire à l'épreuve de l'écologie	11
Chapitre 2. Zones d'étude, logiciels et données.....	39
PARTIE 2. ÉTAT DE L'ART ET APPROPRIATION MÉTHODOLOGIQUE	69
Chapitre 3. État de l'art des méthodes d'élaboration des Trames vertes et bleues	71
Chapitre 4. Application d'une méthodologie structurale en milieu urbain.....	89
PARTIE 3. EXTRACTION DE LA VÉGÉTATION DANS L'ESPACE URBAIN ET PÉRIURBAIN	127
Chapitre 5. Apport de la THRS dans l'identification de la végétation urbaine.....	129
Chapitre 6. Des données numériques à une carte de végétation urbaine.....	153
PARTIE 4. ÉVALUATION DE LA CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE POTENTIELLE DES SURFACES VÉGÉTALISÉES URBAINES	227
Chapitre 7. Modélisation des connectivités écologiques potentielles urbaines	229
Chapitre 8. Un appui à l'aménagement du territoire.....	269
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES.....	299
BIBLIOGRAPHIE.....	307
LISTE DES FIGURES	325
LISTE DES TABLEAUX.....	329
ANNEXES.....	331
TABLE DES MATIÈRES	341

TABLE DES SIGLES ET ACRONYMES

ABC	Atlas de la Biodiversité Communale
ADS	<i>Airbus Defence and Space</i>
AU	À urbaniser (zonage du PLU)
BD	Base de données
BUN	Boulevard Urbain Nord
CEFE	Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive
CEMAGREF	Centre national du Machinisme Agricole du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (devenu IRSTEA depuis 2012)
CEREMA	Centre d'Études et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement
CERTU	Centre d'Études sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les constructions publiques
CES OSO	Centre d'Expertise Scientifique sur l'Occupation des Sols Opérationnelle
CLC	CORINE (<i>Coordination of information on the environment</i>) Land Cover (base de données d'occupation du sol européenne).
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
COMOP	Comité opérationnel
CUS	Communauté Urbaine de Strasbourg
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
GDAL	<i>Geospatial Data Abstraction Library</i>
GEOSUD	<i>GEOinformation for Sustainable Development</i>
HRL	<i>High Resolution Layers</i> (Couche à Haute Résolution)
ICC	<i>Integral index of connectivity</i> (Indice Intégral de Connectivité)
IFEN	Institut Français de l'Environnement
IGN	Institut National de l'Information Géographique et Forestière
IHM	Interface Homme-Machine
INSEE	Institut National de la Statistique et des Études Économiques
INPN	Inventaire National du Patrimoine Naturel
IRSTEA	Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (anciennement CEMAGREF)
MAJIC	Mises À Jour des Informations Cadastreales
MEDDTL	Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement
MNE	Modèle Numérique d'Élévation
MNHN	Muséum National d'Histoire Naturelle
MS	Image multispectrale
NDVI	<i>Normalized difference vegetation index</i> (Indice de Végétation par Différence Normalisé)
OCS	Occupation du Sol
OCS GE	Occupation du Sol Grande Échelle
ODbL	<i>Open Database License</i>
OGR	<i>OpenGIS Simple Features Reference Implementation</i>
ORFEO	<i>Optical and Radar Federated Earth Observation</i>
OSGeo	<i>Fondation Open Source Geospatial</i>

OSGeo4W	<i>Open Source Geospatial For Windows</i>
OSM	<i>OpenStreetMap</i>
P	Image panchromatique
PADD	Projet d'Aménagement et de Développement Durable
PC	Probabilité de Connectivité
PCI-AST	Pôle de Compétences et d'Innovation « Applications Satellitaires et Télécommunication
PLU(i)	Plan Local d'Urbanisme (intercommunal)
PNU	Parc Naturel Urbain
RGE	Référentiel Grande Échelle
RTU	Recette Thématique Utilisateurs
SCoT	Schéma de Cohérence Territoriale
SIG	Système d'Information Géographique
SIGALE®	Système d'Information Géographique et d'Analyse de L'Environnement
SVM	<i>Support Vector Machine</i>
TAI	<i>Tabular Accuracy Index</i>
THRS	Très Haute Résolution Spatiale
UIA	Utilisateur Institutionnel Autorisé
UMC	Unité Minimale de Collecte
ZNIEFF	Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique



INTRODUCTION GÉNÉRALE

« *La diversité des milieux est à l'origine de la diversité du monde vivant* »,

Lévêque, 1994.

Pour commencer, prenons un peu de hauteur. Choisissons une vue panoramique, au sud de Toulouse, au-dessus des coteaux de Pech-David, face à la ville, surplombant la Garonne et l'île d'Empalot. Un peu plus loin, au nord, le Jardin des Plantes se distingue à proximité du canal du Midi (vue n° 1, ci-contre).

En se rapprochant, nous apercevons les alignements d'arbres bordant le boulevard de Strasbourg qui rejoignent le Jardin Japonais et les allées arborées du canal de Brienne (vue n° 2, ci-contre).

De là, nous pouvons longer le canal latéral à la Garonne, dans le prolongement du canal de Brienne et du canal du Midi, afin de rejoindre les zones naturelles et agricoles bordant la Garonne au nord de Toulouse (vue n° 3, ci-contre).

Ce trajet est un des multiples chemins permettant de traverser agréablement cet espace urbanisé tout en suivant des espaces végétalisés.

Mais qu'en est-il pour un insecte ou un petit mammifère tel qu'un papillon, une libellule ou un hérisson ? Quel chemin peuvent-ils emprunter pour se déplacer sachant que leur potentiel de mobilité est une condition du brassage génétique indispensable à la diversité biologique de leur propre espèce ? De ce point de vue, d'autant plus si l'on doit tenir compte de la spécificité de déplacement ou du mode de vie propre à chaque espèce, ce n'est finalement pas si simple de trouver un chemin ou un habitat en milieu urbain. Le hérisson ou le papillon cherchent plutôt des espaces buissonnants ou en friches, aux abords des routes ou au sein des parcs publics ou des jardins privés ; tandis que la libellule recherche la proximité des mares ou des bassins. Ces éléments se retrouvent en ville, encore faut-il qu'une certaine continuité, plus ou moins apparente, existe entre eux. De toute évidence, la traversée de Toulouse, ou de tout autre espace urbanisé, par ces espèces ne semble pas si triviale.

Vue d'en haut, voici donc à quoi pourrait ressembler cette Trame verte et bleue (TVB), notre objet d'étude, que les Schémas Régionaux de Cohérence Écologique (SRCE), les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT), les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) ou autres documents d'urbanisme sont incités à retranscrire sur le papier.

Continuons ce jeu de rôle en nous mettant à la place d'un cartographe qui, sur ce même territoire urbain, se voit demander d'identifier et de spatialiser les éléments qui composent cette Trame verte et bleue. Quelles données doit-il utiliser ? Sont-elles disponibles et actualisées ? Quelles méthodes doit-il employer ? Comment peut-il représenter cette information ?

Pour terminer, mettons-nous à la place d'un acteur du territoire, un gestionnaire chargé de son aménagement. Afin de faire en sorte qu'un projet d'urbanisation soit viable et accepté par le plus grand nombre, il doit le concevoir et le réaliser en tenant compte de réalités économiques, politiques, mais aussi environnementales. Quels seront alors les critères de décisions pour le choix des territoires à aménager ?

Cet exercice n'est finalement pas si simple. Cette thèse cherche donc à répondre aux questions précédemment posées. L'objet d'étude s'inscrit dans un contexte français et doit répondre à des obligations réglementaires liées au Grenelle de l'Environnement. Cela dit, la préservation de la biodiversité ne s'arrête pas aux frontières administratives françaises. Cette question d'identification des connectivités potentielles écologiques en milieu urbain se veut plus générale et est susceptible de confrontations avec d'autres démarches dans d'autres pays.

Précisons dès à présent que seuls les éléments végétalisés constitutifs des connectivités écologiques urbaines seront étudiés. En effet, notre recherche s'oriente sur l'identification de zones d'intérêt pour le maintien de la biodiversité en lien avec une volonté de densification observée au travers des documents d'urbanisme. Les éléments susceptibles d'évoluer suite à l'urbanisation d'un territoire sont bien souvent les espaces urbains et périurbains naturels ou agricoles. Les éléments linéaires « bleus » qui constituent les trames bleues ne seront donc pas abordés dans le cadre de cette thèse. D'autant que l'analyse de la trame bleue, guidée par les méthodes et les instruments techniques, semble plus complexe à mettre en œuvre que celui de la trame verte (Vimal, 2010, p. 241) :

« La trame bleue bénéficiera donc d'un traitement méthodologique et statistique différent justifié par sa particularité mais qui pose évidemment la question de l'interaction entre trame verte et trame bleue et de la cohérence de la trame écologique globale ».

Nous utiliserons donc le terme de Trame verte urbaine pour désigner plus précisément notre objet d'étude. L'emploi de l'expression « Trame verte et bleue » dans le texte fera alors référence à la politique nationale.

Nous allons présenter en quoi l'identification de cette TVB est complexe en milieu urbain et chercherons à apporter des solutions opérationnelles pour sa cartographie.

Contexte général

La Trame verte et bleue est une démarche initiée par les lois Grenelle de l'Environnement. Verte comme la végétation, bleue comme les cours d'eau. Le code couleur est assez simple, la démarche pourrait l'être également. En théorie, cet objet s'appuie sur les différents registres de l'écologie du paysage, l'aménagement ou encore la politique, et préfigure avant tout de la nécessité de préserver la biodiversité. La TVB repose sur le principe que chaque espèce a besoin d'un espace pour vivre, s'y nourrir et s'y reproduire. Elle a également besoin de se déplacer entre ces espaces et doit pouvoir s'appuyer sur un réseau écologique de connectivités. Cette réglementation vise donc à protéger les espaces végétalisés, mais aussi les ressources hydriques, quels qu'ils soient, en limitant la tendance actuelle à la fragmentation des territoires par l'urbanisation. Identifiée comme l'une des menaces majeures pour la biodiversité, la fragmentation entraîne une réduction des surfaces et du nombre d'habitats disponibles pour

les espèces ainsi que leur isolement (Fahrig, 2003). Une solution pour lutter contre cette fragmentation consiste alors à rétablir une connexion entre les habitats (Fahrig et Merriam, 1985).

Les espaces périurbains sont probablement les zones qui présentent un intérêt majeur dans les questions d'aménagement. En effet, ils sont soumis à des réglementations visant à aboutir à une gestion économe de l'espace (loi relative à la Solidarité et au Renouvellement Urbains (SRU) du 13 décembre 2000 confortée par la loi Grenelle II). Il s'agit, par des instruments de planification urbaine (SCoT) et des réglementations locales d'urbanisme (PLU), d'inciter à réduire la consommation des espaces naturels et agricoles en encourageant la densification des espaces déjà urbanisés ou en périphérie. Par exemple, un SCoT peut interdire l'ouverture de nouvelles zones à l'urbanisation tant que celles déjà ouvertes ne sont pas totalement urbanisées.

Pourtant, par rapport à l'objectif des lois Grenelle de l'Environnement visant au maintien et à la restauration de la biodiversité, cette densification pourrait s'avérer contre-productive en fragmentant de plus en plus les continuités écologiques potentielles. D'où une question centrale pour l'aménagement urbain :

La densification des espaces vacants végétalisés en milieux urbains et périurbains ne va-t-elle pas à l'encontre de la volonté de préservation de la biodiversité inscrite dans la réglementation française ?

C'est dans ce double contexte que les services de l'État comme les collectivités territoriales ont besoin de données et de méthodes pour identifier localement les zones d'intérêt, combinant une forte pression urbanistique et une biodiversité à préserver, qu'elle soit sous la forme de réservoirs d'habitats végétalisés ou bien de corridors écologiques. Le suivi diachronique de l'occupation du sol, visant à définir les meilleures stratégies de maîtrise de l'étalement urbain en intégrant au mieux les considérations écologiques, représente également un besoin majeur. Ces enjeux doivent s'inscrire dans une politique globale d'aménagement du territoire articulant la ville et son espace périurbain, par la maîtrise de la dimension foncière.

Face à ces besoins et à ces impératifs réglementaires, il s'agissait également de saisir l'opportunité d'un contexte de recherche favorable. En effet, cette thèse a bénéficié du soutien financier du CNES et du Conseil Régional de Midi-Pyrénées. L'occasion s'est donc présentée d'évaluer les potentialités applicatives de l'imagerie spatiale, souvent sous-exploitée par les utilisateurs majoritairement institutionnels, sur une thématique d'aménagement du territoire.

D'autre part, le Plan d'Applications Satellitaires initié en 2011 par le Ministère de l'Écologie du Développement Durable des Transports et du Logement (MEDDTL) (2011) vise à « améliorer la réalisation des missions de ses services par le recours justifié à des applications satellitaires ». Afin d'aider à la mise en œuvre d'actions transversales et thématiques définies dans le Plan, le Pôle de Compétences et d'Innovation « Applications Satellitaires et Télécommunication » (PCI-AST) a été implanté au sein de la Direction Territoriale Sud-Ouest du CEREMA. Des actions thématiques ont alors été engagées dans différents domaines comme l'apport potentiel de l'imagerie satellitaire pour l'étude de l'occupation des sols ou encore la cartographie de la TVB. En parallèle, le rapprochement du Ministère et du CNES s'organise autour d'une convention-cadre de coopération dans le domaine de la recherche et de l'innovation (Vignal, 2015). Par cette collaboration, le CNES démontre ainsi une volonté forte d'intégrer les

utilisateurs institutionnels aux différentes études de validation thématique des satellites Pléiades.

Au-delà de cet aspect institutionnel, cette thèse s'inscrit également dans la continuité des travaux de recherche du laboratoire LISST-CIEU (Laboratoire Interdisciplinaire Solidarités, Sociétés, Territoires, Centre Interdisciplinaire d'Études Urbaines). En effet, ce laboratoire toulousain manifeste depuis longtemps un intérêt marqué pour l'étude et la recherche sur l'environnement urbain, la croissance périphérique des villes et la périurbanisation. Guy Jalabert (1999) a ainsi résumé l'histoire du CIEU. Il nous rappelle que les premiers travaux sur ces espaces remontent aux années 1970 et ont ensuite donné lieu à de multiples publications récapitulées par Christiane Thouzellier dans trois documents couvrant les périodes 1966-1988, 1988-1998 et 1999-2002¹. Cette thèse se positionne donc à la frontière entre les études urbaines et l'usage de la télédétection et des outils SIG (Système d'Information Géographique) pour l'analyse de ces espaces et des processus d'urbanisation, à l'image des travaux de Le Corre (2001) ou Albert (2007).

L'encadrement de cette thèse reflète ainsi la diversité des acteurs intéressés par cette recherche, pour faire en sorte de passer d'une démonstration de faisabilité à une solution opérationnelle et fonctionnelle. Le comité de thèse a ainsi rassemblé des membres du CNES, du CEREMA et du laboratoire LISST-CIEU².

Pour ces raisons, à la fois institutionnelles et scientifiques, cette recherche s'est donc naturellement ancrée à Toulouse mais doit, par vocation, déborder les frontières de Midi-Pyrénées et se généraliser à l'échelle française.

Objectif de la thèse

L'objectif de cette recherche est double lui aussi. Il a fallu dans un premier temps répondre à une question technique sur la méthodologie d'identification des éléments constituant la trame verte urbaine et, dans cette perspective, étudier l'apport des images satellites à Très Haute Résolution Spatiale (THRS). Il faut savoir qu'à terme, la TVB doit être déclinée dans différents documents d'urbanisme sur l'ensemble du territoire français. De nombreuses collectivités sont d'ores et déjà confrontées à ces questions d'identification des connectivités écologiques qui nécessitent de pouvoir en dresser une cartographie détaillée. Les différents acteurs de l'aménagement du territoire doivent alors disposer de données fiables, actualisées et communément acceptées. Afin d'assurer une action cohérente au sein d'un millefeuille administratif, il est indispensable de s'appuyer sur des référentiels de données communs. L'IGN permet de répondre à ce besoin avec l'élaboration du Référentiel Grande Échelle (RGE). Mais nous constaterons que ces données ne suffisent pas toujours dans un contexte d'études urbaines et qu'il est important d'en développer de plus adaptées. En effet, la cartographie des TVB s'arrête encore trop souvent aux portes des villes, laissant apparaître le milieu urbain comme un espace totalement artificialisé et non végétalisé. Cela ne doit pas faire oublier aux aménageurs qu'une ville constitue en soi une trame de refuges et de corridors sur lesquels les espèces peuvent s'appuyer pour se déplacer des périphéries vers les centres urbains.

¹ « *Les Papiers du CIEU sont destinés à accueillir des documents qui rendent compte des réflexions engagées au sein de l'équipe ou qui en éclairent la dynamique* » (Jalabert, 1999).

² La composition du comité de thèse est détaillée en avant-propos (cf. p. i).

Comme nous le détaillerons par la suite, la TVB se construit à différents niveaux scalaires imbriqués, du jardin à l'échelle régionale ou même nationale, et implique de nouveaux questionnements pour les territoires urbains :

- Quelles données peut-on utiliser pour cartographier les éléments constitutifs de la Trame verte urbaine, quelle que soit la ville considérée ?
- Le déploiement récent de la constellation des satellites THRS Pléiades offre des perspectives de recherche intéressantes en milieu urbain. Aussi, dans l'hypothèse où les sources de données vectorielles jusque là disponibles ne permettent pas de traiter de manière satisfaisante la question, ces images permettent-elles d'atteindre un niveau de précision suffisant ? Peuvent-elles répondre au souci de mise à jour des données d'occupation du sol en milieu urbain pour des questions d'aménagement et d'environnement telles que nous les posons ?

La question principale qui découle de ce premier objectif de recherche se résume de la façon suivante :

Comment produire une cartographie des espaces végétalisés urbains qui puisse ensuite aider à l'identification des connectivités écologiques ?

Les échelles d'élaboration de la TVB sont donc nombreuses, tout comme les acteurs impliqués dans sa mise en œuvre : collectivités territoriales, services de l'État tels que les Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), organismes professionnels (Chambre d'Agriculture, Sociétés d'Aménagement Foncier et d'Établissement Rural (SAFER), Office National de la Forêt (ONF) et Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS), Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA)...), associations de protection de la nature et de l'environnement, gestionnaires d'infrastructures linéaires de transport (Réseau ferré de France (RRF), Voies navigables de France (VNF)...), experts scientifiques locaux, bureaux d'études ou même agences d'urbanisme. Cette multiplicité d'acteurs est également synonyme d'une disparité de moyens financiers et de compétences disponibles. Puisque nous cherchons à développer une méthode transférable à l'ensemble de ces acteurs, ces contraintes budgétaires et humaines ont donc orienté notre démarche. La méthodologie déployée se doit alors de répondre à un certain nombre de conditions préalables énoncées ci-dessous :

- la démocratisation de la télédétection et de l'imagerie satellitaire nécessite de mettre à disposition des outils intuitifs. La méthode doit ainsi être accessible techniquement, aisément reproductible et mobilisable par du personnel non expert ;
- elle doit être financièrement abordable, tant pour la formation du personnel que pour l'acquisition de matériels (logiciels, données) ;
- elle doit proposer une solution générique qui utilise les connaissances et les données actuelles ou issues de traitements d'images satellitaires, mais restera perfectible dès lors que de nouvelles données adaptées au sujet seront disponibles.

Dans un second temps, l'identification de zones d'intérêt s'avère également nécessaire, précisément là où la volonté de densification rencontre des espaces dont la connectivité écologique potentielle est importante. Ces territoires peuvent alors s'avérer utiles à la

préservation de la biodiversité. La superposition de ces zones peut devenir source de conflits vis-à-vis d'actions à mener et pose différentes questions :

- En quoi les structures mises en évidence par la télédétection nous renseignent-elles sur de possibles zones d'intérêt à différentes échelles spatiales et temporelles ?
- Quelle articulation peut-on envisager entre l'apport technique et l'aménagement du territoire ?
- Peut-on hiérarchiser les zones d'intérêt, entre valorisation de la biodiversité et nécessité de densification urbaine ?
- Comment représenter cartographiquement cette information à différents niveaux d'échelle et sur des espaces appartenant au domaine public (bords de routes, parcs, forêts domaniales) ou privé, dont les logiques de gestion diffèrent ?

Identifier, comprendre le fonctionnement du réseau écologique d'un territoire et inscrire ces éléments dans la politique et les documents d'aménagement et de planification, constituent des actions qui peuvent permettre de préserver la biodiversité et d'aménager le territoire durablement, en évitant la fragmentation et la destruction de connectivités généralement provoquées par l'urbanisation.

En définitive, cette Trame verte et bleue doit « *constituer l'infrastructure naturelle du territoire sur laquelle doit se construire un aménagement durable à partir d'une organisation intelligente et économe de l'espace* » (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010).

Positionnement de la thèse

Le sujet de recherche est donc vaste, tant sur l'aspect technique du traitement d'images que sur l'aspect méthodologique d'identification de la TVB. Les outils disponibles sont également nombreux et nous avons entière liberté pour choisir les plus adaptés à notre démarche. Il fallait donc fixer quelques orientations et nous avons alors opté pour l'utilisation d'un panel de logiciels libres ou gratuits. Outre l'aspect économique – bien que d'autres coûts existent en dehors de l'achat de licences – les aspects évolutifs, modulables et communautaires des solutions libres ont orienté ce choix.

D'autre part, la mise en place de la TVB vise à faciliter les déplacements et les échanges génétiques entre différentes populations d'une même espèce. À cet égard, le besoin d'instaurer des continuités écologiques pour les espèces floristiques semble moins évident. Peu d'études sont d'ailleurs menées à ce sujet contrairement à celles sur les espèces animales. Du fait de leur enracinement, leur faculté de migration ne peut prendre la forme de celle observée chez les animaux. Les échanges de flux ne suivent donc pas les mêmes modalités et temporalités. Comme nous le détaillerons au moment voulu, nos premiers travaux de modélisation des connectivités écologiques (partie 4) se baseront sur une espèce animale fictive, en gardant à l'idée que la réponse pourra être très différente en fonction de l'espèce considérée. Ce travail constitue avant tout une première approche de l'identification des connectivités écologiques urbaines.

Plan du mémoire

Sur la base de ces premières considérations (manque de données sur la thématique de végétation, utilisation d'outils libres, méthodes de connectivités inadaptées en milieu urbain), cette thèse s'articule en quatre parties subdivisées en huit chapitres. Elle s'organise selon l'itinéraire méthodologique de la figure 0 - 1 ci-dessous.

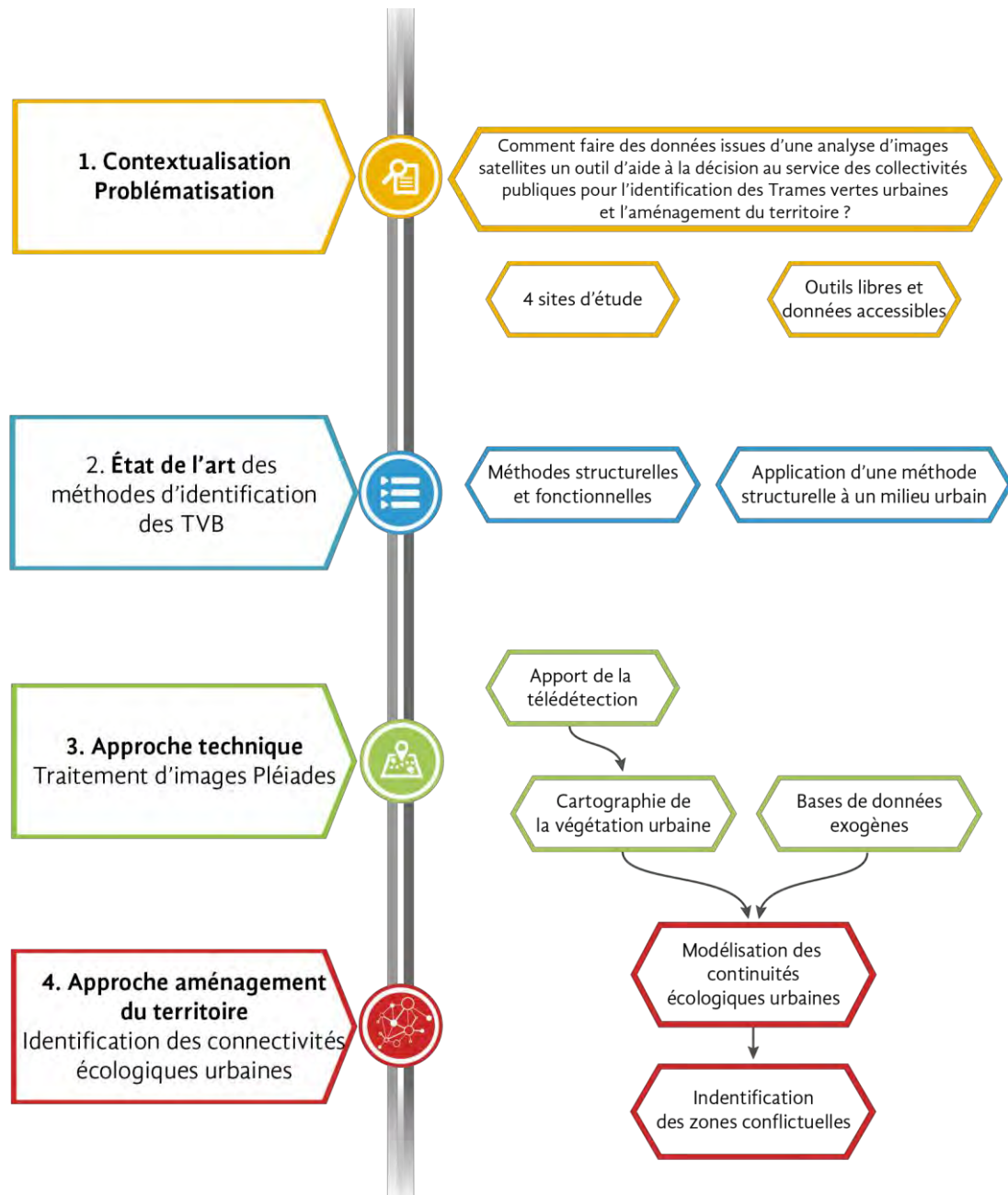


Figure 0 - 1. Plan organisationnel de la thèse.

La première partie présente le contexte général de l'étude. Dans un premier chapitre, nous formaliserons la problématique de recherche en définissant les différents concepts impliqués dans l'identification des Trames vertes et bleues. Le second chapitre décrit quant à lui les quatre zones d'étude, les logiciels et les données utilisés.

La deuxième partie s'ouvre sur un travail de recherche bibliographique et vise à identifier les différentes méthodologies d'identification et d'évaluation des connectivités écologiques. L'objectif de ce travail est d'analyser les avantages et inconvénients de ces méthodes (chapitre 3). Dans le quatrième chapitre, nous présentons et comparons dans un premier temps des bases de données d'occupation du sol qui pourraient être utilisées dans l'identification des TVB. Nous choisissons ensuite d'appliquer à un milieu urbain l'une des méthodes structurelles exposée au cours du chapitre précédent afin d'évaluer sa transposabilité.

La troisième partie présente les méthodes de traitement d'images et de cartographie des espaces végétalisés en milieu artificialisé. Afin d'évaluer l'apport des images THRS pour la détection de la végétation urbaine, nous comparons les résultats d'une classification de deux images de résolution spatiale différente (Pléiades et SPOT-5) à trois bases de données (BD) vectorielles d'occupation du sol régulièrement utilisées (CORINE Land Cover, Urban Atlas et BD TOPO®). Le chapitre 6 décrit la méthode d'extraction de la végétation urbaine proposée et présente les résultats de sa mise en application sur les quatre zones d'étude choisies, trois en Midi-Pyrénées et une en Alsace. Outre la volonté de proposer une méthode de traitement d'images adaptée à différents types de milieux urbains, l'intérêt de ces zones est la mise à disposition d'images Pléiades acquises dans le cadre de la Recette Thématique Utilisateur (RTU) Pléiades³.

Enfin, la quatrième et dernière partie exploite les résultats obtenus précédemment afin de les mettre à profit dans une méthodologie d'identification de zones d'enjeux en lien avec l'aménagement du territoire. La trame verte est par définition un réseau d'éléments connectés les uns aux autres. L'approche choisie s'appuie alors sur la théorie des graphes. Nous exploiterons l'un des usages du graphe paysager, à savoir sa capacité à identifier et hiérarchiser les objets (habitats ou corridors) clés d'un réseau. Cette recherche a été menée sur deux zones d'étude à Toulouse, au nord de la commune et en centre-ville. L'impact d'un aménagement sur la connectivité potentielle a également été évalué au travers d'un cas d'étude, le projet d'infrastructure du Boulevard Urbain Nord (BUN) de Toulouse. Dans une démarche d'aménagement, ces premiers résultats sont ensuite confrontés à des documents d'urbanisme afin d'identifier des actions d'orientation pour l'implantation, la protection ou la restauration de ces éléments écologiques.

³ Pour de plus amples détails sur la RTU Pléiades, le lecteur pourra se référer à la note de bas de page n° 66, p. 60.



Partie 1.

CONTEXTE DE L'ÉTUDE ET PROBLÉMATIQUE GÉNÉRALE

Dans le cadre du Grenelle de l'Environnement, une des volontés fortes des politiques mises en place réside dans le maintien ou la reconstitution d'un réseau écologique cohérent sur l'ensemble du territoire français. L'ambition première est d'identifier à des échelles de plus en plus fines les continuités écologiques existantes entre les différents milieux. La mise en application de cette réglementation étant source d'interrogations, cette première partie vise à mettre en place le cadre de notre étude et se divise en deux chapitres.

Le premier chapitre offre une présentation des concepts et des notions qui amènent à la mise en place de la Trame verte et bleue. Au travers de ce processus de contextualisation, nous nous poserons quelques questions quant aux méthodologies à employer pour identifier ces continuités sur les territoires urbains.

Le deuxième chapitre présentera le choix des quatre terrains d'étude utilisés dans la suite de ce mémoire. Puis nous présenterons les outils utilisés ainsi que les images satellitaires mises à notre disposition afin de répondre à notre problématique de recherche et atteindre les objectifs fixés.

Chapitre 1. Un aménagement du territoire à l'épreuve de l'écologie	11
1.1. Concepts de base et éléments clefs.....	12
1.2. La Trame verte et bleue, un concept polymorphe.....	14
1.3. Une connectivité pour quatre problématiques	27
1.4. Les spécificités du milieu urbain	31
1.5. Problématique de recherche	37
Chapitre 2. Zones d'étude, logiciels et données.....	39
2.1. Présentation des territoires d'étude.....	39
2.2. Présentation des logiciels et outils	50
2.3. Présentation des images satellitaires	59

Chapitre 1. UN AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE À L'ÉPREUVE DE L'ÉCOLOGIE

Historiquement, la protection de la nature a commencé à se structurer depuis le XIX^{ème} siècle avec la création des zones sanctuaires. Le parc national du Yellowstone a ainsi été créé en 1872, la première aire protégée d'une longue série aux États-Unis et dans le monde⁴ (Cadoret, 1985). La prise de conscience des pressions anthropiques sur le milieu naturel a ensuite conduit à la mise en place d'une politique de préservation avec l'élaboration de la première convention internationale de protection des espèces sauvages en 1902⁵. L'objet de cette convention et des suivantes, dans les années 1930, est avant tout la protection des espèces⁶, faunistiques et floristiques⁷.

Dans un deuxième temps, la conservation de la nature s'oriente non plus uniquement vers le contenu, mais également le contenant, avec la protection des sites et des espaces naturels afin de protéger les espèces menacées d'extinction ou vulnérables (Bonnin, 2008). En droit français, la première loi annonçant objectivement l'intention de protection des monuments naturels et des sites date du 2 mai 1930. Suivra toute une série de conventions et d'outils réglementaires internationaux, européens ou nationaux permettant de protéger les espaces naturels avec par exemple la protection des zones humides (convention de Ramsar en 1971)⁸ ou encore la mise en place du réseau Natura 2000⁹.

Les réseaux écologiques, définis par Bonnin (2008) comme « *l'ensemble des milieux qui permettent d'assurer la conservation à long terme des espèces sauvages sur un territoire* », constitueraient selon cette même auteure une troisième entrée pour la protection de la nature. Ainsi, « *il ne s'agit plus de protéger par des règles coercitives un territoire déterminé et souvent imposé, mais plutôt de favoriser une conservation intégrée de la nature par le choix de nouveaux outils et une approche interscalaire permettant la participation de l'ensemble des acteurs* ».

Dans cette troisième phase, on cherche alors à appréhender la nature dans sa globalité, en interconnectant la protection des espaces et des espèces. La mise en application des Trames

⁴ En 2014, la base de données *World Commission on Protected Areas* recense un peu plus de 209 000 aires protégées réparties sur 124 pays. Elles représentent 15,4 % des zones terrestres et des eaux intérieures dans le monde (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014). Selon ce même rapport, l'aire protégée est définie comme étant : « *[a] geographical space, recognised, dedicated and managed, through legal or other effective means, to achieve the long-term conservation of nature with associated ecosystem services and cultural values* ».

⁵ Convention de Paris du 19 mars 1902 « *pour la protection des oiseaux utiles à l'agriculture* ».

⁶ Selon le concept biologique énoncé par Ernst Mayr (1942) cité par Thaler (1998), « les espèces sont des groupes de populations naturelles, effectivement ou potentiellement interfécondes, qui sont génétiquement isolées d'autres groupes similaires » pouvant engendrer une descendance viable et féconde.

⁷ Convention de Londres du 8 novembre 1933 relative à la conservation de la faune et de la flore à l'état naturel.

⁸La convention de Ramsar est décrite sur le lien suivant (dernière consultation le 20/07/2015) : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-convention-de-Ramsar.html>

⁹ Ce réseau répond à la mise en application de la Directive « Oiseaux » de 1979 et de la Directive « Habitats » de 1992 par l'Union Européenne (92/43/CEE). Cette directive vise à enrayer la perte de la diversité biologique et des habitats terrestres et marins et fixe les règles pour l'élaboration d'un réseau écologique cohérent en Europe appelé Natura 2000 (dernière consultation le 20/07/2015) : http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm

vertes et bleues, élaborées par les lois Grenelle I et II¹⁰, oblige alors à considérer ces deux éléments comme faisant partie de « *systèmes écologiques ouverts, dynamiques et hétérogènes* » (Bonnin, 2008).

Ce premier chapitre a donc pour objectif de contextualiser notre étude. Pour cela, nous définissons les principales notions entrant en jeu dans cette recherche, sous un angle juridique puis scientifique.

1.1. Concepts de base et éléments clefs

Une biodiversité et un environnement à protéger

Au sens large, la biodiversité a été scientifiquement définie par la convention sur la diversité biologique¹¹ comme étant la « *variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces, et entre les espèces ainsi que celle des écosystèmes* » (Nations Unies, 1992, p. 3). À l'origine du concept, Wilson (1993) décrit cette biodiversité comme une mesure de l'ensemble des espèces animales et végétales d'un environnement donné. Cette notion reste théorique puisqu'il est impossible de comptabiliser l'ensemble des organismes vivants. De plus, la variabilité s'observe selon trois niveaux d'organisation : génétique, spécifique et écosystémique.

L'environnement en question est quant à lui considéré comme un ensemble de lieux, d'habitats, de parcelles ou encore de *patch* (terme utilisé dans la littérature anglophone), dans lequel vivent des populations d'espèces. En écologie, l'habitat est donc traditionnellement défini comme l'étendue spatiale d'une ressource pour une espèce ou un groupe d'espèces qui partage les mêmes exigences (European Environment Agency, 2014). Dans le cadre de nos recherches, ce terme renverra à cette définition. Il s'agira d'étudier des habitats végétalisés, sans toutefois s'attacher à des espèces particulières.

Aujourd'hui, les groupes d'espèces les plus étudiés, car les plus accessibles, mais aussi les plus sensibles, sont les vertébrés. Les scientifiques les utilisent alors comme des indicateurs de bonne ou de mauvaise biodiversité, facilitant ainsi le discours quantitatif et qualitatif vis-à-vis du public, même si le simple critère d'abondance ne peut suffire à définir une bonne biodiversité (Clergeau et Blanc, 2013a).

À ce jour, l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (*Millenium Ecosystem Assessment*) – une étude scientifique à laquelle 1 300 experts de 95 pays ont pris part – a permis d'identifier cinq pressions majeures sur la biodiversité (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a, p. 14) :

- le changement climatique (qui peut s'ajouter aux autres causes pour les aggraver),

¹⁰ La loi Grenelle I, ou loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, a été adoptée en octobre 2008 formalisant 268 engagements en matière d'environnement et de développement durable. La loi Grenelle II, ou loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant Engagement National pour l'Environnement (ENE), complète, applique et territorialise la loi Grenelle I.

¹¹ La Convention sur la diversité biologique (CDB) est un traité international adopté en 1992 lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro. Les pays signataires de ce traité s'engagent à la conservation de la biodiversité, à l'utilisation durable des espèces et des milieux et au partage juste et équitable des bénéfices issus de l'exploitation des ressources génétiques.

- l'introduction d'espèces exotiques envahissantes,
- les pollutions domestiques, industrielles et agricoles,
- l'exploitation non durable d'espèces sauvages,
- la fragmentation des milieux et la destruction des milieux naturels.

La fragmentation, source des maux

La fragmentation des milieux est devenue un indicateur de base dans l'évaluation de la biodiversité. Son étude s'est développée à la suite de l'article de Forman *et al.* (1976). Elle peut être naturelle, créée par une chaîne montagneuse ou un fleuve, ou artificielle à la suite de l'aménagement d'une infrastructure routière par exemple (Jaeger, 2000). Ce phénomène engendre une réduction de la surface et un amoindrissement de la qualité des habitats, ainsi qu'un isolement des fragments réduisant d'autant la mobilité des espèces (Fahrig, 2003). Forman *et al.* (1976), en étudiant l'avifaune des bois, ont ainsi constaté que cette fragmentation était préjudiciable à de nombreuses espèces et démontrent une relation entre la taille des taches d'habitat et la diversité des espèces : un grand bois accueillera plus d'espèces que la même surface de petits bois. Ces auteurs exposent également l'importance du maintien d'un maillage paysager, un ensemble de connexions reliant les habitats entre eux, afin de compenser les effets de ce morcellement sur le déplacement des espèces. D'autant que la période et la distance de déplacement des espèces pourront être liées au type de tâche à accomplir. Quatre types de déplacement sont ainsi recensés (Berthoud *et al.*, 2004) :

- les déplacements individuels, journaliers sur des espaces restreints,
- les déplacements collectifs spécifiques devant satisfaire des besoins vitaux réguliers locaux (repos, nourrissage),
- les déplacements de dispersion, sans retour,
- les déplacements bidirectionnels réguliers de migration (été-hiver).

C'est la qualité et la dimension de ces habitats, ainsi que l'importance des réseaux écologiques qui assureront le maintien de la biodiversité (Baudry et Merriam, 1988; Bennett, 2003; Fagan et Calabrese, 2006).

En milieu urbain, cette fragmentation des territoires provoque de profondes modifications du paysage et des changements d'occupation du sol (OCS) généralement irréversibles par l'artificialisation des sols (McKinney, 2006). Pour Clergeau (2007), « *la ville détruit la nature soit directement, par la destruction des habitats naturels, soit indirectement, par la fragmentation et l'isolement des sites naturels* ». Or le désir des citoyens, des acteurs ou des gestionnaires du territoire de retrouver cette nature dans les espaces urbains et périurbains est de plus en plus fort.

Mais, paradoxalement, la ville peut être favorable au développement de la biodiversité. La complexité du milieu et son hétérogénéité favorisent la variété des espèces. Daniel *et al.* (2013) ont notamment montré que les espaces arborés urbains pouvaient accueillir une richesse biologique importante bien qu'elle n'affiche pas de particularités patrimoniales. Ces espaces présenteront alors un intérêt de biodiversité et de nature qualifiée d'ordinaire, en comparaison à une nature remarquable souvent associée à des zones protégées de type Natura 2000 ou Réserve Naturelle. Malgré tout, il semble bien difficile de fournir une définition unique de cette nature ordinaire qui nécessite selon Godet (2010) de mobiliser une approche pluridisciplinaire. Ce qualificatif se rapproche de ce qui est commun et familier. Mais pourquoi donc conserver cette nature ordinaire qui serait caractérisée comme n'étant par définition ni rare ni vulnérable ? Avant tout pour conserver une nature structurante qui présente de fortes valeurs, sentimentale et récréative, « *puisque c'est celle qui est fréquentée, connue et proche de*

l'Homme » (Godet, 2010). Cette nature répond alors à différents besoins qualifiés de services écosystémiques comme nous le verrons plus en détail dans le paragraphe 1.3.4 (p. 30).

La conservation de cette biodiversité passe alors par le maintien ou le rétablissement de réseaux écologiques au sein de tous les espaces, permettant aux habitats d'être fonctionnels et aux espèces de se déplacer. Ce concept de réseau écologique constitue donc une entrée intéressante pour analyser et modéliser la fragmentation du territoire. Bien qu'étant liée à de nombreux facteurs propres aux espèces animales ou végétales, la modélisation spatiale de ce réseau peut s'avérer être un outil pertinent dans le cadre d'une politique globale d'aménagement du territoire.

Il convient maintenant de définir en quoi consiste cette notion de réseau écologique et de Trame verte et bleue qui en découle.

1.2. La Trame verte et bleue, un concept polymorphe

1.2.1. Entre la préservation de la biodiversité et l'aménagement du territoire

Les résultats des discussions tenues à l'occasion des lois Grenelle de l'Environnement I et II ont abouti au concept de Trame verte et bleue (TVB). Il désigne à la fois une réalité écologique et un ensemble de mesures destinées à mieux prendre en compte cette réalité dans les politiques d'aménagement du territoire. Ces deux approches laissent entrevoir des difficultés dans la définition scientifique de la TVB et dans sa mise en application juridique sur le territoire. En effet, cette notion est plus complexe qu'il n'y paraît, et on assiste à un écart parfois important entre le concept politisé, médiatisé, socialisé et ses fondements scientifiques où sa définition fait encore débat.

1.2.1.1. Définition juridique de la TVB

Une double entrée juridique

Des dispositions relatives aux Trames vertes et bleues sont introduites dans les codes de l'environnement et de l'urbanisme, sans qu'ait été levé le flou dans la définition des notions concernées.

C'est la loi n° 2009-967 du 3 août 2009¹² de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle I de l'Environnement qui pose pour la première fois l'objectif de création d'une TVB d'ici fin 2012. Ce terme n'est introduit dans le code de l'urbanisme que depuis le décret du 29 février 2012 qui précise la manière dont les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT)¹³ et les

¹² Article 23 de la Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 (dernière consultation le 20/07/2015) : http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexteArticle.do;jsessionid=7754D04CF982C6817F94129EC461214F.tpdjo11v_2?idArticle=LEGIARTI000020950526&cidTexte=LEGITEXT000020950462&dateTexte=20140406

¹³ Un SCoT se compose de trois documents : un rapport de présentation (qui expose le diagnostic général, l'État Initial de l'Environnement (EIE), les incidences du projet et l'évaluation environnementale), un Projet d'Aménagement et de Développement Durable (PADD) présentant les objectifs stratégiques, et un Document d'Orientations et d'Objectifs (DOO) assortis de documents graphiques opposables qui définit les préconisations réglementaires (Article L122-1 du Code de l'urbanisme).

Plans Locaux d'Urbanisme (PLU)¹⁴ doivent prendre en compte les TVB et les orientations précisées dans les SRCE. Jusqu'à cette date, le code de l'urbanisme utilisait le terme de « continuité écologique » (articles L.121-1, L.122-1, L.123-1 et suivants)¹⁵.

La loi du 12 juillet 2010 portant Engagement National pour l'Environnement (ENE) dite loi Grenelle II propose une définition succincte de la TVB, sans détailler toutes les fonctions qu'elle peut remplir (Art. L371-1 II et R371-19 II du Code de l'environnement)¹⁶. Ce dispositif s'inscrit dans un cadre de protection des continuités écologiques qui regroupent deux éléments : les réservoirs de biodiversité, où les espèces accomplissent la majeure partie de leur cycle de vie ; et les corridors écologiques, plus difficilement identifiables, car encore mal définis scientifiquement, mais qui n'en restent pas moins l'élément majeur d'une connectivité¹⁷ à maintenir (figure 1-1). Ils peuvent être terrestres, aquatiques ou aériens ; linéaires et continus ou fragmentés, et ils assurent plusieurs fonctions :

- ils garantissent un brassage génétique minimum en réduisant l'isolement des individus et populations,
- ils offrent la possibilité de modifier les aires de répartition des espèces en réponse à des modifications de leurs habitats ou du climat,
- ils permettent de coloniser ou de reconquérir des milieux répondant à leurs exigences écologiques.

On peut également distinguer le corridor biologique, favorisant la dispersion des espèces et les échanges génétiques, du corridor écologique, correspondant plutôt à une structure paysagère et ne donnant pas toujours lieu à des échanges génétiques (Burel et Baudry, 1999).

Ainsi, lorsque l'on observe des connexions entre plusieurs continuités écologiques sur un territoire, on peut parler de trame verte pour les milieux naturels et semi-naturels terrestres, et de trame bleue pour les réseaux aquatiques et humides. L'ensemble constitue la TVB.

Le Code de l'environnement (Art. L371-1 I)¹⁶ assigne plusieurs objectifs à la Trame verte et bleue, dont la diminution de la fragmentation des habitats naturels et l'identification des espaces importants pour la préservation de la biodiversité par des corridors écologiques.

¹⁴ Le PLU fixe en les règles générales d'utilisation du sol sur le territoire considéré (commune ou groupement de communes). Une définition plus complète de ce document est disponible sur cette page (dernière consultation le 14/09/2015) : <http://www.territoires.gouv.fr/plan-local-d-urbanisme-intercommunal-plui-et-plan-local-d-urbanisme-plu>

¹⁵ Article L121-1 et suivants du code de l'urbanisme (dernière consultation le 14/09/2015) : http://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do;jsessionid=7754D04CF982C6817F94129EC461214F.tpdjo11v_2?idSectionTA=LEGISCTA000006175647&cidTexte=LEGITEXT000006074075&dateTexte=20140406

¹⁶ Article L371-1 et suivants du code de l'environnement (dernière consultation le 14/09/2015) : http://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do;jsessionid=BD66964BF62048B78B6F94F1EC23EABE.tpdjo11v_2?idSectionTA=LEGISCTA000022494663&cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20140406

¹⁷ La connectivité est une notion d'écologie du paysage désignant les potentialités d'échange entre éléments paysagers du point de vue d'une population, d'une espèce ou d'un individu pour toute ou partie de leur cycle biologique (Taylor *et al.*, 1993). Elle contribue ainsi à la survie d'une population dans un paysage fragmenté. Une connectivité importante est le signe d'un bon fonctionnement écologique en aidant à la dispersion des individus.

Éléments constitutifs de la TVB selon la réglementation des lois Grenelle

Représentation d'un lieu fictif

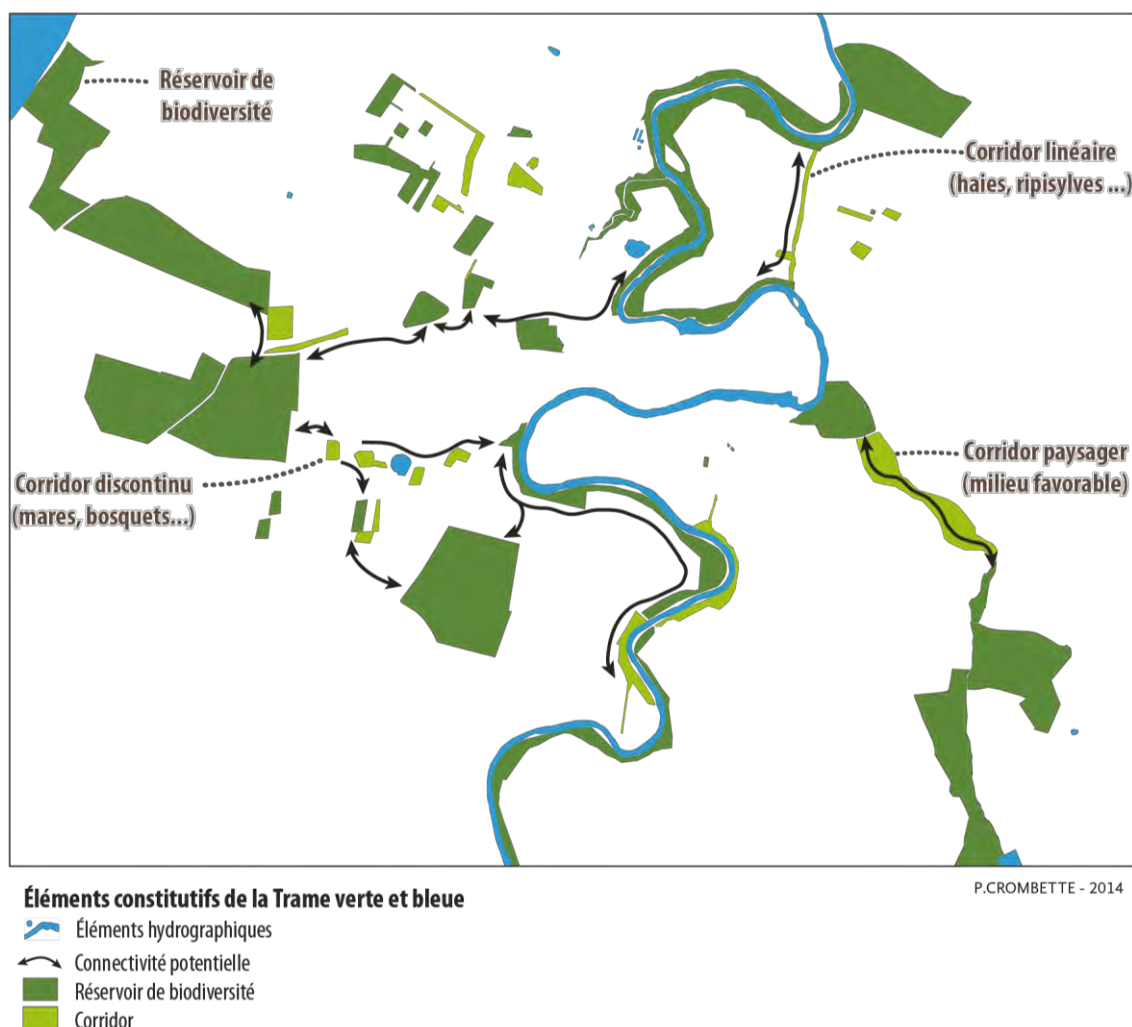


Figure 1-1. Les deux éléments constitutifs de la TVB selon la réglementation des lois Grenelle.

Un emboîtement d'actions juridiques

L'inscription de ces corridors écologiques dans les documents d'urbanisme et leur mise en œuvre opérationnelle s'appuie sur un principe d'emboîtement et de complémentarité des échelles territoriales selon une logique descendante (Duran, 2010). Elle s'échelonne selon trois principaux niveaux d'action juridique.

L'échelon national fixe tout d'abord des orientations stratégiques et des dispositions spécifiques afin de guider la préservation et la remise en état des continuités écologiques qui seront appliquées à l'échelon régional. Ce cadre de travail est instauré dans l'article L371-2 du code de l'environnement¹⁶.

Le niveau régional doit ensuite identifier des enjeux régionaux de connectivité et élaborer un Schéma Régional de Cohérence Écologique (SRCE)¹⁸. Ce document doit prendre en compte les orientations nationales et les éléments majeurs des schémas directeurs d'aménagement et de gestion de l'environnement (article L371-3 du Code de

¹⁸ Le SRCE, dont le contenu est précisé dans le texte de loi, doit présenter les grands enjeux régionaux, une présentation de la composante de la TVB régionalement, une représentation cartographique au 1/100 000^e, et une préfiguration de la gestion de la TVB.

l'environnement)¹⁶. Élaboré au sein des Régions, ce schéma propose de réaliser un diagnostic de territoire avec la collaboration de l'ensemble des acteurs et experts du territoire.

Enfin, il doit être approuvé avant d'être mis en œuvre localement et plus spécifiquement dans les documents d'urbanisme intercommunaux (SCoT) (art. L.122-1 et suivants du Code de l'urbanisme)¹⁹ ou communaux (PLU et cartes communales) (art. L.123-1 et suivants du Code de l'urbanisme)²⁰.

La démarche cartographique de ces TVB cherche alors à inscrire le maintien de la biodiversité dans la planification urbaine en intégrant des perspectives de développement urbain par une prise en compte d'espaces de déplacements potentiels ou d'aménités pour les habitants, et ce à différentes échelles.

En revanche, il a fallu attendre l'annonce de publication du quatrième et dernier décret, le 20 janvier 2014²¹, pour finaliser le socle réglementaire de la Trame verte et bleue portant adoption des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques. Ce décret adopte un document-cadre qui « *vient appuyer l'élaboration et l'adoption des schémas régionaux de cohérence écologique en cours dans la totalité des régions métropolitaines* » (Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie, 2014b). Articulé en deux parties, il expose d'abord les choix stratégiques et précise les définitions, les objectifs avant de décliner les dix grandes lignes directrices pour la mise en œuvre de la TVB. La seconde partie comporte un guide méthodologique élaboré par le Comité opérationnel (COMOP) Trame verte et bleue mis en place dans le cadre du Grenelle.

Les obligations réglementaires de prise en compte

La question de son opposabilité explique en grande partie cette accumulation de retards, à savoir plus de deux ans entre sa mise en consultation publique et l'adoption de ce document-cadre. En droit, cette notion d'opposabilité décrit un rapport entre une norme supérieure et une norme inférieure qui doit se référer à la première. Ces trois niveaux sont présentés sur la figure 1-2. Cette complexité a nui à l'application du Grenelle. Dans un contexte de débat sur l'opposabilité des documents, la mise en application des SRCE soulève deux interrogations : l'articulation des démarches de concertation et la mise en cohérence de ces SRCE avec les documents déjà existants pour la conduite territoriale des politiques d'aménagement et d'urbanisme (SDAGE, SCoT, PLU...).

¹⁹ Article L.122-1 et suivants du Code de l'urbanisme (dernière consultation le 14/09/2015) : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006074075&cidArticle=LEGIARTI000019297739&dateTexte=>

²⁰ Article L.123-1 et suivants du Code de l'urbanisme (dernière consultation le 14/09/2015) : http://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?sessionId=56F04785DD3117D9741A3055C1A2E321.tpdjo11v_2?idSectionTA=LEGISCTA000006158551&cidTexte=LEGITEXT000006074075&dateTexte=20140406

²¹ Décret n° 2014-45 du 20 janvier 2014 (dernière consultation le 14/09/2015) : http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?sessionId=7754D04CF982C6817F94129EC461214F.tpdjo11v_2?cidTexte=JORFTEXT000028499481&dateTexte=20140406

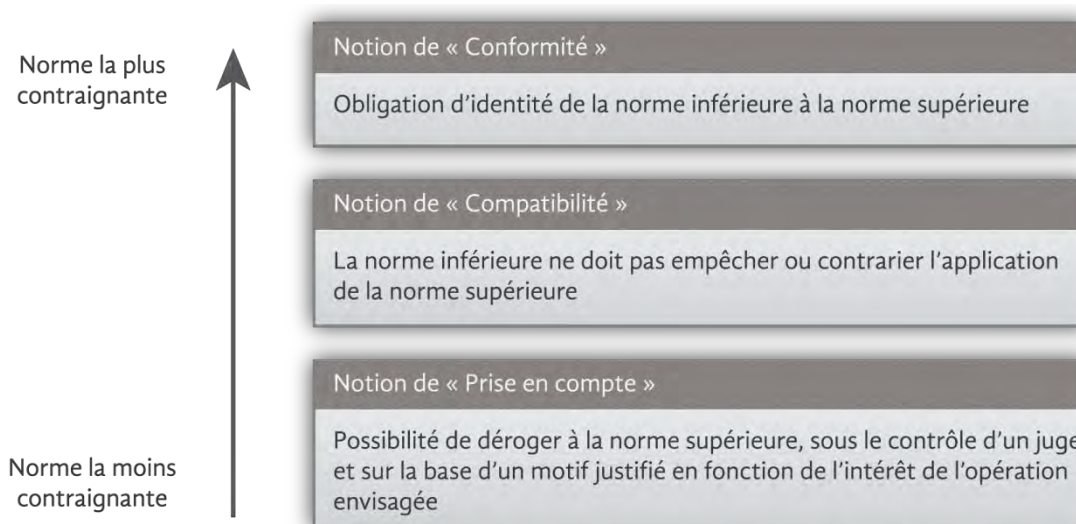


Figure 1-2. Rapport hiérarchique entre les différentes normes juridiques (d'après le MEDDTL, 2011a).

Le SRCE n'est pas un document prescriptif, mais un outil d'orientation élaboré par l'État et la Région sur la base d'une concertation approfondie. Une fois adopté, il doit donc être pris en compte²² ultérieurement dans les documents d'urbanisme des collectivités (SCoT, PLU) afin de fournir des recommandations. En aucun cas, il ne peut imposer de zonages tels que des servitudes d'utilité publique ou des zones de non-constructibilité. Le SCoT, décliné ensuite à l'échelle locale dans le PLU, ne peut remettre en cause ces orientations générales. En revanche, il peut les adapter ou même y déroger sous réserve de justifications fondées. Précisions également qu'en l'absence de SCoT²³, les communes devront directement prendre en compte le SRCE au travers de leur PLU.

D'un autre côté, le SCoT doit aussi être compatible²⁴ avec les documents pouvant être utilisés dans l'identification et le zonage des réservoirs de biodiversité tels les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) ou les chartes de Parc Naturel Régionaux.

La mise en application de ces différentes normes peut donc complexifier la tâche des élus locaux qui bénéficient malgré tout d'une certaine marge de manœuvre avec l'instauration d'une prise en compte, niveau le moins contraignant, pour la déclinaison locale des SRCE. Cette caractéristique permet ainsi d'affiner et de préciser plus librement le contenu du SRCE, en particulier la cartographie de la Trame Verte et Bleue, aux différentes échelles de représentation.

²² Relation la moins contraignante des trois niveaux de notion juridique d'opposabilité. Elle induit une obligation de compatibilité, sous réserve de dérogation motivée, laissée à l'appréciation d'un juge (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010).

²³ Au 1^{er} janvier 2015, près de 40 % du territoire national n'était pas encore couvert par un périmètre de SCoT, qui se concentrent alors majoritairement dans les secteurs où la pression urbaine et l'étalement urbain sont forts (Ministère de l'Égalité des Territoires et du Logement (METL), 2015).

²⁴ Cette notion oblige à respecter les principes essentiels de la norme supérieure. Autrement dit, la norme *inférieure* ne doit pas avoir pour effet ni pour objet d'empêcher ou freiner l'application de la norme *supérieure*. Par exemple, le PLU doit être compatible avec le SCoT. Pour plus de précisions, le lecteur pourra se référer à la fiche méthode rédigée par le MEDDTL (2011a).

L'imbrication d'échelles et les limites des représentations cartographiques

Les TVB doivent donc être cartographiées au sein de plusieurs documents d'urbanisme pour lesquels les échelles de représentation diffèrent : le SRCE est élaboré au 1/100 000^e, l'échelle du SCoT se situe généralement entre le 1/25 000^e et le 1/50 000^e, tandis que le PLU est représenté au 1/5 000^e, avec des zooms éventuels sur certains secteurs. Cette particularité risque d'occasionner des manques de lisibilité et de cohérence pour des zonages qui pourront difficilement se superposer. En raison de cet emboîtement d'échelle, illustré par la figure 1-3, la cartographie réalisée au 1/100 000^e du SRCE doit être utilisée comme un état des lieux, une carte de travail, une orientation et non comme un résultat transposable tel quel à l'échelle locale, au risque de faire apparaître des incohérences entre la cartographie et la réalité du terrain. Les délimitations des connectivités écologiques aux échelles inférieures doivent alors faire l'objet d'études spécifiques, adaptées au territoire.

De plus, cette cartographie a pour conséquence de figer les limites des TVB, quel que soit le niveau d'échelle.

En effet, afin de pouvoir être appliquée, toute règle de droit s'appuie sur un domaine de validité spatiale bien déterminé. L'application de ces limites est variable dans le droit. Il peut s'agir de limites (Billet, communication personnelle, 17 septembre 2013) :

- constatées, par la perception de l'existant ;
- retrouvées, par la recherche historique ;
- présumées, à la suite de spéculations scientifiques ;
- dupliquées, basées sur des limites existantes comme les zonages Natura 2000 ;
- extrapolées, décidées juridiquement.

Ce dispositif de Trame verte et bleue enferme donc un phénomène dynamique dans des limites statiques. Autrement dit, sous l'angle juridique, le déplacement des espèces animales semble être contraint à un trait sur une carte, ce qui dans la réalité est totalement illusoire.

En somme, le droit de l'urbanisme est perçu comme l'outil permettant de concrétiser juridiquement un concept environnemental par la préservation de la biodiversité tout en œuvrant au service de l'aménagement du territoire.



BD ORTHO® V2 IGN (2010)
P. CROMBETTE, 2014.

Figure 1-3. Processus d'emboîtement des échelles de représentation des connectivités écologiques potentielles.

1.2.1.2. Un concept scientifique, de nombreux domaines disciplinaires

Comme nous l'avons déjà évoqué, la fragmentation des habitats naturels constitue l'une des principales causes de déclin de la biodiversité. Afin d'expliquer ce phénomène, plusieurs théories scientifiques ont cherché à expliquer ce phénomène.

La théorie des îles, une approche « aire-espèce »

Élaborée par MacArthur et Wilson (1967), cette théorie expose deux concepts fondamentaux sur la structuration des écosystèmes complexes. Utilisée dans un premier temps pour expliquer la dynamique de populations insulaires, cette théorie a ensuite été exploitée

pour décrire des mécanismes terrestres. La richesse spécifique d'une île²⁵ est liée à sa taille et à son éloignement par rapport à un continent²⁶. Ces deux paramètres influencent ainsi le taux d'immigration et le taux d'extinction des espèces qui selon ces auteurs, se compensent alors mutuellement selon un équilibre dynamique pour des îles à portée de la colonisation d'espèces. Autrement dit, cette théorie se résume selon deux principes : (i) l'immigration diminue avec l'accroissement de la distance entre l'île et le continent et (ii) l'extinction est inversement proportionnelle à la taille de l'île.

En revanche, l'adaptation de cette théorie à des habitats terrestres laisse apparaître certaines limites. D'une part, l'échelle temporelle des phénomènes diffère entre un milieu insulaire et un milieu continental. D'autre part, un habitat continental ne peut être considéré comme totalement isolé. Cette théorie considère que l'environnement est constitué de taches d'habitats favorables entourés d'habitats totalement défavorables.

Bien que discutable lorsqu'elle est appliquée sur des cas terrestres, cette théorie reste malgré tout une des bases de la théorie des métapopulations que nous allons à présent décrire.

La théorie des métapopulations, une approche « paysage »

Cette théorie, formulée pour la première fois par Levins (1969), définit la métapopulation comme des ensembles de populations d'une espèce vivant dans des habitats naturels, distincts les uns des autres, mais pour lesquels des échanges d'individus existent. Selon les propres termes de Levins, il s'agit d'« *une population de populations* ». Si chaque population n'est pas équivalente génétiquement et démographiquement, la métapopulation est en revanche équilibrée. Afin de maintenir cette métapopulation en l'état, il va logiquement falloir autoriser la dispersion entre les différentes populations. De fait, cette théorie a été associée au concept de connectivité avec la nécessité de favoriser les déplacements en créant des corridors.

Les échanges seront alors fonction de différents facteurs comme la capacité des espèces à migrer ou non vers d'autres espaces, ou la qualité et la capacité des taches d'habitat à être colonisées ou à maintenir les populations en l'état. Le concept de taches « source-puits » développé par Pulliam (1988) entre alors en jeu pour expliquer la distribution des espèces au sein de ces habitats. Comme l'illustrent Clergeau et Désiré (1999), « *une forêt peut jouer le rôle de source d'espèces qui iront coloniser des petits bois ; [...] ce bois aurait alors le rôle de puits* ».

Cette théorie partage des notions similaires avec la biogéographie insulaire dans le sens où la probabilité d'extinction est liée à la superficie de la tache d'habitat et la probabilité de déplacement est fonction de l'éloignement des différentes taches. En revanche, la résistance au mouvement de l'habitat peut impacter (positivement ou négativement) la connectivité entre les différentes taches d'habitat.

²⁵ L'île est définie ici comme un espace isolé d'autres habitats semblables par des barrières plus ou moins facilement franchissables. Cette organisation permet d'étudier l'effet de l'isolement géographique et de la taille des habitats (MacArthur et Wilson, 1967). Sur un milieu terrestre, l'île peut être assimilée à une parcelle d'habitat forestier entourée de milieux plus ou moins facilement franchissables comme les parcelles agricoles.

²⁶ Dans notre cas, le continent peut être assimilé à un réservoir de biodiversité qui constitue une source de migration vers les îles.

Apports de l'écologie du paysage

L'écologie du paysage émerge au cours des années 1940 et met en relation une structuration spatiale avec différents processus écologiques (fonctionnement des systèmes écologiques, dynamique des populations...) à l'échelle du paysage, contrairement à l'écologie qui s'intéressait jusqu'à présent aux dynamiques de la biodiversité sur toutes les échelles spatio-temporelles.

L'originalité de cette approche issue de réflexions écologiques, géographiques et spatiales, réside désormais dans l'évaluation des causes et du rôle de l'hétérogénéité des processus écologiques à différentes échelles (Baudry, 1988). En effet, jusqu'à cette période, l'écologie ne tenait pas compte de cette hétérogénéité, source d'incompréhension des écosystèmes, bien qu'elle soit manifeste et source d'une certaine dynamique, notamment dans les milieux anthropisés.

Afin d'appréhender au mieux la complexité spatiale et temporelle des systèmes écologiques, l'écologie du paysage a donc développé différents concepts, techniques et outils (Baudry, 1988). En ce sens, elle se fonde sur différentes théories (hiérarchie, perturbations, percolation...) dont découlent d'autres modèles tels que la fragmentation et la connectivité écologique (Burel et Baudry, 1999; Forman et Godron, 1986).

En écologie du paysage, la notion de corridor prend ainsi une place primordiale dans l'instauration d'un réseau écologique en faveur des politiques de conservation de la biodiversité.

Un modèle de référence

Tandis que l'approche juridique identifie deux éléments principaux constitutifs des TVB (réservoirs de biodiversité et corridors), les écologues en rassemblent trois, selon un modèle de référence « matrice-tache-corridor » (Forman et Godron, 1986) (figure 1-4).

La matrice paysagère désigne l'élément dominant, un habitat interstitiel hétérogène, plus ou moins perméable selon les espèces considérées et leur faculté de déplacement. Elle contient des taches, réservoirs de biodiversité — primaires ou secondaires — qui constituent un lieu de vie pour les espèces. Enfin, les corridors relient les taches entre elles. La fragmentation d'un corridor, par la création d'une infrastructure routière par exemple, a pour conséquences de réduire la superficie des habitats, mais également de fragmenter les corridors nécessaires au déplacement des espèces. Ces trois différents éléments sont présentés plus en détail dans le paragraphe 1.4.3 (p. 34).

Les continuités écologiques englobent ainsi l'ensemble des taches qui constitue une mosaïque d'habitats et l'ensemble des corridors qui compose un réseau.

Éléments constitutifs de la TVB selon un modèle écologique

Représentation d'un lieu fictif

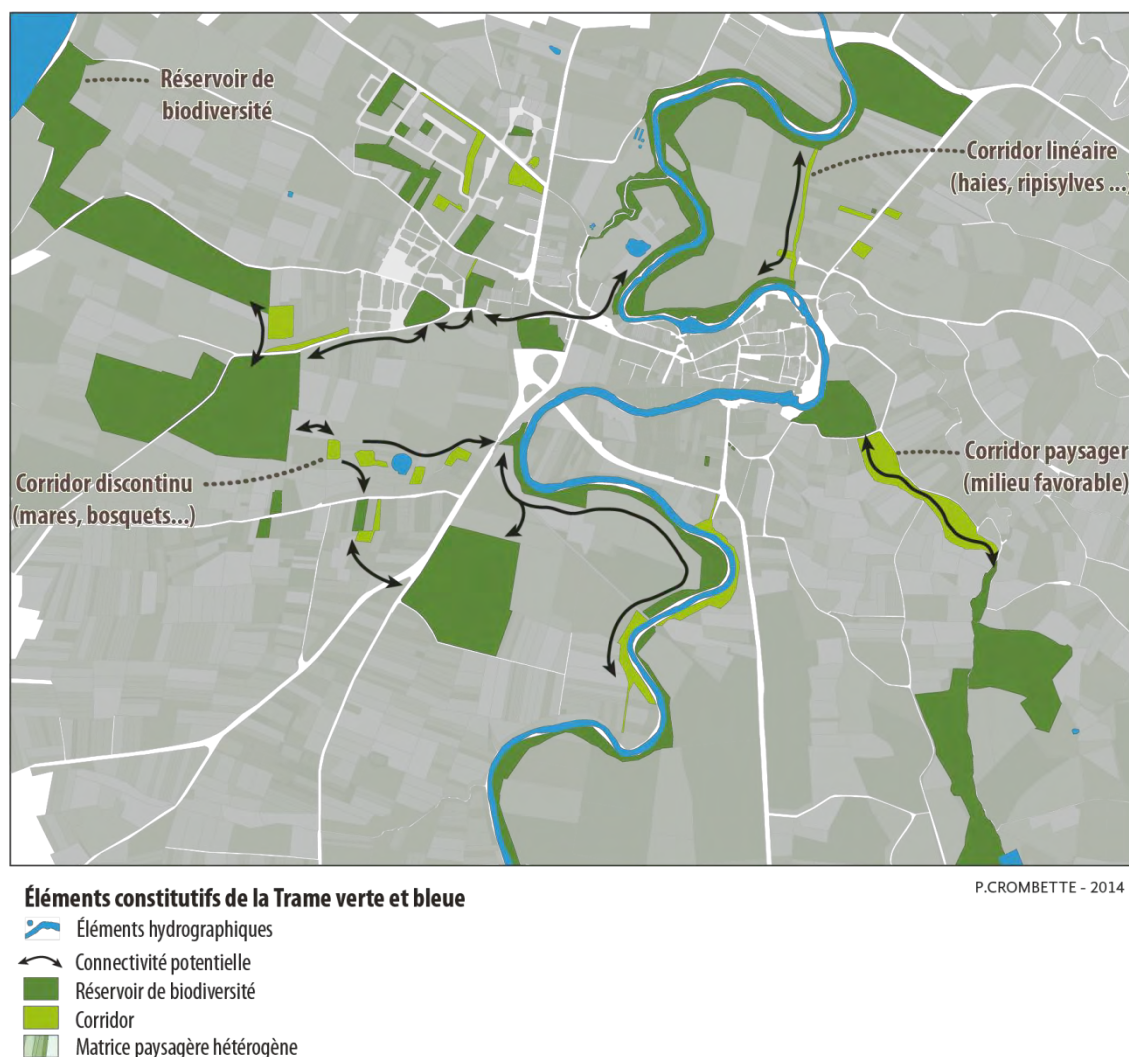


Figure 1-4. Les éléments de base des continuités écologiques selon un modèle écologique. Ce modèle intègre un troisième élément, la matrice paysagère (adapté de Clergeau, 2007).

1.2.2. Évolution historique du concept de Trame verte et bleue

Un terme récent pour des concepts anciens

Sur un plan scientifique, si l'on ne se réfère qu'à la partie « verte » de notre objet d'étude, les différentes approches mobilisées au cours du temps sur ces questions de continuités « naturelles » ont conduit à l'émergence de différentes dénominations utilisées sur des territoires variés pour des concepts voisins (Arrif *et al.*, 2011). On retrouve ainsi les termes de Trame verte, corridor écologique, ceinture verte, infrastructure verte ou naturelle, ainsi que des termes anglais comme *greenway* (Ahern, 1995; Fábos, 2004), *green infrastructure* (Benedict *et al.*, 2006), *ecological networks* (Jongman *et al.*, 2004) ou encore *green belts* (Self, 2002). L'usage de ce vocabulaire fluctue au gré des différents documents, ce qui tend à créer un certain flou pour les scientifiques, mais aussi les responsables politiques.

Toutefois, si la notion de TVB semble récente et novatrice en France, ses origines sont plus lointaines. C'est avant tout un héritage ancien, lié à un courant de pensée hygiéniste de l'espace urbain qui promettait une ville sainement aménagée (Arrif *et al.*, 2011; Cormier et Carcaud, 2009). Mais c'est aussi un héritage plus récent, lié à l'apparition de l'écologie du paysage, qui s'attache à étudier les « *impacts des activités humaines sur les systèmes écologiques à l'échelle géographique dite du paysage* » (Cormier et Carcaud, 2009). L'ouvrage de Forman et Godron (1986) est une référence pour cette science qui cherche à mobiliser deux approches bien distinctes : l'approche spatiale de la géographie et l'approche fonctionnelle de l'écologie. Ces écologues ont ainsi mis en avant la nécessité de préserver des zones consacrées au maintien de la biodiversité au sein des espaces ruraux (Burel et Baudry, 1999) puis des espaces urbains (Clergeau, 2007), avec pour objectifs la limitation de la fragmentation et ses conséquences en terme d'isolement et de réduction des zones d'habitats.

En Europe, les documents d'urbanisme se généralisent dans les années 1960 avec l'attribution de fonctions aux différents espaces qui composent la ville et avec eux la valorisation des ceintures vertes pour limiter l'étalement urbain, une inquiétude déjà bien présente à cette époque. Vingt ans plus tard, les préoccupations environnementales vont se développer en s'appuyant sur le réseau écologique européen Natura 2000 et la mise en place de Réseau Écologique Paneuropéen (Jongman *et al.*, 2004) ou encore la directive-cadre sur l'eau de 2000 qui vise le maintien d'un bon état écologique des eaux de surface d'ici à 2015. La France s'engage alors à cartographier un réseau écologique national en ratifiant cette stratégie en 1996 (Cormier et Carcaud, 2009). Il faudra ensuite attendre la promulgation de la loi Voynet en 1999 pour commencer à mettre en place des outils contractuels pour la protection de la diversité biologique et paysagère. Ce contexte renouvelé de planification et d'aménagement n'a pas foncièrement fait évoluer l'objet des documents d'urbanisme, mais les a plutôt installés dans une notion de projet d'aménagement et de développement durable (Martin *et al.*, 2006). Enfin, la préservation de l'environnement s'est affirmée par la loi Engagement National pour l'Environnement (ENE) en 2010 avec l'introduction officielle du terme de « trame verte » dans la législation française.

Une région et un département en avance sur la question

Certaines régions françaises n'ont pas attendu la mise en place de réglementation pour se lancer dans une dynamique d'étude et de restauration d'un maillage écologique. Nous pouvons ainsi citer le Nord-Pas-de-Calais, qui est aujourd'hui l'une des références nationales avec le département de l'Isère. Cette région s'est inscrite dans ce mouvement dès 1970, avec une réflexion sur la multifonctionnalité des espaces. En 1992, le conseil régional a poursuivi cette politique en matière de préservation de la biodiversité avec l'élection d'une présidente engagée au côté des Verts²⁷. Huit ans plus tard, cette région se dote d'un schéma de services collectifs

²⁷ Marie-Christine Blandin, membre des Verts, puis d'Europe Écologie les Verts (un parti politique écologiste français), a présidé le conseil régional du Nord-Pas-de-Calais de 1992 à 1998, ce qui explique le maintien de cette dynamique en faveur de la biodiversité par une volonté politique.

des Espaces Naturels et Ruraux²⁸ et rédige ensuite un Atlas et un Schéma régional Trame verte et bleue en 2004, validés en 2007.

Le département de l'Isère a quant à lui fait réaliser en 2001 une première étude scientifique pour évaluer l'impact des activités humaines (étalement urbain et développement des infrastructures de transport) sur la faune. Ce diagnostic a conduit à la mise en place du Réseau Écologique Départementale de l'Isère (REDI)²⁹ qui identifia plus de 500 points noirs impactant le déplacement de la faune. Ce département s'est également inséré dans un projet de coopération transnationale au travers du projet Econnect³⁰. Ce programme, achevé en 2011, vise à restaurer les connectivités dans les Alpes et rassemble sept régions pilotes réparties dans six pays (Allemagne, France, Autriche, Italie, Suisse et Liechtenstein).

Un retard avéré dans la réalisation des SRCE

Aujourd'hui, toutes les régions françaises se sont lancées dans la réalisation d'une première version de leur SRCE, malgré un retard évident sur les premiers objectifs politiques : les SRCE auraient dû être finalisés pour 2012, ce qui n'est pas encore le cas comme l'atteste la figure 1-5. Celle-ci illustre l'état d'avancement, en juin 2015, des régions françaises métropolitaines dans l'approbation des SRCE. Le premier SRCE adopté est celui de la région Île-de-France, le 21 octobre 2013. Trois autres régions ont également adopté leur schéma en juin et juillet 2014 : Rhône-Alpes, Nord-Pas-de-Calais et Basse-Normandie. Les régions Haute-Normandie, Provence-Alpes-Côte d'Azur, Alsace et Centre ont suivi le mouvement en fin d'année 2014 et début d'année 2015. L'approbation de la totalité des SRCE est attendue pour fin 2015 (Centre de ressources pour la mise en œuvre de la Trame verte et bleue, s.d.). S'agissant de la Corse et des départements d'outre-mer, il a été choisi de faire évoluer les documents de planification existants plutôt que de rédiger des documents supplémentaires. En l'occurrence, le Plan d'Aménagement et de Développement Durable de la Corse (PADDUC) et les Schémas d'Aménagement Régionaux (SAR) élaborés en outre-mer (Guadeloupe, Guyane, Martinique, Mayotte, La Réunion) ont valeur de SRCE et doivent intégrer un chapitre spécifique relatif à la TVB dans le cadre de leur modification ou de leur révision. En juin 2015, les régions Lorraine et Limousin étaient en train de finaliser leur consultation des collectivités publiques et sur le point de commencer les enquêtes publiques.

En région Midi-Pyrénées, les travaux pour l'élaboration du SRCE ont débuté en 2011. Le projet, arrêté le 25 mars 2014, a ensuite été soumis à large consultation de l'ensemble des acteurs du territoire (départements, communautés urbaines ou d'agglomérations, parcs naturels, parc national...) avant de faire l'objet d'une enquête publique du 28 août au 2 octobre 2014. Le SRCE de cette région Pyrénées a finalement été adopté par arrêté préfectoral le 27 mars 2015. Le projet de SRCE en Alsace a quant à lui été adopté le 22 décembre 2014

²⁸ Selon l'article 23 de la loi n° 99-533 du 25 juin 1999 d'orientation pour l'aménagement et le développement du territoire (LOADDT), ce schéma « fixe les orientations permettant leur développement durable en prenant en compte l'ensemble des activités qui s'y déroulent, leurs caractéristiques locales ainsi que leur fonction économique, environnementale et sociale ».

²⁹ Cette étude a été réalisée par le bureau ECONAT au profit du conseil général sur le modèle du Réseau Écologique National suisse (REN).

³⁰ Site internet du projet Econnect (dernière consultation le 14/09/2015) : <http://www.econnectproject.eu/cms/?q=homepage/fr>

après approbation par le Conseil régional le 21 novembre 2014 (Centre de ressources pour la mise en œuvre de la Trame verte et bleue, s.d.).

État d'avancement des Schémas Régionaux de Cohérence Écologique

Mise à jour en juin 2015

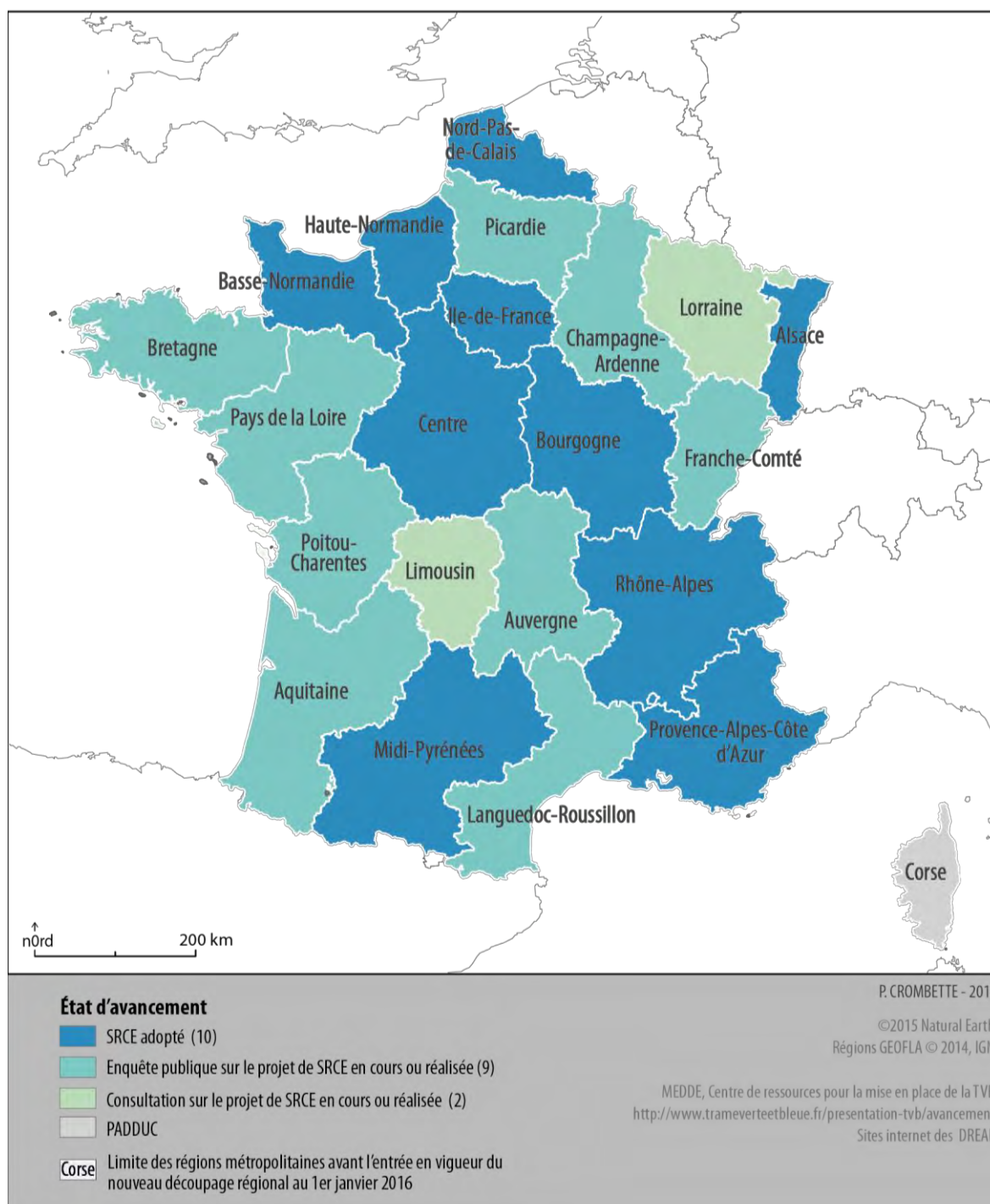


Figure 1-5. État d'avancement des régions métropolitaines dans l'adoption des SRCE, au 25 juin 2015.

En conclusion, si le terme de TVB est apparu avec les lois Grenelle, l'importance des continuités dans le déplacement des espèces est étudiée depuis plus de trente ans au travers de l'écologie du paysage. Les Trames vertes et bleues peuvent se définir comme un réseau écologique constitué de taches d'habitats, intégrées dans une matrice et reliées entre elles par

des corridors (Burel et Baudry, 1999; Clergeau et Désiré, 1999). On préférera toutefois utiliser le terme de « connexion biologique » à celui de « corridor ». Comme l'expliquent Clergeau et Désiré (1999), « *la notion de corridor intéresse un type d'espèce* », tandis que « *la notion de zone de connexion biologique intéresse beaucoup d'espèces qui pourront transiter par la haie, les herbages, le sol nu, certaines cultures, les arbres isolés, le ruisseau...* ». Ce terme permet ainsi d'élargir la réflexion par la mise en place d'une gestion plus globale de la biodiversité au travers d'un paysage par des réseaux écologiques. D'autant que la connectivité ne doit pas toujours être considérée comme une continuité spatiale au sens strict du terme. C'est par exemple le cas pour des espèces d'oiseaux migrateurs pour lesquelles les couloirs de migrations composés de taches d'habitat peuvent ne pas être matériellement reliés par des corridors. Ils n'en restent pas moins des continuités écologiques à part entière pour ces espèces.

1.3. Une connectivité pour quatre problématiques

Le maintien de la biodiversité passe en grande partie par la libre circulation des espèces, c'est-à-dire le maintien d'une connectivité entre les habitats. Il convient donc de définir cette notion de connectivité avant de caractériser les difficultés rencontrées lors de son identification.

1.3.1. Une connectivité fonctionnelle et structurelle

Pour Taylor *et al.* (1993) dont la définition est la plus souvent citée, la connectivité d'un paysage correspond au « *degré avec lequel un paysage freine ou facilite les mouvements des individus* » entre différentes taches d'habitats. Cette notion de connectivité se divise en deux composantes.

La connectivité structurelle, définie par l'agencement physique des éléments paysagers (Green, 1994; With *et al.*, 1997), représente la partie cartographiable de l'arrangement spatial des habitats caractérisé à l'aide d'indices quantitatifs comme la taille effective de maille.

La connectivité fonctionnelle est une réponse comportementale des individus à la structure physique du paysage. Elle n'interviendra qu'à partir du moment où le corridor sera utilisé par des espèces animales ou végétales (Baudry et Merriam, 1988; Bennett, 2003; Uezu *et al.*, 2005). Malgré tout, le caractère fonctionnel des connectivités écologiques reste complexe comme le soulignent Sordello *et al.* (2014), auteurs d'un rapport qui cherche à illustrer cette notion de fonctionnalités au travers de nombreux exemples naturalistes. Fagan et Calabrese (2006) suggèrent de faire la distinction entre une connectivité potentielle qui ne tient compte que des informations basiques et indirectes sur les espèces et une connectivité effective qui vise à mesurer les mouvements réels des individus. Le rôle fonctionnel des corridors a de plus en plus été étudié à partir des années 1980 (Beier et Noss, 1998). Les recherches se sont essentiellement concentrées sur l'étude des vertébrés, en particulier les mammifères et les oiseaux (Marzluff *et al.*, 2001; Moilanen et Nieminen, 2002). En revanche, peu d'études sont disponibles sur le rôle de ces continuités sur la flore (Kirchner *et al.*, 2003; Townsend et Levey, 2005). Les premières études sur la flore et les interactions faune-flore sont d'ailleurs relativement récentes, parues en 2002-2003 (Kirchner *et al.*, 2003; Tewksbury *et al.*, 2002).

Autrement dit, la connectivité ne doit pas être simplement considérée comme une continuité spatiale, autrement dit, « *[elle] n'est pas nécessairement synonyme de contiguïté du milieu* »

(Sordello *et al.*, 2014). Une espèce peut accepter de traverser un habitat peu favorable à son cycle de vie – c'est-à-dire la matrice paysagère – afin de rejoindre un habitat plus adapté. En revanche, ce déplacement sera fonction de l'espèce, de l'habitat à parcourir et de l'éloignement entre deux taches d'habitat (With *et al.*, 1997). Par exemple, la faune volante peut franchir des discontinuités plus ou moins grandes. À l'inverse, pour les espèces piscicoles, il faut une continuité totale des cours d'eau. Cette continuité est alors dite fonctionnelle, et devra évaluer la perméabilité de la matrice et des corridors.

Cette distinction est très importante pour un acteur désireux d'aménager un territoire. À partir de quand peut-on déterminer si les actions engagées auront un impact ou non sur la connectivité fonctionnelle d'un corridor ? La réponse dépendra des espèces, des fonctionnalités données à ce corridor et des échelles spatio-temporelles considérées (Sordello *et al.*, 2014, p. 23). En effet, un papillon se déplacera de quelques mètres par jour (Delattre *et al.*, 2010), contrairement à un mammifère qui pourra parcourir plusieurs centaines de mètres sur des périodes plus courtes (Kautz *et al.*, 2006).

Malgré tout, dans la réalité, les corridors n'ont pas que des effets positifs pour les espèces et peuvent orienter, freiner, voire arrêter les flux (Burel et Baudry, 1999). Selon l'échelle et l'espèce considérées, ils constituent soit une zone de passage et de transit, soit un obstacle infranchissable. Le rôle des corridors est donc paradoxal comme l'évoquaient déjà Simberloff et Cox (1987) et ils peuvent devenir la cause de conséquences néfastes sur la connectivité. Il peut s'agir par exemple de l'homogénéisation des flux génétiques qui aurait tendance à réduire la biodiversité d'une espèce ou encore l'augmentation de la prédation due à l'effet lisière (Proches *et al.*, 2005). Certaines espèces invasives arrivent également à coloniser les espaces naturels périurbains et posent des problèmes de santé (Bienen, 2002). C'est par exemple le cas de l'ambrosie, une plante fortement allergène arrivée d'Amérique du Nord en 1863 et s'est rapidement disséminée sur le territoire par les transports et les travaux d'aménagement³¹.

Le concept de continuité écologique est donc complexe et difficilement généralisable. En effet, Beier et Noss (1998) ont publié une revue bibliographique dans laquelle ils reconnaissent que « *les généralisations sur la valeur biologique demeurent difficiles à atteindre* », en raison notamment de la dépendance des modèles vis-à-vis d'une seule espèce. Selon ces auteurs, la fonctionnalité d'un corridor ne prend de sens que pour des paysages particuliers et des espèces cibles. Toutefois, douze des articles scientifiques étudiés par Beier et Noss (1998) exposent les corridors comme outils de conservation. Finalement, pour ces auteurs, un paysage connecté vaut mieux qu'un paysage fragmenté.

Lorsque la fragmentation morcelle et isole les habitats naturels, il devient indispensable de restaurer ou maintenir une continuité entre ces taches. La trame verte se pose alors comme un véritable dispositif de lutte contre la fragmentation et l'homogénéisation des territoires.

Malgré tout, la mise en place des continuités écologiques se confronte à différents questionnements qui sont succinctement présentés dans la figure 1-6 et synthétisés dans les paragraphes suivants.

³¹ La présentation de cette plante et des cartes de dissémination sont notamment proposées sur le site de l'observatoire de l'ambrosie (dernière consultation le 25/08/2015) : <http://www.ambrosie.info/>

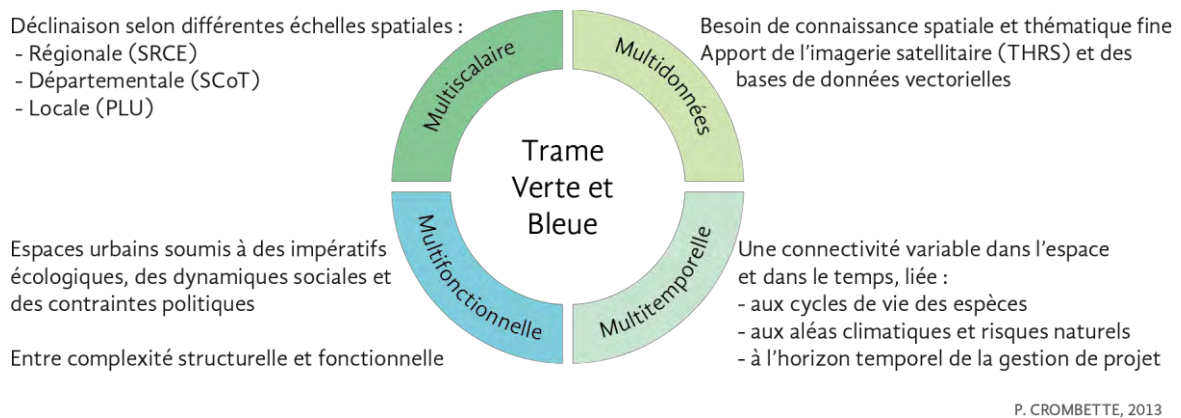


Figure 1-6. Une connectivité écologique face à quatre problématiques.

1.3.2. Une représentation multiscalaire

La Trame verte et bleue, telle qu'elle est définie par la Loi Grenelle II, correspond donc à une approche multiscalaire. Du réseau écologique national au maillage communal, les réservoirs de biodiversité et les corridors écologiques qui la composent s'inscrivent sur le territoire à toutes les échelles emboîtées, cela en intégrant une exigence de cohérence à la fois verticale, du réseau européen au réseau local, et horizontale, entre les différentes délimitations administratives et avec les territoires voisins afin d'assurer une connectivité transfrontalière.

La difficulté d'application de la TVB réside donc dans la cohérence et l'articulation de ces représentations entre les différentes échelles.

Les zonages des réservoirs de biodiversité définis au 1/100 000e pour une région peuvent-ils être transposés au 1/25 000e d'une intercommunalité ou même au 1/5 000e d'une commune ?

En raison de cet emboîtement d'échelles, le trait cartographique représentant une continuité écologique sur un SRCE ne peut être repris tel quel dans le SCoT et encore moins dans un PLU. Plus généralement, il est difficile d'appliquer des limites précises à la TVB, puisque dans l'absolu, tout espace peut y participer selon l'échelle à laquelle nous nous plaçons et selon les espèces considérées.

Ainsi, comment améliorer la représentation cartographique et la lisibilité de ces connectivités à différents niveaux d'échelles ?

L'une des premières réponses sera certainement la fourniture de données spatialisées qui autorise une analyse multiéchelle par agrégation d'informations.

Au-delà de l'aspect juridique, il est également important de considérer l'aspect multiscalaire à l'échelle des espèces et de leur type de déplacement comme évoqué précédemment (déplacement court pour des tâches classiques de nourrissage jusqu'au déplacement long pour des migrations). Mais là encore tout est relatif à l'espèce considérée, un amphibien pourra entamer une migration de quelques dizaines ou centaines de mètres jusqu'à la mare voisine tandis qu'un oiseau volera des centaines de kilomètres pour réaliser la même tâche. Cet aspect n'a pas été abordé au cours de cette thèse, mais constitue une perspective de recherche intéressante.

1.3.3. Une construction multidonnées

Quelle que soit l'échelle considérée, la gestion de ces espaces passe avant tout par leur identification cartographique, de l'échelle internationale comme le réseau européen, à l'échelle départementale avec les SCoT voire locale avec les PLU. D'une façon générale, la cartographie des corridors est rendue possible par l'utilisation de données multisources comme le Référentiel Grande Échelle (RGE) de l'Institut Géographique National (IGN), les bases de données d'occupation du sol de type Corine Land Cover, les données cadastrales, la base de données Carthage pour les cours d'eau, le Registre Parcellaire Graphique (RPG) pour les cultures, les données Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF³²) ou encore Natura 2000.

Cependant, nous montrerons que ces données sont dispersées, hétérogènes, à des échelles variables, utilisant parfois des nomenclatures inadéquates pour la question en jeu. Ce constat est encore plus vrai en milieu urbain hétérogène.

Dès lors, les données vectorielles suffisent-elles à cartographier ces connectivités en milieu urbain ? Les images satellites à haute ou très haute résolution spatiale permettent-elles d'atteindre un niveau de précision suffisant pour une cartographie pertinente de la Trame verte et bleue urbaine ?

1.3.4. Une infrastructure multifonctionnelle

En milieu urbain, Clergeau et Blanc (2013a) constatent que la biodiversité « est devenue depuis quelques années aussi un enjeu d'aménagement urbain et de paysage durable ». Les trames vertes urbaines ne seraient plus seulement un outil de préservation de la biodiversité, mais elles répondraient désormais à d'autres services.

En effet, depuis quelques années, les chercheurs travaillent à définir les services rendus par la nature et dont l'Homme bénéficie. Ces services écosystémiques peuvent alors correspondre à trois grandes fonctions (Millennium Ecosystem Assessment, 2005b, p. 38) :

- la fonction d'approvisionnement se rapporte au support direct de production de biens consommables. En milieu urbain, ce service est surtout reconnu au travers des jardins familiaux et de l'agriculture urbaine,
- le deuxième service, le plus reconnu actuellement, est associé à des apports non matériels, par le biais de services culturels (loisirs, esthétiques et éthiques),
- enfin, les services de régulation des phénomènes environnementaux climatiques sont de plus en plus étudiés afin d'identifier le rôle des végétaux dans l'imperméabilisation des sols, la régulation thermique ou la lutte contre les pollutions atmosphériques.

L'importance de ce rôle écosystémique s'explique notamment par deux raisons. D'une part, les espaces végétalisés ne sont plus seulement considérés comme un décor urbain, mais

³² Les ZNIEFF sont légalement et administrativement identifiées. D'après la Circulaire n° 91-71 du 14 mai 1991 relative aux ZNIEFF (non publiée au JO) du ministère de l'Environnement, deux types de ZNIEFF se distinguent. Les ZNIEFF de type 1 sont « des secteurs de superficie en général limitée, définis par la présence d'espèces, d'associations d'espèces ou de milieux rares, remarquables ou caractéristiques du patrimoine naturel national ou régional ». Les ZNIEFF de type 2 sont plutôt de « grands ensembles naturels riches ou peu modifiés, ou offrant des potentialités biologiques importantes ». Ces zones peuvent inclure des zones de type I et possèdent un rôle fonctionnel ainsi qu'une cohérence écologique et paysagère.

comme un écosystème faisant partie d'un macro-écosystème urbain (Bolund et Hunhammar, 1999; Clergeau, 2007). D'autre part, les progrès techniques permettent d'évaluer de plus en plus finement ces interactions, comme le suggèrent les études menées sur l'impact de la végétation sur la pollution atmosphérique ou la réduction de chaleurs des îlots urbains (Bolund et Hunhammar, 1999; Nowak *et al.*, 1998).

En milieu rural, les réservoirs de biodiversité peuvent également être bénéfiques pour les populations urbaines et servir par exemple de zones de rétention de crues en amont des territoires urbanisés ou des espaces naturels et forestiers récréatifs.

Comment peut-on prendre en compte ces autres services écosystémiques dans la mise en place d'une trame verte, notamment en milieu urbain ?

1.3.5. Une connectivité multitemporelle

L'aspect multitemporel des connectivités intervient selon deux aspects :

- le premier critère est d'ordre fonctionnel. En effet, les connexions ne remplissent pas toujours la même fonction suivant les époques de l'année comme les corridors de migration pour les amphibiens, les poissons, les oiseaux ou les papillons migrateurs. Ce changement de fonction peut également être ponctuel lors de migrations imposées par des aléas climatiques et aux risques naturels tels que les inondations ou les incendies ;
- le second aspect concerne la temporalité même des projets, bien souvent multiples et peu coordonnés sur un même territoire. Ainsi, à l'échelle nationale, les orientations générales devaient être établies fin 2011 tandis qu'aux échelons inférieurs, les SRCE et les SCoT devaient être élaborés pour fin 2012 et 2013.

Les territoires sur lesquels les enjeux forts de maintien de la biodiversité sont pressentis, à savoir les espaces périurbains, sont souvent caractérisés par de fortes pressions anthropiques où l'évolution de l'occupation des sols est rapide. Malgré tout, cette évolution ne sera perceptible qu'en fonction du niveau scalaire et nécessitera donc des données plus ou moins précises.

Quel serait le rythme pertinent d'acquisition et de réactualisation des données servant à identifier ces zones d'enjeux ?

1.4. Les spécificités du milieu urbain

1.4.1. Les frontières de l'urbain

La distinction de l'urbain et du rural n'est toujours pas claire. Plusieurs définitions sont envisagées selon les termes employés, entre milieu ou espace urbain/rural (Nicot, 2005). Cet auteur résume cette différence avec l'idée que le milieu (urbain/rural) doit être associé à une définition stricte découlant de celle des unités urbaines, tandis que l'espace (urbain/rural) plus large se rapporte au Zonage en Aire Urbaine (ZAU).

Sans s'attacher précisément à cette distinction et au regard des définitions proposées par l'Institut National de la Statistique et des Études Économiques (INSEE), ce qui n'est pas urbain est rural. Cette différenciation repose donc principalement sur la définition d'une unité urbaine qui correspond à « *une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continu (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) qui compte au moins 2 000*

habitants [...]»³³ (INSEE, 2014). Autrement dit, les territoires ne répondant pas à cette définition sont des milieux ruraux.

Pour ses statistiques, l'INSEE s'intéresse donc à la continuité du bâti et utilise plusieurs définitions normalisées : ville-centre, unité urbaine et aire urbaine, correspondant respectivement à la ville intra-muros, la ville et sa banlieue immédiate (agglomération) et la ville avec sa couronne périurbaine.

Au niveau international, certains chercheurs désignent l'urbain à l'aide des termes de centre-ville, périurbain et suburbain ; le périurbain étant quant à lui utilisé pour décrire l'environnement de la ville, généralement une zone rurale (Clergeau et Blanc, 2013a). Malgré tout, d'autres auteurs nuancent cette description du périurbain. Chapuis (1995), par exemple, le définit comme un « *espace intermédiaire, mi-rural, mi-urbain, qui entoure aujourd'hui en France la quasi-totalité des agglomérations urbaines* ». D'un côté, ce territoire se veut rural de par son paysage à tendance agricole et une faible densité de population, en raison de la prédominance de logements individuels. D'un autre côté, cet espace garde un mode de fonctionnement urbain, eu égard à une population travaillant en grande majorité dans l'agglomération proche.

Dans le cadre de cette étude, nous considérons un modèle urbain similaire à celui de Clergeau (2007) et serons amenés à utiliser les termes suivants :

- le centre urbain, densément peuplé, composé de bâti ancien et présentant une faible surface de végétation ;
- le suburbain, dominé par les zones pavillonnaires où la végétation est plus fréquente grâce aux jardins résidentiels, aux surfaces enherbées à proximité des immeubles ou au sein des parcs ;
- le périurbain, où le modèle résidentiel est associé à celui de l'habitat individuel dont les deux principales formes sont l'habitat pavillonnaire et l'habitat isolé, caractéristique d'un milieu rural plus ou moins productif ou naturel.

Un intérêt particulier sera porté aux espaces périurbains. En effet, le bâti, moins dense et dispersé, participe à une colonisation progressive de l'espace par effet d'ouverture de terrains non construits à l'urbanisation. Ce type d'habitat artificialisé participe donc à la fragmentation du territoire et c'est à ce niveau que semblent se jouer les enjeux écologiques les plus importants pour le maintien d'une continuité écologique urbaine.

1.4.2. Un milieu artificialisé hétérogène et graduellement végétalisé

D'un point de vue géographique, la ville, de par ses dynamiques, sa structuration et son hétérogénéité, est de toute évidence bien différente du milieu rural. Néanmoins, l'espace urbain présente aussi une dynamique propre. En centre-ville, l'espace a tendance à se figer lorsque l'espace vacant se retrouve totalement construit. En revanche, en périphérie des centres urbains, les espaces libres, agricoles ou naturels, peuvent plus aisément s'artificialiser, dans le respect des documents d'urbanisme. C'est également ce qui tend à caractériser ces

³³ « [...] Si l'unité urbaine se situe sur une seule commune, elle est dénommée ville isolée. Si l'unité urbaine s'étend sur plusieurs communes, et si chacune de ces communes concentre plus de la moitié de sa population dans la zone de bâti continu, elle est dénommée agglomération multicommunale. Sont considérées comme rurales les communes qui ne rentrent pas dans la constitution d'une unité urbaine : les communes sans zone de bâti continu de 2 000 habitants, et celles dont moins de la moitié de la population municipale est dans une zone de bâti continu » (INSEE, 2014).

territoires artificiels, à savoir des bâtis, des routes et des parkings, ou des espaces non bâtis artificiels tels que les décharges, les carrières ou les chantiers (IFEN, 2006, p. 312). Cette artificialisation résulte de l'urbanisation souvent irréversible qui entraîne une perte de ressources naturelles et agricoles ainsi qu'une imperméabilisation des sols.

Biologiquement, la ville se caractérise aussi par des éléments totalement différents du milieu rural et naturel. En effet, les morphologies urbaines impactent souvent négativement les flux de températures et les masses d'air circulant en ville. De nombreuses recherches sont menées afin d'évaluer ces variations climatiques qui constituent des îlots de chaleur. Ainsi, la température moyenne annuelle de l'air d'une ville d'un million d'habitants ou plus peut être plus élevée de 1 à 3 °C que celle des zones environnantes. Par nuit claire et calme, cette différence peut s'élever à 12 °C (Oke, 1997). Les pollutions lumineuse et sonore s'observent aussi plus fortement au cœur d'un espace minéralisé (Pickett *et al.*, 2008). Concernant les facteurs biotiques, les espèces florales sont plus souvent exotiques et sélectionnées par la main de l'Homme, et les espèces animales domestiques ont largement remplacé les animaux sauvages.

Ces différences laissent entrevoir une difficulté supplémentaire dans l'application de méthodologies d'identification des continuités écologiques. En effet, selon Clergeau et Hubert-Moy (2011), les résultats des recherches menées sur des milieux agricoles et naturels ne peuvent être réappliqués tels quels au milieu urbain, parce que le système n'est pas équivalent et montre même des fonctionnements inverses dans le mode de vie des espèces. Par exemple, en milieu naturel, les espèces s'installent en fonction des paramètres biotiques et abiotiques pour finalement être dérangées par des activités humaines. En milieu urbain, les espèces s'installent au contraire sur un espace en fonction du comportement des habitants qui façonnent leur lieu de vie en l'aménageant et permettent ou non l'installation des espèces qui s'adaptent à de fortes perturbations.

De plus, les spécificités du milieu urbain en lien avec la répartition des espaces végétalisés ne favorisent pas toujours cette recherche de connectivité écologique. En effet, Clergeau (2007) constate une évolution croissante du taux de végétation selon un gradient urbain/rural. Cette évolution peut avoir un impact sur la répartition de la biodiversité, tout comme la gestion qui en est faite. Rappelons également que l'insertion d'espaces végétalisés en ville ne relève pas seulement d'une réponse pour le maintien d'une faune et d'une flore, mais aussi d'un besoin sociétal croissant. En effet, dans certaines villes à forte densité urbaine, on observe une volonté forte d'instaurer un milieu récréatif et sain, qui s'avère être bien plus important que l'apport écologique. Nathalie Blanc évoque ainsi que « *la plus-value à aménager ces espaces dans la ville, en termes de biodiversité, est dérisoire au regard de grands espaces naturels ou d'autres villes comme Berlin, beaucoup plus "végétalisée", ou même Londres, qui a des espaces naturels beaucoup plus vastes en cœur de ville* » (Artus, 2014). Ces espaces ont alors plutôt vocation à rendre des services écosystémiques (cf. § 1.3.4, p. 30). On y retrouve des accumulations d'enjeux politiques, sociaux et environnementaux, une concentration démographique importante et une relation particulière des habitants vis-à-vis de la nature urbaine.

D'autre part, les cartographies urbaines ont tendance à n'identifier que les espaces publics, laissant de côté les jardins privés. Ces centres urbains denses se retrouvent alors assimilés à des quasi « *no-vegetation land* » alors que les espaces privés pourraient tenir un rôle important dans le

bon fonctionnement de la biodiversité tel que le suggère Laurent Simon dans le cadre des échanges du Réseau scientifique conduits le 13 février 2014 par l'Observatoire Parisien de la Biodiversité : « *l'espace privé individuel pourrait devenir un des leviers d'une politique en faveur de la biodiversité, en favorisant les logiques collectives et participatives, à condition de faire des habitants les acteurs de cette démarche* » (s.n., 2014).

Comment cartographier ces espaces végétalisés sur de larges territoires, où la propriété ne doit pas être considérée comme un paramètre ? Quelle méthodologie appliquer en milieu urbain où la création et la reconnexion des espaces végétalisés sont limitées par des barrières physiques urbaines préexistantes ou sous forte pression de l'urbanisation ?

1.4.3. Éléments constitutifs de la Trame verte urbaine

La démarche de trame verte urbaine va généralement porter sur un maillage plus ou moins dense d'espaces publics, les espaces privés étant plus difficiles à prendre en compte par les scientifiques et les gestionnaires, tant par la difficulté d'accès que par la mise en place d'actions en faveur du maintien ou de la restauration de ces infrastructures (Marco *et al.*, 2008). Toutefois, ces espaces, bien que souvent morcelés et appartenant à des particuliers, des associations ou des entreprises, doivent être pris en compte dans l'identification des trames vertes urbaines.

Bolund et Hunhammar (1999, p. 294) identifient les écosystèmes urbains comme étant tous les espaces verts et bleus présents au sein d'une ville et les classent selon sept typologies :

- les alignements d'arbres,
- les parcs (pelouses avec mélanges d'arbres, buissons, terrains de jeu, golf),
- les forêts urbaines à forte densité d'arbres,
- les zones cultivées (jardins ouvriers) et jardins privés,
- les zones humides (bassins, marais),
- les cours d'eau et les rivières,
- les mers et les lacs.

Le CERTU (2001)³⁴ complète cette description en spécifiant qu'il s'agit de « *tous les espaces végétalisés, arborés ou non, qui prennent place dans le milieu urbain. Qu'ils soient publics ou privés ouverts ou fermés aux habitants [ils] ménagent une discontinuité végétale entre les zones bâties et les annexes minéralisées* ». À la lecture de ces typologies, et notamment celle de Bolund et Hunhammar (1999), existe-t-il des bases de données assez précises (thématiquement et spatialement) permettant d'identifier des réseaux écologiques urbains ?

Les travaux de recherche présentés dans ce document ne concernent que les composants verts des connectivités urbaines. Ils sont composés de trois principaux éléments schématisés dans la figure 1-7, qu'ils soient localisés sur des espaces privés ou publics, gérés ou délaissés. Ces trois éléments, détaillés dans les sections suivantes, sont les réservoirs de biodiversité, les corridors écologiques et la matrice urbaine. Mentionnons malgré tout que les fleuves ou

³⁴ Depuis le 1^{er} janvier 2014, le CERTU a fusionné avec d'autres organismes pour former le CEREMA (centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement). Le CERTU est alors devenu « Direction technique Territoires et ville » (dernière consultation le 15/09/2015) : <http://www.territoires-ville.cerema.fr/>

encore les ripisylves³⁵ constituent des continuités physiques naturelles sur lesquelles la connectivité verte peut s'appuyer lorsqu'elles parcourent un milieu urbain plus ou moins dense.

Schéma théorique d'une Trame verte urbaine

Représentation d'un lieu fictif



Figure 1-7. Schéma théorique d'une Trame verte urbaine (adapté de Clergeau, 2013).

1.4.3.1. Les réservoirs de biodiversité urbains

Le réservoir de biodiversité constitue l'élément fondamental d'une trame verte et représente un espace source d'espèces pour une grande partie des habitats voisins. Il est généralement composé de grands espaces (boisés, arbustifs, herbacés ou humides). En théorie, plus la surface est importante, plus les espèces seront nombreuses, mais aussi spécifiques si cet espace est d'un seul tenant. Les travaux menés et présentés dans l'ouvrage dirigé par Clergeau et Blanc (2013b) identifient un gradient de biodiversité décroissant, de la périphérie vers le centre urbain, renforçant également l'hypothèse d'un « effet négatif de la densité de bâti sur la

³⁵ La ripisylve constitue un corridor végétal le long d'un cours, sous l'influence directe des perturbations hydrologiques comme les crues. Elle est généralement caractérisée par une forte dynamique de la végétation, une grande diversité biologique et une forte productivité (CRPF, s.d.).

richesse spécifique et les abondances en individus » (Clergeau, 2013). Le milieu urbain tend à homogénéiser les communautés avec l'installation d'espèces généralistes, malgré tout capables de fortes dispersions (Clergeau, 2013).

Les habitats urbains ne pourront donc pas tous être considérés comme des réservoirs de biodiversité primaire. En d'autres termes, les vrais noyaux primaires se trouveront habituellement en périphérie des villes, constitués par des espaces naturels vastes et compacts. Tandis qu'en centre urbain, certains espaces végétalisés pourront constituer des noyaux secondaires relais, selon leur taille et leur mode de gestion. Entre ces deux types de milieux, les friches urbaines, des espaces peu ou pas gérés, souvent de grande taille, peuvent constituer des noyaux secondaires provisoires. Ces espaces temporairement délaissés peuvent également constituer des espaces d'intérêt dans le cadre de l'urbanisation. Il conviendra alors d'évaluer leur importance dans l'instauration d'une connectivité urbaine afin de favoriser une dispersion de la périphérie vers le centre urbain, de « proche en proche » Clergeau (2013).

1.4.3.2. Les corridors écologiques en milieu urbain

Si le rôle des corridors est assez simple à se représenter, le fonctionnement effectif de telles structures reste plus complexe à analyser et à comprendre. Néanmoins, la synthèse de Jongman *et al.* (2004) ainsi que les résultats des études menées dans le cadre du programme de recherche ANR « Trame Verte Urbaine » présentés par Clergeau (2013) illustrent l'efficacité des corridors dans de nombreux cas d'espèces et d'habitats. Il s'avère que les corridors les plus efficaces seront ceux correspondant à des habitats linéaires larges et continus comme les ripisylves. Toutefois, certaines espèces tolérantes pourront également profiter de corridors discontinus, ou « pas japonais », tels que les jardins privés, petits ou grands, ou les pieds d'arbres s'ils sont végétalisés.

Ainsi, tous les espaces végétalisés peuvent jouer un rôle dans la connectivité. La synthèse des travaux de ce programme de recherche propose de fournir quelques caractéristiques géographiques à prendre en compte pour l'identification d'un corridor en milieu urbain. Si la largeur minimale est difficile à fournir, elle dépendra des espèces considérées et de la qualité des éléments qui le composent. Pour Clergeau (2013, p. 195), elle ne devrait pas être inférieure à 40 mètres et sa longueur devrait être proportionnelle à sa qualité et à sa largeur. Quant à sa surface, les chercheurs estiment que ce n'est qu'à partir d'un demi-hectare qu'ils pourront commencer à jouer un rôle écologique significatif, ou un hectare pour éventuellement faire office de réservoir secondaire.

La composition de ces corridors revêt également une grande importance dans sa réussite fonctionnelle. En effet, plus les espèces végétales et les strates (muscinale, herbacée, arbustive et arborée) seront nombreuses, plus le corridor sera efficace et favorisera le déplacement des espèces (Bergoënd *et al.*, 2013). En revanche, la qualité de ces espaces semble encore difficile à évaluer.

1.4.3.3. La matrice urbaine

Contrairement au point de vue juridique qui ne la prend pas en compte (cf. p. 14), la matrice urbaine, pour l'écologie, constitue le troisième élément de la trame verte. Elle correspond à un milieu interstitiel identifié par un degré de perméabilité. Ce paramètre

influence la capacité de dispersion (pour rejoindre un bosquet, un hérisson peut traverser un champ bien qu'il ne s'agisse pas de son habitat préférentiel) ou le débordement des espèces qui peuvent ne pas strictement respecter la frontière entre deux habitats.

En milieu urbain, cet espace constitue néanmoins un obstacle majeur dans le déplacement des espèces qui ne sont pas toujours en capacité de traverser les infrastructures routières. La forte densité de bâti ou même sa hauteur peuvent également isoler les réservoirs secondaires de biodiversité (LPED, 2012).

1.5. Problématique de recherche

En résumé, l'originalité de la loi du 12 juillet 2010 portant Engagement National pour l'Environnement (ENE) issue du Grenelle de l'Environnement s'observe donc au travers du lien qui existe entre la maîtrise de l'urbanisme et la protection de l'espace. Aussi, les dispositions relatives à l'instauration d'une Trame verte et bleue sont majoritairement introduites dans le code de l'urbanisme et dans le code de l'environnement. Cela a engendré un certain flou dans la définition de cette notion tant d'un point de vue politique que scientifique et a donné lieu à deux visions différentes. Une première vision, celle de l'écologie, qui souhaite avant tout favoriser la biodiversité et qui se base sur une approche scientifique liée à l'écologie du paysage. Une seconde vision, celle de l'aménageur, qui s'oriente plutôt sur une densification et l'amélioration du cadre de vie des habitants, où la notion de connectivité au sens écologique – bien que prise en compte – n'est pas prioritaire et se structurera autour d'éléments du paysage tels que les bases de loisirs, les chemins de promenades ou les liaisons douces.

Finalement, la contextualisation du projet de recherche a permis de souligner l'écart entre les connaissances écologiques et les demandes des acteurs de l'aménagement du territoire. Cela pose clairement des questions sur la construction scientifique de cet objet en milieu urbain.

En effet, les scientifiques ne peuvent, pour le moment, pas évaluer avec précision l'utilisation d'un corridor par toutes les espèces prises individuellement. Ils ne sont donc pas en mesure de prédire le devenir de la biodiversité en fonction de scénarios d'aménagement, même si on peut imaginer que des synthèses pourront aider les aménageurs à identifier de bonnes pratiques. Malgré tout, il ne faut pas non plus totalement séparer les connectivités dans et hors des systèmes urbains. Même si les caractéristiques urbaines ne permettent pas un fonctionnement écologique similaire, il conviendra de traiter les connectivités des espaces ruraux en lien avec celles des espaces urbains, les milieux périurbains jouant alors un rôle majeur dans l'articulation des deux types de territoires.

Le but affiché ici est bien celui de la faisabilité d'une première cartographie de la végétation urbaine à partir d'imagerie satellitaire à très haute résolution spatiale Pléiades et en utilisant des outils libres. À l'inverse des méthodes de traitement d'images plutôt complexes faisant souvent appel à de nombreux paramètres, cette recherche s'oriente sur la mise en place d'une méthodologie simple, reproductible sur le plus grand nombre de territoires, sans avoir besoin de changer fondamentalement la chaîne de traitement afin de l'adapter à chaque zone d'étude.

Les spécifications méthodologiques peuvent alors se résumer de la façon suivante :

- minimiser les coûts de production : la télédétection permet aujourd'hui de couvrir de larges zones en automatisant les traitements, limitant ainsi le recours à la photo-interprétation,
- utiliser des données libres ou peu onéreuses : le contexte de recherche actuel facilite l'usage d'images satellitaires gratuites ou à prix d'achat réduit grâce à la mutualisation des moyens,
- utiliser des logiciels libres afin que la méthode soit réexploitable et reproductible.

Cette cartographie ne constitue qu'une première étape dans l'identification des connectivités écologiques. Dans une démarche d'aménagement du territoire, elle pourrait alors fournir des éléments d'orientation pour l'implantation, la protection ou la restauration de ces éléments écologiques.

Au vu de ces différents éléments de réflexions préliminaires et pour mener à bien notre recherche, plusieurs objectifs ont donc été identifiés dans ce premier chapitre et constituent autant d'étapes dans le travail à réaliser. Nous allons maintenant présenter les zones d'étude, les logiciels ainsi que les données utilisées dans le cadre de cette recherche.

Chapitre 2. ZONES D'ÉTUDE, LOGICIELS ET DONNÉES

Ce deuxième chapitre est l'occasion d'inscrire notre travail dans un contexte précis. Il débute par la présentation des quatre territoires utilisés pour tester et valider les méthodes développées au cours de ces travaux. Nous présentons ensuite les outils ainsi que les principales données utilisés pour répondre à nos objectifs.

2.1. Présentation des territoires d'étude

Quatre zones d'étude sont utilisées. La commune de Toulouse en Haute-Garonne (31) a servi de site pilote pour développer nos méthodes. On y observe de nombreux espaces végétalisés où des changements d'occupation des sols (OCS) s'opèrent inévitablement d'une année sur l'autre. La méthodologie déployée se doit de répondre à un certain nombre de conditions telles que son appropriation en termes technique, financier et matériel tout en favorisant sa reproductibilité sur divers territoires. Raison pour laquelle trois autres sites ont été étudiés : la commune de Muret, à quelques kilomètres au sud de Toulouse, la commune de Pierrefitte-Nestalas dans les Pyrénées-Atlantiques (65) et la ville de Strasbourg (67) dans le Bas-Rhin. Ces quatre territoires d'études sont localisés sur la figure 2-1 suivante.

Le tableau ci-dessous présente quelques données de cadrage démographiques ainsi que l'occupation du sol majoritaire pour ces quatre communes, selon la base de données (BD) CORINE Land Cover (CLC) de 2006.

Tableau 2-1. Données de cadrage démographiques et d'occupation du sol sur les quatre communes étudiées.

	Toulouse	Muret	Pierrefitte- Nestalas	Strasbourg	
Superficie totale (km ²)	118	58	2	78	
OS CLC 2006 (km ²) (Niveau 1)	1 : Territoires artificialisés	99,35	11,96	0,81	51,92
	2 : Territoires agricoles	12,37	39,36	0,41	5,42
	3 : Forêts et milieux semi-naturels	3,65	5,35	0,5	13,76
	5 : Surfaces en eau	2,72	1,7	0	6,87
Population municipale 2006	437 715	23 622	1 284	272 975	
Population municipale 2011	447 340	24 085	1 237	272 222	
Densité (hab./km ²) (2011)	3 788	413	719	3 491	
Catégorie de commune liée à la densité ³⁶	1	2	3	1	

³⁶ En mars 2015, l'INSEE a publié une nouvelle méthode de classification des communes françaises selon leur densité de population. Elle permet de distinguer quatre catégories de communes : communes densément peuplées (1), de catégorie intermédiaire (2), peu denses (3) et très peu denses (4) (dernière consultation le 20/04/2015).

<http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=zonages/grille-densite.htm>

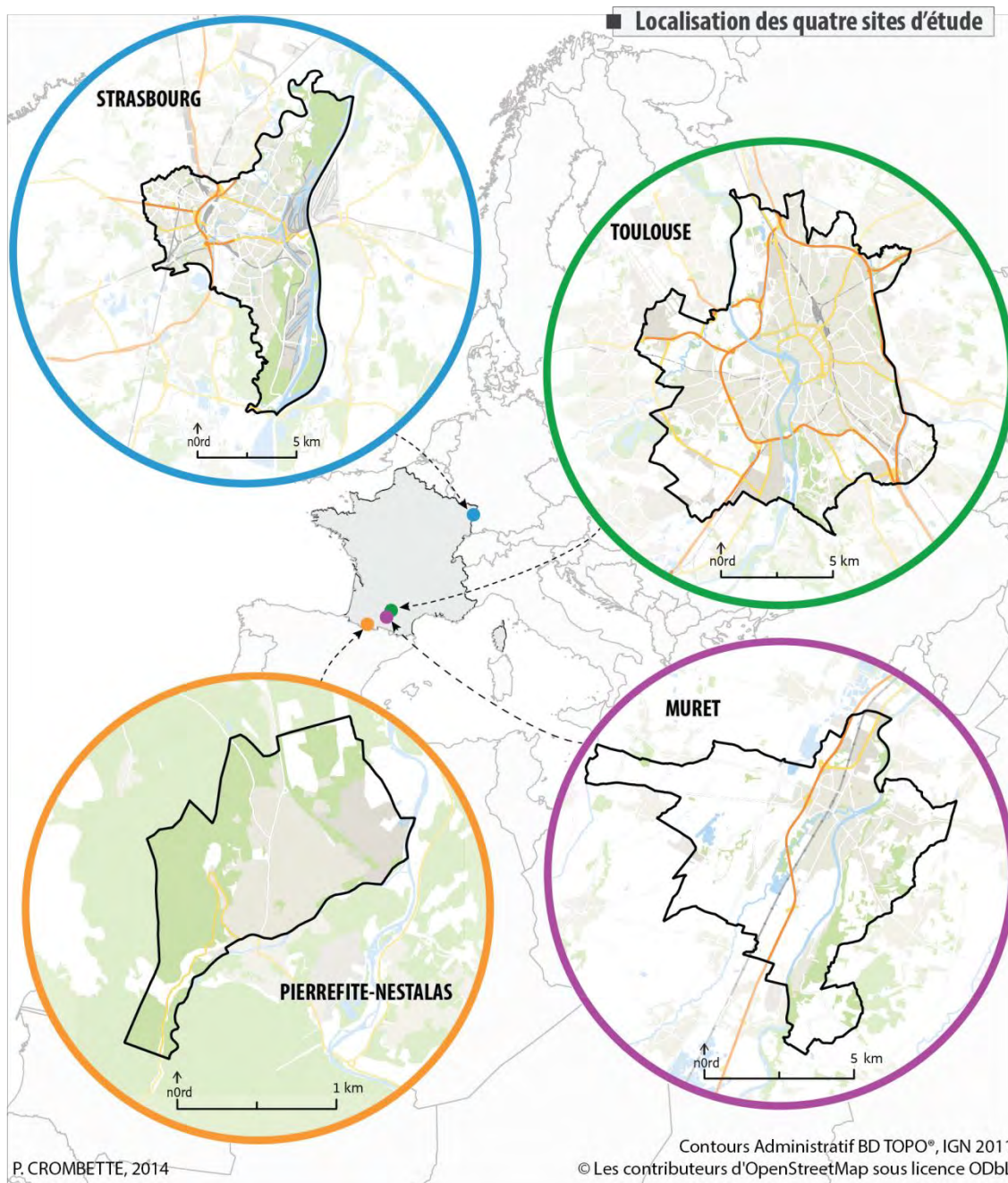


Figure 2-1. Les quatre sites d'étude et leur occupation du sol simplifiée selon la BD OSM.

Pour chaque territoire d'étude, nous avons analysé les changements d'occupation du sol entre 1990-2000 et 2000-2006 selon la base de données CLC³⁷. Le lecteur portera attention sur le fait que la dernière mise à jour disponible au moment des traitements datait de 2006. L'occupation du sol a bien évidemment été amenée à évoluer depuis, notamment sur les zones classées en « chantier ». Diffusé dès la fin du premier semestre 2015, un nouveau millésime 2012 est désormais disponible pour la quasi-totalité des pays européens comme l'atteste la carte suivante (figure 2-2). En France, cette mise à jour n'a été distribuée qu'en septembre 2015 et n'a donc pas été exploitée pour l'ensemble des traitements réalisés au cours

³⁷ D'un point de vue cartographique, l'analyse de changements d'occupation du sol concerne les polygones présents en partie ou totalement inclus sur la commune concernée.

de cette thèse. Les caractéristiques de cette base de données seront détaillées dans le paragraphe 4.1.1 (p. 91). En revanche, nous précisons d'ores et déjà que son Unité Minimale de Collecte (UMC) d'identification est de 25 ha, autrement dit, les objets dont la surface est inférieure à cette UMC sont agrégés aux objets voisins. L'UMC de détection des changements d'occupation du sol est quant à lui de 0,5 ha.

Couverture européenne de la mise à disposition des données CLC 2012

Mise à jour en septembre 2015

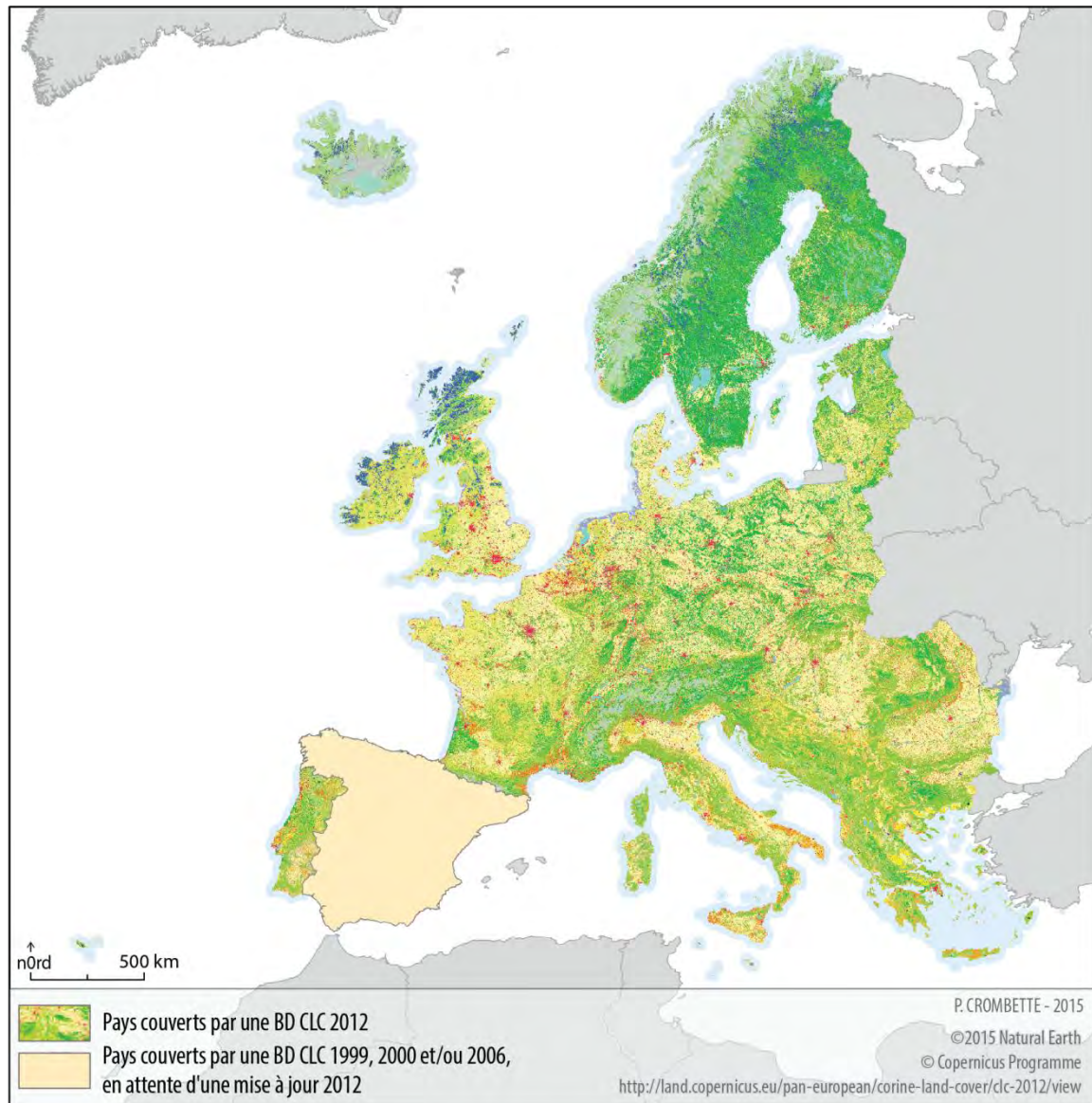


Figure 2-2. Pays couverts par une mise à disposition des données CORINE Land Cover 2012.

2.1.1. Toulouse, un espace majoritairement urbain

Toulouse, d'une superficie de 118 km² pour 453 317 habitants, est la 4^e commune française la plus peuplée³⁸. Elle affiche une densité de population de 3 781 hab./km² en 2011³⁹ et abrite une multitude d'habitats naturels, en raison des types de sols, du relief, des expositions, de la végétation et de la faune variés. Ces habitats sont de taille réduite et se répartissent principalement le long des cours d'eau et des canaux qui traversent la ville, sur les coteaux au sud et au nord de la ville ou dans les espaces verts et les friches urbaines plus ou moins entretenues.

Comme l'illustre la figure 2-4 p. 44, cette ville est parcourue par plusieurs cours d'eau, le plus important étant la Garonne, par sa taille et sa place centrale, traversant la ville du sud au nord. Afin de se protéger des inondations, la construction des digues peut laisser entrevoir un espace plus ou moins fortement artificialisé (figure 2-5 p. 45, cliché 1). D'autres rivières traversent ou longent la ville : le Touch en rive gauche, le ruisseau de Bonneval et l'Hers en rive droite. Le Touch, traversé par de nombreuses routes, voies ferrées ou lignes électriques, rejoint la Garonne par l'ouest, en aval de la ville. L'Hers quant à lui longe la limite communale par l'est et se jette dans la Garonne plus en aval. La ville est également traversée par trois canaux entretenus, le canal du Midi, le canal latéral à la Garonne et le canal de Brienne. Ces éléments hydrographiques constituent des connectivités linéaires sur lesquelles vont pouvoir s'appuyer des trames vertes.

On trouve également des points d'eau comme les lacs de la Reynerie, de Sesquières (figure 2-5, cliché 2) et de Gironis, l'étang de la Maourine qui constitue une vraie roselière en plein cœur du quartier résidentiel de Borderouge, des mares et des bassins de rétention, comme ceux en bordure du Touch ou dans la plaine du Ginestous (figure 2-5, cliché 3). Certains plans d'eau toulousains disséminés en ville ont des fins ornementales ou récréatives tels que ceux du Jardin Japonais, du Jardin du Barry (figure 2-5, cliché 4), du château de la Reynerie ou du Jardin des Plantes. Tous ces espaces constituent un support d'espaces végétalisés.

Toulouse présente également plusieurs formations boisées. Situées en amont et en aval de la ville, elles sont visibles le long de la Garonne, sur les coteaux de Pech-David, sur l'île du Ramier, à Sesquières ou sur les rives du Touch avec les jardins de l'Hers. La ville est également parcourue par un réseau de jardins publics ou privés, souvent entretenus avec des plantes ornementales, mais qui laissent néanmoins entrer une certaine nature en ville. On y observe aussi quelques friches urbaines, sur des espaces délaissés suite par exemple à l'arrêt d'activités industrielles. Ces espaces, plus ou moins temporaires, peuvent être rapidement colonisés par des espèces opportunistes, même si les sols sont souvent jugés pollués et peu favorables à l'installation d'une biodiversité riche et variée. Malgré tout, des travaux sur la végétation des friches du département de Hauts-de-Seine montrent que la richesse en espèces est dépendante de la superficie de la friche (Muratet, 2006). Ces structures temporaires accueillent une flore importante (365 plantes recensées représentant 60 % des espèces du département de Hauts-

³⁸ Donnée issue du recensement de la population effectué par l'INSEE (dernière consultation le 20/04/2015) : http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=0&ref_id=nattef01214

³⁹ Chiffres de l'INSEE, mis à jour en 2014. Cette densité est à relativiser au regard d'autres communes situées en région parisienne. La densité de Paris est par exemple de 20 164 hab./km² (dernière consultation le 20/04/2015) :

http://www.insee.fr/fr/regions/midi-pyrenees/default.asp?page=faitsetchiffres/presentation/essentiel_mp.htm#zauer

de-Seine) qui pourrait jouer un rôle dans les dynamiques des populations végétales comme source de propagation des espèces.

Les espaces cultivés agricoles se retrouvent quant à eux principalement sur les franges périurbaines toulousaines même si un espace agricole et maraîcher parvient à subsister dans le quartier des Izards, au nord de la ville (figure 2-5, cliché 5). Des jardins familiaux et des jardins partagés sont également disséminés un peu partout en ville comme l'illustre l'exemple du cliché 6 de la figure 2-5 pris le long de la Garonne.

Entre 1990 et 2000 et selon la BD CLC, près de 5 km² (4,2 % de la superficie communale) ont changé de types d'occupation du sol. Le changement le plus important concerne l'artificialisation des territoires agricoles à hauteur de 4,6 km² (tableaux 1 et 2 en Annexe A).

Cette tendance d'artificialisation des sols se confirme sur la période 2000 et 2006 durant laquelle 1,8 km² de surfaces agricoles ont été urbanisées ou mises en chantier (tableau 1 en Annexe A). L'autre poste important de changement concerne un espace vert urbain de 20 ha à l'est de la commune transformé en zone résidentielle comme l'illustre la figure 2-3.

D'un espace vert urbain à un espace urbain discontinu

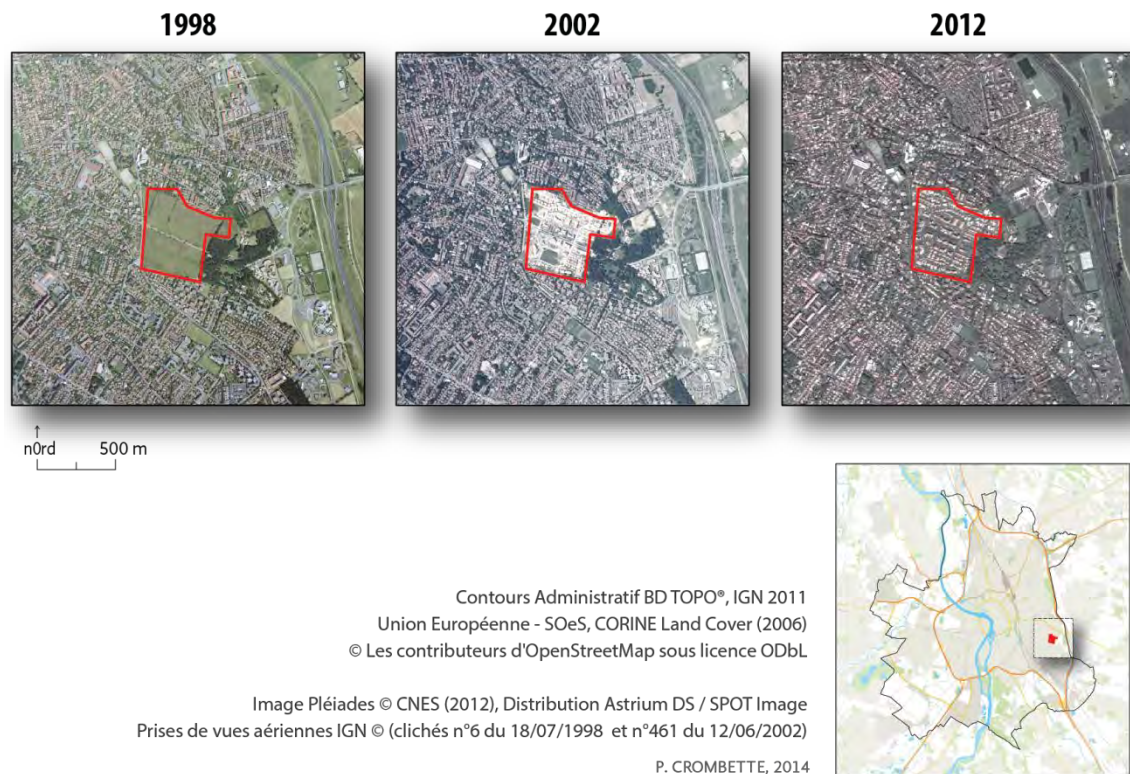
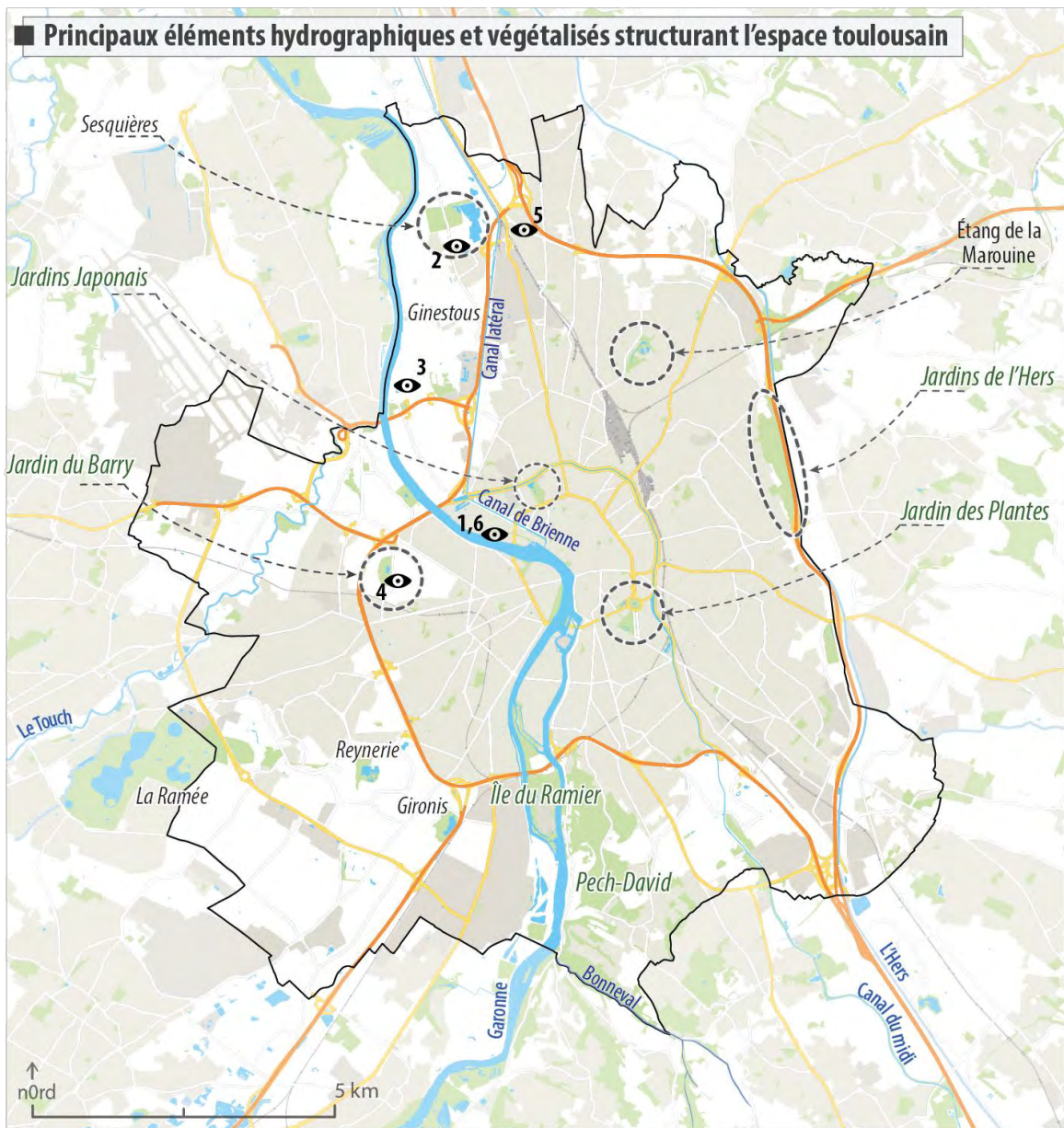


Figure 2-3. Évolution de l'occupation du sol entre 1998 et 2012, un exemple d'espace vert urbain à l'est de Toulouse.



Contours Administratif BD TOPO®, IGN 2011

© Les contributeurs d'OpenStreetMap sous licence ODbL

P. CROMBETTE, 2014

Figure 2-4. Un ensemble d'éléments hydrographiques et végétalisés structurant l'espace toulousain.

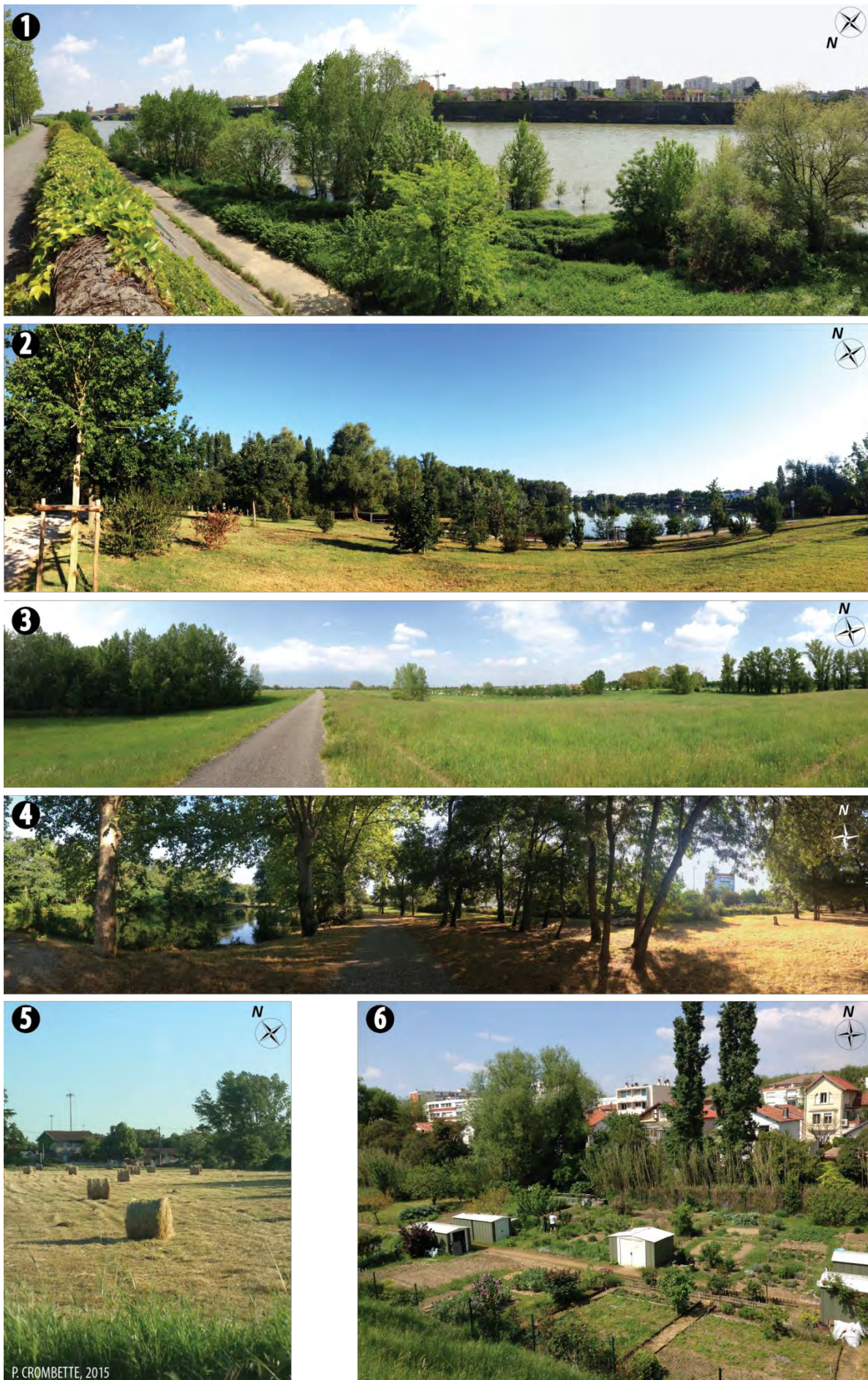


Figure 2-5. Photographies de quelques éléments verts toulousains.

2.1.2. Muret, une densité de bâti diffuse à prédominance rurale

Cette commune située au sud de Toulouse présente un gradient de densité de bâti varié, allant de zones très denses en centre-ville à des zones beaucoup plus diffuses et agricoles en périphérie de la commune. Muret s'étend sur 58 km² et présente une densité de 414 hab./km² en 2011⁴⁰. À moins de 20 km de Toulouse, cette commune connaît une forte croissance démographique. En 1968, la commune comptait un peu plus de 13 000 habitants pour dépasser les 20 000 habitants en 1999 et atteindre 24 085 habitants en 2011.

Comme l'illustre la figure 2-6, la ville est traversée par deux principaux cours d'eau, la Garonne et la Louge, ainsi que le canal de Saint-Martory aux multiples fonctions (irrigation agricole, alimentation en eau potable, production électrique et maintien des niveaux d'étiages des cours d'eau qu'il alimente). Les principales formations boisées se retrouvent le long de ce réseau hydrographique, principalement en rive droite de la Garonne et le long de la Louge en amont de Muret. Plusieurs de ces espaces sont protégés par des zonages de protection ou de réglementation mis en place en faveur de l'environnement. Nous retrouvons ainsi plusieurs ZNIEFF localisées sur les falaises marneuses surplombant la rive droite de la Garonne ou le long de la ripisylve et du lac du Four de Louge. L'emprise de la Garonne est également une zone d'intérêt tout comme la Forêt d'Eaunes partagée entre les communes de Muret et d'Eaunes.

Notons que selon la base de données CORINE Land Cover, l'occupation du sol est majoritairement agricole et représente 67 % de la superficie communale en 2006 (tableau 2-1 p. 39).

En étudiant les données issues de CORINE Land Cover sur les changements d'occupation des sols entre 1990 et 2000, les évolutions notables concernent 95 ha de gravières au nord de la commune qui ont été renaturés en terres agricoles, en forêts ou en plans d'eau. À 4 km à l'ouest du centre-ville, 123 ha ont été aménagés autour d'un plan d'eau et d'un terrain de sports (tableau 3 en Annexe A).

Entre 2000 et 2006, 33 ha (dont un peu moins de 27 ha de terres agricoles) ont été artificialisés en tissu urbain discontinu ou en zones industrielles et commerciales (tableau 4 en Annexe A). Cette consommation d'espaces agricoles s'est produite sur la frange urbaine au nord et au sud de la commune.

⁴⁰ Chiffres de l'INSEE, mis à jour en 2014 (dernière consultation le 20/04/2015) : http://www.insee.fr/fr/regions/midi-pyrenees/default.asp?page=faitsetchiffres/presentation/essentiel_mp.htm#zauer

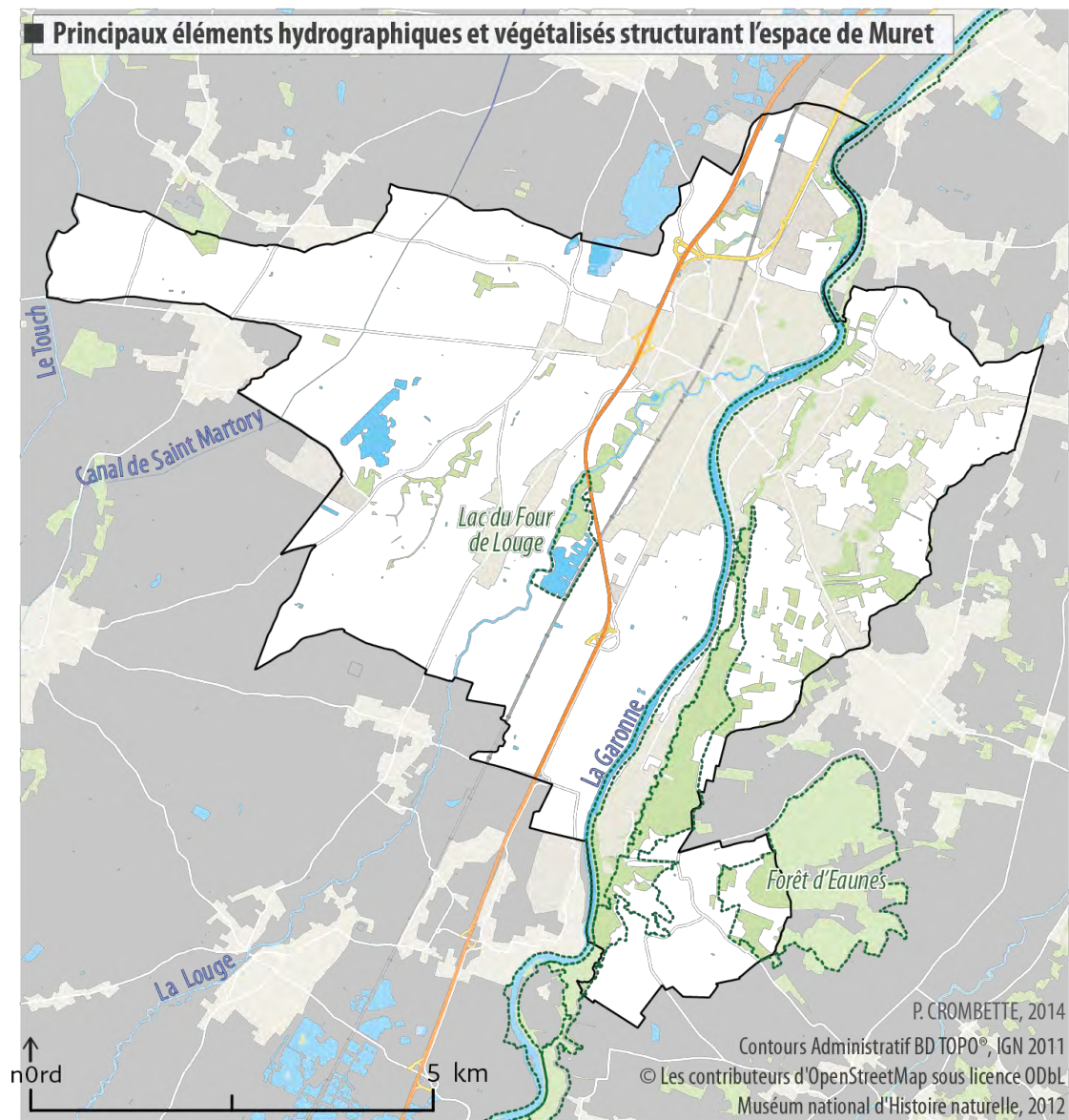


Figure 2-6. Cartographie des éléments hydrographiques et végétalisés structurants Muret.

2.1.3. Pierrefite-Nestalas, une petite commune rurale

Contrairement aux communes de Toulouse ou de Muret, l'environnement immédiat de Pierrefite-Nestalas est rural. D'après les données CORINE Land Cover de 2006, les occupations du sol de type agricole et naturel représentent près de la moitié de la superficie communale (tableau 2-1 p. 39). Concernant l'artificialisation des sols, ce village présente un maillage de bâtis lâche avec une densité de population en 2009 s'élevant à 738,6 hab./km² pour une superficie communale de 1,8 km² ⁴¹.

⁴¹ Entre 1968 et 2010, la population communale n'a cessé de diminuer, passant de 2 054 à 1 266 habitants. Depuis 1999, cet effectif semble se stabiliser, la variation annuelle moyenne de la population entre 1999 et 2010 est nulle (dernière consultation le 20/04/2015) : http://www.insee.fr/fr/themes/tableau_local.asp?ref_id=POP&nivgeo=COM&codgeo=65362&millesime=2010

Le travail sur les connectivités écologiques correspondrait plutôt à de mesures ponctuelles visant à « reconnecter » le paysage agricole (restauration des haies, boisements), ainsi qu'à mieux délimiter l'espace urbanisé, afin d'éviter un étalement de l'habitat isolé.

Ce mode d'occupation du sol fortement végétalisé, en opposition avec les autres sites d'étude plus urbains, permettra également d'étudier la robustesse de la méthodologie d'extraction de la végétation urbaine à partir d'images satellitaires Pléiades.

Contrairement aux trois autres sites étudiés, cette commune n'a pas connu de changement d'occupation du sol significatif – c'est-à-dire de plus de 5 ha – entre 1990 et 2006 selon la BD CLC.

2.1.4. Strasbourg, au cœur d'un réseau hydrographique et végétal dense

Strasbourg, ville frontalière avec l'Allemagne, est située dans le département du Bas-Rhin sur la rive gauche du Rhin. La ville est caractérisée par une densité de population équivalente à celle de Toulouse. En 2011, l'INSEE recense 272 222 habitants *intra-muros* répartis sur 78,26 km², soit une densité de 3 478 hab./km². Selon la base de données CORINE Land Cover de 2006, les territoires artificialisés couvrent environ 2/3 de la surface communale (52 km²). Les forêts et milieux semi-naturels, les territoires agricoles et les surfaces en eau représentent respectivement 13,8 km², 5,4 km² et 8,8 km².

À l'instar de Toulouse, cette ville est structurée par un réseau hydrographique assez dense (figure 2-7). Les trois principaux cours d'eau sont le Rhin, l'Ill et la Bruche – et leurs affluents –, auxquels se connectent une multitude d'autres fossés et cours d'eau. Ce réseau hydrographique est également composé de nombreux canaux (canal du Rhône au Rhin, au sud ; canal de la Marne au Rhin, au nord ; canal de la Bruche, à l'ouest), bassins et darses que l'on retrouve dans le port autonome de Strasbourg. Enfin, des gravières et des étangs sont répartis sur l'ensemble de l'agglomération strasbourgeoise, témoins de l'exploitation des alluvions rhénanes. Cette richesse hydrographique est un élément identitaire fort pour Strasbourg tant celui-ci structure le paysage, organise l'aménagement urbain et influence le cadre de vie des habitants. En revanche, cette caractéristique révèle aussi un risque d'inondation bien présent, laissant penser à un aménagement plus ou moins important des abords de ce réseau en prévention de ce risque naturel.

Cette présence hydrographique s'associe également à une forte présence végétale, en grande partie préservée, car souvent localisée sur des terres inondables. À l'échelle de la Communauté Urbaine de Strasbourg (CUS)⁴², les forêts s'étendent sur 2 000 ha et présentent une richesse écologique forte. Deux forêts tiennent une place importante au nord et au sud de la commune (forêts de la Robertsau et du Neuhof). Les multiples ripisylves aux abords des grands cours d'eau assurent ainsi la connexion entre les espaces périphériques ruraux et le centre-ville. L'Ill constitue l'axe végétal le plus identitaire de la ville, à l'origine du développement de la ville (ADEUS, 2012). Bien qu'importante, cette végétation reste malgré tout fragmentée et hétérogène sur l'ensemble du territoire.

⁴² Selon Gremillet et Kuhn (2012), la CUS compte un peu moins de 470 000 habitants en 2008 (soit un quart des habitants de la région) répartis sur 28 communes. Elle s'étend sur un territoire de 315 km².

Afin de protéger ces espaces, des zonages de protection réglementaires ou d'inventaires ont été instaurés comme la Réserve Naturelle de l'Île de Rohrschollen au sud de la commune ou les zonages Natura 2000 présents le long du Rhin.

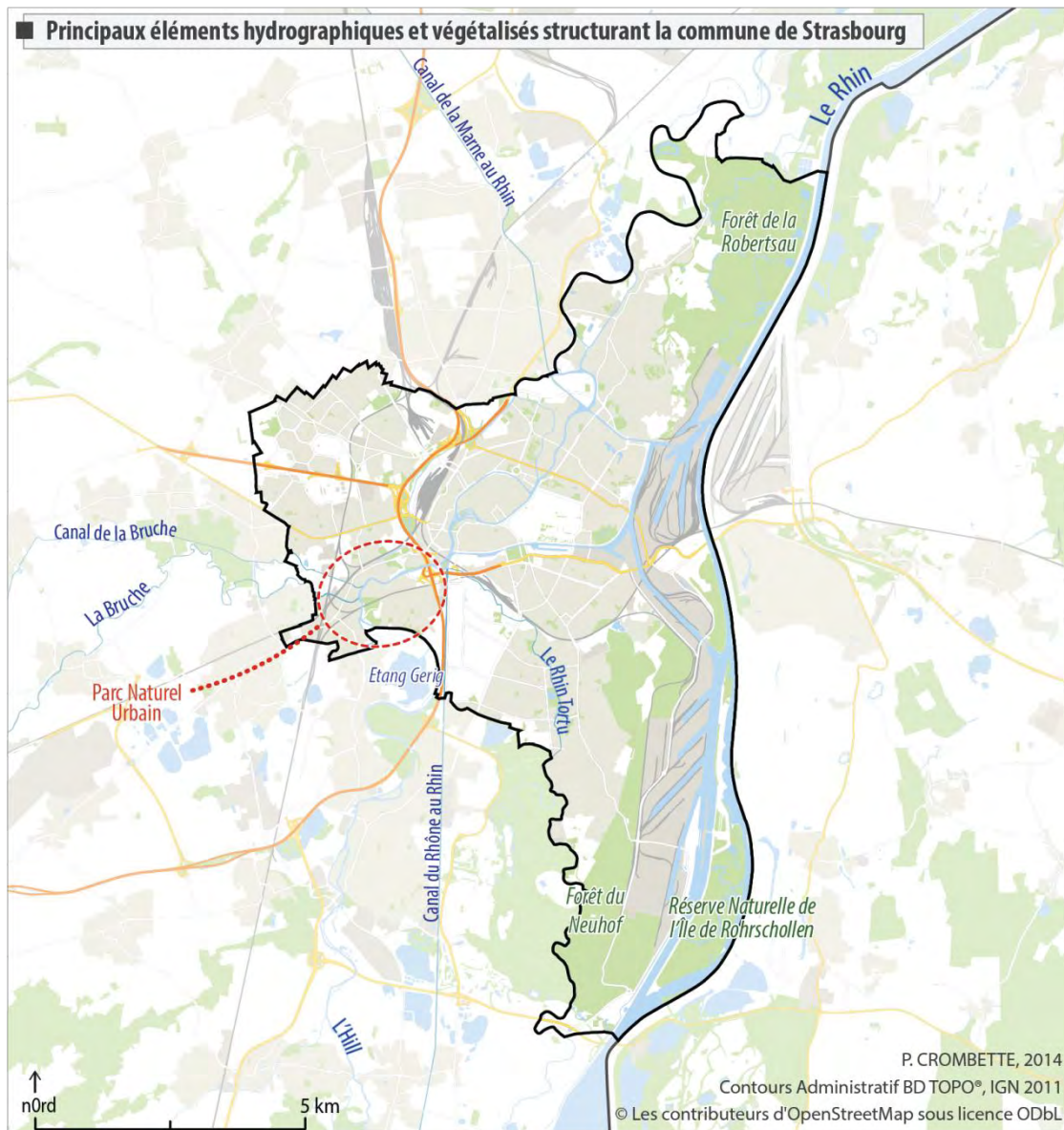


Figure 2-7. Cartographie des éléments hydrographiques et végétalisés structurant Strasbourg.

Strasbourg innove également avec la mise en place en 2010 du premier Parc Naturel Urbain (PNU), à l'ouest de la ville, en plein cœur des quartiers de Koenigshoffen, Montagne Verte et Elsau près desquels vivent 35 000 habitants (figure 2-7)⁴³. Cet espace s'étend sur plus de 400 ha autour de la confluence de l'Ill et de la Bruche. Par définition, le PNU a pour objectif de préserver les éléments du patrimoine strasbourgeois tout en protégeant et en valorisant les espaces naturels situés en zone urbaine. La charte mise en place à cette occasion cherche à élaborer un projet de développement durable d'un territoire porté par une multitude d'acteurs

⁴³ Site de la communauté urbaine de Strasbourg (dernière consultation le 26/06/2015) : <http://www.strasbourg.eu/fr/environnement-qualite-de-vie/nature-en-ville/un-parc-naturel-urbain-pour-strasbourg>

(habitants, aménageurs, associations, visiteurs...). Le PNU s'apparente alors « à un *Parc Naturel Régional, mais en milieu urbain* » (Communauté urbaine de Strasbourg, 2013). Il permet ainsi d'engager une démarche forte de valorisation des espaces naturels et agricoles en cohérence avec le développement de la ville, telles les prémisses d'une Trame verte urbaine.

L'étude de l'évolution de l'occupation du sol selon la base de données CORINE Land Cover entre 1999 et 2006 ne met pas en avant de grands changements (moins d'un kilomètre carré sur la période évoquée). Ces mutations correspondent à une artificialisation des sols, à savoir des terres agricoles ou forestières qui ont été urbanisées ou mises en chantier (tableaux 5 et 6 en Annexe A).

2.1.5. Le choix de ces sites

Comme évoqué au cours de l'introduction (cf. p. 7), nous cherchons à proposer une méthode de traitement d'images adaptée à différents types de milieux urbains, densément artificialisés (Toulouse, Muret, Strasbourg) ou non (Pierrefite-Nestlas).

D'autre part, cette recherche est conditionnée par l'accès aux données Pléiades. Par conséquent, l'intérêt de ces zones est la mise à disposition de ces images acquises dans le cadre de la Recette Thématique Utilisateur (RTU) Pléiades⁴⁴.

2.2. Présentation des logiciels et outils

L'un des objectifs de cette thèse consiste à développer une méthode opérationnelle de caractérisation fine de la végétation, sur différents territoires urbains et périurbains, de tailles et de paysages variés, à partir d'informations contenues dans des images à THRS Pléiades ou des données exogènes complémentaires. Elle se doit d'être robuste, simple et mobilisant des outils libres tout en étant transposable à différents territoires. La robustesse et la simplicité seront étudiées dans les prochains paragraphes, après le développement de la méthode et sa mise application sur les quatre zones d'étude. La volonté de déployer une solution utilisant des outils libres repose quant à elle sur la nécessité de rendre cette chaîne de traitement accessible techniquement et surtout financièrement aux plus grands nombres d'acteurs. Cet objectif, bien que justifié, risque également d'influer sur la mise en place de la méthode proposée : les outils et algorithmes disponibles au sein des logiciels propriétaires ne le sont pas toujours dans le monde du libre.

Au cours de cette deuxième section, nous allons définir le logiciel libre pour ensuite présenter l'ensemble des outils intégrés à notre chaîne de traitement d'images satellites et d'analyse des connectivités écologiques.

2.2.1. Une volonté affichée d'utiliser des outils libres

Le logiciel libre qualifie un outil dont le code source est mis à disposition des utilisateurs. Autrement dit, ces derniers peuvent se l'approprier afin de l'améliorer et surtout l'adapter à leur besoin. En retour, lorsque la licence est dite « contaminante », ils se doivent de partager

⁴⁴ Afin de ne pas alourdir le texte, la RTU Pléiades est présentée p. 60.

les moindres changements avec l'ensemble de la communauté. Cette restriction de diffusion est variable selon le type de licence.

Financièrement, l'outil libre ne requiert donc pas l'achat de licences. Il n'implique pas non plus de coûts de maintenance comme cela peut être le cas pour des logiciels propriétaires. En revanche, son utilisation peut occasionner des dépenses annexes réelles à ne pas négliger dues au développement d'une solution adaptée aux besoins ou à des dépenses de formation ou d'embauche de personnel. Au-delà du coût de la licence d'un logiciel, il convient donc de prendre en considération le Coût Total de Possession (TCO pour *Total Cost Ownership*) qui cumule le coût d'achat et l'ensemble des dépenses liées à la maintenance, la formation, les mises à jour ou encore le soutien d'une assistance technique. En fonction des besoins et des ressources humaines disponibles, l'utilisation de solutions libres ne sera donc pas toujours la meilleure solution à adopter.

En outre, précisons également qu'un logiciel peut être gratuit sans pour autant être libre. Autrement dit, son code ne sera pas accessible et l'utilisateur ne pourra pas le modifier à façon. C'est par exemple le cas des logiciels propriétaires Google Earth ou SavGIS.

De nombreux logiciels de traitement d'image et de Système d'Information Géographique (SIG) ont été développés ces dernières années. Le programme des Nations Unies « UN-SPIDER »⁴⁵ propose une liste de ces logiciels, gratuits ou non (United Nations Office for Outer Space Affairs (UNOOSA), 2015). Quelques-uns sont récapitulés dans le tableau 2-2. Notons que dans certains cas, ces logiciels peuvent être utilisés aussi bien pour le traitement d'images qu'en tant que SIG (GRASS GIS par exemple).

Tableau 2-2. Liste non exhaustive des principaux outils de traitements d'images et de logiciels SIG sur le marché (d'après United Nations Office for Outer Space Affairs (UNOOSA), 2015).

	Outils propriétaires commerciaux	Outils libres
Traitement d'images	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Definiens Professional</i> édité par eCognition (Benz <i>et al.</i>, 2004), - <i>Emvi Ex</i> édité par Exelis (International Telephone and Telegraph EXELIS, 2008), - PCI Geomatics 	<ul style="list-style-type: none"> - ILWIS, - ImageJ, - InterIMAGE (Costa <i>et al.</i>, 2010), - GeoAIDA (Bückner <i>et al.</i>, 2001), - Orfeo ToolBox (OTB) édité par le CNES, - Opticks, - GRASS GIS - Langage de programmation R⁴⁶
SIG	<ul style="list-style-type: none"> - AutoCAD Map, - ArcGis, - GeoConcept, - MapInfo Professional 	<ul style="list-style-type: none"> - QGIS, - gvSIG, - GRASS GIS, - OrbisGIS - Langage de programmation R⁴⁶

⁴⁵ Initié en 2006, le programme « *United Nations Platform for Space-based Information for Disaster Management and Emergency Response* » (UN-SPIDER) cherche à garantir un accès à tous types d'informations et de services spatiaux pertinents pour la gestion des catastrophes.

⁴⁶ R fait exception dans la mesure où il s'agit d'un langage de programmation (cf. p. 57). Il n'offre pas d'interface de visualisation. En revanche, il dispose de nombreuses fonctionnalités standards présentes dans les logiciels de télédétection ou de SIG. La page suivante illustre cette diversité (dernière consultation le 14/09/15) : <https://cran.r-project.org/web/views/Spatial.html>

Bien qu'il existe de très bons logiciels propriétaires, les coûts des licences sont bien souvent prohibitifs, surtout pour de petites ou moyennes structures qui ne les utiliseront pas quotidiennement. De plus, ces systèmes peuvent être moins flexibles et dépendent largement de l'expertise de l'utilisateur (Lang, 2008). Steiniger et Hay (2009) ont d'ailleurs discuté de ces problèmes dans une revue de littérature sur l'utilisation d'outils d'information géographique en écologie du paysage. Ces deux auteurs ont également plaidé pour que le partage des connaissances à travers le développement des logiciels gratuits et libres (FOSS pour *Free and Open Source Software*) soit une exigence dans les évolutions technologiques et scientifiques. Leur étude compare les fonctionnalités de huit logiciels SIG libres avec le logiciel propriétaire ArcGis (licence de base). Ils montrent ainsi que :

- les logiciels libres possèdent toutes les fonctions nécessaires pour des études d'écologie du paysage,
- ils sont flexibles et s'adaptent aux besoins des utilisateurs,
- les utilisateurs peuvent s'appuyer sur une large communauté grâce aux forums ou aux listes de discussions (*mailing-list*). Ils sont donc tout aussi exploitables que des solutions propriétaires bien souvent payantes et non libres.

En dépit des progrès réalisés au cours de ces dernières années dans l'acquisition de données à haute ou très haute résolution spatiales satellitaires et le développement de logiciels d'analyse d'images ou de SIG, les utilisateurs finaux non experts n'ont pas encore d'outils simples, efficaces et opérationnels pouvant les aider à générer les données traitées et les informations utiles dans les prises de décision et de planification urbaine. Nous nous sommes donc penchés sur la mise en place d'une chaîne de traitement ne faisant appel qu'à des solutions libres ou gratuites.

Afin de répondre aux besoins identifiés dans cette étude, nous avons donc eu recours à plusieurs outils autorisant le traitement combiné de données raster et de données vectorielles⁴⁷. La figure 2-8 récapitule les différents logiciels et bibliothèques libres utilisés au cours des trois phases de traitements. Ces dernières seront détaillées au cours des prochains chapitres.

⁴⁷ Il existe deux modes de représentation de la donnée géographique : le mode matriciel avec des rasters et le mode vectoriel avec des vecteurs.

Dans sa forme la plus simple, la donnée raster se compose d'une grille de cellules (ou pixels pour *pictures elements*) organisée en lignes et en colonnes. Chaque cellule (généralement carrée et de taille uniforme) contient une valeur représentant l'information à cartographier telle qu'une valeur de température, une valeur spectrale ou encore une catégorie d'occupation du sol. Les cartes scannées ou encore les images satellites sont des données raster.

Le format vectoriel représente quant à lui l'information sous forme d'objets géométriques qui peuvent être de trois types : points, lignes et polygones.

Le traitement de ces deux types de données est très différent et ne fait pas appel aux mêmes méthodes et outils, ni aux mêmes compétences techniques.

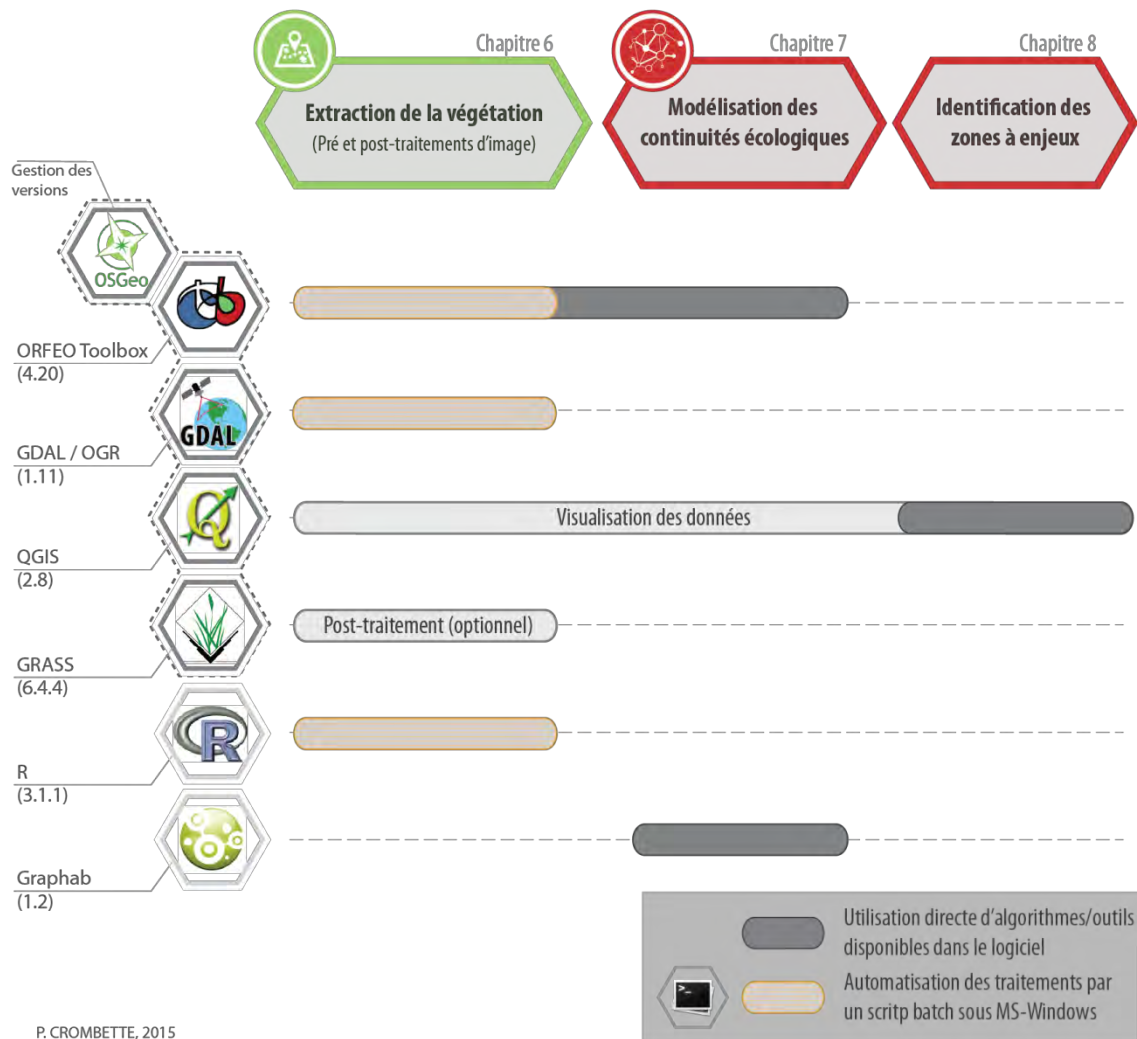


Figure 2-8. Schéma organisationnel des outils libres utilisés pour nos traitements.

Cette recherche se divise donc en trois phases. La première phase consistera à traiter les images satellites afin d'en extraire une occupation du sol en trois classes (végétation herbacée/végétation arborée/autre occupation du sol). Des scripts codés en batch vont servir à lancer et coordonner l'exécution de l'ensemble des algorithmes et des programmes nécessaires à cette étape. Ils spécifient une suite de procédures à réaliser dans un ordre bien défini permettant d'automatiser la chaîne de traitement. Cette première étape fait intervenir deux bibliothèques de traitement d'images raster et de données vectorielles, l'Orfeo ToolBox (OTB) et GDAL/OGR (*Geospatial Data Abstraction Library/ OpenGIS Simple Features Reference Implementation*) ainsi qu'un logiciel d'analyse et de calcul statistique, R. Le résultat obtenu pourra ensuite être post-traité à l'aide d'un Système d'Information Géographique (SIG), QGIS. Cette phase peut également faire intervenir un autre SIG, le logiciel GRASS GIS (*Geographic Resources Analysis Support System Geographic Information System*), ainsi que la bibliothèque GDAL/OGR pour la vectorisation optionnelle des résultats.

Au cours de la deuxième étape, nous chercherons à identifier et évaluer les connectivités écologiques potentielles. Pour cela, nous ferons appel à un outil de modélisation, Graphab, basé sur le concept de la théorie des graphes qui sera détaillé au cours du septième chapitre.

Enfin, la troisième et dernière étape s'orientera sur l'identification de zones pouvant présenter un enjeu entre le maintien de connectivités potentielles et une volonté de densification. Nous ferons alors appel au logiciel QGIS afin de réaliser des analyses et des croisements de données géographiques.

Le prochain paragraphe décrit ces différents outils et bibliothèques libres.

2.2.2. Des outils de traitements d'images et SIG libres

L'OTB pour le traitement de données raster

Dans le cadre du programme d'accompagnement ORFEO (*Optical and Radar Federated Earth Observation*), le Centre National d'Études Spatiales (CNES) développe depuis 2006 des outils libres afin de promouvoir la manipulation et le traitement des images, optiques ou radar, issues des constellations de satellites Pléiades ou Cosmos Skymed. La bibliothèque logicielle⁴⁸ Orfeo ToolBox (OTB) met ainsi à disposition des utilisateurs, développeurs ou non-développeurs, une large palette de fonctionnalités par l'intégration des bibliothèques libres performantes telles que l'ITK (*Insight Segmentation and Registration Toolkit* utilisée dans le domaine médical) pour les traitements d'images (filtrage, segmentation...) ou encore GDAL/OGR pour la gestion des opérations d'entrée-sortie sur de nombreux formats d'images. L'OTB est multiplateforme⁴⁹, librement téléchargeable et distribuée sous licence CeCILL-v2⁵⁰ afin d'encourager la contribution des utilisateurs.

La communauté scientifique qui utilise cet outil ne cesse de s'agrandir comme l'atteste l'évolution croissante des téléchargements de l'OTB, toutes versions et tous systèmes d'exploitation confondus, entre mars 2007 et septembre 2015 (figure 2-9)⁵¹.

Les utilisateurs peuvent accéder aux fonctionnalités de cette bibliothèque de différentes manières⁵² :

- le logiciel Monteverdi, développé dès 2009, propose une interface graphique adaptée à des non-développeurs ou utilisée dans la formation du personnel,
- les OTB-Applications via l'utilisation de lignes de commande (otbcli_ ou otbgui_),
- des scripts codés en langages Python ou Java,
- la compilation de son propre programme selon le langage de développement C++,
- le logiciel QGIS via une boîte à outils de traitements.

⁴⁸ La bibliothèque logicielle est une collection de fonctions et de sous-programmes utilisés par des programmes afin de fournir un résultat. Sous Microsoft Windows, on trouve par exemple des bibliothèques au format *Dynamic Link Library* (DLL).

⁴⁹ Un logiciel multiplateforme présente l'avantage de s'installer sur plusieurs systèmes d'exploitation (Microsoft Windows, Linux, OS X) pour être utilisable par le plus grand nombre de personnes possible.

⁵⁰ La licence CeCILL (CeA Cnrs INRIA Logiciel Libre) donne accès au code source et autorise la modification et la redistribution du logiciel. Le concédant ne voit pas sa responsabilité engagée et l'utilisateur est informé des risques associés à l'utilisation d'un logiciel libre (dernière consultation le 25/05/2015) : http://www.cecill.info/licences/Licence_CeCILL_V2.1-fr.html

⁵¹ Ces chiffres sont issus du site de téléchargement : <http://sourceforge.net/projects/orfeo-toolbox/>. Ils n'attestent pas d'une utilisation effective de cet outil puisqu'ils ne recensent que les téléchargements réalisés sur cette plateforme. Ils mettent malgré tout en évidence un intérêt réel croissant pour l'OTB depuis ces dernières années (dernière consultation le 20/09/2015).

⁵² Pour plus de détails, le lecteur pourra se référer à la documentation en ligne (dernière consultation le 25/05/2015) : <http://orfeo-toolbox.org/CookBook/CookBookse3.html#CookBooksu9.html>

Évolution des téléchargements de l'OTB

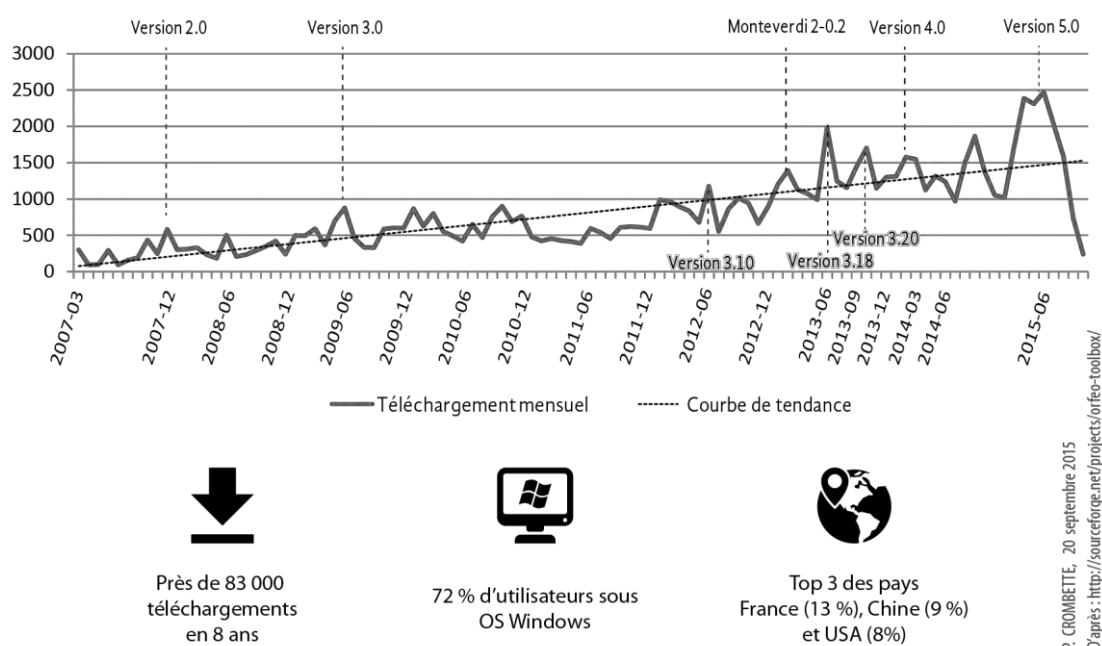


Figure 2-9. Évolution croissante du nombre de téléchargements mensuels de l'OTB.

L'OTB offre des capacités de traitements en *streaming* (lecture en continu et analyse de la donnée à la volée) et *multithreading* (exécution simultanée de plusieurs traitements) permettant ainsi de traiter des images de très grande taille sans avoir besoin de supercalculateurs, un atout indéniable pour les futurs utilisateurs des images à THRS qui peuvent parfois atteindre des tailles de plusieurs gigaoctets (Go).

Choisir cet outil de base dans le traitement d'images raster se justifie aussi par un gage de pérennité – le CNES étant le maître d'ouvrage – et de visibilité dans la communauté travaillant dans le domaine de l'imagerie satellitaire. Développer un logiciel libre permet ainsi au CNES de soutenir la recherche scientifique et de s'assurer que les images qu'il capture sont également bien utilisées.

Depuis 2006, cinq versions majeures de l'OTB ont été développées, la dernière datant de juin 2015, chacune apportant son lot d'améliorations majeures dans le traitement d'images. Après avoir développé l'ensemble des traitements sur des versions antérieures, le processus a été entièrement validé sur la version 4.2.0 déployée début septembre 2014.

Au-delà du traitement raster, nous avons également utilisé un SIG lors de la phase de post-traitement afin de visualiser et de traiter les résultats obtenus. L'objectif affiché est de pouvoir fournir une image classée, mais surtout aisément exploitable par les utilisateurs institutionnels qui privilégient plutôt le format vectoriel au format raster.

Le SIG QGIS pour traiter et visualiser les données géographiques

Le Système d'Information Géographique (SIG) est décrit par Chorley (1987) comme « *un système pour capturer, conserver, contrôler, intégrer, manipuler, analyser ainsi que visualiser des données qui sont spatialement localisées sur la surface terrestre* ». Avec l'intérêt croissant pour la science de

l'information géographique, les SIG sont devenus des outils indispensables tant pour la représentation d'un territoire que pour son aménagement. Il existe désormais une offre pléthorique d'outils généralistes ou plus spécifiques à certains domaines comme l'hydrologie ou le géomarketing.

Pour répondre à nos besoins, l'utilisation du SIG QGIS s'est elle aussi imposée dans la continuité d'une démarche libre. Ce logiciel, dont le développement a débuté en 2002, est un logiciel libre, multiplateforme et publié sous licence GPL (*General Public License*)⁵³. Il fait partie des projets de la Fondation Open Source Geospatial⁵⁴ (OSGeo) et utilise lui aussi des bibliothèques telles que GDAL/OGR pour gérer les images matricielles et les données vectorielles. Cet outil modulaire prend donc en charge un grand nombre de formats de données. Il peut également étendre sa puissance d'analyse en s'interfaçant à d'autres bibliothèques ou logiciels comme GRASS ou même l'OTB. Cette polyvalence résulte de l'ajout de la bibliothèque Sextante, écrite en langage Python, qui fournit en complément un outil de chaînage graphique pour réaliser des applications ou des traitements complexes et personnalisés.

L'intégration de la bibliothèque OTB au sein de QGIS marque une double évolution :

- sa disponibilité pour l'ensemble des opérateurs quel que soit leur budget et leur projet ainsi que l'ouverture d'un code permettant du traitement d'image qui jusqu'à présent pouvait être conservé par les éditeurs de logiciels propriétaires ;
- une occasion de démocratiser une autre approche du traitement de la donnée satellitaire.

Enfin, pour les étapes de post-traitement et de vectorisation des résultats (filtre majoritaire, lissage ou encore simplification des polygones), nous avons également eu recours à des algorithmes provenant du logiciel SIG GRASS et de la bibliothèque GDAL/OGR, intégrés directement dans la boîte à outils de traitements disponible dans QGIS.

Bibliothèque pour le traitement de données raster et vecteur

En complément des logiciels d'analyse d'images ou des SIG présentés ci-dessus, nous avons aussi directement employé, et ce à plusieurs reprises au cours des différentes phases méthodologiques, la bibliothèque GDAL/OGR. Accessible en ligne de commande, nous pouvons l'utiliser pour réaliser des opérations sur les rasters telles que le tuilage⁵⁵, le mosaïquage⁵⁶, la vectorisation ou encore la rastérisation⁵⁷.

La chaîne de traitement a été développée sur plusieurs versions jusqu'à être validée sur les versions QGIS 2.8, GRASS 6.4.4 et GDAL 1.11.

⁵³ N'importe quel utilisateur peut donc accéder et modifier librement le code source, pourvu qu'il soit suffisamment expérimenté en informatique et reverse ses améliorations à la communauté.

⁵⁴ Cette organisation non gouvernementale, fondée en 2006, soutient et développe des logiciels libres en géomatique.

⁵⁵ Le tuilage consiste à découper l'image en carrés de même dimension que l'on appelle des tuiles ou des dalles. L'IGN fournit par exemple des orthophotographies sous forme de dalles carrées de 1 km.

⁵⁶ Le mosaïquage consiste à assembler des images ou des parties d'images, contigües, issues d'un même capteur (ou d'une même famille de capteurs).

⁵⁷ La vectorisation et la rastérisation sont des procédés de conversion d'un raster en vecteur, et inversement.

Une installation facilitée par l'OSGeo

Comme nous l'avons présenté, plusieurs logiciels ou outils ont donc été utilisés. Plus leur nombre augmente, plus la gestion des installations et des différentes versions peut s'avérer délicate pour l'exécution de la chaîne de traitement.

L'OSGeo a résolu ce problème en mettant à disposition des utilisateurs une multitude d'outils donnant l'accès, facilement et rapidement, aux différentes bibliothèques et logiciels libres. L'installateur « OSGeo4W » (Open Source Geospatial For Windows) en fait partie. Il permet aux utilisateurs de MS-Windows d'installer l'ensemble des produits libres de l'OSGeo, de gérer les versions (mises à jour supérieure ou inférieure) et d'assurer automatiquement l'ensemble des compatibilités et des dépendances entre les multiples applications par l'intermédiaire d'une interface graphique. Son usage ne nécessite donc pas une grande expertise et permet d'adapter l'installation aux besoins des utilisateurs.

La maintenance de la quasi-totalité des logiciels libres utilisés dans le cadre de cette thèse a donc été réalisée à l'aide de cet utilitaire, à savoir l'OTB, QGIS, GRASS et GDAL/OGR.

Logiciel de calcul et d'analyse statistique, R

En plus des logiciels de traitements d'image et de SIG, nous avons également réalisé des traitements statistiques sur les données raster. Au cours de la première phase d'extraction de la végétation, nous avons mis en place une méthode de discrétisation par seuillage statistique de nos données. Or, aucun logiciel précédemment cité ne permet d'appliquer des méthodes de discrétisation adaptées aux images traitées. Pour les données raster, QGIS ne propose qu'une seule méthode de discrétisation, par « intervalles égaux », inadaptée lorsque les données sont hétérogènes telles que celles des images satellites que nous utilisons.

Pour répondre à ce besoin, nous avons choisi d'utiliser un autre logiciel, R, libre et multiplateforme, développé pour les traitements statistiques et cartographiques de données. Il dispose d'une multitude de méthodes d'analyse de données et est sans cesse alimenté par la communauté scientifique puisqu'il compte plus de 7000 extensions⁵⁸ (ou packages). Ces dernières sont des bibliothèques externes contenant des collections de fonctions. Elles sont alors souvent centrées sur des fonctions particulières comme les packages « raster »⁵⁹ qui permet la manipulation de fichiers images ou « rgdal »⁶⁰ qui autorise l'utilisation de fonctions propres à GDAL/OGR.

Cet outil peut s'utiliser en ligne de commande avec la possibilité de créer des fonctions et des scripts, facilitant alors son intégration dans notre chaîne de traitement. Cela nous a permis d'avoir recours à un package spécifique, « classInt », donnant accès à dix méthodes différentes de discrétisation (fixed, sd, equal, pretty, quantile, kmeans, hclust, bclust, fisher, ou jenks)⁶¹.

En revanche, et contrairement aux logiciels précédemment utilisés, R n'est pas disponible via l'OSGeo4W. Il nécessite donc une installation autonome. Les traitements ont été réalisés et validés avec la version 3.1.1.

⁵⁸ Le 25 août 2015, R comptait 7076 extensions (<https://cran.r-project.org/web/packages/>). En revanche, les utilisateurs peuvent contribuer au développement de nouvelles extensions causant alors la multiplication de packages aux fonctionnalités assez similaires.

⁵⁹ <http://cran.r-project.org/web/packages/raster/index.html>

⁶⁰ <http://cran.r-project.org/web/packages/rgdal/index.html>

⁶¹ <http://cran.r-project.org/web/packages/classInt/classInt.pdf>

Graphab pour la modélisation des graphes paysagers

Graphab est un logiciel de modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers distribué gratuitement pour un usage non commercial (Foltête, Clauzel, et Vuidel, 2012). La version 1.2 du 11 mars 2014 peut s'utiliser à l'aide d'une interface graphique ou par un accès en ligne de commande. Cette seconde possibilité, de prime abord plus complexe à prendre en main que l'utilisation d'une interface graphique, peut largement freiner l'utilisation d'un logiciel. En revanche, cet usage offre souvent un contrôle plus fin des paramètres, tout en permettant d'automatiser les traitements.

Ce travail de modélisation de la connectivité n'en est qu'à ses débuts. Les traitements n'ayant pas encore été automatisés, nous avons opté pour l'utilisation de l'interface graphique. En revanche, la possibilité d'utiliser Graphab en ligne de commande permet de garder une porte ouverte sur l'élaboration d'une chaîne de traitement normalisée.

2.2.3. Vers une automatisation pour une simplification de la cartographie

Afin de nous inscrire dans une démarche de reproductibilité et d'appropriation de la méthode développée, nous avons mis en place une chaîne de traitement selon plusieurs étapes via des outils libres et la plus automatisée possible, c'est-à-dire demandant le moins possible d'interventions sur les différents paramètres utilisés.

Pour ce faire, le traitement d'images est réalisé via les algorithmes de l'OTB, appelés en ligne de commande sous l'environnement MS-Windows. Cela permet d'automatiser des traitements par la création de fichiers batch comprenant une série d'instructions MS-DOS et de choisir les paramètres de chaque algorithme.

Certaines étapes sont également réalisées depuis le logiciel QGIS. Afin de regrouper un ensemble de tâches en une seule chaîne d'opérations, ce logiciel met à disposition un modéleur graphique⁶². Grâce à cet outil, et quel que soit le nombre d'étapes impliquées, le modèle créé peut s'exécuter comme un seul algorithme, économisant alors du temps et des actions répétitives, notamment lorsque le modèle est grand et nécessite de nombreux outils. Mentionnons également que les modèles réalisés à l'aide de cet outil peuvent également s'exécuter par lot. Autrement dit, la chaîne de traitement peut être exécutée non pas sur une entrée (une scène ou un dossier de dalles), mais sur plusieurs entrées, exécutant alors les algorithmes autant de fois que nécessaires sur une ou plusieurs zones d'étude.

En revanche, pour éviter toute méprise en ce qui concerne les traitements dits « automatiques », précisons qu'une intervention de l'opérateur reste toujours nécessaire pour paramétrer plus ou moins fortement les traitements à lancer (Girard et Girard, 2004), l'objectif étant de la limiter au maximum, gage de robustesse et d'adaptabilité de la méthode.

⁶² L'utilisation du modéleur graphique est détaillée sur ce lien (dernière consultation le 25/08/2015) : http://docs.qgis.org/2.8/fr/docs/user_manual/processing/modeler.html

2.3. Présentation des images satellitaires

Afin de ne pas alourdir la suite de la rédaction, nous avons choisi de présenter dans ce chapitre toutes les caractéristiques des images satellitaires qui seront utilisées par la suite. Les concepts techniques et les grands principes de télédétection et de traitement d'image seront quant à eux exposés dans le chapitre 5.

2.3.1. Images satellites Pléiades

Des images à très haute résolution spatiale

La constellation de satellites Pléiades comprend deux satellites identiques : Pléiades-1A (PHR1A) lancé le 17 décembre 2011 et Pléiades-1B (PHR1B) lancé le 2 décembre 2012⁶³. Ces deux satellites ont une orbite héliosynchrone progressive⁶⁴, à une hauteur orbitale de 694 km avec un positionnement à 180° l'un de l'autre. Cette caractéristique autorise des revisites quotidiennes. Les deux satellites de cette constellation enregistrent simultanément deux images à Très Haute Résolution Spatiale (THRS) : une image panchromatique (P) à 70 cm de résolution spatiale au nadir et une image multispectrale (MS) à 2,80 m de résolution spatiale contenant quatre bandes spectrales (bleu, vert, rouge et proche infrarouge). Au moment de la mise en production, ces images sont rééchantillonnées respectivement à 50 cm et 2 m de résolution spatiale afin d'améliorer la robustesse lors des traitements sol.

Les formats de livraison

Les produits Pléiades sont livrés selon deux standards qui peuvent avoir leur importance sur la méthode employée pour le traitement de ces images :

- une image brute, au format JPEG 2000⁶⁵ (.jp2), non orthorectifiée avec mise à disposition des modèles de calage utilisé par Astrium et l'IGN. Les images sont livrées en mode bundle, c'est-à-dire que les images multispectrales et panchromatiques sont fournies séparément ;
- une image orthorectifiée, réalisée par l'IGN, au format GeoTiff (.tif) sous forme de dalles de 1 km * 1 km, en projection standard, soit le Lambert93 – RGF93 pour la métropole. Ce produit est livré en mode fusionné, également appelé « *pansharpened* ». Autrement dit, le produit est une seule image comprenant quatre bandes spectrales dont la résolution spatiale correspond à l'image panchromatique rééchantillonnée, soit 50 cm.

⁶³ Une description de ces satellites est présentée sur la page suivante (dernière consultation le 25/08/2015) : <http://www.geo-airbusds.com/fr/237-pleiades-imagerie-satellite-tres-haute-resolution>

⁶⁴ Par analogie avec l'orbite géosynchrone, cette orbite est telle que la période de révolution du satellite correspond à la période de rotation du soleil. Les satellites Pléiades repassent donc au-dessus d'un point donné de la surface à la même heure solaire locale.

⁶⁵ Le format JPEG 2000 est une norme récente de codage de compression d'images qui présente de meilleures performances que les formats TIFF ou JPG. Le lecteur pourra se référer à l'ouvrage de Taubman et Marcellin (2002). Ce format permet de réduire la taille des fichiers tout en gardant une bonne qualité de la donnée.

Images Pléiades utilisées

Dans le cadre de cette recherche, nous avons obtenu plusieurs images Pléiades sur quatre territoires différents et selon une ou deux dates de prises de vue. Elles ont été acquises dans le cadre de la campagne de Recette Thématique Utilisateurs (RTU) Pléiades⁶⁶. L'emprise de chaque image est représentée sur la figure 2-10 et leurs principales caractéristiques sont récapitulées dans le tableau 1 de l'Annexe B. À noter également que toutes les images acquises en mode « *bundle* » nous ont été livrées déjà orthorectifiées par l'IGN. L'intérêt de ce géoréférencement réside dans la garantie de cohérence géométrique avec le RGE® national.

Les communes étudiées sont couvertes en totalité par les images Pléiades, excepté pour l'image Toulouse-2013 qui recouvre malgré tout 97,47 % de la commune (figure 2-10).

Dans la suite de ce document, tout renvoi à ces images Pléiades se fera selon le nom de référence de l'image suivi de son année d'acquisition, par exemple Toulouse-2012 pour l'image de Toulouse acquise en 2012.

⁶⁶ La RTU constitue la troisième et dernière phase du Programme Préparatoire Utilisateurs (PPU ORFEO) de Pléiades. Il a pour principal objectif de tester le système en conditions réelles d'exploitation. Ainsi, durant deux ans (2012-2014), l'ensemble des acquisitions images (650 images pour un total de 166 000 km²), cofinancé par le CNES et Airbus DS, ont été mises à disposition des acteurs du PPU ORFEO. Ces images ont été distribuées à 60 laboratoires scientifiques et institutionnels qui ont mené quelque 130 études différentes sur des volets thématiques et méthodologiques (Tinel, 2014).

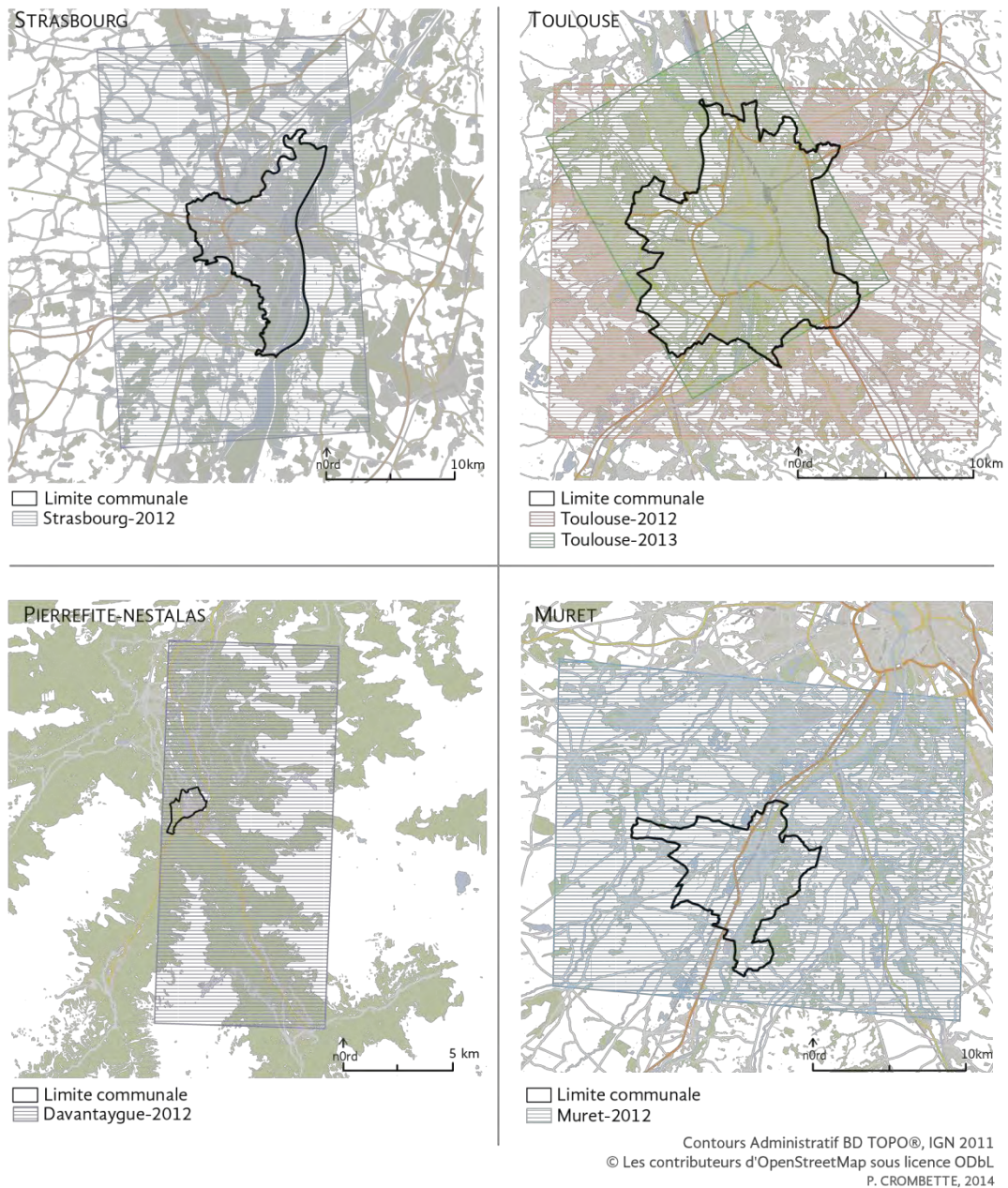


Figure 2-10. Emprises des différentes images Pléiades acquises en 2012 et 2013.

2.3.2. Image satellite SPOT-5

L'image SPOT 5, de résolution spatiale à 10 m en mode multispectral de niveau 3⁶⁷, a été acquise le 3 mai 2012, avec un angle d'incidence de 23,11° et une élévation solaire de 60,53°. Cette image, orthorectifiée et corrigée radiométriquement (TOA et TOC), provient de la base de données Kalideos OSR MiPy⁶⁸ et se compose de quatre bandes spectrales (vert, rouge, proche infrarouge et moyen infrarouge).

⁶⁷ Le niveau de prétraitement 3 correspond à un produit orthorectifié afin d'éliminer les distorsions dues au relief. Le produit est projeté en l'occurrence en Lambert 93.

⁶⁸ Cette base de données est décrite sur le site internet suivant (dernière consultation le 25/08/2015) : <http://kalideos.cnes.fr/>

Elle couvre un large territoire d'environ 4 200 km², mais ne recouvre pas entièrement la commune de Toulouse (82,7 % de la surface communale) comme l'illustre la figure 2-11.

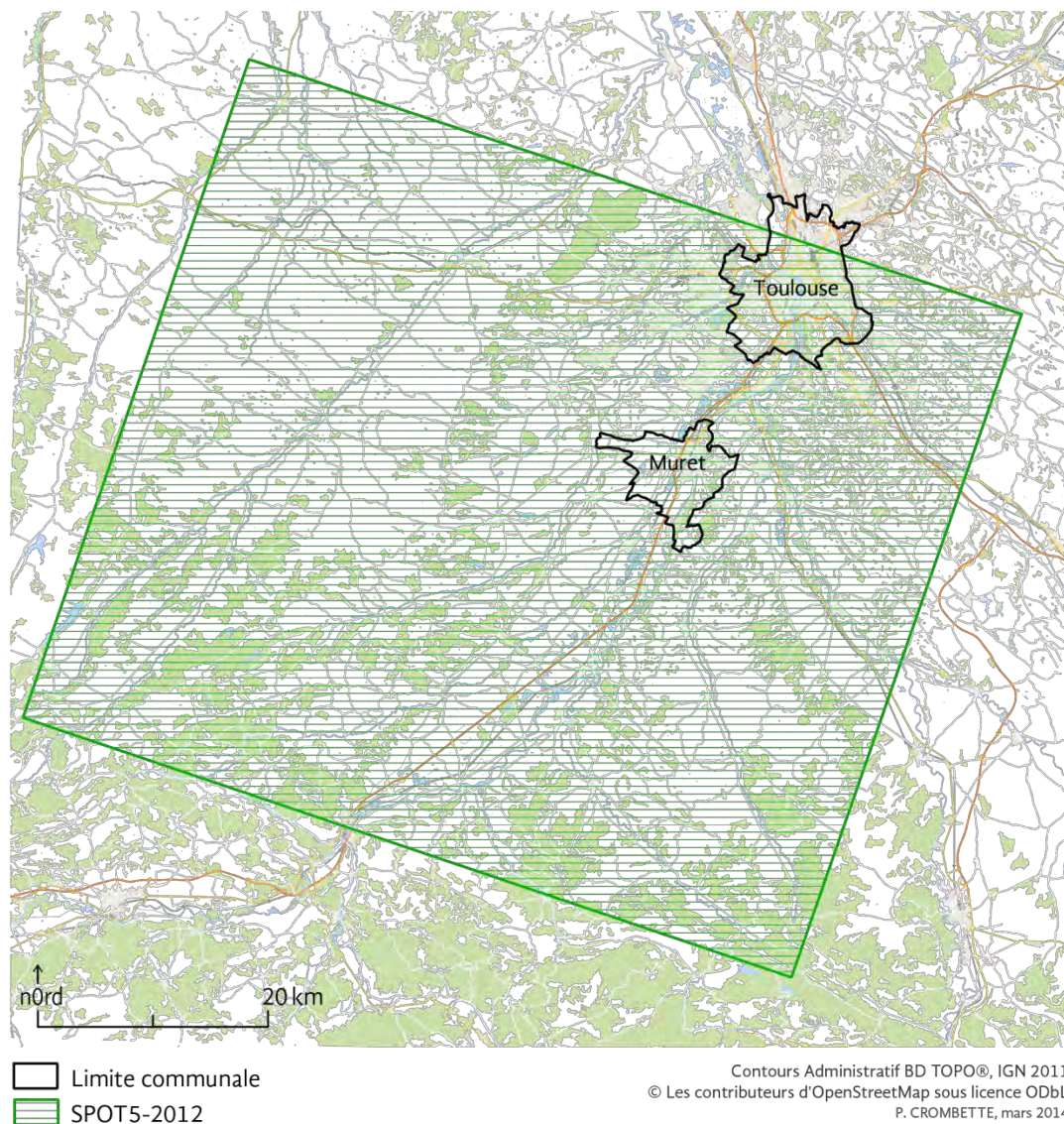


Figure 2-11. Emprise de l'image SPOT-5 acquise en mai 2012.

2.3.3. Les prétraitements

En télédétection, le signal reçu est sensible à différentes dégradations, réversibles ou non par des traitements d'ordre radiométriques (correction des effets de diffusion et distorsion du signal par l'atmosphère), géométriques (correction des effets de déformation optique) ou géographiques (appliquer l'image à un référentiel géographique existant). Les méthodologies de traitement de classification de ces images seront développées au cours du chapitre 5.

Trois prétraitements peuvent être réalisés avant l'analyse d'une image satellite et sont exposés dans les paragraphes suivants (figure 2-12).

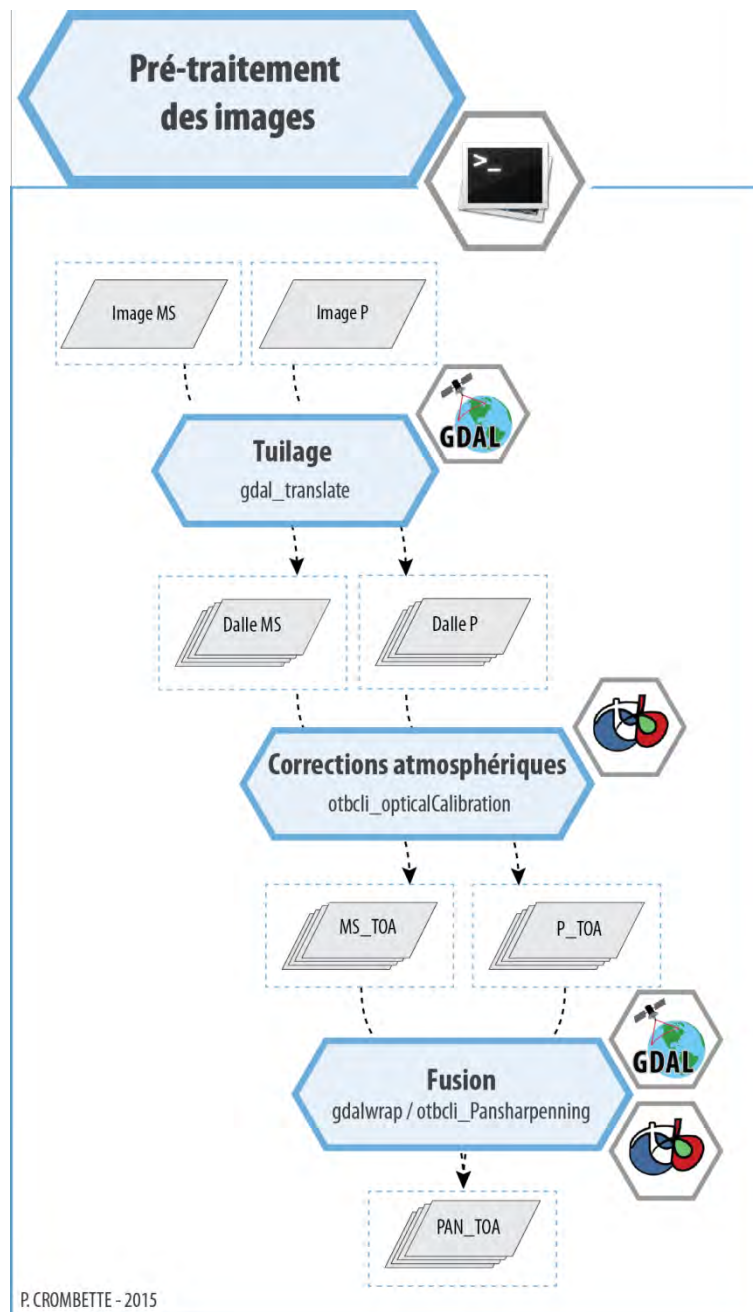


Figure 2-12. Les trois étapes de prétraitement des images.

2.3.3.1. Tuilage de l'image

Le tuilage est une opération qui consiste à découper une image en dalles de plus petite emprise tout en conservant l'ensemble de ses propriétés (nombre de bandes, résolution spatiale). Elle permet un gain de temps et surtout une exécution totale des traitements en réduisant les problèmes de mémoire vive manquante tout en permettant de traiter massivement des données sur de larges périmètres d'étude. Cette opération permet également de travailler sur des zones plus restreintes de l'image afin de s'adapter aux besoins des études.

Même si la chaîne de traitement développée pourrait s'appliquer à des scènes entières, nous proposons de tuiler toutes les images mises à notre disposition qui ne l'étaient pas encore, à savoir l'ensemble des images Pléiades exceptée celle de Toulouse-2013 distribuée par l'IGN, fusionnée et tuilée.

Ce tuilage a été intégré au script et utilise la bibliothèque GDAL/OGR via la fonction « *gdal_translate* ».

2.3.3.2. Corrections géométriques et atmosphériques

La deuxième étape des prétraitements des images satellites consiste à appliquer un ensemble de corrections (géométriques et radiométriques) afin de convertir le signal enregistré par le satellite en une variable physique mesurable et standardisée, pour un souci de reproductibilité des algorithmes et de comparaison des résultats d'images millésimées.

Les corrections géométriques consistent à géoréférencer les images et à corriger les erreurs dues aux effets du relief terrestre ou aux caractéristiques techniques des capteurs (positionnement du satellite sur une orbite, prise d'images en oblique...). L'ensemble des images utilisées ayant déjà été géométriquement traité par l'IGN, nous n'avons appliqué qu'une correction radiométrique.

Les corrections radiométriques corrigent quant à elles les perturbations dues aux conditions de prises de vue. Plusieurs étapes sont nécessaires afin de convertir la valeur numérique de chaque pixel en valeurs physiquement interprétables et comparables. Ainsi, ces valeurs numériques sont calibrées en luminance⁶⁹ puis en réflectance⁷⁰ selon deux niveaux de corrections :

- la réflectance au sommet de l'atmosphère (TOA) qui tient compte des caractéristiques du capteur, de son gain, de la réponse spectrale et de l'éclairement solaire ;
- la réflectance au sommet de la canopée (TOC) avec pour paramètres le gain du capteur, l'éclairement solaire, l'épaisseur optique de l'atmosphère, la pression atmosphérique et diverses données sur la composition de l'atmosphère (quantité de vapeur d'eau, quantité d'ozone, composition et quantité de gaz d'aérosol).

Ne disposant pas de l'ensemble des paramètres pour la correction de la réflectance au sommet de la canopée, nous n'avons réalisé qu'une correction TOA à l'aide du module « *OpticalCalibration* » de l'OTB. Au moment du développement de la méthode, l'application d'une correction TOC par le module de l'OTB en était encore au stade expérimental⁷¹.

Nous avons également été confrontés à un problème d'accès aux paramètres relatifs aux conditions d'acquisition de l'image nécessaires à la correction radiométrique. Nous avons constaté qu'en utilisant les images orthorectifiées par l'IGN, ces paramètres, normalement intégrés à l'image, ne sont pas lus par le module « *OpticalCalibration* » renvoyant alors une erreur de type :

```
ERROR: Invalid input image metadata. The parsing returns the following error:
itk::ERROR: OpticalDefaultImageMetadataInterface(05384C60): GetPhysicalGain
not implemented in OpticalDefaultImageMetadataInterface, no captor type found.
```

⁶⁹ La luminance est l'intensité d'une source étendue dans une direction donnée, divisée par l'aire apparente de cette source dans cette même direction.

⁷⁰ La réflectance solaire est le rapport entre l'énergie solaire réfléchie et l'énergie solaire incidente sur une surface. Ces valeurs calibrées s'étalent de [0 à 1]. Une valeur de réflectance à 0 signifie que la surface absorbe toute l'énergie solaire sans en réfléchir.

⁷¹ <http://www.orfeo-toolbox.org/CookBook/CookBooksu76.html#x105-3390005.3.1> (dernière consultation le 25/08/2015).

Autrement dit, au moment de ces premiers essais, le type de capteur (Pléiades en l'occurrence) n'était pas reconnu, empêchant l'application de la correction radiométrique.

Une solution consiste à extraire ces métadonnées dans un fichier « .geom » à partir des données brutes en utilisant l'application « *ReadImageInfo* ». Ce fichier peut ensuite être utilisé en appliquant une surcharge du nom du fichier image afin d'utiliser un fichier de métadonnées externe. La syntaxe de surcharge est la suivante :

```
Chemin_image?&geom=chemin_fichier_geom
```

La seconde difficulté qui en découle réside dans le type de fichiers fournis par l'IGN, en l'occurrence des images orthorectifiées au format GeoTIFF (.tif) ou JPEG 2000 (.jp2). Or, l'extraction du fichier de métadonnées « .geom » a échoué sur ces fichiers et ne semble se faire qu'à partir des fichiers images bruts, non transmis par l'IGN. Nous avons donc fait appel au CNES afin d'obtenir ces fichiers de métadonnées pour chaque image à traiter.

Mentionnons également que ce type de traitement reste surtout nécessaire lorsque l'on réalise une analyse diachronique plutôt qu'une classification à un instant donné.

2.3.3.3. Fusion des images panchromatiques et multispectrales

La troisième opération de prétraitement consiste à fusionner une image multispectrale (MS) avec une image panchromatique (P), de mêmes références spatiales, afin d'obtenir une image combinant la résolution spatiale de l'image panchromatique et la richesse spectrale de l'image multispectrale (Pohl et Van Genderen, 1998; Svab et Osti, 2006). Ce traitement, autrement appelé « *pan-sharpening* », permet de travailler à partir d'images de résolutions spatiales et radiométriques différentes ou même d'exploiter des images multidates et multisources.

Nous avons donc appliqué sur l'ensemble des couples d'images Pléiades (P et MS) un algorithme simple de fusion, « *Simple RCS pan-sharpening* », à savoir que l'image fusionnée correspond à la somme des canaux multispectraux. Cette opération, réalisée avec l'OTB et GDAL/OGR (figure 2-12), nécessite en entrée une image panchromatique ainsi qu'une image multispectrale dont la résolution spatiale a été préalablement rééchantillonnée par un facteur 4 selon une interpolation bicubique.

Initialement, le rééchantillonnage avait été testé en utilisant le module « *Surperimpose* » de l'OTB. Aussi, en appliquant le rééchantillonnage bicubique sur les images MS, nous avons constaté en sortie que la dimension des images résultantes différait de quelques pixels comparée à l'image P correspondante (tableau 2-3). Cette différence, aussi minime soit-elle pour les deux images testées⁷², ne permet pas d'utiliser cette OTB-Application.

Au moment du développement de la chaîne méthodologique, une solution permettant de contourner cette difficulté a été d'utiliser la commande « *gdalwarp* » de la bibliothèque GDAL.

⁷² La différence de dimension représente entre 3 et 4 pixels en plus ou en moins pour l'image rééchantillonnée, soit 1 pixel pour l'image MS non traitée à 2,5 m de résolution spatiale. Autrement dit, cette erreur représente dans la réalité entre 1,5 et 2 m d'écart, sans certitude sur la localisation de cette erreur.

Tableau 2-3. Dimensions des images MS et P après rééchantillonnage.

Image	MS_Resample (px)	P (px)	XS – P (px)
Toulouse-2012	49 348 * 40 452	49 344 * 40 448	4
Davantaygue-2012	18 056 * 36 056	18 059 * 36 059	-3

La figure 2-13 présente un extrait cartographique de ce traitement sur la commune de Muret (31).



Figure 2-13. Résultat obtenu après fusion de deux images Pléiades MS et P orthorectifiées.

CONCLUSION DE LA PREMIÈRE PARTIE

Cette première partie nous a permis d'exposer les principaux concepts amenant à la mise en place de la Trame verte et bleue.

Sur le plan écologique, la TVB présente de nombreux intérêts : protection de la biodiversité, limitation de la fragmentation des écosystèmes, reconnaissance de territoires dédiés à la biodiversité. Scientifiquement, cette notion n'est pas toujours clairement définie et s'inscrit dans un schéma en construction regroupant plusieurs domaines de recherche qui s'intéressent au fonctionnement des espèces (écologie, zoologie, botanique), à la spatialisation des phénomènes (géographie et analyse spatiale) ou à la société (sociologie, ethnologie, aménagement du territoire, droit de l'environnement ou de l'urbanisme).

Juridiquement, la TVB est un apport indéniable des lois Grenelle en matière de protection de la biodiversité. Constituée d'espaces protégés et de territoires assurant leur connexion, la mise en application juridique de la TVB intègre plusieurs branches du droit français avec le droit rural, le droit de l'urbanisme et de l'aménagement du territoire ou encore le droit de l'environnement, compliquant d'autant l'approche législative.

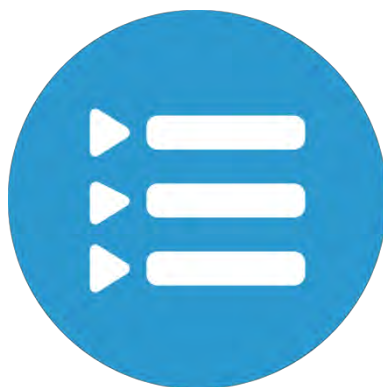
Nous avons ainsi noté que le juriste tout comme l'écologue affichent une volonté forte d'instaurer ou de restaurer des continuités écologiques. Or, le corridor, élément essentiel dans la constitution d'un réseau écologique qui assure « *des connexions entre des réservoirs de biodiversité, offrant aux espèces des conditions favorables à leur déplacement et à l'accomplissement de leur cycle de vie* » (décret n° 2012-1492), n'a pas le même sens pour le scientifique et pour le législateur. Ce dernier a en effet cherché à simplifier ces concepts écologiques complexes dans un souci de généralisation et d'application d'une réglementation à un niveau national (Boitani *et al.*, 2007). Nous constatons alors que dans ses définitions de Trame verte et bleue, la notion de matrice n'apparaît pas, contrairement à l'écologie où celle-ci fait pleinement partie du modèle de référence « matrice-tache-corridor » à mettre en place (Forman et Godron, 1986).

Le deuxième chapitre a quant à lui fixé le cadre d'étude, en présentant les quatre territoires et les images satellitaires associées que nous utiliserons au cours de cette recherche. Nous avons également exposé notre volonté de déployer une méthode de traitement libre et la plus automatisée possible sur une station de travail « classique ». Concernant cet aspect technique, le lecteur pourra se référer à quelques précisions portées en Annexe C p. 335.

Au cours de la deuxième partie, nous allons nous intéresser aux méthodologies de mise en application de la TVB et aux données utilisées dans ce cadre. Nous chercherons à répondre à quelques questionnements :

Bien que la France dispose aujourd'hui de bases de données spatialisées pour l'étude de l'occupation des sols, dispose-t-elle de données assez précises pour l'étude des TVB sur l'ensemble des territoires, tant ruraux qu'urbains ?

Les outils de la géomatique peuvent-ils répondre à ces difficultés d'accès à une donnée adéquate ?



Partie 2.

ÉTAT DE L'ART ET APPROPRIATION MÉTHODOLOGIQUE

La deuxième partie de ce mémoire s'attache à présenter les méthodologies d'identification et de caractérisation des TVB ainsi que des bases de données utilisées à cet effet.

Nous avons constaté qu'il existait beaucoup de méthodes, plus ou moins simples à mettre en œuvre, majoritairement développées pour des études en milieux naturels et ruraux. Peu d'entre elles cherchent à répondre à ces questions d'identification en ville. Ce troisième chapitre propose un état de l'art des approches et des outils d'élaboration des TVB.

Dans un quatrième chapitre, nous avons choisi d'appliquer l'une d'entre elles dans un contexte urbain, afin d'identifier si ce type de méthode pouvait être transposable en l'état, à partir des données vectorielles disponibles. Trois d'entre elles seront utilisées dans ce cadre.

Chapitre 3. État de l'art des méthodes d'élaboration des Trames vertes et bleues71

3.1.	Généralités méthodologiques	71
3.2.	Les mesures de connectivités structurelles	75
3.3.	Les méthodes fonctionnelles	77
3.4.	Recueil d'expériences	81
3.5.	Le difficile choix d'une méthodologie adaptée au milieu urbain	86

Chapitre 4. Application d'une méthodologie structurelle en milieu urbain.....89

4.1.	Description de quelques BD d'OCS adaptées à la thématique des TVB.....	89
4.2.	Comparaison de trois bases de données d'occupation du sol	105
4.3.	Application de la méthode d'analyse des potentialités écologiques	110

Chapitre 3. ÉTAT DE L'ART DES MÉTHODES D'ÉLABORATION DES TRAMES VERTES ET BLEUES

Quelle que soit l'échelle considérée, le suivi des Trames vertes passe d'abord par leur identification cartographique. Cette représentation cartographique vise à préciser les zones du territoire (intercommunal, communal, quartier) sur lesquelles doivent s'appliquer des orientations ou des règles précises et spécifiques aux continuités écologiques. Nous l'avons vu au cours du premier chapitre, la mise en place de la trame repose sur deux documents-cadres. Le premier précise les orientations nationales, le second doit être décliné au sein des régions. L'ambition de ces deux documents reste en revanche théorique.

La première section vise donc à présenter les généralités méthodologiques proposées par ces documents qui ambitionnent de guider la mise en place des TVB sans pour autant imposer des réglementations strictes. De cette manière, les acteurs du territoire disposent d'une certaine latitude (mais également une difficulté) dans l'appréciation, l'interprétation et l'application des différentes notions.

Les sections suivantes présentent ensuite différentes approches et méthodes dans l'élaboration des TVB, car les recherches scientifiques sont encore relativement récentes et pluridisciplinaires. La première approche s'oriente sur une entrée paysagère et géographique, privilégiant des structures qui facilitent la connexion des habitats naturels, et mettant de côté la variété des espèces. La seconde entrée envisage une approche plus fonctionnelle, orientée « espèces ». Cette approche se base alors sur des espèces sélectionnées pour leur représentativité à dire d'experts ou sur des modèles complexes, difficiles à paramétrer, mais plus réalistes que la première orientation. Une description de ces différentes méthodologies est présentée dans les sections suivantes.

3.1. Généralités méthodologiques

Une méthode globale en quatre étapes

Dans le cadre des travaux du COMOP Trame verte et bleue, le Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDDM), appuyé par d'autres organismes comme l'Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA), le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) et le Service d'Études sur les Transports, les Routes et leurs Aménagements (SETRA), a rédigé deux documents-cadre afin de présenter les grands principes et les enjeux de la TVB ainsi que des recommandations méthodologiques pour les régions commençant la réalisation de leur SRCE. La temporalité de réalisation de ces projets étant bien différente d'une région à l'autre, il n'a pas été imposé de méthode unique. Seuls les critères de cohérence nationale présentés dans le second document sont à respecter (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010) dès lors que la méthode adoptée par une région coïncide avec les objectifs de la TVB qu'elle s'est fixée, les enjeux présents sur son territoire et la disponibilité des données à utiliser.

Afin d'appliquer ces recommandations à différentes échelles, ces documents ont été complétés par deux guides méthodologiques pilotés par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Midi-Pyrénées pour la prise

en compte des Trames vertes et bleues dans les SCoT et les PLU (Belmont *et al.*, 2010; Bertaina *et al.*, 2012).

Il en ressort que, pour des études régionales, chaque méthode va suivre un schéma selon quatre étapes, à savoir (Belmont *et al.*, 2010) :

- **P'identification des réservoirs de biodiversité** à l'aide de plusieurs sources d'information comme les zonages issus d'inventaires ou de procédures réglementaires (ZNIEFF, Natura 2000, Parc Naturel...), les données ponctuelles sur la présence d'habitats/d'espèces, la qualité des milieux basée soit sur un critère de perméabilité des milieux soit sur une analyse multicritères ;
- **P'analyse des continuités écologiques** selon plusieurs méthodes comme une interprétation visuelle avec traçage manuel des connectivités, une méthode de dilatation-érosion par traitements informatiques, une analyse des distances entre réservoirs ou encore une analyse de la perméabilité des milieux aux déplacements d'espèces cibles (Berthoud *et al.*, 2004). Ces méthodes sont reprises en détail dans les sections 3.2 et 3.3 ;
- **P'analyse de la fragmentation** naturelle (cours d'eau, falaise...) ou anthropique (infrastructures linéaires, urbanisation...);
- **le croisement avec des documents d'urbanisme** et des projets d'aménagements du territoire.

Pour la rédaction des SRCE, le COMOP propose d'intégrer des données espèces à cette méthodologie de base en élaborant une liste d'espèces déterminantes selon différents critères de sélection (rareté et vulnérabilité, espèces d'intérêt national ou pour lesquelles la mise en place d'une TVB est jugée pertinente, populations isolées de l'aire de répartition principale) pour ensuite identifier des sous-trames correspondantes. Cette approche permet d'adapter la méthodologie selon les spécificités régionales, les enjeux du territoire et le nombre d'espèces animales considéré, bien que l'on retrouve généralement cinq principales sous-trames (zone humide, aquatique, milieux ouverts, milieux forestiers et landes) (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010) (figure 3-1).

Chaque réservoir de biodiversité identifié au cours de la première étape sera ensuite associé à une sous-trame.

L'assemblage de celles-ci constituera la Trame verte et bleue globale du territoire étudié.

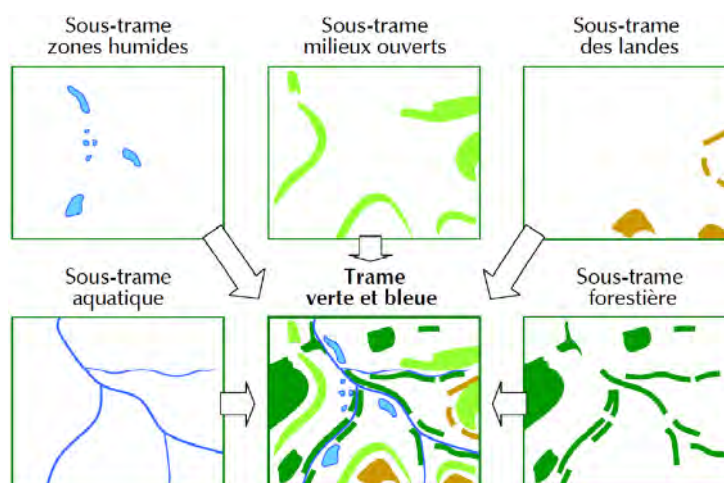


Figure 3-1. Exemple de Trame verte et bleue composée de sous-trames écologiques spécifiques (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010).

Ce mode de fonctionnement laisse déjà entrevoir des difficultés de réappropriation de cette méthodologie en milieu urbain où l'occupation du sol est bien différente d'un milieu agricole ou naturel.

Cette méthodologie se veut générale, mais semble critiquable sur certains points. Par exemple, l'identification des réservoirs de biodiversité fait appel à des zonages réglementaires existants. Or, Couderchet et Amelot (2010) interrogent déjà la cohérence d'un de ces zonages, les ZNIEFF, et mettent en avant de fortes disparités et incohérences interrégionales puisque chaque région est responsable de ces inventaires écologiques. Ces inégalités peuvent donc poser problème pour la réalisation d'études et de diagnostics écologiques. D'autre part, cette méthode préconise l'utilisation de données espèces, pour lesquelles la connaissance scientifique n'est pas exhaustive. Enfin, la liste d'espèces proposée dans un souci de cohérence nationale ne concerne pas tous les groupes taxonomiques (Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie, 2014a, p. 15), et favorise donc certaines espèces plutôt que d'autres. Cette liste est disponible en annexe 1 du document cité (p. 27) et référence les espèces sensibles par région et par groupe taxonomique (vertébrés et invertébrés).

Déclinaison méthodologique au sein des SCoT

Le CEMAGREF (2010) a étudié la mise en place des TVB sur 21 SCoT nationaux. Cette étude met en avant la multiplicité des méthodes employées dans l'identification des réservoirs de biodiversité et des continuités écologiques. Onze de ces SCoT ont utilisé des sous-trames dont le nombre varie en fonction des milieux et de la disponibilité des données : de 3 à 7 sous-trames différentes.

Les méthodes d'identification des réservoirs de biodiversité varient également. La majorité des études s'appuie sur les zonages d'inventaires, réglementaires ou bénéficiant de protection spécifique pour lesquels les données sont souvent accessibles auprès des structures publiques (ZNIEFF, Arrêté de Protection de Biotope (APB), Natura 2000, Réserve Naturelle (RN), Espace Naturel Sensible (ENS), zones humides...). Certains SCoT affinent ces zonages en s'appuyant sur la présence d'espèces ou d'habitats et en évaluant la qualité des milieux.

L'identification des corridors écologiques se base également sur plusieurs méthodes. L'interprétation visuelle complétée par un travail de vérification terrain est largement dominante (13 cas). Quelques SCoT utilisent la méthode de perméabilité des milieux (§ 3.4.2 p. 82) ou de dilatation-érosion (§ 3.4.3 p. 83). Plus anecdotique, certains se reposent sur le réseau hydrographique ou les cheminements doux (pistes cyclables, voies piétonnes...) et se veulent très schématiques afin de laisser une certaine marge de manœuvre lors de la déclinaison des connectivités écologiques dans les PLU.

Quant aux échelles de travail et de représentation, aucune règle n'est établie, et elles couvrent une très large plage, du 1/5 000^e au 1/250 000^e.

Déclinaison méthodologique dans les PLU

De la même façon, à l'échelle des PLU, les méthodes sont également très variables. L'identification des éléments sur lesquels les corridors peuvent s'appuyer (bandes enherbées, canaux, bosquets, pâtures, alignements d'arbres, etc.) peut être visuelle, basée sur la méthode d'identification des continuums ou sur le choix d'espèces cibles associées à des relevés de terrain.

D'autre part, sur l'analyse de douze PLU réalisés avant la loi de 2010 par le MEDD/TL (2011b), seul deux ont œuvré pour la mise en place d'une cohérence intercommunale (Gelos et Rennes). Or, même si ce travail d'identification doit être décliné à différentes échelles, il est important de maintenir cette cohérence entre les limites administratives comme l'avaient déjà illustré Couderchet et Amelot (2010) pour les ZNIEFF.

À partir de l'État Initial de l'Environnement (EIE), les corridors sont ensuite intégrés dans le Projet d'Aménagement et de Développement Durable (PADD) du PLU communal pour y être traduit à l'aide d'orientations d'aménagement par secteur pour les zones urbaines, et un zonage réglementaire pour les zones non urbaines.

Tous ces éléments de continuités écologiques doivent être identifiés dès l'étape de diagnostic lors de l'élaboration des documents d'urbanisme. Pour les SCoT ou les PLU, le PADD constitue donc une déclaration d'intention politique des élus du territoire en fixant des objectifs ou des orientations de préservation des milieux et des continuités écologiques. Parallèlement, des objectifs chiffrés peuvent également être rédigés en vue de la maîtrise de l'étalement urbain et de l'amélioration du cadre de vie (seuils et objectifs de densité de logements, nombre d'hectares urbanisables par commune...) (Brouard-Masson *et al.*, 2013).

Les données utilisées

Cette analyse et cette représentation cartographique des Trames vertes et bleues ont donc recours à des connaissances écologiques qui peuvent être réduites et centrées sur quelques espèces protégées ou représentatives d'habitats précis, ainsi qu'à des connaissances sur l'occupation du sol.

Les données biologiques sont généralement obtenues à la suite d'inventaires faunistiques et floristiques, en complément d'une expertise préalable. Bien souvent, ces données sont peu mobilisables et complexifient la mise en application des méthodes qui les utilisent.

Concernant les bases de données géographiques, l'idéal serait qu'elles soient homogènes, disponibles et compatibles avec une cartographie détaillée des TVB à différents niveaux d'échelle sur l'ensemble du territoire national. Seulement, ces données ne sont pas légion en France. Pour un certain nombre de régions, l'élaboration des SRCE s'appuie donc sur la base de données CORINE Land Cover (CLC) de l'Institut Français de l'ENvironnement (IFEN) qui dispose d'indéniables avantages :

- elle présente une très bonne couverture puisqu'elle peut s'acquérir sur le territoire national, et même européen, sur quatre périodes temporelles (1990, 2000, 2006 et 2012) permettant ainsi des études diachroniques,
- sa nomenclature est connue, car régulièrement utilisée dans différents domaines d'étude par de nombreux acteurs du territoire,
- sa classification emboîtée permet de créer si nécessaire des niveaux plus détaillés et riches.

En revanche, sa petite échelle de représentation fixée au 1/100 000^e est inadaptée pour des études locales et cette base de données présente malgré tout des erreurs d'interprétation en raison d'une UMC fixée à 25 ha (cf. p 91). Sa précision thématique globale est de 85 % (Copernicus Programme, 2015).

D'autres bases de données d'occupation du sol existent, mais ne sont pas toujours exhaustives sur le territoire national. Nous pouvons citer les données SPOT Thema⁷³, la base de données Urban Atlas⁷⁴ uniquement disponible pour des agglomérations européennes de plus de 100 000 habitants, ou encore des bases de données propres aux régions ou aux territoires telles que le Mode d'Occupation du Sol (MOS) de la région Île-de-France ou « OCSOL-PACA » élaborée sur la base de données CLC, mais adaptée aux spécificités régionales de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. De plus en plus de régions ou départements s'orientent vers la constitution de leur propre MOS, rendant plus compliquée la mise en place d'une méthodologie homogène d'identification des TVB. Quelques-unes de ces bases de données sont présentées dans le chapitre 4.

L'étape complexe d'identification des continuités écologiques

Au-delà de la première étape d'identification des réservoirs de biodiversité, la plus grosse difficulté dans la cartographie des TVB en milieu urbain et de surcroît à grande échelle, se présente surtout lors de l'identification des corridors écologiques et la mesure de la connectivité écologique (p. 71). Cette connectivité est soumise à de nombreux paramètres qui ne permettent pas toujours de réaliser une approche exhaustive en raison d'un manque de connaissance de la dispersion des espèces et les critères contraignants de déplacements. Même si des caractéristiques structurelles commencent à être suggérées, la qualité et la composition même du corridor restent encore des sujets de recherche à développer (Bergoënd *et al.*, 2013).

L'analyse de la littérature scientifique souligne un nombre important de méthodes et d'outils de mesure de la connectivité d'un paysage. Ces outils vont considérer différents paramètres liés aux caractéristiques du paysage étudié et peuvent être rattachés à trois typologies, de la plus simple à la plus complexe : méthode structurelle, méthode fonctionnelle potentielle et méthode fonctionnelle réelle. Ces méthodes sont présentées puis illustrées à l'aide de quelques exemples d'expériences dans les sections suivantes.

3.2. Les mesures de connectivités structurelles

La connectivité structurelle semble être la moins complexe à évaluer. Les méthodes associées à cette connectivité analysent les attributs paysagers (taille et nombre de taches d'habitats...). Quatre méthodes de mesure sont présentées dans ce paragraphe et s'appuient sur les synthèses de Calabrese et Fagan (2004) et de Kindlmann et Burel (2008).

La présence/absence ou la nature des continuités

Certains auteurs assimilent la connectivité à la présence ou l'absence de corridors entre les habitats (Anderson et Danielson, 1997), la largeur (Andreassen *et al.*, 1996) ou la longueur du corridor (Haddad, 2000) en faisant abstraction des espèces qui peuvent y vivre. Le pourcentage ou le nombre de corridors sont alors considérés comme des mesures de

⁷³ Cette donnée est produite par Astrium Services (dernière consultation le 20/08/2015) : http://www2.astrium-geo.com/files/pmedia/public/r4282_9_geo_035_spotthema_fr_low.pdf

⁷⁴ Cette donnée est produite par l'Agence Européenne de l'Environnement. Nous la présentons plus en détail § 4.1.2 p.90 (dernière consultation le 20/08/2015) : <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/urban-atlas>

connectivités structurelles. Ces indices sont relativement simples à appliquer, pour autant ils considèrent la matrice paysagère comme étant totalement imperméable au déplacement des espèces. Dans ce cas, le corridor est considéré comme une bande étroite et continue d'habitats reliant des taches d'habitats.

Les mesures de contagion et percolation

Cet indice mesure la contiguïté d'habitats dans un paysage divisé en cellules et permet, en faisant varier l'échelle des cellules, de déterminer des résolutions-seuils à partir desquelles la connectivité chute. La théorie de la percolation a été utilisée pour prédire ces seuils critiques et évaluer l'influence de la fragmentation sur les processus écologiques (Gardner *et al.*, 1987; O'Neill *et al.*, 1988).

Les métriques paysagères

La connectivité structurelle peut également s'évaluer à l'aide de métriques paysagères. Il peut s'agir par exemple de calculer le nombre et les superficies des taches, le ratio périmètre/surface (Goodwin et Fahrig, 2002), l'indice de forme, la dimension fractale ou la cohésion, l'uniformité ou la diversité des taches (Schumaker, 1996), le degré de contiguïté, ou l'indice de maille effective (Jaeger, 2000).

Ce dernier indice a été développé afin de mesurer le degré de morcellement du territoire et permet de calculer la probabilité que deux points choisis au hasard dans une zone d'étude soient connectés et non séparés par des routes par exemple. Un indice élevé est alors le signe d'un habitat peu fragmenté et donc favorable au déplacement des espèces. Malgré tout, le maillage effectif appréhende le territoire de façon binaire, les obstacles sont supposés infranchissables et les déplacements à l'intérieur des taches sont libres de toutes contraintes, la matrice étant considérée comme homogène. Cet indice mesure la fragmentation du paysage dans son ensemble et non celle de chaque habitat présent sur le territoire. Néanmoins, Jaeger (2000) avance un argument favorable à cette mesure, à savoir qu'elle permet de caractériser la fragmentation de la zone d'étude indépendamment de sa taille autorisant ainsi les comparaisons d'une zone d'étude à une autre.

L'avantage général de ces indices est qu'ils sont rapidement mobilisables pour caractériser la connectivité sur de larges territoires. Malgré tout, ils seraient de moins bons indicateurs de connectivité que ceux liés à la distance (Goodwin et Fahrig, 2002).

Les distances inter-taches

En théorie, la probabilité de colonisation des taches est fonction de divers paramètres des taches elles-mêmes (taille, forme, qualité de l'habitat), des espèces ou de la matrice. Il est généralement impossible de modéliser l'ensemble de ces facteurs, occasionnant ainsi une simplification des modèles. La mesure de connectivité peut aller de la forme la plus simple avec le calcul d'une distance euclidienne minimale séparant les taches – que la tache soit ou non occupée par une espèce –, à des calculs plus complexes et plus efficaces, intégrant une analyse globale du paysage afin d'identifier une distance de dispersion estimée, comme pour la méthode du tampon ou celle de dilatation-érosion (Bender *et al.*, 2003; Moilanen et Nieminen, 2002). Dans ce dernier cas, la connectivité est fonction du nombre et de la superficie de toutes les taches occupées se trouvant dans le rayon d'une zone tampon, dont la valeur est souvent fixée arbitrairement (Calabrese et Fagan, 2004). Cette méthode est schématiquement

représentée dans la figure 3-2. La dilatation (2) consiste à élargir l'entité d'une largeur fixée arbitrairement, ou correspondant aux capacités de dispersion d'une espèce ou d'un groupe d'espèces. Certaines taches élargies proche vont alors fusionner, traduisant ainsi la présence d'un corridor potentiel. L'érosion (3), d'une largeur identique à celle de la dilatation en négatif, va ensuite supprimer les zones non connectées et permettre d'identifier visuellement les habitats connectés ou non.

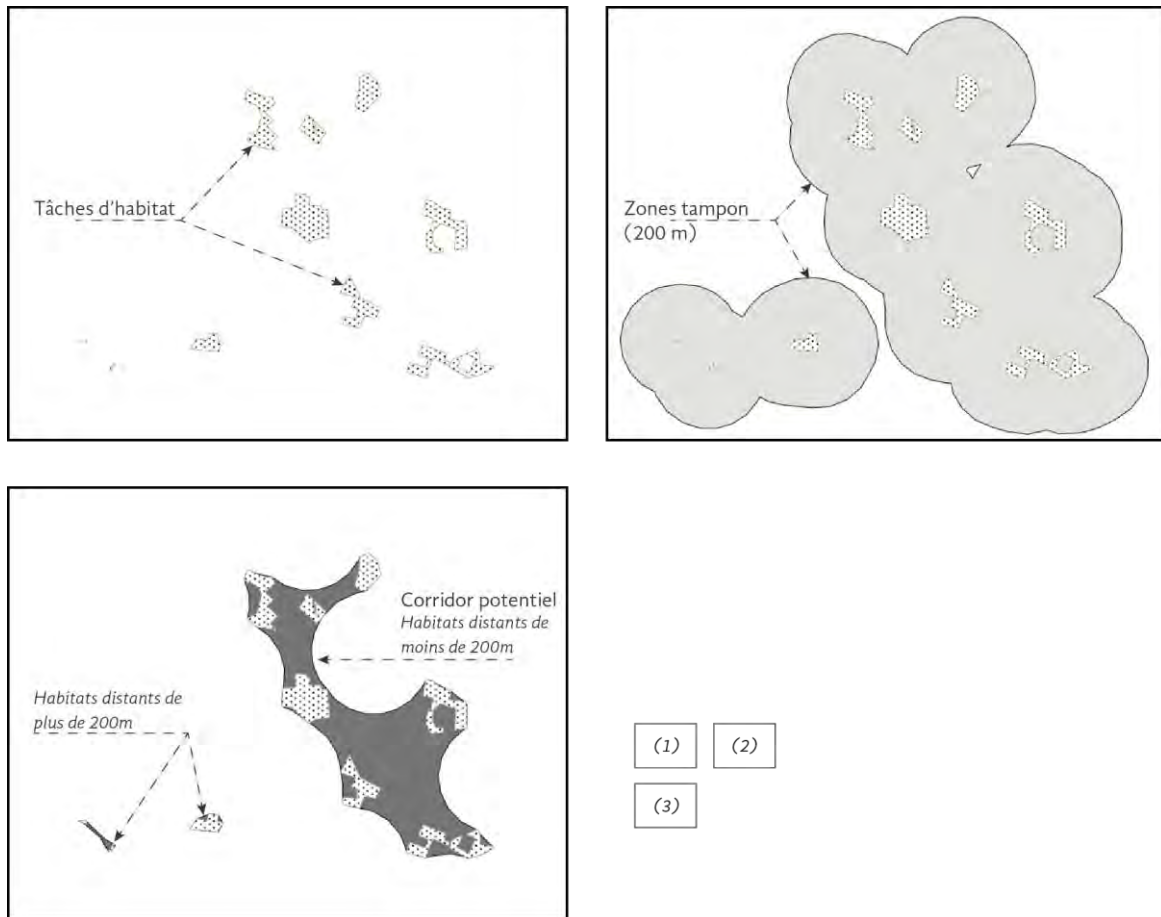


Figure 3-2. Procédure de « dilatation-érosion ». (1) État initial, (2) phase de dilatation (200 m), (3) phase d'érosion (-200 m) (d'après Allag-Dhuisme *et al.*, 2010).

Dans l'ensemble, ces mesures de connectivité structurelle considèrent la matrice paysagère comme étant perméable, mais elles ne prennent pas en compte son hétérogénéité, assumant que le déplacement des espèces y serait homogène. Afin de tenir compte des capacités de dispersion des espèces, nous pouvons nous tourner vers d'autres mesures de connectivités fonctionnelles.

3.3. Les méthodes fonctionnelles

Comme nous l'avons déjà évoqué, l'approche fonctionnelle nécessite des données espèces. En revanche, et compte tenu du nombre important d'espèces pouvant occuper un même paysage, une approche basée sur chacune de ces espèces ne peut être envisageable. Afin d'appréhender cette fonctionnalité, deux approches peuvent s'envisager.

La première consiste à raisonner par grand type d'habitat (milieu forestier, agricole, prairial, zone humide). L'habitat naturel est une « *unité naturelle, bien identifiable, essentiellement caractérisée par sa végétation, son climat, son exposition, son altitude, sa géologie – sous-sol –, sa pédologie, et par les activités humaines qui y ont lieu* » (Géhu, 2006). Il s'agit alors d'identifier, par le biais d'analyses spatiales, des continuités physiques et géographiques entre des milieux similaires et complémentaires. Ces similitudes et complémentarités s'apprécient le plus souvent sur des critères floristiques et phytosociologiques (habitats naturels).

La seconde approche consiste à étudier la connectivité fonctionnelle en se référant malgré tout à des espèces, mais selon deux orientations :

- en sélectionnant des guildes d'espèces communes, dont les populations sont nombreuses sur la zone d'étude,
- en étudiant des « espèces parapluies » (Roberge et Angelstam, 2004), emblématiques ou bien spécialistes. Dans ce cas, cette espèce, dont le domaine vital et les besoins écologiques sont assez larges, assure la protection d'autres espèces moins exigeantes (Ramade, 2002).

En général, cette seconde approche fonctionnelle est plus adaptée à la faune (non volante) qu'à la flore pour laquelle on raisonne plutôt par entités naturelles. Elle nécessite des inventaires et des expertises scientifiques. Bien souvent, ce choix d'espèce ou de groupes d'espèces étudiés, relativement peu nombreux (Folke *et al.*, 2005), n'est pas toujours subjectif et peut être orienté en faveur de données disponibles sur le territoire étudié ou par des besoins de connaissances plutôt que de protection (Beier et Noss, 1998; Stevens et Baguette, 2013).

3.3.1. Les mesures de connectivités fonctionnelles potentielles

L'évaluation de la connectivité fonctionnelle potentielle utilise des attributs paysagers qui peuvent être combinés à des données de dispersion des espèces. Six méthodes de mesure de connectivités fonctionnelles potentielles sont présentées dans ce paragraphe.

Les probabilités de déplacements inter-taches

Cette mesure estime la probabilité moyenne de déplacement entre deux taches et peut également tenir compte des changements de phase de cycle de vie des individus lors de leur déplacement. Les principales erreurs de ce modèle sont liées à de mauvaises classifications des habitats favorables et estimations de la distance de dispersion et des taux de survie/mortalité. Ruckelshaus *et al.* (1997) suggèrent dans ce cas de simplifier les modèles afin d'améliorer la compatibilité entre la qualité des données disponible et la complexité des modèles.

La recherche d'habitat favorable

Cette mesure calcule le temps moyen de recherche d'une tache d'habitat par des individus aléatoirement placés dans la matrice (Tischendorf et Fahrig, 2000). Cette méthode nécessite une bonne connaissance des espèces en jeu et ne prend en compte que les temps de recherche couronnés de succès.

Le taux d'immigration

Cet indice calcule le succès de dispersion. Il représente le nombre d'évènements d'immigration parmi toutes les taches d'habitats divisé par le nombre total d'individus. Plus ce taux est faible, plus la tache est isolée (Tischendorf et Fahrig, 2000). Kindlmann et Burel (2008) considèrent que ce taux d'immigration est, là encore, fonction de plusieurs facteurs comme la quantité de taches inhabitées, la nature de la matrice, les capacités de déplacement ou encore le taux de mortalité.

La perméabilité de la matrice

Cette mesure, basée sur un modèle de « distance-coût », s'appuie sur l'influence de la résistance pour le déplacement des individus au sein d'une matrice paysagère (Adriaensen *et al.*, 2003). Les types d'habitats n'offrent pas la même résistance, certaines occupations du sol peuvent freiner le déplacement, d'autres au contraire peuvent le favoriser (Debinski et Holt, 2000).

Dans le cadre du projet d'élaboration du réseau écologique national (REN), plusieurs approches utilisant ce critère de perméabilité ont été développées pour cartographier les réseaux d'interconnexions avec finalement la proposition d'une méthode de calcul « distance-coût ». Celle-ci modélise la capacité des espèces à se déplacer en fonction d'un « coût potentiel de dispersion » d'un animal symbolique se déplaçant dans le paysage. Une valeur de résistance est attribuée à chaque occupation du sol, proportionnelle à l'effort admis par cette espèce pour se déplacer dans un milieu autre que celui de son cycle de vie. Si le modèle ne tient pas compte de l'hétérogénéité de la matrice paysagère, le déplacement sera linéaire et constant. Au contraire, l'utilisation de coût de friction, variable en fonction de l'occupation du sol modifiera en conséquence la distance de déplacement.

La zone de propagation est alors considérée comme étant le continuum théorique de l'espèce. Après une phase de test, la matrice de coefficients de résistance utilisée dans le cadre du Réseau Écologique National (REN) se divise en quatre niveaux (0 pour un réservoir de biodiversité, 5 pour un milieu attractif, 30 pour un milieu peu fréquenté et 100 pour un milieu répulsif) (Berthoud *et al.*, 2004, p. 35). Dans cette méthode, les espèces ne sont pas directement prises en compte, mais les zones de connectivités potentielles sont conditionnées par la qualité et la diversité de la mosaïque paysagère.

La théorie des graphes

La Trame verte et bleue est un réseau de connectivités écologiques. Partant de ce constat, ce réseau pourrait être identifié et évalué grâce à la théorie des graphes, où les réservoirs de biodiversité seraient des nœuds et les corridors des liens (Bunn *et al.*, 2000; Keitt *et al.*, 1997; Urban et Keitt, 2001). Cette théorie permet avant tout d'identifier des connectivités structurelles à l'aide de calculs de chemins de moindre coût (Pinto et Keitt, 2009), mais peut aussi permettre une analyse fonctionnelle grâce à des données de dispersion des espèces. Si la distance entre deux taches d'habitats est inférieure ou égale à la distance de dispersion d'une espèce (fictive, réelle, ou guildes d'espèces), alors les taches sont considérées comme étant connectées. Des indices de connectivité permettent ensuite d'évaluer la contribution d'une tache d'habitat à la connectivité globale du réseau d'habitats étudié (Keitt *et al.*, 1997; Pascual-Hortal et Saura, 2006).

Une amélioration de la méthode consiste à calculer plusieurs voies de communication préférentielles et non plus un seul chemin de déplacement optimal. Pinto et Keitt (2009) ont ainsi développé deux indices, le coût minimum de transit conditionnel (*Conditional Minimum Transit Cost*) et les plus courts chemins multiples (*Multiple Shortest Paths*).

Cette méthode est utilisée dans une logique de priorisation (Saura et Pascual-Hortal, 2007) afin d'identifier les éléments sensibles du réseau, autrement dit, ceux à maintenir pour préserver une connectivité globale. Elle n'utilise pas obligatoirement de données espèces en tant que telle, mais elle tient compte de la qualité et l'hétérogénéité de la matrice paysagère. Elle permet également d'envisager la mise en œuvre de scénarii prospectifs (destruction, maintien ou création d'habitats favorables), selon une approche multiéchelle intégrante, de la tache d'habitat au paysage (Fagan et Calabrese, 2006).

La théorie des graphes modélise ainsi le réseau potentiel de déplacement selon une meilleure représentation de la réalité écologique que les métriques paysagères usuelles. Elle est peu exigeante vis-à-vis des données à utiliser (Calabrese et Fagan, 2004) et ne nécessite pas impérativement de données d'occurrence d'espèce. Cette section a pour vocation de présenter succinctement les différentes méthodes d'identification des connectivités écologiques. La méthode de la théorie des graphes sera développée dans une prochaine partie (cf. chapitre 7, p. 229).

Les modèles de population

D'autres modèles plus complexes cherchent à intégrer des données biologiques sur des populations comme le modèle « *Incidence Function Metapopulation* » (IFM) développé par Hanski (1994). Ce modèle mesure la contribution potentielle des taches habitées, pondérées par leur surface et la distance entre taches, sur la connectivité d'une tache étudiée. Il permet ainsi d'appréhender la capacité du paysage à héberger une métapopulation⁷⁵ et propose une analyse plus globale de la connectivité paysagère.

Le modèle de populations spatialement explicites (SEPM pour *Spatially Explicit Population Models*) nécessite quant à lui beaucoup plus de données d'entrée (taux de dispersion, taux de mortalité lié au parasitisme et à la prédation, âge et sexes des individus, qualité de l'habitat...)(Stevens et Baguette, 2013). Ce modèle exige un paramétrage précis et est difficilement reproductible. Bien que plus adapté à l'étude des dynamiques de populations, il présenterait les mêmes performances que la théorie des graphes (Minor et Urban, 2007b).

3.3.2. L'observation des taux de dispersion pour une connectivité réelle

Afin de s'assurer de la fonctionnalité, autrement dit vérifier si des déplacements ont lieu au sein d'un réseau, plusieurs méthodes sont envisageables. Ainsi, les données d'observations sur les mouvements individuels des espèces fournissent une estimation la plus directe de la connectivité effective, réelle. Ces méthodes demandent souvent du temps et de la main-d'œuvre pour leur mise en place, ce qui ne permet pas toujours de les appliquer sur de larges territoires. Selon les types d'espèces étudiées, le suivi précis du déplacement d'animaux par télémétrie, par GPS ou par la méthode de capture-marquage-recapture, individuel ou de masse, peuvent être utilisés.

⁷⁵ La métapopulation est un ensemble de populations d'une même espèce réparties dans l'espace, entre lesquelles il existe des échanges plus ou moins réguliers et importants d'individus (Gill, 1978).

Cette approche reste difficile à mettre en place dans la pratique, car elle nécessite d'obtenir des résultats suffisamment nombreux sur une période de temps raisonnable. En revanche, la quantification de la dispersion peut s'étudier à des échelles de temps plus grandes grâce à l'utilisation de données génétiques (e.g. Andreassen et Ims, 2001) et les taux de croisement consanguin (e.g. Angelone et Holderegger, 2009).

3.4. Recueil d'expériences

En dépit de l'importance de développer des connaissances et des fondements théoriques de la connectivité, les gestionnaires seront finalement plus enclins à mettre en application des méthodes pratiques de mesure de connectivité structurelle, expliquant alors la prédominance de ces méthodes dans la littérature scientifique. Les expériences présentées dans ce paragraphe illustrent ce besoin. Elles résument des méthodes d'identification des connectivités basées sur des données d'occupation du sol ou intégrant des données espèces, soit directement – au travers d'une espèce parapluie ou de guildes d'espèces –, soit indirectement, par le biais de zonages de protection.

3.4.1. Une approche par facteurs de perturbation, méthode en négatif

Plutôt que de se baser sur la détermination des milieux naturels et l'occupation du sol, cette méthode envisage d'inverser l'approche et de se fixer d'abord sur les éléments de perturbations. Ainsi, elles se basent sur les hypothèses suivantes :

- la proximité de l'urbanisation gêne jusqu'à empêcher le déplacement des espèces,
- toutes les zones non soumises aux perturbations seraient potentiellement des zones à protéger, à considérer comme des réservoirs de biodiversité,
- les éléments de perturbations anthropiques utilisés (infrastructures routières ou ferrées, ligne haute tension, bâtis, barrages...) sont normalement durables et définitifs.

Le croisement de cette cartographie d'éléments perturbateurs avec la carte des milieux naturels et des sites d'intérêt écologique localise les espaces les moins perturbés, les réservoirs de biodiversité et les corridors à préserver. Cette approche répond au manque de connaissance sur les définitions des continuums, qui peuvent varier selon les territoires d'études, et de leurs espèces représentatives qui souvent nécessitent d'être complétées par des dires d'experts. Elle se base sur des données avérées plutôt que sur des hypothèses de déplacement des espèces. Cependant, la structure du paysage n'est pas prise en compte, seuls les enjeux sur les zones très perturbées sont identifiés et il existe peu de références bibliographiques quant aux paramètres à utiliser pour identifier les zones de perturbation de chaque type d'élément anthropique.

Cette réflexion a été initiée par la Fédération Rhône-Alpes de Protection de la Nature Isère via une méthode de « Fragmentation Urbaine et Perturbations » (FUP). Elle vise à identifier les risques de discontinuités et met en évidence la formation d'alignements artificialisés qui pourraient aboutir à la constitution de murs imperméables au déplacement des espèces. Concrètement, la définition des corridors se base sur une cartographie de la trame urbanisée et sur l'utilisation de zones tampons de différentes tailles (au minimum deux dans la méthode actuelle). Cette méthode, malgré son lien avec l'enjeu de réduction de la fragmentation et une

volonté forte d'automatisation des traitements cartographiques (Julier, 2011), ne présente qu'une vision artificielle du territoire, excluant de fait la nature, élément essentiel des Trames vertes et bleues. De plus, les paramètres utilisés dans la réalisation des zones tampons ne semblent pas compatibles à des études urbaines, à savoir des zones tampons de 250 et 500 m qui peuvent alors inclure des espaces végétalisés, naturels ou agricoles. Ce choix conditionne de fait la cartographie des enjeux sur un territoire et ne peut prendre en compte l'hypothèse selon laquelle une espèce peut malgré tout accepter de se déplacer dans un milieu peu favorable à son mode de vie.

3.4.2. Une approche par dispersion, méthode de l'Aire de Migration Simulée (AMS)

Cette méthode suit une approche fonctionnelle en modélisant le territoire et en simulant le déplacement d'espèces. Elle a par exemple été utilisée dans l'élaboration du SRCE de Picardie (s.n., 2013).

La première étape consiste à identifier des guildes d'espèces. Les aires de déplacement potentielles de ces guildes à partir des réservoirs de biodiversité sont ensuite calculées par un algorithme d'accumulation de coûts. La succession des habitats non favorables, voire très résistants ou bloquants, ponctionne dans le capital départ de déplacement et le modèle arrête la migration lorsque ce capital d'une espèce ou d'une guildes d'espèce est épuisé. La seule modulation méthodologique vient de l'épuisement des « crédits » de déplacement des espèces.

Le résultat obtenu est donc un ensemble de zones accessibles par une espèce, qui sera fonction de son potentiel de déplacement et de l'hétérogénéité de la matrice. Un exemple d'AMS d'ongulés est illustré sur la figure 3-3 ci-contre.

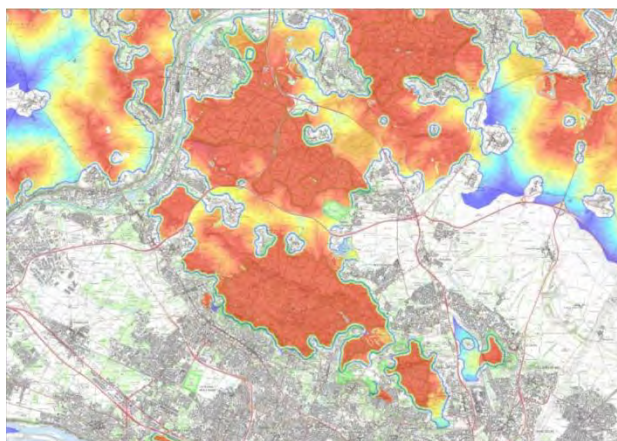


Figure 3-3. Aire de Migration Simulée des ongulés dans le secteur de Montmorency/L'Isle-Adam (95) (s.n., 2013). Plus la couleur est froide (vers le bleu), moins l'aire est atteignable.

Cette méthode dépend donc fortement de données espèces nécessaires pour évaluer le potentiel de déplacement, fixé empiriquement ou sur la base de données bibliographiques. De plus, elle évalue plutôt des déplacements migratoires, c'est-à-dire sur de longues durées (annuelles) et n'intègre pas les autres types de déplacements (courts et journaliers) (cf. § 1.1, p. 13).

3.4.3. Une approche par habitats, méthode CRENAM et la dilatation-érosion

Cette méthode développée par le Centre de Recherche sur l'Environnement et l'Aménagement (CRENAM) de l'Université de Saint-Étienne permet de travailler directement avec les sous-trames des orientations nationales et semble pertinente dans les espaces peu artificialisés. Elle se base sur une approche plutôt structurale en se fixant sur la fragmentation du milieu et met en évidence les chemins les plus directs reliant les réservoirs de biodiversité. Cette identification de liaisons potentielles est menée à partir d'un traitement informatique de « dilatation-érosion ».

Relativement simple à mettre en œuvre et rapide à appliquer, il n'en reste pas moins que les résultats ne sont pas assez proches de la réalité biologique. En effet, cette méthode s'appuie principalement sur la proximité des taches d'habitats les unes par rapport aux autres, sans prendre en compte le degré de franchissabilité des espaces entre ces habitats. Cette notion de distance entre les habitats est donc bien plus délicate et théorique en ville qu'en milieu rural.

3.4.4. Des approches d'évaluation du potentiel écologique

3.4.4.1. Méthode ECONAT et réseaux écologiques hiérarchisés

Cette méthode, développée par Berthoud (2010), combine les deux approches structurale et fonctionnelle décrites précédemment. Il s'agit dans un premier temps d'élaborer la cartographie des réseaux écologiques en identifiant la structure des continuums et leurs éléments constitutifs à partir de bases de données d'occupations du sol (CLC, SPOT Thema), selon (cf. figure 3-4) :

- des zones nodales (zones d'intérêts...);
- des zones d'extension (aires et structures linéaires);
- des marges écotonales⁷⁶, par la création d'une zone tampon autour de la zone d'extension et le croisement des obstacles;
- des corridors potentiels identifiés selon la méthode « érosion-dilatation ».

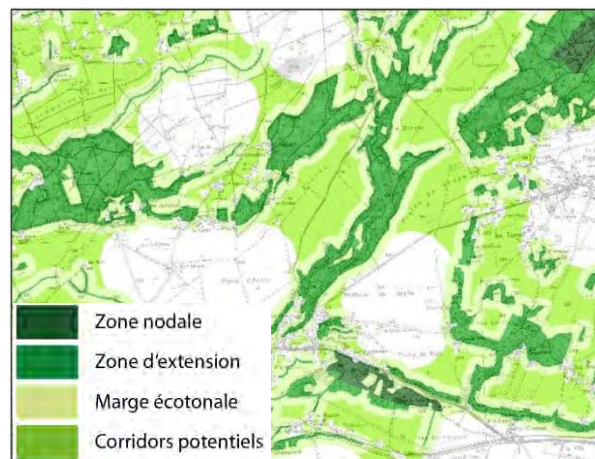


Figure 3-4. Illustration d'un continuum forestier
(Berthoud, 2010, p. 53).

Cette méthode utilise ensuite une approche fonctionnelle par une hiérarchisation de ces réseaux en calculant la Valeur Écologique (VE) des différents éléments de chaque continuum.

⁷⁶ Il s'agit d'une zone tampon souvent définie de façon indicative par un buffer de 50 à 100 m, par manque de références bibliographiques.

Cet indice est obtenu en multipliant les trois facteurs suivants :

- la qualité (Q), utilisant des indices d'intérêt patrimonial (inventaire stratifié faune-flore) et de naturalité ;
- la capacité (C), regroupant des indicateurs de surface et de complexité de structure (rapport surface/périmètre) ;
- la fonction (F), qui tient compte de la polyvalence des continuums et du niveau de connectivité des espaces.

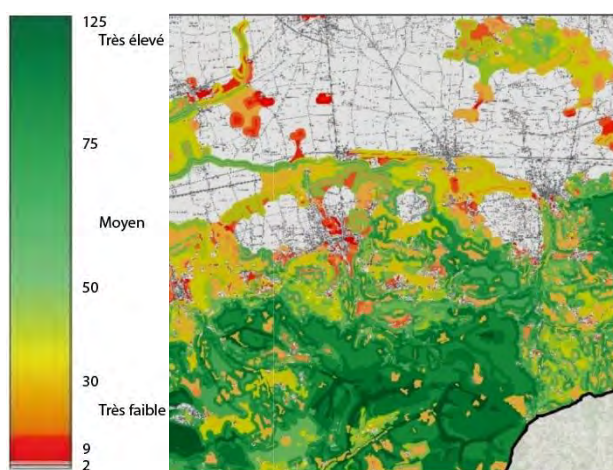


Figure 3-5. Carte de synthèse du réseau forestier hiérarchisé par son potentiel écologique (Berthoud, 2010, p. 83).

Le réseau est ensuite validé par un modèle animal utilisant des capacités de dispersion. Cette méthodologie utilise la notion de marge écotonale, intéressante pour les zones naturelles et agricoles, mais qui semble peu adaptée aux zones urbaines ou périurbaines. Elle est plutôt complexe et lourde à mettre en œuvre, notamment pour la partie fonctionnelle. L'attribution des coefficients de résistance n'est pas explicite et relativement critiquable du fait de la subjectivité de ces coefficients.

3.4.4.2. Méthode d'analyse multicritères et analyse des potentialités écologiques

Cette méthode a été développée par le bureau d'études *Greet ingénierie*, devenu aujourd'hui *Biotope*. Elle permet d'évaluer la qualité des milieux plutôt que l'identification stricte de réservoirs de biodiversité. Cette approche est plutôt structurelle et se fonde sur une analyse géographique des données d'occupations du sol (Direction Régionale de l'Environnement du Nord-Pas-de-Calais et Biotope GREET, 2008). L'évaluation des potentialités écologiques se base ainsi sur le calcul de quatre critères relevant de l'écologie du paysage (Burel et Baudry, 1999; Forman et Godron, 1986) : naturalité, connectivité, compacité/surface et hétérogénéité. Un indice de potentialités écologiques est ensuite obtenu par la combinaison des quatre premiers indices pour chacune des entités constituant la base de données d'occupation du sol utilisée. Ces critères écologiques sont étroitement liés à la fragmentation du territoire et donc à la taille et à la forme de ces derniers. Ainsi, plus la fragmentation sera importante, moins les territoires seront connectés et plus la potentialité écologique sera faible.

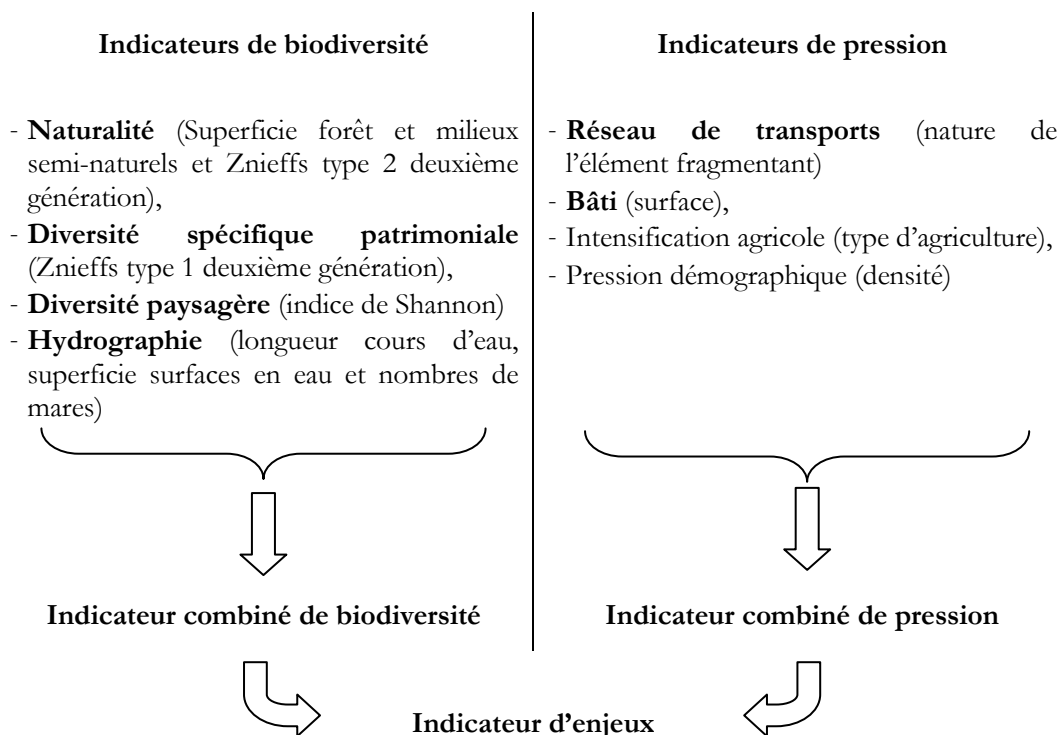
Ces indices ont par exemple été calculés sur la région du Nord-Pas-de-Calais à partir de la base de données départementale d'occupation du sol simplifiée SIGALE® (Systèmes d'Information Géographique et d'Analyse de L'Environnement) datant de 2005. Cette base de données (BD) est plus précise spatiale que la BD CLC distribuée par l'Institut Français de l'Environnement (IFEN) grâce à une Unité Minimale de Collecte (UMC) de 0,5 hectare (ha) contre 25 ha. Seules les voies de communication les plus larges sont représentées sur cette BD d'occupation du sol qui a ensuite été découpée par des éléments fragmentant supplémentaires (infrastructures routières et ferroviaires, canaux) issus de sources diverses (BD Carto IGN et Télé Atlas Multinet). Ces éléments ont été préalablement répartis en quatre niveaux de fragmentation suivant leur critère de perméabilité.

Sans grande surprise, les potentialités écologiques les plus fortes s'observent sur les grands espaces naturels du Nord-Pas-de-Calais, souvent inclus dans des périmètres de protection et d'inventaires existants comme les ZNIEFF. Dans l'hypothèse où le rendu des travaux s'oriente sur une cartographie des Trames vertes et bleues potentielles départementales, cette méthode semble adaptée en l'absence de données espèces.

3.4.4.3. Méthode CEFE et analyse spatiale du réseau écologique

Le Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive (CEFE) s'est orienté sur une étude géographique du réseau écologique par une méthode d'analyse spatiale et d'agrégation des données afin de hiérarchiser les actions à mener (Vimal, 2010; Vimal *et al.*, 2011). Les niveaux d'échelle sont ainsi ajustés à ceux des politiques publiques. Cette méthode propose de calculer quatre indicateurs d'évaluation de la biodiversité et quatre indicateurs de pression sur cette biodiversité sur un territoire découpé par mailles de dimensions variables et basé sur la densité des éléments considérés. Il peut s'agir de mailles hexagonales (500 m ou 2 km), mais également de limites administratives ou de projets (commune, canton, SCoT, entité paysagère...). Les indicateurs de chaque série (biodiversité ou pression) peuvent ensuite être pondérés, puis combinés en un indicateur unique. Le croisement de ces deux nouveaux indicateurs combinés permet enfin d'obtenir une carte de synthèse, afin d'identifier les zones d'enjeu. Les différents niveaux et indicateurs sont récapitulés dans le tableau 3-1.

Tableau 3-1. Indicateurs calculés de biodiversité et de pression (d'après Vimal *et al.*, 2011).



L'agrégation des indicateurs à des niveaux d'échelles supérieures par maille est basée sur la densité des éléments et sur leur répartition spatiale au sein des mailles inférieures selon un indice d'uniformité dérivé de l'indice de Shannon⁷⁷ (Vimal *et al.*, 2011, p. 30). Cette agrégation autorise les comparaisons entre territoires et permet d'adapter les stratégies d'action et les

⁷⁷ L'indice de Shannon calcule le niveau de diversité d'espèces dans un milieu donné (Peet, 1974).

politiques publiques en fonction des emprises. La taille des mailles sera alors fonction de la question traitée.

Par le croisement d'indicateurs, cette méthode offre un résultat synthétique selon une approche multiscalaire mixte (structurelle et fonctionnelle) dans la mesure où des données espèces sont nécessaires comme pour le calcul de l'indicateur de diversité spécifique patrimoniale. Celui-ci est notamment basé sur un « *coefficient d'irremplaçabilité* » des ZNIEFF faisant appel à l'étude taxonomique et à la distribution des espèces au sein du territoire d'étude (Vimal *et al.*, 2011). Cette méthode est également évolutive puisque d'autres indicateurs peuvent être construits en fonction des enjeux territoriaux et des stratégies politiques. Elle offre ainsi un outil médiateur et d'aide à la décision, ainsi qu'un outil média, hiérarchisant stratégiquement et spatialement les zones d'enjeux (*ibid.*, 2011).

3.5. Le difficile choix d'une méthodologie adaptée au milieu urbain

Bien que la connectivité réelle soit la plus informative, elle n'en reste pas moins coûteuse et lourde à mettre en place, si bien qu'elle ne peut concrètement s'envisager que sur de petits territoires d'étude. Par contre, son étude à l'échelle locale semble là encore nécessiter des connaissances importantes sur le fonctionnement des espèces (Sordello *et al.*, 2014) :

« il semble [...] que plus l'échelle appréciée est fine [...], plus la fonctionnalité dépend des caractéristiques de chaque espèce ou groupe biologique. Étudier la fonctionnalité d'une baie en tant que support de déplacement nécessite ainsi des connaissances précises sur les espèces considérées dont les exigences écologiques feront varier le degré de fonctionnalité (nécessité d'une strate arborée pour certaines, nécessité d'un talus pour d'autres...) ».

En résumé, la connectivité fonctionnelle est complexe à étudier globalement puisqu'étroitement associée à des groupes d'espèces. Son étude pour une ou plusieurs espèces données nous semble donc peu opérationnelle pour le moment. En fonction des données disponibles et de la précision de l'information désirée en sortie, un compromis doit également s'opérer dans le choix de la méthode à appliquer comme l'illustre la figure 3-6. Nous précisons qu'il serait donc faux de considérer qu'à un paysage donné ne correspond qu'une mesure de connectivité. En effet, le choix de la méthode influencera le type et le niveau de connectivité. De la même façon, les données disponibles conditionneront également la précision de l'indice et le niveau de difficulté d'application de la méthode. En revanche, la fonctionnalité pourrait ensuite s'envisager pour l'évaluation ou la validation de modèles à partir de guildes d'espèces par types de milieux.

Le tableau ci-dessous récapitule quelques indices et méthodes présentés dans les sections précédentes et les compare au regard des besoins d'identification des connectivités écologiques.

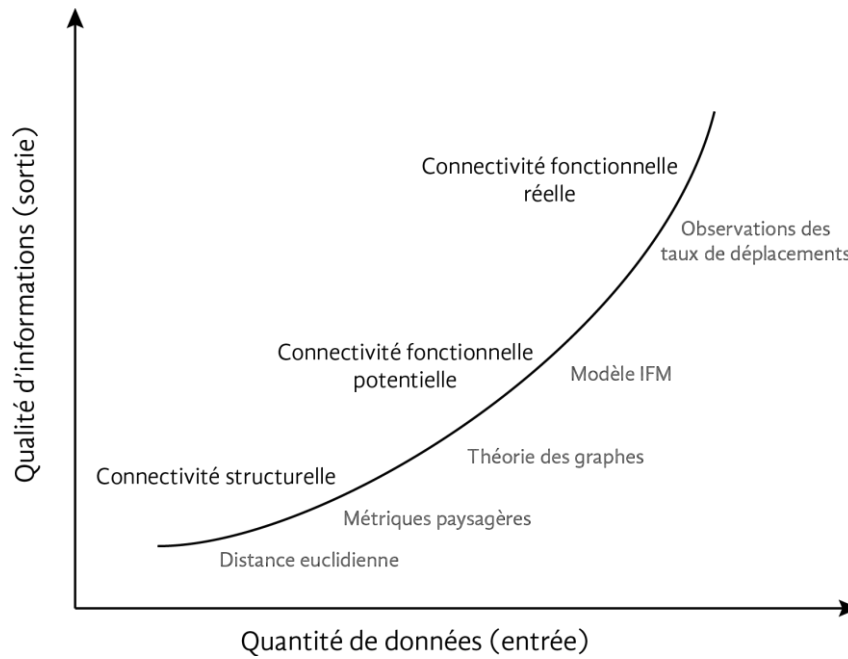


Figure 3-6. Relation entre quantité de données et qualité d'informations selon différentes méthodes d'évaluation des connectivités (d'après Calabrese et Fagan, 2004).

Tableau 3-2. Comparaison synthétique des différents indices de connectivité structurelle et fonctionnelle.

Types de connectivité	Indices de connectivité	Commentaires
Fonctionnelle structurelle	Interprétation cartographique visuelle	Accessible techniquement et compréhensible par l'ensemble des acteurs Méthode basée sur l'existant (datant bien souvent de l'image aérienne utilisée) Le résultat cartographique est facilement compréhensible par les acteurs. Nécessite une expertise forte et des vérifications terrain
	Mesures de métriques paysagères et de la forme des taches (indices de longueur, largeur, présence/absence de corridor, ratio périmètre/surface, degré de contiguïté, indice de taille effective)	Caractérisation rapide d'une connectivité sur de larges territoires, mais ne tient pas compte de l'hétérogénéité de la matrice paysagère
	Mesure de distance entre les taches (distance du voisin le plus proche, occupation des taches)	La matrice est souvent considérée comme étant homogène
	Zone tampon, dilatation-érosion	Résultats rapidement perceptibles Nécessite de vérifier leur compatibilité avec l'occupation du sol Considère la matrice paysagère comme homogène

Types de connectivité	Indices de connectivité	Commentaires
Fonctionnelle potentielle	Perméabilité de la matrice, chemins de moindres coûts	Méthode accessible techniquement qui peut s'automatiser Prise en compte des espèces ou groupes d'espèces Nécessite une vérification à dire d'experts et/ou des vérifications terrain
	Théorie des graphes (calcul chemins de moindre coût et données de capacité de dispersion des espèces)	Modélisation spatiale d'un réseau structurel avec la possibilité d'intégrer des données espèces S'adapte à différents niveaux de détail en fonction des informations disponibles Possibilité de modéliser des scénarios prospectifs dans le cadre de l'aménagement du territoire
	Probabilité de déplacement d'une tache à l'autre, Études de dispersion	Fait appel à des modèles souvent complexes Nécessite de nombreux paramètres et données espèces qui entraîne une simplification des modèles.
Fonctionnelle réelle	Observation des taux de dispersion par des mesures de déplacements (méthode spécifique en fonction des organismes étudiés)	Demande une forte expertise et de nombreuses observations qui peuvent s'avérer coûteuses à mettre en place (financier, temps, personnel)

L'écologie du paysage est donc en mesure de fournir des outils et des méthodes pour l'identification des Trames vertes et bleues. Pourtant, dans la pratique, la notion de corridor est relative à des espèces, des flux et des processus. En effet, aménagé pour une espèce, un corridor peut constituer un obstacle infranchissable pour une autre. Nous constatons donc qu'il n'est pas si simple de développer une méthodologie accessible techniquement et reproductible sur tout type de territoire, chacun ayant ses propres spécificités. L'approche s'avère déjà complexe en milieu rural si elle s'oriente vers la globalité. Elle l'est encore plus en milieu urbain, où le comportement des espèces dans un milieu anthropisé est moins bien connu. D'autant que l'identification de ces réseaux écologiques implique des choix méthodologiques qui influencent directement « *la configuration spatiale et la performance des réseaux* » (Bernier, 2012).

Les expériences étudiées jusqu'à présent s'appliquent sur de petites échelles (région, parc naturel, département) et ne prennent pas en compte le facteur temporel, l'évolution naturelle ou le changement de nature lié aux activités humaines. Il existe également une grande incertitude quant aux données biologiques à utiliser dans l'application de méthodes fonctionnelles, vis-à-vis de la distribution des espèces, leur capacité de déplacement et autres paramètres démographiques. Les inventaires faunistiques et floristiques sont encore loin d'être exhaustifs sur tous les territoires. Idéalement, et en l'absence de référentiels méthodologiques précis, le réseau écologique peut alors se concevoir à partir d'une cartographie des habitats permettant l'élaboration d'indices de connectivité, complétée par des données espèces si celles-ci sont disponibles.

Chapitre 4. APPLICATION D'UNE MÉTHODOLOGIE STRUCTURELLE EN MILIEU URBAIN

Nous l'avons vu précédemment, l'identification des connectivités écologiques requiert l'utilisation de données sur les espèces (aspect fonctionnel) ainsi que sur l'occupation du sol (OCS) (aspect structurel). Avant de chercher une méthode permettant de cartographier ces éléments de connectivités, nous allons dans un premier temps présenter les principales sources de bases de données d'OCS qui pourraient être utilisées dans l'identification de la végétation, un élément important des connectivités.

Dans un second temps, en nous appuyant sur l'étude bibliographique des méthodologies d'identification des connectivités écologiques, nous avons appliqué l'une d'entre elles sur deux de nos territoires d'études. L'objectif de cette démarche est d'évaluer le niveau d'accessibilité d'une méthode structurelle en mettant volontairement de côté les considérations fonctionnelles. Afin de modéliser une connectivité structurelle globale, nous avons alors utilisé des données disponibles – déjà numérisées et rapidement mobilisables par des collectivités ou autres acteurs du territoire comme les bases de données d'occupation du sol CLC ou Urban Atlas – et des données issues d'un traitement d'image satellite.

Sur la base de ces expériences, les questions de recherches suivantes ont été abordées :

- Quels sont les avantages et les limites des autres bases de données d'occupation du sol disponibles (Urban Atlas, BD Topo® IGN) pour identifier les connectivités écologiques à l'échelle locale sur un territoire urbain ?
- Peut-on appliquer cette méthodologie à d'autres données d'occupation du sol pouvant être issues d'un traitement d'images satellitaires ?

4.1. Description de quelques BD d'OCS adaptées à la thématique des TVB

Avant d'appliquer une méthodologie d'identification de connectivités écologiques sur des bases de données vectorielles, nous les avons tout d'abord comparées quantitativement et qualitativement afin d'identifier leurs caractéristiques propres. En effet, le choix de ce type de données doit influencer les résultats.

Deux grands types de bases de données d'occupation du sol se distinguent. D'un côté, celles réalisées par traitements d'images satellitaires catégorisent le territoire par grands types d'occupations ou d'usages du sol. Nous pouvons citer CLC et Urban Atlas. Il s'agit de l'occupation dominante selon différents thèmes répartis sur différents niveaux d'imbrication. D'un autre côté, les bases de données vectorielles telles que la BD TOPO® de l'IGN reproduisent finement la réalité d'un territoire par numérisation sans pour autant être totalement exhaustives sur le territoire.

On entend ici le manque d'exhaustivité comme le fait que la BD TOPO® ne renseigne pas la totalité de l'espace qu'elle couvre. Techniquement, les polygones constituant cette base de données ne sont donc pas tous jointifs, contrairement à ceux des BD CLC ou Urban Atlas. Ce critère d'exhaustivité est par exemple illustré sur la figure 4-9 p. 106. Sur cette figure, les espaces laissés en blanc représentent les zones non renseignées par la BD TOPO®. En

revanche, cette base de données couvre la totalité du territoire national, sa couverture spatiale est donc totale, à l'inverse de celle de l'Urban Atlas qui n'est disponible que pour certaines grandes agglomérations françaises et européennes.

Ces bases de données sont caractérisées par deux paramètres importants :

- la précision planimétrique, c'est-à-dire la distance maximale entre les coordonnées de l'objet et sa position réelle ;
- l'Unité Minimale de Collecte (UMC) qui représente la taille minimale des objets cartographiés (figure 4-1). Certaines BD ont des UMC bien différentes malgré l'utilisation des mêmes types d'images satellites. Ce choix résulte notamment d'une volonté de réduire ou non les coûts de production afin d'obtenir une plus ou moins grande précision spatiale ainsi qu'une exhaustivité sur un territoire donné.

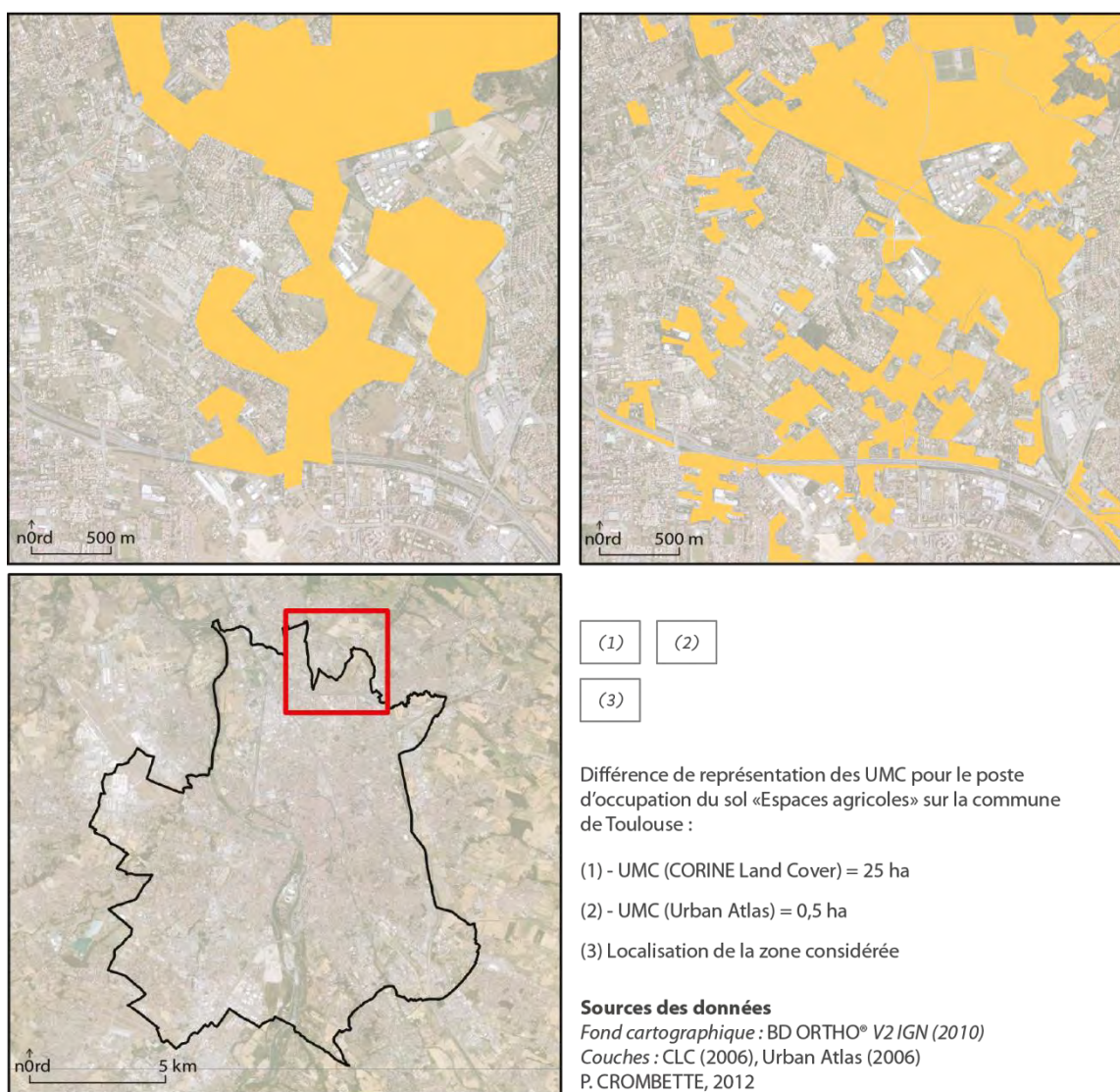


Figure 4-1. Représentation visuelle des UMC pour les bases de données CLC et Urban Atlas.

Il est également important de distinguer l'occupation de l'usage du sol. Ainsi, l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) définit l'occupation du sol comme étant la couverture (bio-)physique de la surface des terres émergées (Di Gregorio et Jansen, 2000). En revanche, l'usage des sols se réfère à la façon dont nous utilisons la surface

terrestre et à l'intensité avec laquelle nous le faisons. Autrement dit, l'usage des sols caractérise le lien entre l'occupation du sol et les actions humaines sur l'environnement. Par exemple, un bâtiment sera classé en « bâti » pour une base de données orientée occupation du sol. Ce même bâtiment sera classé en « zone résidentielle » ou « zone industrielle » en lien avec sa fonction pour une BD axée sur l'usage du sol.

Les sections suivantes vont maintenant présenter différentes bases de données d'occupation du sol disponibles en France.

4.1.1. La base de données CORINE Land Cover

CORINE Land Cover (CLC) est une base de données biophysique de l'occupation des terres. C'est une référence pour 38 États européens. En France, le Service de l'observation et des statistiques (SOeS) du ministère chargé de l'Environnement en assure la production, la maintenance et la diffusion.

Jusqu'en septembre 2015, cette BD était disponible sur trois intervalles de temps s'étalant sur 16 ans (1990, 2000 et 2006). Un millésime 2012 était attendu pour le 4^e semestre 2014. Celui-ci n'a été diffusé qu'en septembre 2015 pour la France⁷⁸. Pour rappel, le lecteur pourra se reporter à la carte présentée dans le deuxième chapitre (figure 2-2 p. 41).

La BD CLC est donc réalisée par photo-interprétation visuelle d'images satellitaires assistée de données exogènes (photographies aériennes, cartes topographiques ou thématiques diverses). Son UMC est de 25 ha, même si dans certains cas, les surfaces des objets ont volontairement été augmentées. Ceci aboutit à accepter certains types d'erreurs comme, par exemple, augmenter un objet artificialisé de 22 à 25 ha pour le maintenir dans la base plutôt que de prendre l'information en le fusionnant à une autre classe d'OCS comme un espace agricole. La largeur minimale des éléments linéaires est de 100 m. La nomenclature est hiérarchisée en trois niveaux. Le premier comprend 5 postes et correspond aux grandes catégories d'occupation du sol. Le deuxième niveau, composé de 15 postes, s'utilise pour des échelles de 1/500 000^e et 1/1 000 000^e. Le troisième niveau quant à lui s'utilise au 1/100 000^e et regroupe 44 postes (MEEDDAT, 2009, pp. 15-24). L'imprécision constatée sur cette base de données est due au fait qu'elle a été conçue pour une exploitation à l'échelle 1/100 000^e adaptée à des besoins nationaux et européens de suivi et de gestion de l'environnement. Elle reste malgré tout largement utilisée dans la réalisation des SRCE ou d'autres études sur l'occupation du sol de par sa gratuité⁷⁹ et sa couverture spatiale nationale.

Au sein de cette BD, les espaces verts artificialisés intègrent les parcs urbains ainsi que les cimetières avec végétation (MEEDDAT, 2009, p. 15).

⁷⁸ Annonce de la diffusion des données CLC 2012 publiée par l'équipe CORINE Land Cover France sur le portail francophone de la géomatique (dernière consultation le 09/10/2014) :

<http://georezo.net/forum/viewtopic.php?pid=254270#p254270>

En septembre 2015, cette même équipe annonçait enfin la diffusion des données sur le territoire français (dernière consultation le 03/09/2015) :

<http://georezo.net/forum/viewtopic.php?pid=272480#p272480>

⁷⁹ Cette donnée est librement téléchargeable à cette adresse (dernière consultation le 14/09/2015) :

<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/li/2496.html>

4.1.2. La base de données Urban Atlas

Cette base de données est réalisée à partir d'images hautes résolutions (2,5 m) de type SPOT-5 et ALOS (images datant de 2005 à 2008 pour l'exemple de Toulouse), Formosat-2 ou encore Kompsat-2. L'occupation du sol est obtenue par photo-interprétation et classification orientée-objet suivie de validations pour l'évaluation de la qualité. Sa mise à jour est prévue tous les 3 ans, même si jusqu'au 20 juin 2015, seule l'année de référence 2006 était disponible. Cette donnée, accessible gratuitement sur les sites internet de l'Agence Européenne pour l'Environnement⁸⁰ ou de Copernicus Land Monitoring Services⁸¹, vise à répondre à un manque d'information observé en milieu urbain, y compris sur les espaces à faible densité. La nomenclature est donc plus spécifiquement urbaine et divisée en 20 postes (European Environment Agency, 2011, pp. 9-10). L'exhaustivité de cette donnée est totale. En revanche, elle n'est disponible que pour certaines grandes agglomérations européennes et couvre les grandes aires urbaines de plus de 100 000 habitants (en anglais les *Large Urban Zones* (LUZ)) (figure 4-2).

En étudiant plus précisément la nomenclature, nous constatons que les objets identifiés au sein du poste « Green urban Areas » ont une superficie minimale de 0,25 ha pour une largeur minimale de 10 m. Ils correspondent essentiellement à des espaces verts publics à usage récréatif (jardins publics, parcs, zoo...). En revanche, cette classe ne distingue pas les jardins privés, les cimetières ou encore les parcelles agricoles urbaines (European Environment Agency, 2011, pp. 9-10).

4.1.3. La base de données TOPO® de l'IGN

La BD TOPO® est une des quatre composantes du Référentiel Grande Échelle (RGE) de l'IGN. Cette base de données est issue d'un processus photogrammétrique qui permet une description 3D d'un territoire avec une localisation fine des objets. Elle contient une description d'éléments d'occupation du sol, les thèmes traités sont nombreux (réseaux routier et ferré, transport d'énergie, hydrographie, bâti ou encore végétation) et les objets identifiés peuvent être surfaciques, linéaires ou ponctuels (IGN, 2011).

Les BD du RGE sont accessibles gratuitement pour les organismes ayant des missions de service public. Elles présentent donc l'avantage d'être détenues et utilisées par de nombreux acteurs du territoire. L'UMC est celle des objets numérisés comme la taille des bâtiments, elle est donc variable. La précision planimétrique est de l'ordre de 1,2 m.

Concernant la couche « Végétation », celle-ci identifie les bois de plus de 500 m² ainsi que les forêts ouvertes, les landes, les vignes et les vergers de plus de 5 000 m² (IGN, 2011, p. 113). En deçà de ces seuils, l'exhaustivité n'est pas assurée. Les objets identifiés correspondent

⁸⁰ L'Agence Européenne pour l'Environnement, (*European Environment Agency* (EEA)) fournit en libre téléchargement le millésime 2006 pour l'ensemble des zones européennes concernées (dernière consultation le 25/08/2015) : <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/urban-atlas>

⁸¹ Copernicus Land Monitoring Services fournit également en libre téléchargement les deux millésimes 2006 et 2012 pour l'ensemble des zones européennes concernées (dernière consultation le 25/08/2015) : <http://land.copernicus.eu/local/urban-atlas/urban-atlas-2012/view>

donc à la principale structure d'un réseau dense de haies ou de rangées d'arbres, ou à des arbres isolés ou des bosquets en zone urbaine et en zone de végétation clairsemée.

Couverture européenne de la mise à disposition des données UA

Mise à jour en septembre 2015

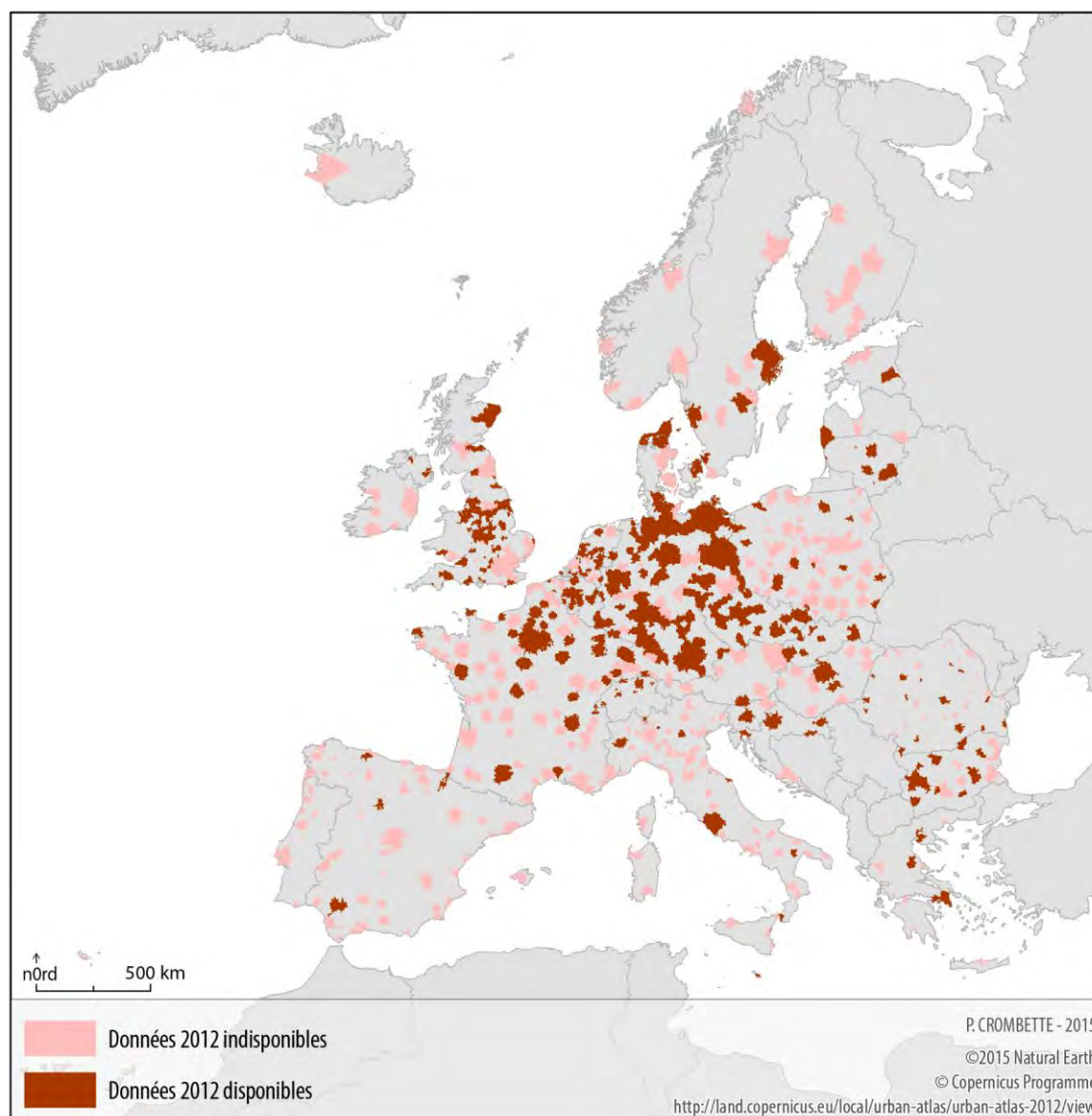


Figure 4-2. Disponibilité de la donnée Urban Atlas 2012 des grandes agglomérations européennes.

Historiquement, cette couche mono-thème ne comprend qu'une valeur de surface de végétation : zone arborée (espace peuplé d'arbres d'essence quelconque). À terme, une nouvelle version de la BD TOPO® doit renseigner la nature de cette végétation en treize postes (forêt fermée de feuillus, forêt fermée mixte, forêt fermée de conifères, forêt ouverte, bois, peupleraie, haie, lande ligneuse, verger, vigne et enfin bananeraie, mangrove et canne à sucre) (IGN, 2011, pp. 114-117). Au 1^{er} janvier 2014, la BD TOPO® disponible pour le département de la Haute-Garonne n'intègre pas encore la couche de végétation multithème, contrairement à celle des départements des Hautes-Pyrénées et du Bas-Rhin (IGN, 2014, p. 8) (figure 4-3). Contacté à ce sujet, l'IGN nous précise que pour la Haute-Garonne, la couche végétation de l'édition 142 d'octobre 2014 est bien mono-thème et date du 15 septembre 2008

avec une date de prise de vue aérienne de 2002. Aucune date de mise à disposition pour 2015 n'a été avancée pour cette couche multithème (IGN, communication personnelle, 3 mars 2015). Cette donnée est donc loin d'être à jour sur notre zone d'étude toulousaine.

Couverture départementale de la mise à disposition de la couche Végétation multithème

Mise à jour en septembre 2014

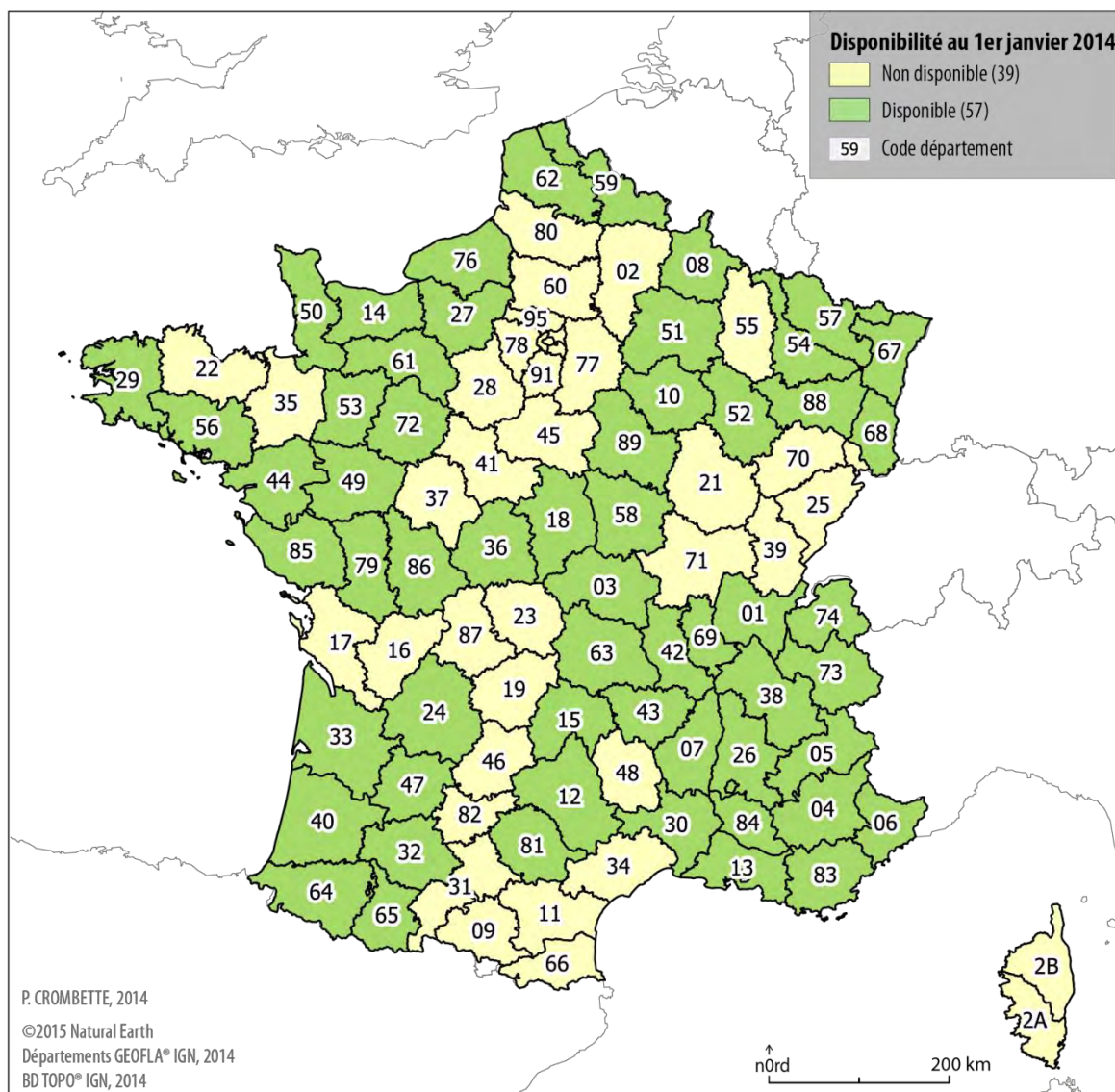


Figure 4-3. Disponibilité de la couche végétation multithème de la BD TOPO® au 1^{er} janvier 2014 (d'après IGN, 2014, p. 8).

4.1.4. D'autres bases de données nationales ou locales

En complément des bases de données présentées ci-dessus, il existe également d'autres sources d'informations vectorielles.

Nous pouvons évoquer la BD d'OpenStreetMap (OSM). Ce projet international, initié en 2004 dans le but de créer une carte libre du monde, collecte des données cartographiques multithématiques (infrastructures de transports, occupation du sol, réseau hydrographique, points d'intérêt, limites administratives...). Depuis le 12 septembre 2012, cette base de

données libre, mais non exhaustive selon la définition donnée précédemment, mise à jour par des contributeurs bénévoles, est exploitable sous licence Open Database License (ODbL) pour des utilisations publiques, commerciales ou non, à condition d'y maintenir la licence. L'utilisateur peut alors accéder à l'intégralité des couches vectorielles.

Bien que cette base de données couvre de vastes territoires, de nombreuses hétérogénéités sont constatées, notamment en raison de la diversité des sources utilisées ou des compétences des contributeurs. En outre, la densité de données varie en lien avec le nombre d'éditeurs actifs locaux. Les grandes villes sont donc bien souvent plus complètes que les petites communes rurales (Girres et Touya, 2010). Malgré tout, l'élaboration de cette BD répond à des règles communément admises par l'ensemble des participants pour la construction et le nommage des éléments qui la composent (nœuds, chemins et relations). Toutes ces règles sont ainsi détaillées et accessibles sur une page internet (OpenStreetMap Wiki contributors, 2015a). Cette donnée pourra être analysée au cas par cas en fonction des territoires et des données disponibles au moment de l'étude.

Les bases de données peuvent également être plus thématiques comme le Registre Parcellaire Graphique (RPG) une base administrée par l'Agence de Services et de Paiement (ASP). Elle recense les îlots de culture et leur occupation culturelle déclarés par les exploitants agricoles afin de bénéficier des aides de la Politique Agricole Commune (PAC).

L'îlot est un ensemble de parcelles culturales. Ces dernières peuvent être contiguës, entières ou partielles, portant une ou plusieurs cultures, exploitées par le déclarant. Ces données sont mises à jour annuellement – mais ne sont disponibles que 18 mois (en décembre de l'année $n+1$) après leurs déclarations (en mai de l'année n) – et diffusées gratuitement selon un extrait anonymisé⁸². Elles permettent ainsi d'obtenir les contours des îlots et leur occupation culturelle représentée par le groupe de cultures majoritaire de l'îlot.

Cette donnée agricole présente deux inconvénients dans sa version de base accessible gratuitement. D'une part, seule la culture majoritaire est indiquée, sans pour autant être localisée précisément sur l'îlot. D'autre part, toutes les parcelles agricoles ne sont pas représentées. Certaines cultures non subventionnées ou ne faisant pas l'objet d'un engagement (mesures agroenvironnementales, Bio...) n'obligent pas à une déclaration PAC. Cette information de base n'est donc pas exhaustive sur l'ensemble du territoire. Elle peut malgré tout renseigner sur le caractère agricole de certaines zones.

La BD Forêt® de l'IGN est une autre BD thématique. Disponible en deux versions, elle doit offrir une couverture du sol nationale⁸³ pour les espaces forestiers et les milieux semi-naturels. En revanche, la mise à disposition de la version 2 n'est pas toujours récente et se fait encore attendre sur une moitié des départements français (figure 4-4). Nous constatons ainsi que cette donnée est disponible pour les départements Hautes-Pyrénées et Bas-Rhin, respectivement pour des images datant de 2006 et 2007. Le département de Haute-Garonne

⁸² Ces données sont notamment disponibles en libre téléchargement sur le site de l'opendata du gouvernement à l'adresse URL suivante (dernière consultation le 20/07/2015) : <http://www.data.gouv.fr/fr/dataset/registre-parcellaire-graphique-2012-contours-des-ilots-culturaux-et-leur-groupe-de-cultures-majorita>

⁸³ La BD Forêt version 1 couvre totalement la France tandis que la version 2 n'est pas encore totalement disponible pour l'ensemble des départements français. Cette donnée est visualisable sur internet, mais n'est pas librement téléchargeable (dernière consultation le 20/07/2015) : <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/?rubrique67>

n'est quant à lui pas encore couvert par cette seconde version. Aucune précision n'est d'ailleurs donnée sur une date de disponibilité (IGN, communication personnelle, 3 mars 2015).

Couverture départementale de la mise à disposition de la BD Forêt® V2

Mise à jour des données en septembre 2014

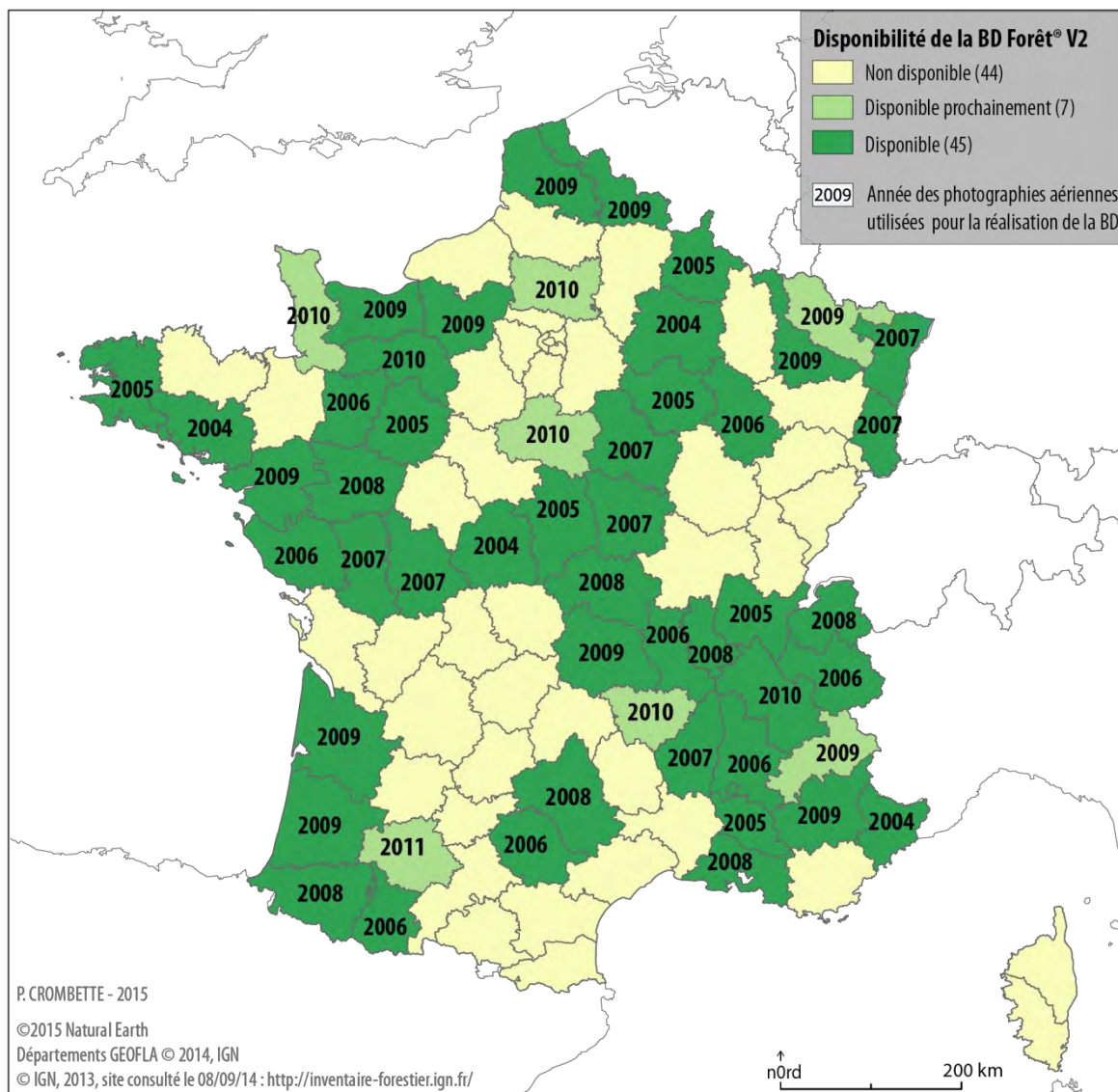


Figure 4-4. Disponibilité départementale de la BD Forêt® V2 de l'IGN.

L'IGN permet de télécharger deux échantillons de cette base de données⁸⁴. Les deux extraits couvrent une même surface d'environ 800 km² dans le nord-est du département de l'Ain. La version 1 cartographie les formations végétales de 1995 tandis que la version 2 propose un extrait cartographique réalisé à partir d'images satellitaires datant de 2005. Nous avons réalisé une rapide comparaison de ces données sur la commune de Montréal-la-Cluse et communes voisines de Brion, Nantua et Port, la zone la plus urbanisée de cet extrait (figure

⁸⁴ Liens de téléchargement d'un extrait de la BD FORET® (dernière consultation le 18/02/15)

Version 1 : <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/spip.php?rubrique181>

Version 2 : <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/spip.php?article648>

4-5). Cette BD répond bien évidemment à un besoin d'identification des espaces forestiers et des espèces qui les composent. En revanche, comment expliquer que certains espaces forestiers urbains ou périurbains ne soient pas recensés bien que leur taille soit supérieure à l'UMC de 0,5 ha ? (cf. encadrés en pointillé sur la figure 4-6).

Cette base de données bien qu'intéressante pour qualifier le type de formation boisée ne répond donc pas à nos besoins d'une identification exhaustive et actualisée de la végétation - au moins arborée - urbaine.

Comparaison des BD Forêt® sur Montréal-la-Cluse et communes limitrophes

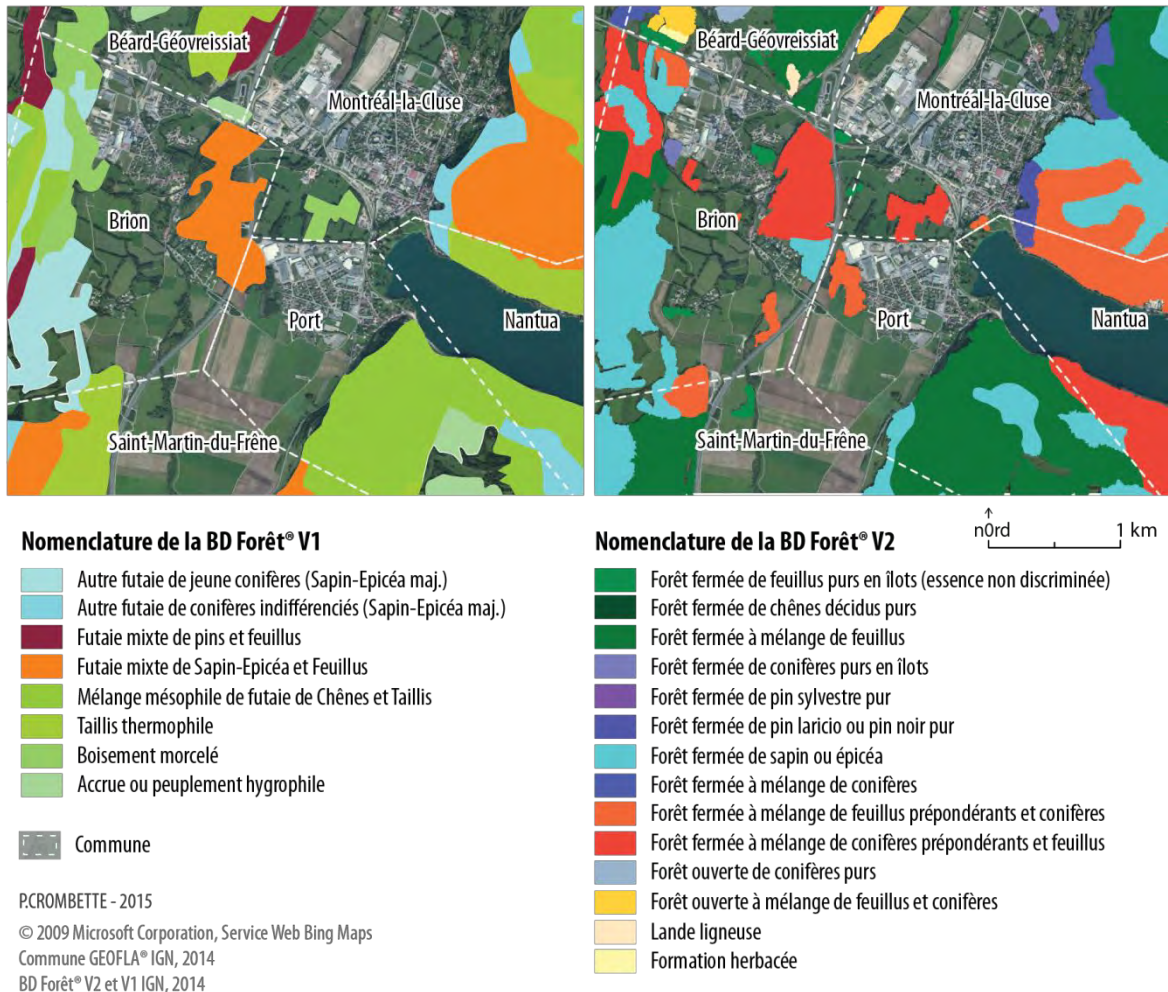


Figure 4-5. Extraits des BD Forêt® V1 (1995) et V2 (2005).

Cartographie de la végétation forestière sur Montréal-la-Cluse et communes limitrophes

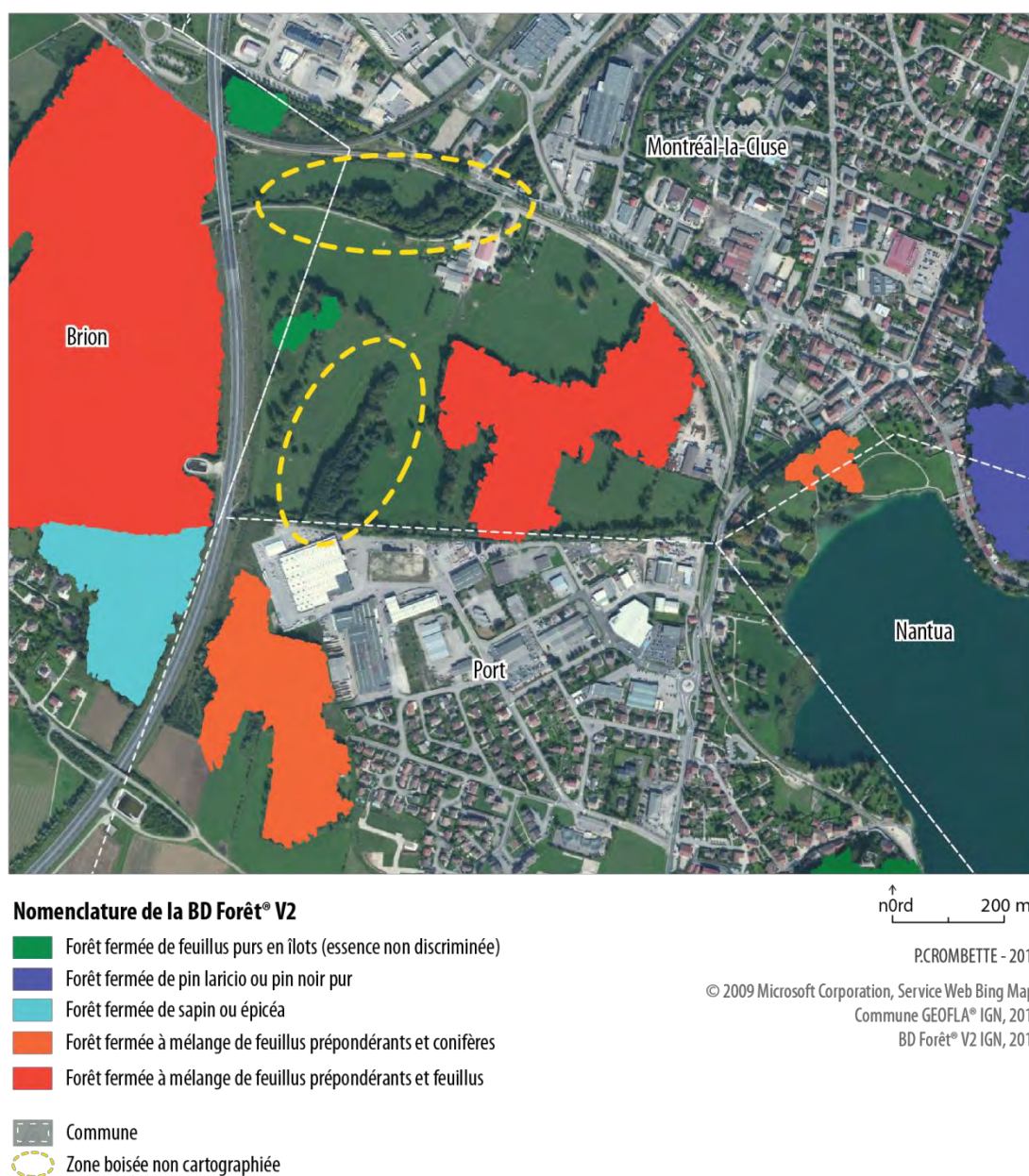


Figure 4-6. Illustration de zones boisées non cartographiées sur l'extrait de la BD Forêt® V2.

Dans le même ordre d'idée, la Direction Générale des Impôts (DGI) diffuse annuellement des fichiers fonciers standards issus des fichiers MAJIC (ou Mises À Jour des Informations Cadastreales). Généralement utilisés pour des études liées à la connaissance de la propriété du sol, des études sur l'habitat (densité de logement, vacance...) ou des études urbanistiques (consommation de l'espace agricole et naturel, étalement urbain, identification des terrains à bâtir...), ces fichiers peuvent également servir à des études sur l'occupation du sol (usages du foncier, dominantes de l'occupation du sol, nature des cultures) (CERTU, 2008; Journet et Berger, 2014).

Ces données fiscales et déclaratives ne renseignent que le domaine foncier bien qu'il soit possible de décrire l'usage du sol des parcelles communales cadastrées, selon des postes

d'occupation majoritaires tels que sol bâti, jardin, terrain à bâtir, verger... En revanche, cette donnée n'est pas mise à disposition gratuitement et peut représenter un certain budget pour une commune ou des collectivités (CERTU, 2008, p. 47). Jusqu'en 2012, l'acquisition de ces données était également soumise à des déclarations auprès de la Commission Nationale de l'Informatique et des Libertés (CNIL) pouvant freiner leur utilisation. Depuis la délibération du 29 mars 2012⁸⁵, la CNIL a simplifié les formalités à accomplir pour les traitements issus de ces fichiers. Nous n'avons pas choisi d'utiliser ces données payantes pour l'identification de la végétation urbaine. En revanche, elles pourraient présenter un intérêt dans le cadre de projets d'aménagement pour la localisation d'espaces non bâtis en ville. La confrontation entre les espaces végétalisés et ces espaces vacants pourrait ensuite servir à argumenter l'intérêt d'urbaniser ou non ces espaces.

Enfin, d'autres BD se veulent exhaustives sur un territoire plus restreint. Ainsi certaines régions françaises, certains départements ou même organismes tels que les agences d'urbanisme réalisent leur propre base de données d'occupation du sol. Nous pouvons par exemple citer le cas de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur qui a développé la base de données OCSOL-PACA datant de 2006 basée sur la nomenclature de CLC⁸⁶. L'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme d'Île-de-France (IAU îdF) a également réalisé un Mode d'occupation du sol (MOS). Cet atlas cartographique, mis à jour en 2012, regroupe 81 postes. Il se voit régulièrement actualisé depuis 1982 de telle sorte que huit millésimes sont désormais disponibles sur l'ensemble du territoire francilien⁸⁷.

Le tableau 4-1 suivant synthétise les avantages et inconvénients principaux des bases de données exposées ci-dessus pour l'identification de la végétation urbaine. Le tableau 1 en Annexe D récapitule quant à lui les principales caractéristiques des trois bases de données que nous avons choisi de comparer quantitativement et qualitativement dans la section suivante, à savoir les bases de données CLC, Urban Atlas et BD TOPO®.

⁸⁵ Délibération n° 2012-088 du 29 mars 2012 (dernière consultation le 17/02/2015) : <http://www.cnil.fr/documentation/deliberations/deliberation/delib/264/>

⁸⁶ Cette base de données est librement accessible par le portail partenarial régional des données publiques de la région (dernière consultation le 17/02/2015) : <http://opendata.regionpaca.fr/donnees/detail/occupation-du-sol-paca-2006-v1.html>

⁸⁷ Cette donnée n'est pas librement téléchargeable, mais le site internet de l'IAU îdF donne accès à des outils de consultation, d'interrogation et d'analyse (dernière consultation le 08/09/2014) : <http://www.iau-idf.fr/>

Tableau 4-1. Avantages et inconvénients de quelques bases de données vectorielles pour l'identification des connectivités écologiques urbaines.

	Avantages	Inconvénients
BD OSM	<ul style="list-style-type: none"> - Données libres - Couverture internationale 	<ul style="list-style-type: none"> - La disponibilité, la pérennité et la qualité de la donnée dépendent de la contribution des bénévoles - Contrôle qualité de la donnée indispensable et homogénéisation sur tous les territoires, éviter les redondances d'informations et les zones non couvertes
RPG	<ul style="list-style-type: none"> - Données nationales et gratuites - Mises à jour annuelles 	<ul style="list-style-type: none"> - Description à l'ilot cultural et non à la parcelle - Procédure déclarative et saisie des limites de polygones par les agriculteurs - Absence fréquente de recensement pour les cultures non éligibles aux subventions de la PAC (vignes, maraîchage) - Base géographique fine, mais non exhaustive sur la thématique agricole.
BD FORET®	<ul style="list-style-type: none"> - Cartographie fine des milieux forestiers et semi-naturels sur la France, diffusée par département. - UMC à 0,5 ha pour la V2 (2,25 ha pour la V1) qui en fait une base fine compatible géométriquement avec le RGE. - Information diffusée en 32 postes répartis sur 4 niveaux. 	<ul style="list-style-type: none"> - Constitution initiale et mise à jour très lente (10 ans) donc peu actuelle - Une moitié des départements français est pour le moment disponible pour la version 2 - Des espaces forestiers urbains ou périurbains de plus de 0,5 ha ne sont pas identifiés (cf. figure 4-6, p 98)
Fichiers fonciers	<ul style="list-style-type: none"> - Données fiscales annuelles sur l'usage des sols selon leur nature fiscale (parcelles et bâti) - Données relativement homogènes sur l'ensemble du territoire - Croisements possibles avec les PLU numérisés 	<ul style="list-style-type: none"> - Nécessite une expertise fine avec parfois des données non renseignées et complexes à manipuler - Des limites dues à l'origine fiscale (mise à jour, données non cadastrées, données déclaratives, etc.) - Plutôt destinée à l'identification des espaces vacants, à utiliser en complémentarité avec des BD plus précises sur la thématique végétation
BD Locales	<ul style="list-style-type: none"> - BD adaptée à un usage très local - Production réactive si la zone à couvrir est de faible étendue. 	<ul style="list-style-type: none"> - Impossibilité de comparer des territoires entre eux (couverture géographique limitée, hétérogénéité des différentes OCS locales existantes) - Données parfois trop riches et trop complexes à concevoir par rapport au niveau de formation en information géographique des utilisateurs et des moyens matériels disponibles - Maitrise limitée du processus de production, liée à la précision thématique et à l'emprise traitée

4.1.5. D'autres données disponibles dans un futur plus ou moins proche

4.1.5.1. Vers la mise en place d'un nouveau référentiel national

Début 2014 et face à des besoins de données exprimés par l'État et les collectivités territoriales pour différentes problématiques (aménagement du territoire, gestion des ressources, agriculture, prévention des risques naturels et technologiques...) l'IGN s'est lancé dans la modélisation et la structuration d'un référentiel national, l'Occupation du Sol Grande Échelle (OCS GE), millésimé et compatible avec les couches du RGE pour un suivi de l'évolution de l'occupation du sol. Cette nouvelle base de données devrait s'appuyer sur les données existantes produites par l'IGN (BD Ortho®, BD TOPO®, BD Forêt®, BD PARCELLAIRE®) et sur toutes les autres données mobilisables extraites des référentiels nationaux ou locaux, le tout complété par l'utilisation d'images satellitaires. Utilisable sur l'ensemble du territoire français tout en étant conforme à la directive Inspire⁸⁸, elle présentera une précision équivalente à celle de la BD TOPO® pour une utilisation nationale, régionale ou locale (SCoT). Sa mise à jour devrait être régulière (Touzet, 2013), mais sa fréquence n'est pas encore connue. En revanche, si l'on connaît aujourd'hui sa date de mise en production, 2014, aucune date n'était encore avancée quant à sa mise à disposition au moment de la rédaction de cette thèse.

Dans un objectif d'identification de la Trame verte et bleue, ces données pourraient constituer un atout par :

- l'homogénéité de la donnée, chaque territoire bénéficierait ainsi d'un référentiel unique pour l'élaboration des SRCE,
- la fiabilité de la donnée. Le SRCE étant opposable à l'ensemble des projets d'aménagement, il doit être établi avec des données incontestables. Toutefois, aucune contrainte, réglementaire ou méthodologique, n'avait encore été rédigée en 2014, et rien ne précise si ces données deviendraient celles de référence en la matière.

4.1.5.2. Le projet CarHAB, une cartographie des végétations en France

Adopté en 2011 suite au Grenelle de l'Environnement, le projet CarHAB (Cartographie des HABitats) prévoit que la France lance un chantier de cartographie nationale des habitats à une échelle de restitution au 1/25 000^e et poursuive celle des enjeux de la biodiversité remarquable. Cette carte d'habitats naturels deviendrait alors un référentiel écologique, tout comme le RGE est devenu le référentiel géographique. Elle représentera les limites de chacun des habitats, au sens écologique du terme, définies par les phytosociologues⁸⁹. L'UMC serait de 5 000 m². Cette carte offrirait une connaissance fine de la végétation. Elle pourrait ainsi servir d'outil pour les Trames vertes et bleues et constituerait un atout majeur dans l'aménagement du

⁸⁸ Cette directive européenne vise à établir une infrastructure européenne de données géographiques répondant à des critères d'interopérabilité afin de faciliter la diffusion et l'utilisation de l'information géographique en Europe (dernière consultation le 01/10/2014) : <http://inspire.ign.fr/directive/presentation>

⁸⁹ La phytosociologie est « l'étude descriptive et causale des associations végétales ». La phytosociologie paysagère est l'étude de l'assemblage des végétations et de leurs liens dans le temps et dans l'espace. Cet assemblage est la résultante des conditions édaphiques et climatiques du milieu (Guinochet, 1973).

territoire. Des relevés plus précis, sur des zones sensibles ou à surveiller, permettraient d'extraire des cartes à plus grandes échelles jusqu'au 1/2 000^e (Ichter *et al.*, 2012).

En revanche, les premiers résultats de cette donnée ne sont attendus qu'à l'horizon 2017⁹⁰. À terme, ces données couvriraient l'ensemble du territoire métropolitain, à l'exception des milieux artificiels et urbains. Ces zones ne sont bien évidemment pas dénuées de biodiversité ou de végétation, mais le projet CarHAB doit avant tout cartographier la répartition et l'état de conservation des habitats naturels. Or, en s'attachant à la définition fournie par la Banque Mondiale (2001), les habitats naturels « *sont des espaces terrestres et aquatiques où i) les communautés biologiques abritées par les écosystèmes sont, en grande partie, constituées d'espèces végétales ou animales indigènes, et ii) l'activité humaine n'a pas fondamentalement modifié les principales fonctions écologiques de la zone* ». De fait, ces espaces ne s'observent pas dans les milieux urbains où les espèces végétales sont bien plus souvent exotiques et ornementales qu'indigènes, et l'activité humaine a plutôt tendance à modifier ce milieu. De la même façon et en raison des pratiques de rotations culturales annuelles, les espaces agricoles intensifs ne seront pas renseignés.

4.1.5.3. Une perspective européenne de données à haute résolution spatiale

Dans le cadre du programme Copernicus (anciennement *Global Monitoring for Environment and Security* (GMES)), l'Agence Spatiale Européenne (ESA) et l'Union Européenne se sont conjointement lancées dans la production de cinq couches d'occupation du sol de référence Haute Résolution⁹¹ (*High Resolution Layers* (HRL)). Ces données (espaces artificialisés, forêts, prairies et espaces agricoles, zones humides, plans d'eau), disponibles dans 39 pays européens, sont proposées à une résolution spatiale de 20 m et 100 m, avec des tailles minimales d'objet de l'ordre de un hectare, pour des mises à jour tous les 3 à 5 ans (MEDDTL, 2011a).

Ces données n'ont été mises à disposition qu'en septembre 2015. Elles n'ont donc pas pu être intégrées dans nos recherches et notre étude comparative.

Concernant la couche « forêt », deux produits sont disponibles (figure 4-7) :

- la densité de la couverture forestière qui cartographie le couvert ligneux sur une plage de 0 à 100 %. Cette couche présente une résolution spatiale de 20 m et n'a pas de *Minimum Mapping Unit* (MMU), autrement dit, de nombre minimum de pixels pour former un patch de végétation (à minima, cette zone peut donc faire 400 m²) ;
- le type de formation boisée basé sur les définitions de la FAO selon deux grandes classes (conifères et feuillus). Ce produit est diffusé avec une résolution spatiale de 20 mètres selon deux variantes dont l'une qui permettra d'identifier le type de végétation dominante avec une MMU de 0,5 ha et un seuil de densité à 10 %.

Cette donnée de végétation n'identifie pas les espaces herbacées qui présentent malgré tout un intérêt dans l'identification de connectivités écologiques potentielles. En revanche, elle pourrait devenir complémentaire à des données obtenues par d'autres méthodes en permettant de qualifier le type des formations boisées et le taux de couverture.

⁹⁰ La couverture France entière serait ensuite réalisée entre 2017 et 2025 (Ichter *et al.*, 2012).

⁹¹ Présentation générale des couches HRL (dernière consultation le 15/08/2015) : <http://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers>

La résolution spatiale à 20 mètres ne permettra pas d'études fines sur les territoires urbains, malgré tout, ces données pourraient servir de base de réflexion sur des territoires à plus petite échelle.

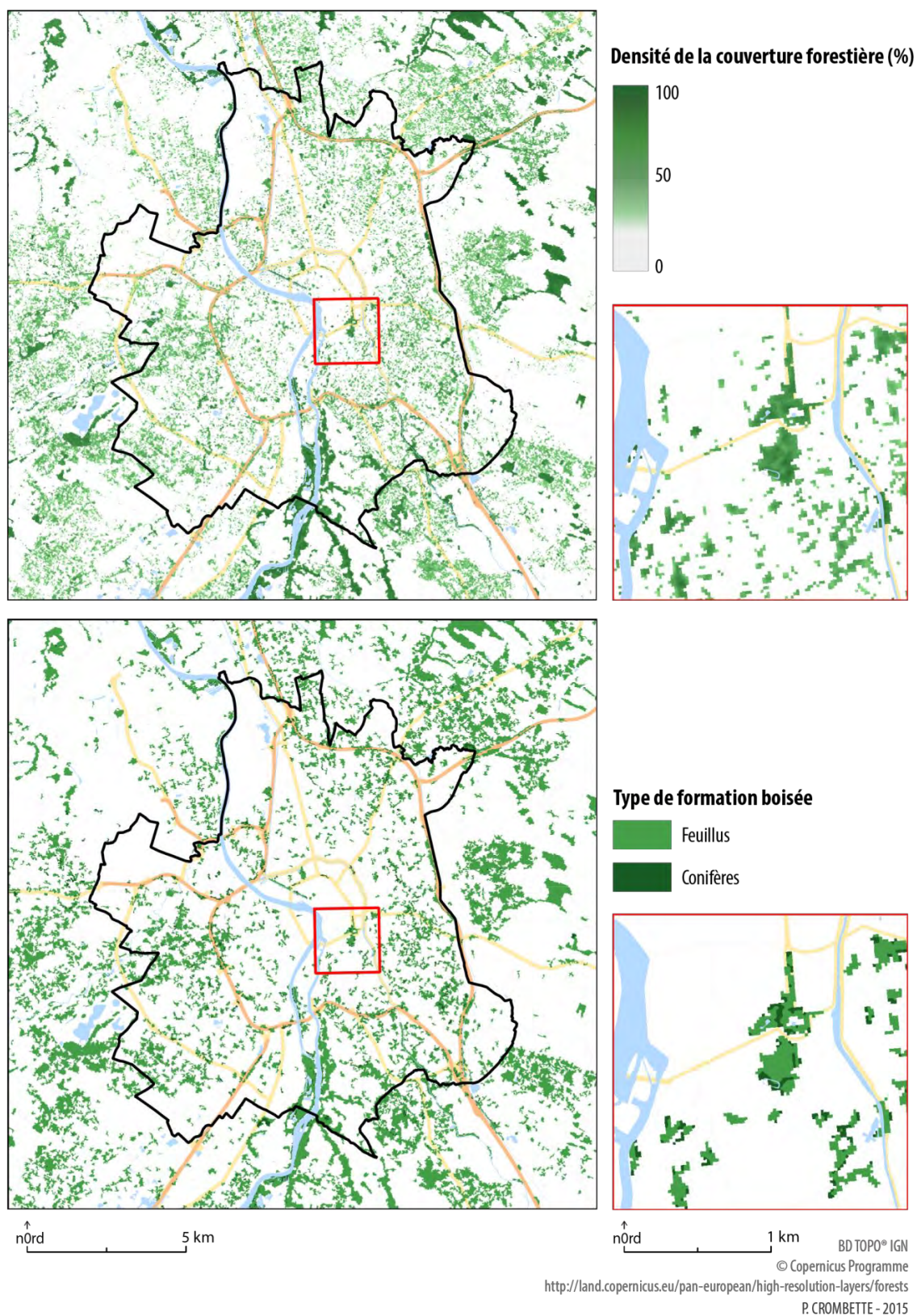


Figure 4-7. Extraits des couches « Forêt » prochainement diffusées par le programme Copernicus sur la commune de Toulouse.

4.1.5.4. Une cartographie de l'OCS réalisée par le CES OSO

Début 2015, le Centre d'Expertise Scientifique sur l'Occupation des Sols Opérationnelle (CES OSO) a proposé d'élaborer une couverture (bio-)physique de la surface des terres émergées (Inglada, 2015). Conscient de l'enjeu de disposer de cette information pour la recherche et les applications opérationnelles, le CES OSO souhaite mettre en place des méthodes automatiques et fiables de traitement d'images satellites afin de produire des cartes d'OCS annuelle à l'échelle nationale. Aussi, ce produit, dont la définition reste encore à définir, devrait fournir une couverture de type CORINE Land Cover simplifiée avec une vingtaine de classes – contre 44 pour le niveau détaillé de la BD CLC – sur tous les milieux naturels, agricoles et urbains. Il serait le résultat d'un traitement automatisé et réalisé annuellement – à l'instar des données CLC – à partir des données radar et optiques acquises par la famille des nouveaux satellites Sentinel⁹². Les cartes pourraient avoir une résolution spatiale entre 10 et 20 mètres.

La mise en production est prévue pour 2017. Ce produit ne se veut pas concurrentiel, mais ses caractéristiques lui permettrait bien de compléter voir se substituer aux données CLC, dont la fréquence de mise à jour est plus faible, et aux produits Copernicus, dont les nomenclatures sont plus simples (données HRL) ou les emprises limitées (BD Urban Atlas) à des agglomérations urbaines.

Au travers de cet inventaire, certes non-exhaustif, mais cherchant malgré tout à présenter un éventail assez large de bases de données disponibles ou en devenir, nous constatons que l'offre est importante, mais la qualité reste assez hétérogène. Chaque base est unique et dispose de ses propres spécifications. Elles diffèrent par des critères de conception (traitement d'images satellitaires ou numérisation), d'exhaustivité, de couverture spatiale, de disponibilité ou encore de thématiques liées à des usages plus ou moins spécifiques.

Dans un deuxième temps, nous avons analysé plus précisément trois de ces bases de données. L'objectif n'est pas de juger de la qualité d'une base de données vis-à-vis d'une autre. Nous cherchons plutôt à apporter des éléments de réponse à un utilisateur sur le choix des outils permettant de mieux connaître et suivre les espaces végétalisés urbains.

⁹² Ces satellites sont destinés à répondre aux besoins opérationnels du programme Copernicus. Pour ce faire, l'ESA a développé les missions Sentinel. Chacune de ces missions est basée sur une constellation de deux satellites afin de répondre aux exigences de couverture et de temps de revisite. Le premier contrat va permettre de lancer les trois premiers satellites : Sentinel 1A ; 1B et 2A. Les Sentinel-1A et Sentinel-1B sont équipés d'un capteur radar fournissant des images à 5 mètres de résolution. Les Sentinel-2A et Sentinel-2B sont quant à eux équipés d'un capteur optique capable d'observer la totalité des terres émergées tous les 10 jours avec une résolution spatiale de 10 à 60 mètres en fonction des 13 bandes spectrales disponibles allant du visible à l'infrarouge pour une fauchée de 290 km.

Pour de plus amples détails sur les caractéristiques techniques de ces satellites et leurs missions, le lecteur pourra se référer aux présentations accessibles sur cette page internet (dernière consultation le 22/04/15) : <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/missions>

4.2. Comparaison de trois bases de données d'occupation du sol

4.2.1. Méthode de comparaison

Nous l'avons vu, de nombreuses données vectorielles sur l'occupation du sol sont actuellement ou seront prochainement disponibles. Après en avoir étudié les principales caractéristiques, nous avons mené une étude comparative sur trois d'entre elles. Notre choix s'est porté sur des bases de données régulièrement utilisées dans le cadre d'études sur l'aménagement du territoire, rapidement mobilisables, et les plus exhaustives possible : la BD CLC de niveau 3, l'Urban Atlas et la BD TOPO®.

Cette comparaison a été réalisée sur deux zones d'emprises différentes et emboîtées (figure 4-8) :

- la limite administrative de la commune de Toulouse (31), d'une superficie de 119 km², essentiellement urbanisée,
- l'emprise de l'image satellite Pléiades Toulouse-2012, d'une superficie totale de 488 km² et où l'occupation du sol varie, entre milieux artificialisés, agricoles et naturels.

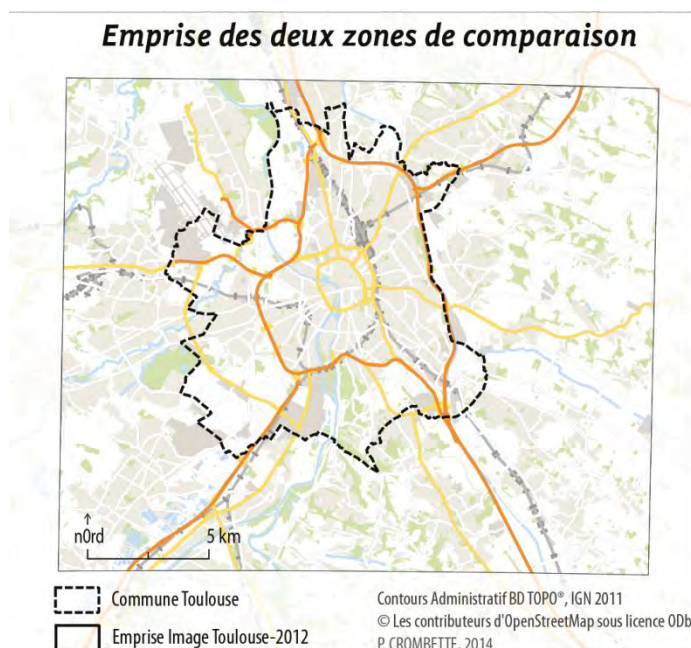


Figure 4-8. Localisation des deux zones d'étude en vue d'une comparaison des BD vectorielles.

Malgré tout, cette comparaison a été rendue difficile en raison des millésimes, des UMC et surtout des postes de classification différents pour chacune des trois bases de données vectorielles. Dès lors, nous avons constitué une nomenclature commune en agrégeant certains postes (figure 4-9) afin d'obtenir :

- 9 postes équivalents pour les BD CLC et Urban Atlas (artificialisé habitat, artificialisé industrie, artificialisé transport, artificialisé sol nu, Espaces verts publics, Espaces de loisirs, Espaces agricoles, Espaces forestiers, Surface en eau)
- 7 postes équivalents pour la BD TOPO® de l'IGN : cette source d'information n'est pas totalement exhaustive sur le territoire, le poste « Espaces artificialisés-Sol nu » ne peut pas être renseigné, tandis que les postes « Espaces verts » et « Espaces forestiers » ont été associés en un seul poste « Espaces verts publics et forestiers ».

Les codes de correspondance entre ces trois bases de données sont présentés dans le tableau 2 en Annexe D.

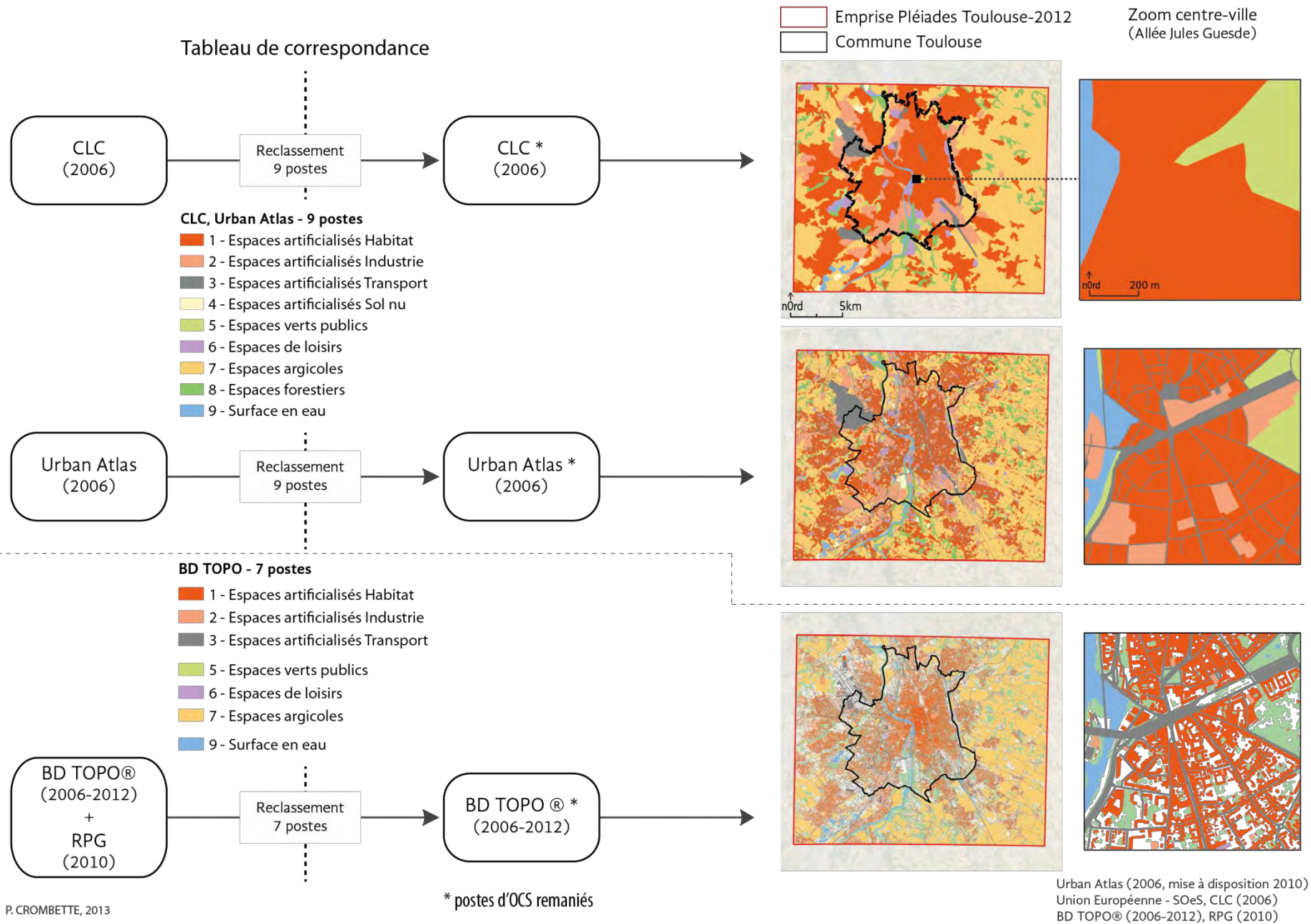


Figure 4-9. Méthode de mise en place d'une nomenclature commune aux trois bases de données selon 9 ou 7 postes.

4.2.2. Résultats quantitatifs et qualitatifs

Après avoir reclassé les différents postes d'occupation du sol pour chaque base de données et isolé les objets correspondants aux deux emprises présentées précédemment, nous avons calculé la superficie de chacun d'entre eux.

D'un point de vue technique, les bases de données CLC et Urban Atlas sont composées d'un seul et unique objet vectoriel de type surfacique. Le calcul de superficie est donc directement réalisable à partir des données brutes. En revanche, la BD TOPO® de l'IGN est composée de trois types d'objets vectoriels : des éléments surfaciques (bâties, espaces végétalisés, surfaces en eau...) et des linéaires (infrastructures de transport) qui nous intéressent plus particulièrement, et des éléments ponctuels (toponymie, points d'activité ou d'intérêt) que nous n'avons pas considérés dans le cas présent. Nous avons donc réalisé un prétraitement sur les éléments linéaires de type réseau routier et réseau ferré. Pour ce faire, nous avons d'abord sélectionné par attributs le réseau routier (tronçons effectifs sur le terrain, non souterrains et constituant le réseau principal continu comme les autoroutes, bretelles d'accès, routes à une ou deux chaussées) ainsi que le réseau ferré (tronçons effectifs sur le terrain, non souterrains constituant le réseau principal). L'objectif est ensuite de créer une emprise surfacique de ces objets en réalisant un buffer autour de chacun des tronçons. La taille du buffer est liée au critère de largeur de la chaussée définissant les tronçons routiers et au critère du nombre de voies pour les tronçons ferrés. Ces informations sont décrites dans les tables attributaires des données géographiques fournies par l'IGN et sont présentées dans le tableau 4-2.

Tableau 4-2. Attributs utilisés afin de déterminer la taille des buffers.

	Attributs	Taille du buffer
Tronçons routiers	Chaussée de largeur supérieure à 5 m (largeur d'accotement à accotement)	Champ Largeur/2
	Chaussée de largeur inférieure à 5 m OU nombre de voies supérieur ou égal à 2	Nombres de voies * 1,75 m
	Chaussée de largeur inférieure à 5 m OU nombre de voies non renseigné	2,5 m
Tronçons ferrés⁹³	1 voie normale	3,5 m
	2 voies normales	5,5 m

Les résultats quantitatifs des surfaces occupées par poste d'OCS et par BD sont présentés dans le tableau 4-3.

⁹³ La taille du buffer se base le nombre de voies et sur le type de largeur (normale et étroite) défini selon les normes de Réseau ferré de France (RFF). En France, la largeur d'une voie normale est de 1,44 m entre les bords intérieurs des rails. En tenant compte de l'emprise totale du ballast, 1 mètre est ajouté de part et d'autre de la voie. Une largeur de 3,5 m est donc attribuée à une voie normale.

Tableau 4-3. Superficie occupée par chaque poste d'occupation du sol des trois bases de données, après reclassement et selon les deux zones d'études (en km²).

	Emprises Pléiades			Toulouse		
	CLC	Urban Atlas	BD TOPO®	CLC	Urban Atlas	BD TOPO®
1- Espaces artificialisés Habitat	172,46	144,26	32,53	63,79	44,82	14,77
2- Espaces artificialisés Industrie	46,95	55,86	10,51	23,83	26,20	4,79
3- Espaces artificialisés Transport	12,76	45,04	43,75	5,93	17,22	19,68
4- Espaces artificialisés Sol nu	2,27	6,54	-	0	2,60	-
5- Espaces verts publics	3,55	8,43	88,83	2,27	3,99	22,03
6- Espaces de loisirs	8,83	9,62	3,15	4,49	4,01	1,54
7- Espaces agricoles	210,12	182,13	123,04	12,07	14,51	3,51
8- Espaces forestiers	24,50	27,42	-	3,86	2,16	-
9- Surface en eau	7,27	9,40	9,68	2,99	3,70	3,65
	488,71	488,71	311,50	119,21	119,21	69,96

Ces résultats mettent en avant plusieurs caractéristiques propres à ces bases de données indépendamment de la zone d'étude, à savoir l'emprise de l'image satellite Pléiades ou la limite communale de Toulouse.

Ainsi, la base de données CLC a tendance à surévaluer les surfaces artificialisées de type « Habitat » tandis que la base de données Urban Atlas ventile ses superficies artificialisées dans les deux autres classes de type « Industrie » et « Transport ». La base de données CLC sous-estime largement les superficies relatives aux réseaux routiers en raison de la contrainte d'UMC fixée à 25 ha. Seules les grandes infrastructures routières y sont recensées comme les grandes aires de péages (cf. figure 4-12, p. 114). Concernant les espaces artificialisés de la BD TOPO®, la superficie du type « Habitat » est relativement faible en raison là aussi des caractéristiques de cette base de données. En effet, seul le bâtiment va être vectorisé, excluant ainsi tous les espaces environnants (jardins, trottoirs...) qui, à l'inverse, sont intégrés dans les deux autres bases de données afin de répondre aux critères d'UMC.

En comparant ces trois BD, la classe « Végétation » de la BD TOPO® apporte un réel gain quantitatif en milieu urbain. Elle ne permet pas de distinguer les espaces végétalisés (publics ou privés) des espaces forestiers, mais le cumul des surfaces des deux postes est bien supérieur à ceux obtenus avec les bases de données CLC ou d'Urban Atlas (89 km² contre respectivement 28 et 35,8 km² sur l'emprise de l'image satellite Pléiades). Cette précision peut s'avérer indispensable en milieu urbain dans un objectif d'identification des continuités écologiques potentielles. En revanche, le type de formation boisée n'est pas précisé sur la version à notre disposition au moment de ces traitements.

Quant au poste d'« Espaces agricoles », la base de données CLC présente une superficie plus importante que les deux autres bases de données puisqu'elle ne tient pas compte des habitats diffus et autres espaces artificialisés de faible surface en zone rurale, là aussi en raison de l'UMC fixée à 25 ha.

Enfin, les « Surfaces en eau » ne présentent pas de différences majeures entre ces trois bases de données.

Ces résultats permettent également d'identifier un problème d'exhaustivité de la BD TOPO®. En sommant les superficies de l'ensemble des 7 postes après regroupement de la BD TOPO® agrémentée des données du RPG, les espaces non renseignés représentent entre

36 et 41 % selon l'emprise considérée (respectivement pour l'emprise de l'image satellite Pléiades et la commune de Toulouse). Cette base de données vectorielle de précision métrique ne couvre donc pas le territoire en totalité comme le montre l'exemple localisé en centre-ville toulousain sur la figure 4-9 (p. 106).

Au vu de ces résultats, il convient donc de prendre en compte certains critères dans le choix d'une de ces trois bases de données pour l'identification de continuités écologiques urbaines (tableau 4-4).

Il s'agit notamment de la couverture spatiale de la base de données, indispensable si l'on souhaite appliquer une méthodologie sur l'ensemble du territoire national. Urban Atlas, contrairement aux deux autres bases de données étudiées, n'est actuellement disponible que pour certaines grandes agglomérations européennes.

Les précisions thématique et planimétrique vont également jouer un rôle majeur dans ce type d'étude, notamment sur la qualité et la quantité d'information à de fines échelles urbaines. La différence de précision planimétrique s'observe très bien sur la figure 4-9 (p. 106) pour la couche de végétation. Là où la base de données CLC n'identifie qu'une petite partie de la végétation arborée du square du Grand Rond et des alignements d'arbres longeant l'allée Jules Guesde, la BD TOPO® est bien plus précise. Quant à la précision thématique, les bases de données CLC et Urban Atlas disposent d'une nomenclature globalement plus détaillée que la BD TOPO®. En revanche, en ne s'attachant qu'à la seule information de végétation, la BD TOPO® pourrait à terme avoir une précision thématique plus grande dans sa version multithème en différenciant 13 types de végétation (cf. p. 92). En comparaison, les données de niveaux 3 de CLC et Urban Atlas ne disposent que d'un seul poste caractérisant la végétation urbaine (respectivement Espaces verts urbains et « *Green urban areas* »).

Enfin, les dates de mises à jour influencent aussi plus ou moins fortement les résultats obtenus en fonction du type de milieu urbain : en centre urbain dense, les changements d'occupation du sol restent moins fréquents comparés à des territoires périurbains où les constructions de bâti engendrent une évolution du sol bien plus rapide.

Tableau 4-4. Principales caractéristiques des trois BD d'OCS étudiées au regard de l'identification de la végétation urbaine.

	CORINE Land Cover	Urban Atlas	BD TOPO®
Couverture spatiale	✓	✗	✓
Précision spatiale	✗	✗	✓
Précision thématique	✗	✗	✓
Exhaustivité	✓	✓	✗

Cette étude comparative nous amène donc à conclure que chaque base de données est unique et diffère notamment par sa nomenclature, sa géométrie et son actualité (date de création et mise à jour). En l'occurrence, aucune source de données n'est meilleure qu'une

autre dans l'identification de la végétation urbaine et aucune ne permet en l'état d'obtenir la donnée précise et surtout actualisée dont nous avons besoin en milieu urbain.

Dans une nouvelle phase de réflexion, nous nous sommes donc mis à la place d'une collectivité, ou d'un acteur du territoire cherchant à identifier et à évaluer les connectivités écologiques sur un territoire spécifique : un territoire urbain à une grande échelle. Ainsi, comment appliquer cette méthode lorsque nous ne disposons que d'une base de données disponible immédiatement et gratuitement, un avantage incontestable des bases de données de type CLC, Urban Atlas ou BD TOPO® (pour les organismes ayant des missions de service public) ? Nous avons ainsi cherché à répondre à cette question en appliquant cette méthode aux trois bases de données. Mais quel résultat pouvons-nous espérer obtenir ? À quelles difficultés devons-nous faire face ? Peut-on appliquer cette méthode en l'état ? Et pourrions-nous appliquer cette méthode sur des données de végétation plus précises, issues par exemple d'un traitement d'image satellitaire ?

Cette troisième section va se pencher sur ses questions centrales afin de s'assurer de la faisabilité concrète de cette méthode.

4.3. Application de la méthode d'analyse des potentialités écologiques

4.3.1. Application de la méthode de base sur l'agglomération toulousaine

4.3.1.1. Quelques éléments méthodologiques

Nous nous sommes orientés vers une méthodologie d'évaluation des connectivités écologiques dite structurale, ne faisant pas appel à des données espèces et dont l'approche technique était bien documentée. La méthode choisie a été développée à petite échelle, sur la région Nord-Pas-de-Calais et se base sur une analyse multicritères et analyse des potentialités écologiques pour un territoire donné (Direction Régionale de l'Environnement du Nord-Pas-de-Calais et Biotope GREET, 2008). La base de données d'occupation du sol utilisée est la base SIGALE® (cf. p. 84).

La figure 4-10 présente les grandes étapes de cette méthode. Pour plus de précisions, le lecteur pourra se référer aux aspects techniques et aux détails méthodologiques présentés dans le document rédigé par la Direction Régionale de l'Environnement du Nord-Pas-de-Calais et le bureau d'étude Biotope-GREET (2008).

La première étape consiste donc à reclasser l'occupation du sol détaillée en cinq grands types de milieux ou en 35 postes en fonction des indices à calculer.

Afin d'évaluer plus finement les potentialités écologiques et de tenir compte de l'importance des effets de barrière et de la perméabilité des milieux sur le déplacement des espèces, quatre niveaux de fragmentation se distinguent également. En effet, plus la fragmentation sera importante, moins les territoires seront connectés et plus la potentialité écologique sera faible. La hiérarchisation des infrastructures de communication (routes, voies ferrées, cours d'eau) prend en compte divers critères comme la largeur des voies ou encore l'intensité du trafic. Les milieux artificialisés (habitat, zones d'activité, décharges...) sont

également considérés comme des éléments fragmentants. Dans notre cas, les voies de communication sont issues de la BD TOPO®.

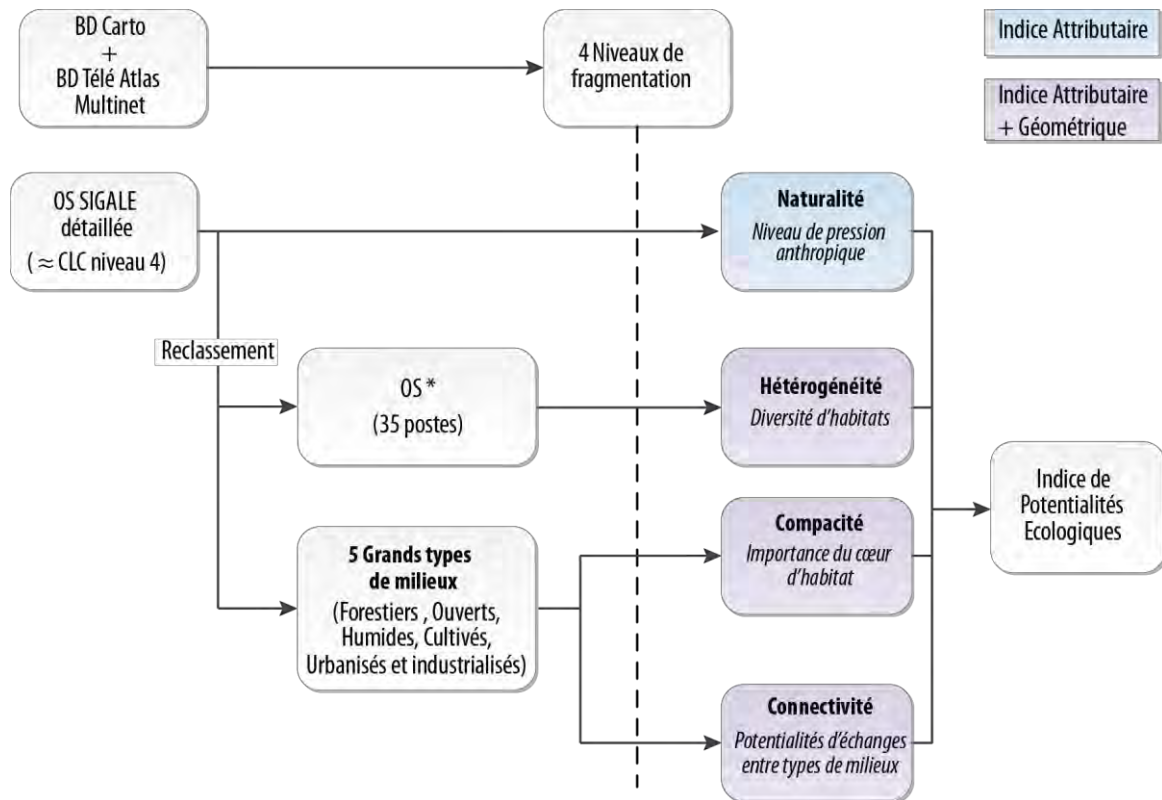


Figure 4-10. Méthodologie générale pour l'évaluation des potentialités écologiques développée par la Région Nord-Pas-de-Calais et Biotopie-GREET (2008).

Dans un second temps, cette méthode implique de calculer quatre indices relevant de l'écologie du paysage :

- **la naturalité** qui évalue chaque milieu en fonction de son degré d'anthropisation. Plus la naturalité d'un milieu est forte, plus ses potentialités biologiques sont importantes. Contrairement aux trois indices suivants qui considèrent aussi la position ou la forme géographique de l'objet et intègrent une notion de contiguïté, la naturalité ne se base que sur des données attributaires, c'est-à-dire le type d'occupation du sol de chaque entité ;
- **la compacité/surface** qui est un critère de forme lié à la superficie du milieu. Plus la valeur de cet indice est élevée, plus le milieu favorisant la biodiversité est développé et fonctionnel (le polygone se rapproche de la forme d'un cercle). À l'inverse, plus la valeur est faible, plus la compacité est faible (la forme du polygone s'approche d'un objet linéaire) ;
- **la connectivité** décrit quant à elle l'articulation entre les taches d'habitat et leur potentialité d'échange. Une connectivité élevée maintient un bon fonctionnement écologique ;
- **l'hétérogénéité** tient compte du nombre de milieux différents en contact avec le polygone considéré. Plus il est élevé, plus la biodiversité locale est potentiellement importante.

Ces quatre indices sont mis en étroite relation avec la fragmentation du territoire. Ainsi, chacun d'entre eux sera la synthèse de quatre sous-indices calculés pour chaque objet géographique (une entité individualisée correspondant à une occupation du sol) selon les quatre niveaux de découpage par les éléments fragmentants.

Afin de faciliter la hiérarchisation des critères évalués de chaque objet géographique (hormis pour l'indice de naturalité qui est déjà une valeur entière de 1 à 5), une classification des valeurs selon la méthode de Jenks a permis de représenter chaque indice selon des valeurs comprises entre 1 et 6. Nous constatons que cette méthode n'a pas été standardisée quant au nombre de classes.

Enfin, l'indice de potentialités écologiques globales va quant à lui s'appuyer sur la synthèse des quatre indices précédents.

Cette méthode a été appliquée sur une vaste zone d'étude englobant la commune de Toulouse. Elle correspond à l'emprise représentée sur la figure 4-11 qui correspond à la couverture des données Urban Atlas à notre disposition au moment du traitement. Cette emprise permet ainsi d'évaluer les résultats des traitements en fonction de trois bases de données présentées précédemment : CLC, Urban Atlas et BD TOPO®.

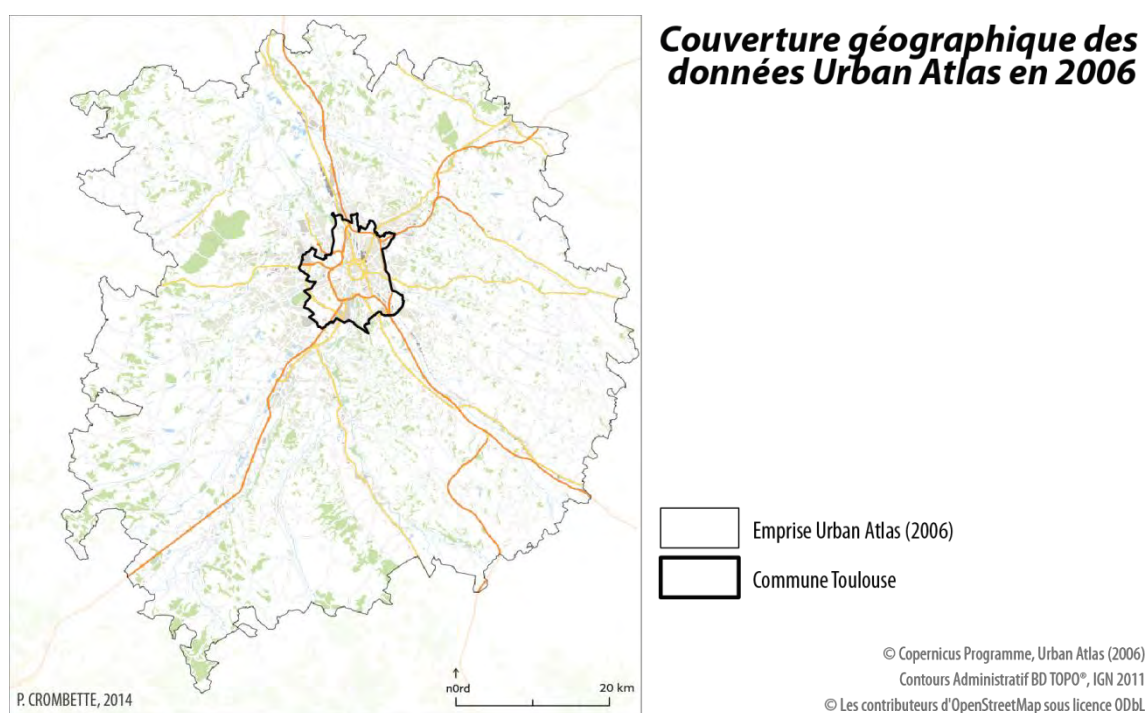


Figure 4-11. Zone d'application (emprise Urban Atlas) de la méthode de base d'analyse des potentialités écologiques.

4.3.1.2. Commentaires et résultats

Importance du réseau d'éléments fragmentants

La particularité de cette méthode réside dans le type de données d'occupation du sol à utiliser. En effet, cette couche géographique doit être composée de polygones jointifs pour pouvoir ensuite être découpée par une seconde couche géographique composée des quatre niveaux de fragmentations hiérarchiques. Ces éléments fragmentants jouent donc un rôle important dans les divisions successives des entités.

La BD CLC cartographie presque trois fois moins de réseaux routiers que celle de l'Urban Atlas (respectivement 6 km² et 17 km² sur la commune de Toulouse). Il s'agit essentiellement de gros échangeurs routiers (échangeur des Minimes à l'ouest de Toulouse), des gares de péage autoroutier (péages sud et nord) ou des gares ferroviaires (en centre-ville la gare Matabiau jouxtant le site Toulouse-Raynal, ancien triage reconverti en atelier de maintenance et remisage de voiture) (figure 4-12), le reste du réseau routier ne répondant pas au critère d'UMC. Cette organisation de l'occupation du sol n'engendre pas de difficultés particulières quant à l'application de la méthodologie sur cette base de données CLC.

À l'inverse, la base de données Urban Atlas intègre déjà le réseau d'infrastructures dans différents postes d'occupation du sol (codes « 12210 – *Fast transit roads and associated land* », « 12220 – *Other roads and associated land* » et « 12230 – *Railways and associated land* »). On y retrouve les gros axes routiers ainsi que l'ensemble du réseau secondaire urbain. Ce réseau permet de délimiter les îlots urbains puisque globalement, tout ce qui ne correspond pas à du bâti constitue en grande partie le réseau urbain (délimitation de la voirie en négatif). Néanmoins, aucune distinction du niveau des routes n'est envisageable directement par les données attributaires de cette couche géographique.

La figure 4-12 cartographie le réseau routier propre à ces deux bases de données ainsi que leurs parties communes.

Comparaison des données d'infrastructures routières et ferroviaires

Bases de données CORINE Land Cover (2006) et Urban Atlas (2006)

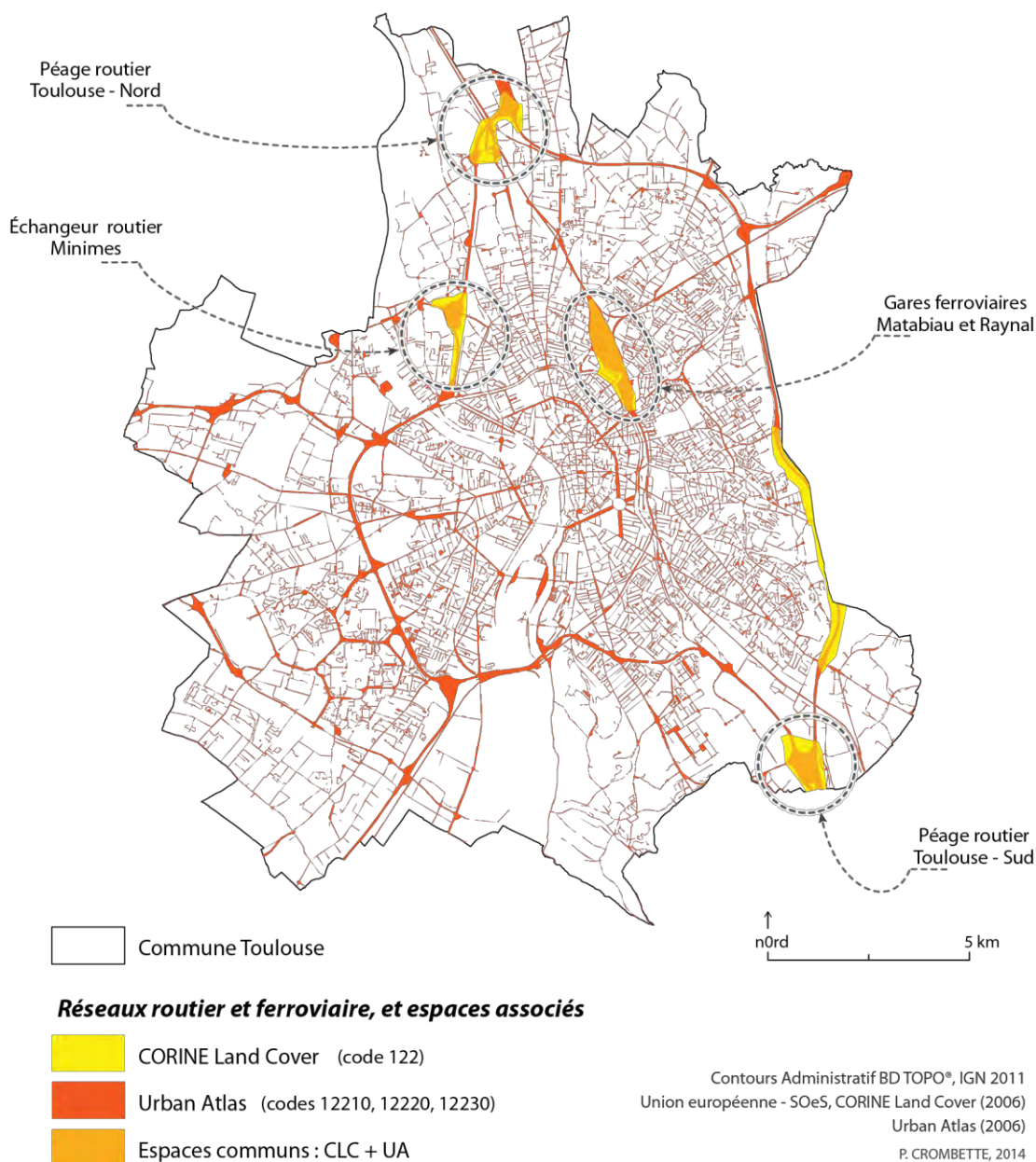


Figure 4-12. Représentation cartographique des infrastructures de déplacement selon les BD CORINE Land Cover et Urban Atlas.

L'étape de découpage de l'occupation du sol ne peut donc être réalisée en l'état sur la BD Urban Atlas puisque les polygones sont déjà scindés par un réseau routier et ferroviaire, sans tenir compte du niveau hiérarchique de découpage.

Un premier travail de traitement topologique a donc été mené afin d'éliminer les éléments fragmentants de cette base de données (figure 4-13). La méthode de « dilatation/érosion » a été utilisée avec une zone tampon de 5 m de manière à ce que les polygones d'occupation du sol englobent ces éléments linéaires et de façon à préserver les polygones classés en « espaces verts » en milieu urbain (code « 14100 – *Green urban areas* »). Cette méthode n'a cependant pas permis d'incorporer la totalité du réseau routier notamment lorsque les objets sont plus larges

que la taille de la zone tampon. C'est par exemple le cas des ronds-points ou des gares routières. Ce problème s'observe surtout dans les ensembles urbains.

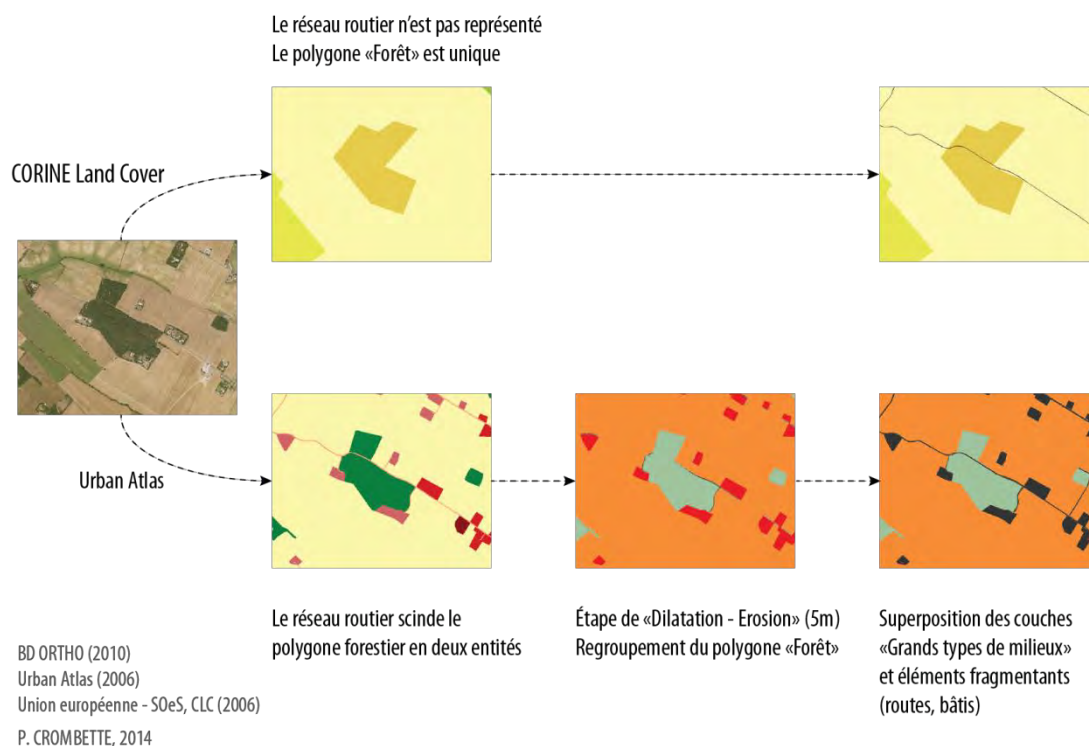


Figure 4-13. Influence de la présence du réseau routier dans la classification selon la base de données utilisée.

Calcul des indices d'écologie du paysage

Cette étape a également été adaptée aux caractéristiques des bases de données utilisées.

Par exemple, l'indice de naturalité, variant de 0 à 5 (naturalité quasiment nulle à très forte), se calcule pour chaque occupation du sol de la base de données initiale. Pour l'Urban Atlas, aucun milieu n'a pu être reclassé en « Naturalité forte » qui, dans la méthode de base, correspond à des landes, des prairies ou des vergers. De plus, dans cette base de données, les milieux agricoles, semi-naturels et humides sont regroupés au sein d'une même classe (code 20000 – « *Agricultural + Semi-natural areas + Wetlands* »). Une valeur moyenne par défaut a donc dû être attribuée à cette classe.

La méthode de base ne calcule pas l'indice de connectivité pour les milieux cultivés considérés comme étant l'élément principal de la matrice du paysage régional. Comparés aux autres milieux et malgré la présence d'éléments fragmentants présents sur ces espaces, ils apparaissent ainsi bien connectés. Cet indice n'est pas non plus évalué pour les milieux urbanisés puisqu'ils constituent une barrière majeure dans le déplacement des espèces. En revanche, en étudiant la carte des connectivités globales des milieux naturels de la Région Nord-Pas-de-Calais, ces espaces présentent un niveau de connectivité faible, ce qui s'oppose au constat précédent.

De la même façon, l'indice d'hétérogénéité n'intègre pas les cultures annuelles qui constituent la matrice paysagère de l'aire d'étude et qui présentent généralement un indice

d'hétérogénéité maximal compte tenu de la très grande taille ses polygones. Or, comme pour l'indice de connectivité, le résultat cartographique identifie ces polygones comme ayant un niveau très faible d'hétérogénéité. De plus, en appliquant cette méthode à la base de données Urban Atlas, à défaut de pouvoir isoler les espaces agricoles, nous avons également dû exclure en totalité la classe « *Agricultural + Semi-natural areas + Wetlands* ».

Résultats pour les bases de données CLC et Urban Atlas

Nous avons donc dans un premier temps appliqué cette méthode aux données issues de CLC et de l'Urban Atlas. Les résultats sont présentés sur les deux planches cartographiques suivantes (figure 4-14 et figure 4-15).

Sans grande surprise, ces résultats mettent en avant un indice global élevé au cœur des espaces ruraux, à savoir les espaces forestiers et agricoles, ainsi que les milieux humides et les cours d'eau. Ces bases de données ne sont donc pas assez précises pour identifier de potentielles connectivités en milieu urbain qui vont donc plutôt s'observer sur des espaces de petite taille, bien plus petits que les 25 ha de CLC ou même les 0,5 ha de l'Urban Atlas.

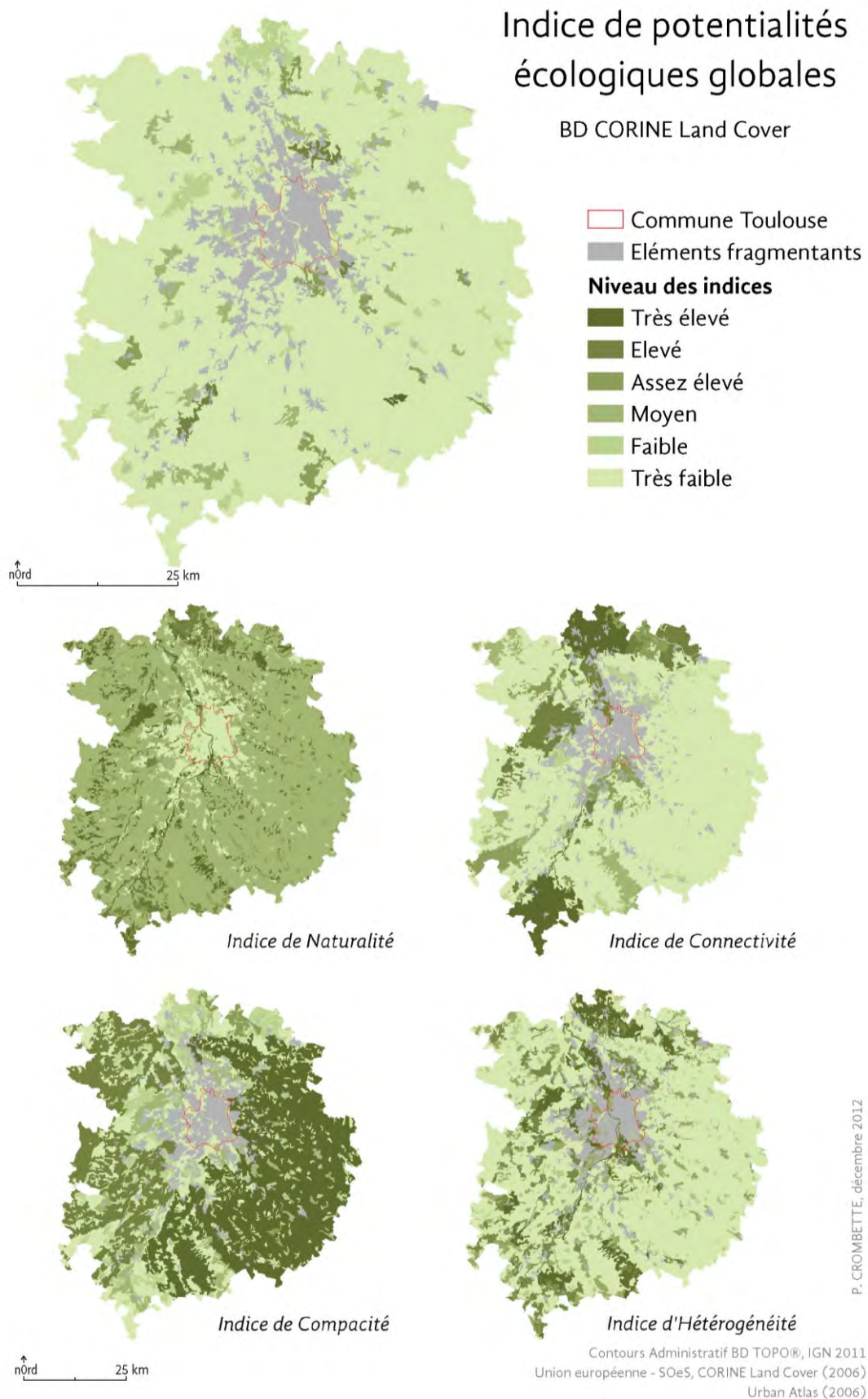


Figure 4-14. Résultats cartographiques des quatre indices écologiques et des potentialités écologiques globales pour la base de données CLC.

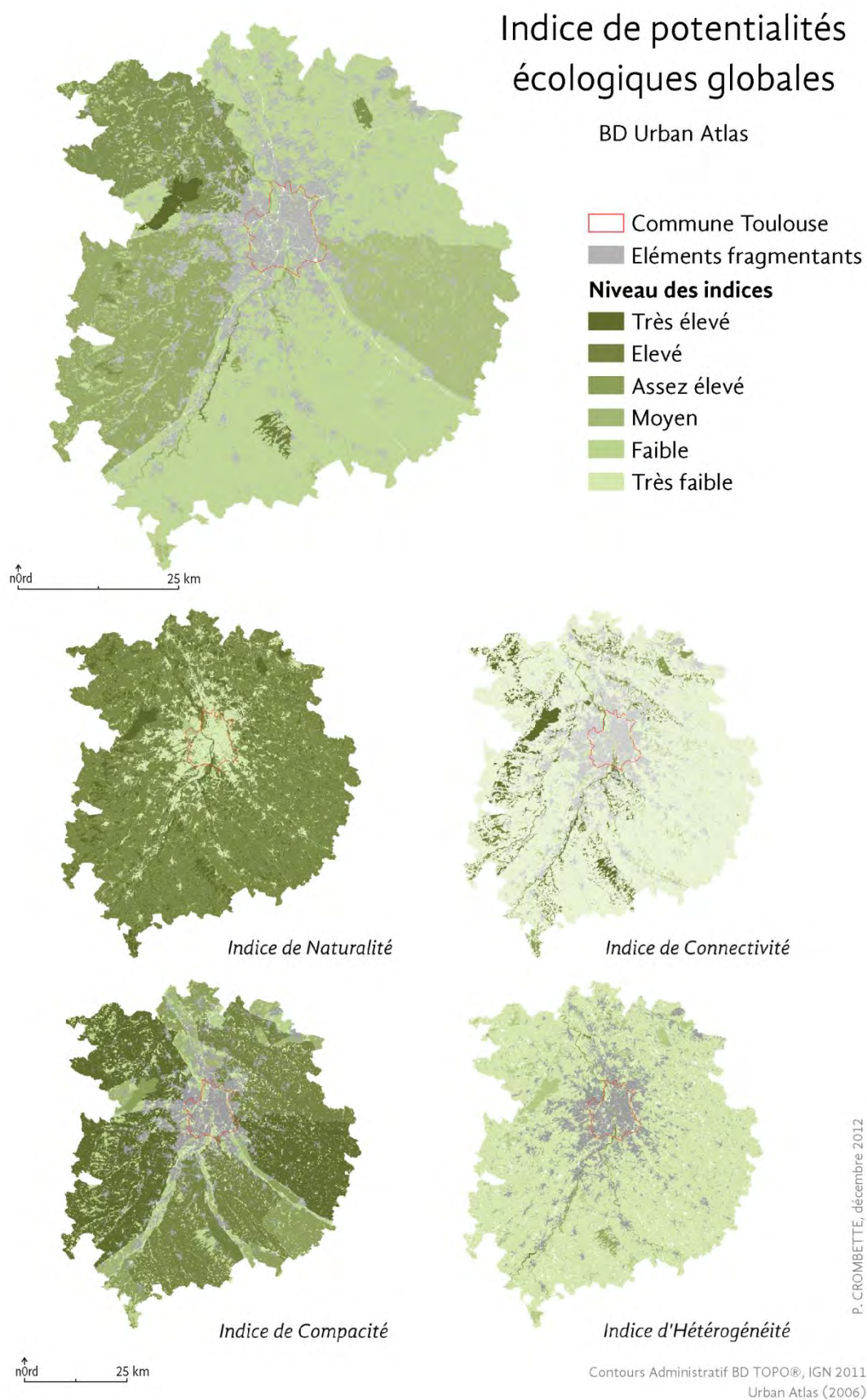


Figure 4-15. Résultats cartographiques des quatre indices écologiques et des potentialités écologiques globales pour la base de données Urban Atlas.

Application de cette méthode sur la BD TOPO®

Cette base de données présente deux caractéristiques qui nous ont empêchées d'appliquer cette méthodologie. D'une part, elle intègre le réseau routier fragmentant ce qui obligerait à suivre un premier traitement cartographique de dilatation/érosion, similaire à celui appliqué pour la base de données de l'Urban Atlas. D'autre part, elle n'est pas totalement exhaustive sur le territoire, les polygones qui la composent ne sont pas jointifs. Nous avons déjà constaté ce manque d'information sur l'occupation du sol (environ 40 % de la commune de Toulouse (cf. § 4.2.2 p. 107)). L'indice d'hétérogénéité principalement fondé sur des notions de contiguïté ne peut donc pas être calculé en l'état.

En définitive, cette méthode ne peut s'appliquer telle quelle sur la BD TOPO® et demanderait une trop grande modification des indices mesurés.

Commentaires et perspectives

La mise en application de cette méthode sur notre territoire d'étude à partir de trois bases de données a donc mis en avant les points suivants :

- l'application de la méthode sur la BD CLC ne nécessite pas d'ajustements majeurs en dehors de la modification du reclassement (postes d'occupation du sol différents entre les BD SIGALE et CLC). Néanmoins, l'échelle de cette base de données ne permet pas d'étudier les potentialités écologiques dans les milieux urbains,
- la base de données de l'Urban Atlas plutôt destinée à des études urbaines, améliore la précision spatiale de la donnée même si celle-ci ne s'avère pas encore suffisante pour des études de végétation urbaine à grande échelle. Cette BD nécessite également un prétraitement de « dilatation/érosion » afin de pouvoir appliquer la méthode,
- la BD TOPO® apporte une précision spatiale pour la végétation urbaine. Même si cette base de données ne permet pas de distinguer les espaces végétalisés urbains des espaces forestiers, la surface totale de végétation est malgré tout bien supérieure à celles obtenues avec les bases de données CLC ou Urban Atlas (88 km² contre respectivement 28 et 35,8 km² sur l'emprise de l'image Pléiades). En revanche, cette base de données vectorielle de précision métrique n'est pas exhaustive sur le territoire, empêchant la mise en application de la méthode sur ce type de données.

Nous pouvons reprocher une certaine subjectivité à la méthode en elle-même dans le processus cartographique notamment dans l'interprétation et le reclassement des postes de bases de données différentes de celle utilisée à la base. D'autre part, le calcul des indices de connectivité et d'hétérogénéité ne tient pas compte des milieux cultivés en assumant que ces derniers constituent l'élément principal de la matrice paysagère et présentent des valeurs élevées pour chacun de ces indices. Cependant, le résultat cartographique représente ces milieux comme étant peu connectés et peu hétérogènes.

De plus, même s'ils sont bien documentés, les calculs des indices nécessitent de très nombreuses étapes, même répétitives, rendant difficilement réalisable l'automatisation de cette méthode.

Son application à d'autres bases de données révèle donc des problèmes d'échelle, de précision spatiale et d'exhaustivité de la donnée puisqu'elle ne peut se faire dans le cadre d'études urbaines qu'à partir de bases de données dont :

- les postes d'occupation du sol n'intègrent pas directement d'éléments linéaires fragmentant tels que les réseaux routiers,
- les entités sont jointives,
- la précision spatiale permet une bonne identification de la végétation sur l'ensemble du territoire.

En définitive, cette méthode permet d'analyser des potentialités écologiques d'un territoire tout en s'affranchissant de données espèces. Le résultat cartographique identifie des zones dont le potentiel écologique est plus ou moins fort. Il peut ensuite servir de support de discussion pour les acteurs de l'aménagement du territoire. En revanche, aucune de ces trois bases de données n'est réellement optimale puisque chacune a été conçue pour répondre à des besoins précis, pas forcément ceux d'identification et d'évaluation des connectivités écologiques urbaines.

Devant ce manque de précision et de bases de données adaptées, le traitement de l'imagerie satellitaire pourrait-il combler ce besoin de précision spatiale et thématique ?

Afin de tenter de répondre à cette question, nous avons choisi d'appliquer cette même méthode à une nouvelle occupation du sol issue d'un traitement d'image satellite.

4.3.2. Application de la méthode à une donnée de végétation obtenue par traitement d'images Pléiades

4.3.2.1. Simplification méthodologique

L'objectif affiché dans cette section est d'analyser les potentialités écologiques des espaces végétalisés après avoir appliqué la méthode précédente sur deux sites différents à partir d'une occupation du sol précise spatialement, mais simple thématiquement.

La première étape consiste à réaliser une carte d'occupation du sol sur deux territoires : le centre-ville toulousain et un milieu moins densément bâti sur la commune de Pierrefite-Nestalas. Deux images satellites Pléiades ont été utilisées : Toulouse-2012 et Davantaygue-2012.

Puis, à partir de cette occupation du sol simplifiée, nous avons appliqué la méthode précédente en l'adaptant et en posant deux hypothèses :

- la végétation est homogène, sans distinction des types de structure (basse, arbustive, arborée). De cette façon, l'indice de naturalité a une valeur constante, quel que soit le polygone de végétation considéré,
- puisque l'occupation du sol est composée de deux postes (« Végétation » ou « Autres milieux »), l'hétérogénéité – le nombre de milieux différents contigus – est également constante sur l'ensemble du territoire.

Dès lors, les indices de naturalité et d'hétérogénéité n'entrent plus en compte dans le calcul des potentialités écologiques globales. Seuls les deux autres indicateurs de compacité et de connectivité sont calculés.

La méthode n'a pas été appliquée sur l'emprise globale des images, mais sur des zones réduites : 25 km² pour le centre-ville toulousain et 1 km² sur la commune de Pierrefite-Nestalas, cette commune étant déjà de faible superficie.

4.3.2.2. Carte d'occupation du sol simplifiée

Pour réaliser la carte d'occupation du sol répondant aux besoins évoqués ci-dessus, nous avons choisi de réaliser une classification pixels simple pour l'extraction de la végétation à l'aide d'un indicateur radiométrique couramment utilisé, l'indice de végétation par différence normalisé (NDVI pour *Normalized Difference Vegetation Index*). Il permet de cibler la végétation (Rouse *et al.*, 1974) selon la formule suivante :

$$NDVI = \frac{PIR - R}{PIR + R}$$

Avec :

PIR : réflectance au sol de la surface dans le canal proche infrarouge,
R : réflectance au sol de la surface dans le canal rouge.

En théorie, les valeurs de cet indice sans dimension sont comprises entre -1 et +1. Les valeurs négatives correspondent aux surfaces autres que les couverts végétaux, comme l'eau, les nuages ou la neige, pour lesquelles la réflectance dans le rouge est supérieure à celle du proche infrarouge. Les valeurs proches de zéro présentent une réflectance de même ordre de grandeur dans le rouge et le proche infrarouge et correspondent à des sols nus. Les formations végétales quant à elles, ont des valeurs de NDVI positives, généralement comprises entre 0,2 et 1 en fonction des valeurs numériques de l'image. Plus la valeur est élevée, plus les couverts sont théoriquement denses (Carlson et Ripley, 1997).

Nous avons donc calculé cet indice pour nos deux images Pléiades livrées en mode bundle et qui ont préalablement été prétraitées selon les étapes détaillées dans le chapitre 2 (p. 62). Chaque pixel des images fusionnées est alors caractérisé par une valeur de NDVI. La classification binaire selon les deux postes d'occupation du sol végétation/non végétation est ensuite obtenue par seuillage visuel. Les résultats de cette classification sur nos deux zones de test sont présentés sur la figure 4-16 (p. 123) et la figure 4-17 (p. 124).

4.3.2.3. Commentaires et résultats

Le calcul de l'indice de compacité/surface globale n'engendre pas de difficultés particulières. Il dépend de la compacité réelle du polygone et de sa surface et se calcule selon les deux équations suivantes :

$$\text{Compacité} = \frac{4 * \pi * \text{Surface}}{(\text{Périmètre})^2}$$

$$\text{Indice}_{\text{Compacité/Surface}} = \text{Compacité} * \text{Surface}$$

L'indice de connectivité nécessite quant à lui la création d'une zone tampon et se calcule en plusieurs étapes :

- le calcul du rayon d'une zone tampon pour chaque polygone de grand type de milieu directement proportionnel à la superficie des entités selon l'équation suivante :

$$\mathbf{Rayon}_{ZT\ entité\ i} = \sqrt{\frac{\mathbf{Surface}_{entité\ i}}{\pi}}$$

- le traçage d'une zone tampon pour chaque entité de grand type de milieu. Les zones tampon appartenant au même type milieu sont fusionnées en cas de superposition,
- le calcul de la surface des zones tampon fusionnées. Plus la surface est grande, plus la connectivité du milieu considéré sera importante.

Le calcul de cet indice en milieu urbain nous a obligés à adapter la méthode et à écarter certaines entités de trop grande superficie. En effet, le rayon de ces entités crée une zone tampon fusionnée englobant une très grande partie de la zone d'étude. Pour cette raison, nous avons choisi de ne pas tenir compte des polygones dont le rayon du buffer ferait plus de 40 m, en admettant que leur connectivité est de toute façon élevée pour ces polygones.

Les différents résultats pour le centre-ville toulousain et la commune de Pierrefite-Nestalas sont présentés sur les planches cartographiques suivantes (figure 4-16 et figure 4-17). Que l'on soit en centre urbain dense ou sur une commune moins densément peuplée, le potentiel écologique augmente en fonction de la taille des zones végétalisées. Sur la commune de Pierrefite-Nestalas, il est également possible d'identifier les arbres isolés pour lesquels la potentialité écologique s'avère faible ou très faible. Ces résultats sont intéressants et de fait plus précis que ceux obtenus grâce aux bases de données vectorielles utilisées précédemment (CLC et Urban Atlas). Malgré tout, la méthode a été simplifiée en ne calculant que deux indices sur une occupation du sol à deux postes (Végétation/Autre OCS).

Comme précédemment, la mise en application d'une méthode simplifiée sur des données de végétation extraites d'un traitement d'images satellite met en avant quelques difficultés. Dès lors, cette méthode est peu adaptée avec les paramètres préconisés pour les raisons suivantes :

- pour les polygones « végétation » de grandes superficies, la création d'une zone tampon peut englober une grande partie de la zone d'étude. Ce paramètre nous a obligés à ne sélectionner que les polygones dont le rayon du buffer était inférieur à 40 m.
- le réseau routier, issu de la BD TOPO®, occasionne également des problèmes de superpositions avec la couche de végétation obtenue par traitement d'image. Ce phénomène s'observe particulièrement bien sur le centre-ville toulousain où ces infrastructures et les polygones de végétation se recouvrent. Il peut alors soit s'agir d'un problème de calage (erreur géométrique) soit parce que la végétation correspond à un alignement d'arbres connectés par le houppier et recouvre la voirie. Dans ce dernier cas, le réseau routier ne devrait donc par intervenir dans l'étape de découpage successif des polygones puisqu'une connectivité aérienne semble exister. Notons également que la dernière mise à jour du réseau routier utilisé ici date de 2011.

Extraction de la végétation urbaine et indice de potentialités écologiques globales
Commune de Toulouse (31)

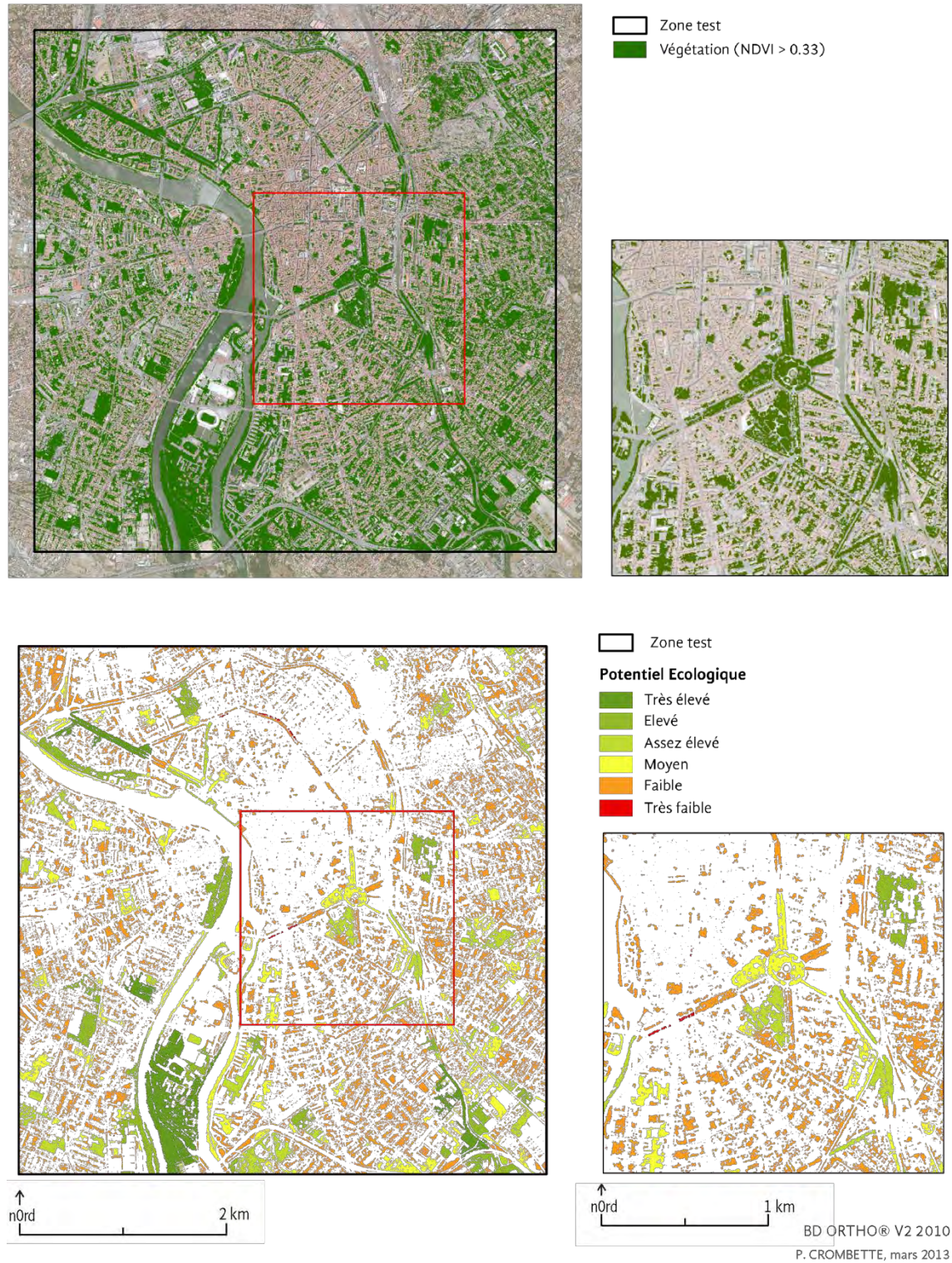


Figure 4-16. Extraction de la végétation et évaluation des potentialités écologiques en centre-ville toulousain.

Extraction de la végétation urbaine et indice de potentialités écologiques globales

Commune de Pierrefite-Nestalas (65)

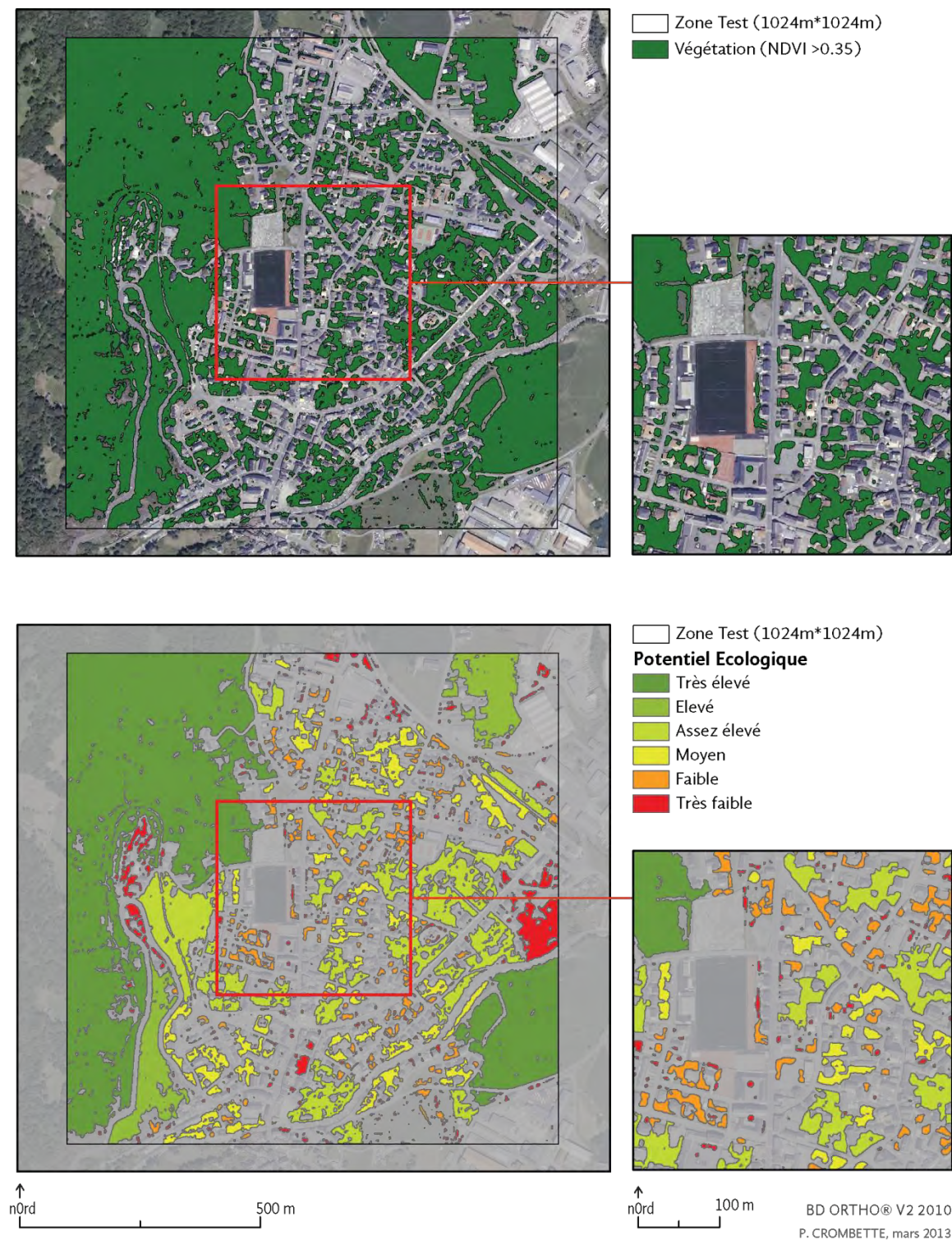


Figure 4-17. Extraction de la végétation et évaluation des potentialités écologiques sur la commune de Pierrefite-Nestalas.

CONCLUSION DE LA DEUXIÈME PARTIE

Cette deuxième partie a permis d'exposer les problèmes méthodologiques et le manque de données adaptées auxquels nous devons faire face pour l'identification des connectivités écologiques urbaines et périurbaines.

La majorité des régions administratives effectuent leurs analyses et les premiers projets de SRCE à partir de la BD vectorielle CLC facilement mobilisable, déjà numérisée, mais dont l'échelle de représentation est finalement peu adaptée à la précision requise en milieu urbain.

D'un point de vue méthodologique, la méthode présentée ici et transposée à des échelles plus fines et sur des territoires plus ou moins fortement artificialisés ne peut s'appliquer en l'état et nécessite donc des adaptations. En effet, elle requiert de nombreuses étapes de géotraitement sur l'ensemble des données. Sa mise en application à d'autres bases de données a mis en évidence un manque manifeste de données précises sur la végétation au sein de la matrice urbaine. Les temps de traitement sont importants et la méthode nous semble difficilement réexploitable et automatisable, avec des paramètres fixés et peu modifiables. Elle nécessite également de bonnes connaissances techniques en SIG.

Le modèle a ensuite été simplifié compte tenu des choix qui ont été faits sur l'utilisation d'une occupation du sol simple thématiquement (deux postes obtenus par traitement d'image), mais plus précise spatialement. Sa mise en application a aussi nécessité quelques adaptations, mais les résultats sont intéressants et en concordance avec la réalité que l'on imagine pour une approche structurelle. Il est essentiel de rappeler que la méthode utilisée permet d'identifier le potentiel naturel structurel d'un territoire à partir de l'occupation du sol. En aucun cas, elle n'exprime le fonctionnement écologique du territoire. De plus, aucun travail ne peut être mené sur la trame bleue, cette méthodologie étant plutôt destinée à identifier des potentialités de trame verte rurale à l'échelle régionale.

Les bases de données vectorielles CLC et Urban Atlas sont donc inadaptées à des évaluations précises et localisées des connectivités écologiques à une échelle infradépartementale. Ainsi, leurs limites expliquent le besoin de cartographier plus finement les espaces végétalisés urbains. Ce besoin soulève également la question des moyens financiers, humains et techniques disponibles au sein des collectivités qui seront les principaux acteurs de l'élaboration cartographique des connectivités écologiques et leur intégration dans les documents de référence tels que les SCoT ou les PLU.

Ainsi, comment obtenir des données utiles à l'identification des connectivités écologiques en milieu urbain ? Quels données, outils et méthodes faut-il utiliser ?

Les outils de la géomatique peuvent répondre à cette interrogation : d'un côté la télédétection à Très Haute Résolution Spatiale (THRS) apporte des données fines appropriées aux études urbaines ; d'un autre côté les Systèmes d'Information Géographique (SIG) fournissent des outils adaptés à la visualisation des données et à la construction d'indicateurs spatialisés. Dès lors, nous avons cherché à évaluer les potentialités offertes par les outils de la géomatique dans l'identification des éléments végétalisés urbains en vue de caractériser les

connectivités écologiques. Cette démarche impliquera de mettre en place une méthode opérationnelle et reproductible, compréhensible techniquement et fondée autant que faire se peut sur des outils libres afin d'être la plus accessible possible financièrement.



Partie 3.

EXTRACTION DE LA VÉGÉTATION DANS L'ESPACE URBAIN ET PÉRIURBAIN

Tandis que les données de télédétection sont fréquemment utilisées pour l'étude des paysages ruraux et naturels, la singularité des espaces artificialisés urbains, fragmentés et très hétérogènes, parfois soumis à de brusques changements d'occupation du sol, engendre un certain nombre de contraintes dans l'utilisation de ces images satellites. Aussi, cette particularité urbaine va conditionner le choix des images ainsi que la méthodologie à employer pour l'identification et le suivi de notre objet de recherche.

Ainsi borné par différents domaines d'expertise tels que la télédétection et le traitement d'images satellite, l'exposé de ces travaux de thèse nécessite d'en faire une présentation pour une meilleure compréhension des méthodes envisagées. Dans cette perspective, le cinquième chapitre propose d'abord un tour d'horizon des notions de télédétection. Après avoir posé le problème du choix des images et des outils, le sixième chapitre vise ensuite à répondre à la question suivante :

Comment produire une cartographie des espaces végétalisés urbains qui puisse ensuite servir à l'identification des connectivités écologiques ?

Chapitre 5. Apport de la THRS dans l'identification de la végétation urbaine.....	129
5.1. Les technologies d'acquisition d'images satellitaires	129
5.2. Impact de la résolution spatiale, étude comparative	144
Chapitre 6. Des données numériques à une carte de végétation urbaine.....	153
6.1. Élaboration de la méthodologie	154
6.2. Mise en application sur nos territoires d'étude et résultats.....	204
6.3. Discussions et perspectives	217

Chapitre 5. APPORT DE LA THRS DANS L'IDENTIFICATION DE LA VÉGÉTATION URBAINE

Dans le cadre de notre étude, la première difficulté réside dans l'acquisition d'informations fiables d'occupation du sol sur l'espace étudié. En effet, comme nous l'avons démontré au cours du chapitre précédent, l'insuffisance des données vectorielles thématiques qui doivent répondre à nos besoins d'identification de la Trame verte urbaine renforce l'intérêt d'utiliser des données images satellites. Ces données permettent, en fonction des capteurs utilisés, de satisfaire à plusieurs conditions comme l'étendue spatiale, la répétitivité et la précision géométrique. Une vision synthétique est alors possible grâce aux outils et aux méthodes de télédétection qui, nous le verrons plus en détail dans la suite de ce chapitre, peuvent malgré tout présenter des contraintes d'utilisation comme le recours à des connaissances expertes.

Le premier objectif de cette thèse est ainsi d'évaluer le potentiel de l'image THRS Pléiades comme donnée de base à la détection de la végétation urbaine. En effet, si les travaux relatifs à l'extraction de la végétation – ou plus globalement à la cartographie de l'occupation des sols – par traitement d'images satellites sont nombreux, les recherches basées spécifiquement sur les images Pléiades n'en étaient qu'à leurs débuts au démarrage de cette thèse. Ainsi, nous avons cherché à évaluer dans quelle mesure ce type d'images pourrait permettre d'atteindre un niveau de précision suffisant pour une cartographie pertinente de la végétation urbaine et à terme l'identification des connectivités écologiques potentielles, tout en préservant le besoin d'une méthode accessible qui utilise des outils libres.

Dans les paragraphes suivants, nous aborderons d'abord quelques grands principes essentiels de télédétection appliquée au milieu urbain, ainsi que les différentes caractéristiques des images afin de souligner les paramètres influençant le choix des données à acquérir. Pour plus de détails, le lecteur pourra se tourner vers des ouvrages techniques comme ceux de Richards et Jia (1999), de Caloz et Collet (2001) ou encore de Lillesand *et al.* (2004).

Dans une seconde section, nous allons évaluer l'impact de la résolution spatiale de deux types d'images satellites (SPOT-5 et Pléiades) en comparant les résultats d'un même traitement pour l'identification de la végétation urbaine.

5.1. Les technologies d'acquisition d'images satellitaires

5.1.1. Techniques d'imagerie, quelques notions de base

La télédétection est un processus d'acquisition d'information sur un objet, une surface ou un phénomène, par l'intermédiaire d'un instrument de mesure, sans contact avec l'objet étudié. Il s'agit alors pour un capteur (appareil photographique, laser, radar...) d'acquérir un rayonnement électromagnétique, émis ou réfléchi, pour ensuite le convertir en une valeur numérique qui est enregistrée puis traitée (Girard et Girard, 2004).

Dans le cadre de nos recherches, nous nous intéresserons à la télédétection optique pour laquelle la donnée captée par le système de détection est une réponse radiométrique (réflectance) des surfaces (Richards et Jia, 1999, p. 2). Ces données se présentent sous la forme

d'une matrice de pixels constituant une image qui peut être de nature différente en fonction de trois types de résolution présentés dans le paragraphe suivant.

5.1.2. L'influence des différentes résolutions

Les vecteurs satellites, en fonction de leur altitude et de leurs caractéristiques techniques, fournissent des images qui diffèrent entre autres par leurs résolutions. La figure 5-1 illustre quelques caractéristiques de satellites optiques⁹⁴. Les différentes résolutions spatiales, temporelles et spectrales des satellites ainsi que l'importance de ces critères dans le choix des images pour la suite des traitements, et plus particulièrement pour l'identification de la végétation urbaine, vont être présentées dans la suite de ce paragraphe.

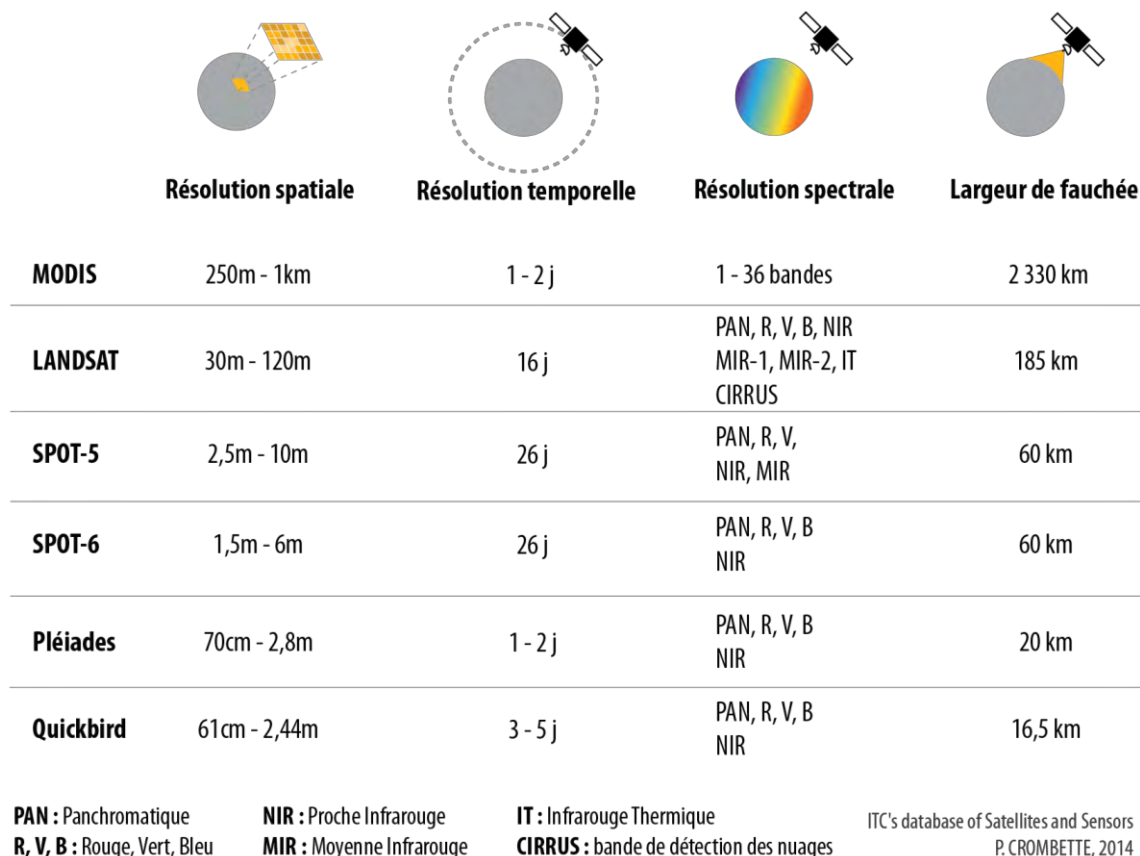


Figure 5-1. Caractéristiques techniques de quelques satellites et capteurs optiques.

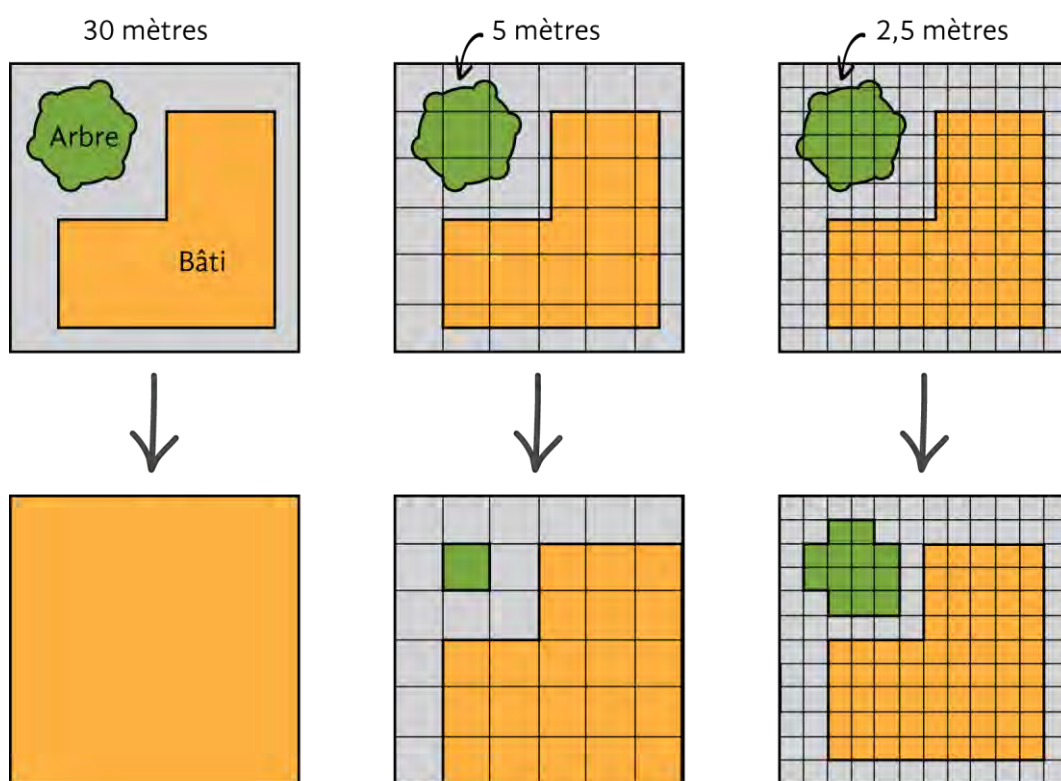
La résolution spatiale

La résolution spatiale est définie par la taille du plus petit objet perceptible dans une image. Ce paramètre est souvent exprimé en mètres. Ainsi, une image de résolution spatiale de 2 mètres sera composée de pixels de 2 mètres de côté. Ce paramètre est très variable en fonction du capteur utilisé et peut aller de plusieurs dizaines de mètres (Landsat-1 (1972) : 80 m en mode MS, SPOT 1 (1986) : 20 m en mode MS, 10 m en mode P) à une résolution métrique ou submétrique (Quickbird (2001) : 2,8 m en mode MS, 0,7 m en mode P, SPOT-6 (2012) : 6 m

⁹⁴ Les principales caractéristiques des satellites présentés sur cette figure sont issues de la base de données de l'*International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation* (dernière consultation le 20/11/14) <http://www.itc.nl/research/products/sensordb/AllSatellites.aspx>

en mode MS, 1,5 m en mode P) (Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation, 2015).

La distinction entre les types de capteurs repose notamment sur leur résolution spatiale. Les capteurs pouvant acquérir des images inférieures à 5 m sont considérés comme des capteurs à Très Haute Résolution Spatiale (THRS). Ceux permettant d'acquérir des images entre 5 et 30 mètres sont plutôt considérés comme des capteurs à Haute Résolution Spatiale (HRS). Au-delà, nous parlons de capteurs à moyenne (80 m) ou basse (plus de 100 m) résolution (Puissant, 2003). Ce paramètre joue un rôle majeur dans la précision finale de la classification d'une image, entre la réalité terrain et le résultat cartographique, comme l'illustre la figure 5-2. Pour pouvoir différencier un objet, il doit être de dimension égale ou supérieure à celle du pixel. C'est l'énergie moyenne des éléments d'un pixel qui est captée. Donc si l'élément est plus petit que la résolution du pixel, il ne sera pas différencié.



P. CROMBETTE, 2014

Figure 5-2. Influence de la résolution spatiale d'une image satellitaire sur le résultat d'une classification.

Généralement, la résolution spatiale est inversement proportionnelle à l'emprise de l'image satellitaire. Ainsi, une image de faible résolution spatiale couvrira une bien plus grande zone qu'une image à très haute résolution spatiale. Par exemple, une image multispectrale SPOT-5 dont la résolution spatiale est de 10 m couvre un territoire moyen de 60 km sur 60 km. Pour une image MS Pléiades de 2,80 m de résolution spatiale, la fauchée couvrira une zone de 20 km sur 20 km pour une acquisition en visée sur une cible donnée. L'emprise finale d'une image Pléiades peut toutefois être élargie pour une acquisition en mode « mosaïque ».

La résolution spatiale doit donc être adaptée au champ d'application souhaité (figure 5-3). Par exemple, l'identification d'unités physiologiques végétales (espaces végétalisés ou forestiers) peut être réalisée à l'aide de résolutions plus faibles que pour la discrimination d'espèces ou même l'extraction fine de la végétation urbaine qui feront plutôt appel à des

résolutions spatiales plus fines. En effet, plus cette résolution sera grande, moins il sera aisé de distinguer les objets individuellement au sein de la matrice urbaine hétérogène. Visuellement, une image Landsat-5 ne distinguera qu'une maison, tandis que des images SPOT-5 ou Pléiades identifieront l'arbre à proximité de cette maison, avec plus ou moins de précision (figure 5-2).

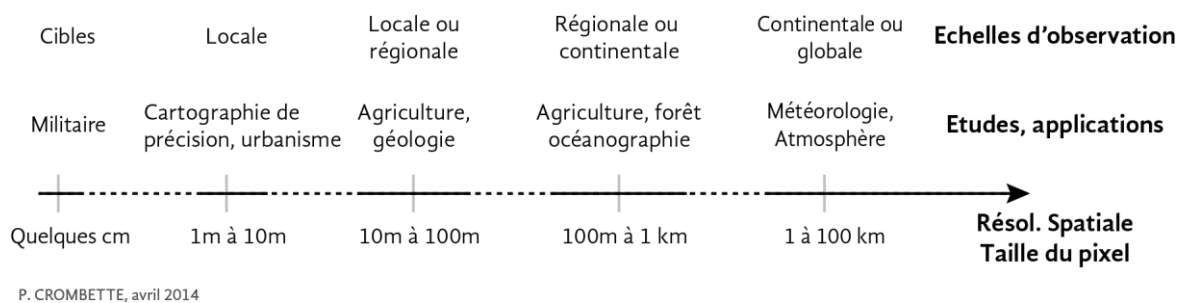


Figure 5-3. Une grande variété de résolutions spatiales et des domaines d'application.

Ce paramètre, associé à l'emprise de l'image exprimée en kilomètre carré ainsi qu'au nombre de bandes spectrales, influence également le volume de données à traiter et à gérer. Par exemple, pour une image Pléiades dont l'emprise type est de 400 km² (20 km de fauchée), l'image MS (quatre bandes pour une résolution spatiale de 2 m rééchantillonnée) représente un volume d'informations d'un peu moins d'un Gigaoctet (Go) tandis que l'image panchromatique atteint aisément 4 Go pour une résolution spatiale quatre fois plus précise que l'image MS, soit 0,5 m (produit image rééchantillonné).

La résolution temporelle

La résolution temporelle, ou capacité de revisite, caractérise la fréquence d'acquisition des images pour un capteur donné. Généralement, les satellites capables d'acquérir des images dépointées (satellites Pléiades) ont une plus grande résolution temporelle que ceux qui réalisent leur acquisition au nadir (Landsat Thematic Mapper). Les caractéristiques du satellite, à savoir son type d'orbite et son altitude, ont également un impact sur cette revisite temporelle. Elle peut aussi se voir augmentée grâce à l'existence de plusieurs satellites du même type qui sont sur une même orbite, mais décalés, assurant plusieurs passages réguliers sur la même zone terrestre. C'est par exemple le cas des satellites Pléiades 1A et 1B : un satellite peut observer un même point tous les 2 à 3 jours, en acceptant un angle de 30° (IGN, 2013a). Ce temps de revisite est alors divisé par deux grâce à l'utilisation combinée des deux satellites.

Cette fréquence de revisite est elle aussi à adapter à l'objectif de l'étude. Certains capteurs peuvent ainsi acquérir jusqu'à plusieurs images par mois, voire par semaine, une capacité très utile pour la sécurité civile par exemple, avec la gestion de catastrophes naturelles, ou encore pour l'étude de la variabilité interannuelle de la végétation. En comparaison, les images aériennes produites par l'IGN ne sont actualisées que sur une période moyenne de 5 ans, en excluant les campagnes spécifiques d'acquisition. Ces images sont certes plus précises puisqu'elles présentent une résolution spatiale submétrique, mais elles souffrent d'un manque d'actualisation, un facteur prépondérant dans le cadre des études urbaines sur les changements d'occupation des sols.

La résolution temporelle peut en revanche être affectée par les conditions météorologiques et la couverture nuageuse dont dépendent fortement les satellites optiques. Aussi, le recours à

des images radars, seules ou en compléments d'images optiques multispectrales (par exemple Garzelli, 2002; Riedel *et al.*, 2008; Yonghonga et S., 2008), pourrait être une alternative lorsque les conditions climatiques ne permettent pas d'acquérir d'images optiques de qualité.

La résolution spectrale

La résolution spectrale caractérise la capacité du capteur à distinguer différentes fréquences de rayonnements électromagnétiques (Cassanet, 1984, p. 55). Un objet peut alors s'identifier par sa signature spectrale. Certains éléments, comme l'eau, présentent intervalles de longueurs d'ondes plus grands que d'autres, comme certains types de roches. Ainsi, plus la résolution spectrale est fine, plus les fenêtres de longueur d'onde sont étroites et facilitent la discrimination des objets. Trois types d'images peuvent s'acquérir :

- les images panchromatiques qui sont acquises selon un seul canal, souvent large, dans le domaine visible. Généralement, cette faible résolution spectrale est compensée par une résolution spatiale très fine,
- les images multispectrales qui contiennent jusqu'à une dizaine de bandes spectrales dans le visible et dans l'infrarouge, pas toujours continues,
- les images hyperspectrales qui se composent de plusieurs centaines de bandes spectrales, étroites et contiguës.

Dès lors, comparés à des capteurs multispectraux, les capteurs hyperspectraux permettent d'identifier plus précisément les matériaux présents ainsi que leurs concentrations et leurs caractéristiques physiques. Cette technologie se veut polyvalente et commence à être utilisée dans des domaines d'applications très variés comme l'évoque le rapport du Groupe de Synthèse Hyperspectral (GSH, 2008). Pour l'étude de la végétation, ces images permettent par exemple d'accéder au contenu biochimique des plantes comme l'état sanitaire des végétaux, les quantités en eau et en matière sèche pour la prévision des feux de forêt ou l'étude des changements climatiques (Schopfer *et al.*, 2004; Xiao *et al.*, 1999). Cette biochimie des feuilles autorise également la discrimination des espèces végétales (Wania et Weber, 2007). Accéder à la qualité de la végétation pourrait de surcroît aider à caractériser la fonctionnalité des connectivités écologiques.

En revanche, ces données sont encore difficilement accessibles et coûteuses (GSH, 2008), et obligent à traiter de gros volumes d'information en raison du nombre élevé de bandes spectrales. De plus, la largeur de fauchée ne permet pas toujours de couvrir de larges zones d'étude⁹⁵. L'acquisition de ce type d'image semble encore freinée au regard de ces deux éléments (coût et couverture spatiale).

Notre objectif n'étant pas de déployer une méthode de traitement d'image lourde et difficilement reproductible, nous avons choisi de mettre de côté certains types d'images. Cette recherche de méthodologie pour l'identification de la végétation urbaine ne s'intéressera donc qu'aux capteurs passifs optiques fournissant des images panchromatiques et multispectrales.

⁹⁵ Le capteur Hyperion présente par exemple une résolution spatiale de 30 m pour une fauchée de 7,5 km par 100 km.

5.1.3. Les images satellites, le milieu urbain et sa végétation

L'acquisition d'images à partir de satellites remonte aux années 1960. Elles sont d'abord utilisées pour des études météorologiques puis géographiques (physique et humaine). À cette époque, l'utilisation de ces images dans un contexte urbain et les résultats obtenus restaient peu satisfaisants en raison de difficultés liées à la qualité thématique dues aux résolutions spectrales (Gao et Skillcorn, 1998), et à l'imprécision géométrique des objets liée aux résolutions spatiales (Herold *et al.*, 2003; Joly, 1984; Weber, 1995). Avec l'amélioration des technologies satellitaires, de nouveaux satellites ont été conçus et offrent désormais des résolutions spatiales, spectrales et temporelles de plus en plus fines (SPOT-1 (1986), Ikonos (1999), QuickBird (2001), Formosat (2005), Worldview-1 (2007)⁹⁶, Pléiades (2011 et 2012)). La télédétection spatiale permet ainsi de couvrir des zones plus ou moins grandes en fonction des satellites utilisés. En se dispensant de l'organisation de campagnes aéroportées, le recours à l'imagerie satellitaire peut également permettre un meilleur suivi multitemporel et facilite l'accès à certaines régions isolées.

En milieu urbain, la connaissance fine de l'occupation du sol devient cruciale tant pour la gestion de la végétation que l'aménagement du territoire ou l'évaluation de l'artificialisation des sols. Mais ce milieu présente des caractéristiques qui peuvent rendre le traitement d'image délicat, nous les présentons ci-dessous.

Quelques spécificités du milieu urbain

L'utilisation d'images satellites HRS ou THRS met en avant quelques caractéristiques, liées aux capteurs ou au milieu urbain lui-même, qui peuvent avoir un impact direct sur les méthodes de traitement de ces images (figure 5-4).

On observe tout d'abord la présence plus ou moins forte d'ombrage. Ce paramètre peut entraîner une variabilité temporelle entre des images couvrant la même zone, mais dont l'angle de prise de vue ou l'heure d'acquisition variera. L'ombre peut ainsi devenir une classe d'occupation du sol à part entière, faute de pouvoir discriminer avec certitude l'occupation du sol recouverte par cette ombre. Si l'angle de prise de vue est trop élevé, des façades deviennent visibles, et certains objets comme les parterres de végétation au pied de bâtiment peuvent être occultés. L'ombrage peut aussi être lié à la saison d'acquisition de l'image. Les deux extraits d'images proposés figure 5-4 ont été obtenus à la même heure ou presque. Le seul critère de variabilité notable est la date d'acquisition : proche du solstice d'été pour l'image de 2012 et proche de l'équinoxe d'automne pour l'image de 2013. Le soleil étant plus haut durant le solstice, l'ombre portée est moins importante que sur l'image de 2013.

L'effet de pentes, plutôt lié au contexte urbain et qui s'observe par exemple sur les toitures, influence également la classification d'un même matériau. La réponse spectrale peut alors être différente si bien que deux classes peuvent être créées pour caractériser un même objet.

Ces effets peuvent néanmoins être corrigés par des prétraitements de l'image. Des méthodes et algorithmes détectent et corrigent par exemple les ombres comme l'expliquent Chen *et al.* (2007) ou encore Martinoty *et al.* (2005). Les effets directionnels peuvent être

⁹⁶ Lancé en 2007, ce satellite fournit des images de résolution spatiale de 0,5 mètre et une collection d'images sur une emprise journalière de 1,3 million de km² (dernière consultation le 21/11/2014) : <http://www.digitalglobe.com/sites/default/files/WorldView1-DS-WV1-Web.pdf>

corrigés en intégrant des données vectorielles (emprise au sol du bâti) ou en tenant compte de la hauteur du bâti à l'aide d'un Modèle Numérique d'Élévation (MNE)⁹⁷.

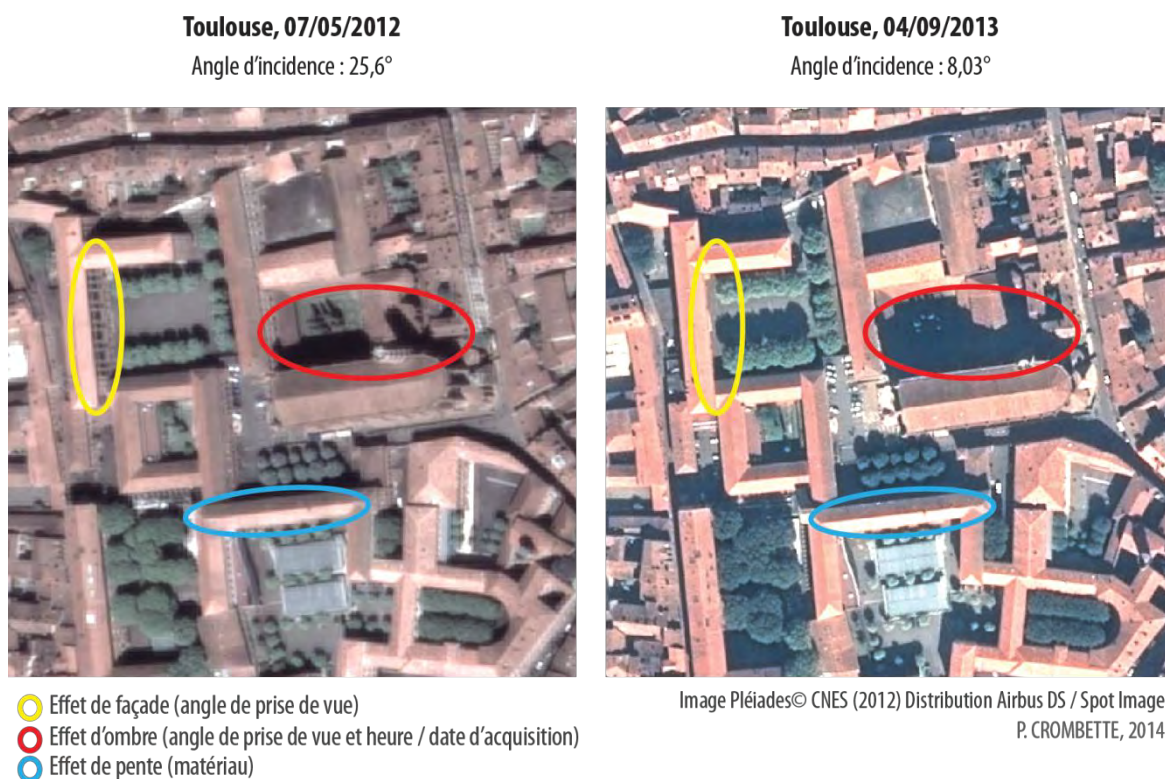


Figure 5-4. Illustration de quelques caractéristiques liées au contexte urbain pouvant influencer la classification d'images, extraits d'images Pléiades (2012 et 2013) sur Toulouse.

L'identification de la végétation urbaine

Les propriétés optiques et le comportement spectral du couvert végétal peuvent varier en fonction de l'objet étudié (un individu isolé, une espèce ou un peuplement d'individus d'une même espèce ou d'espèces très différentes) et de la période d'étude. La réponse spectrale sera différente en fonction des stades phénologiques (croissance, sénescence...) et de l'état physiologique de l'objet végétal (maladies, attaques de ravageurs...).

D'un point de vue spectral, la végétation est caractérisée par un brusque changement de réflectance en raison de deux propriétés optiques des plantes. Le tissu végétal réfléchit fortement le rayonnement infrarouge, tandis que la chlorophylle contenue dans les cellules végétales absorbe les longueurs d'onde rouge (Jensen, 2000). C'est cette relation spectrale entre ces deux bandes qui est utilisée pour l'élaboration d'indices radiométriques en vue d'extraire et de caractériser la végétation.

Traditionnellement, l'extraction de la végétation était réalisée par interprétation visuelle et numérisation à l'aide de photographies aériennes (Freeman et Buck, 2003; Pauleit *et al.*, 2005). Cette technique, bien qu'efficace pour la cartographie détaillée de la végétation, est assez

⁹⁷ Le MNE prend en compte tous les éléments situés au-dessus de la surface du sol (bâti, végétation) contrairement au Modèle Numérique de Terrain (MNT) qui contient les données d'altitude du terrain servant par exemple à l'élaboration des courbes de niveau des cartes topographiques (dernière consultation le 19/07/2015) : <http://www.ign.fr/glossaire#M>

subjective, bien que réalisée par un opérateur expert qui suit des règles de construction établies. Elle nécessite énormément de temps et de main-d'œuvre pour couvrir de vastes territoires comme le soulignent certains auteurs (Akbari *et al.*, 2003; Freeman et Buck, 2003). Il est donc difficilement envisageable d'utiliser cette méthode pour cartographier la végétation sur l'ensemble du territoire français.

Avant l'arrivée des satellites à THRS, les capteurs à moyenne résolution spatiale étaient peu appropriés pour l'analyse de la végétation en milieu urbain. En revanche, la nouvelle génération de capteurs à THRS, par exemple Ikonos ou Pléiades, fournit des images dont le niveau de détail devient compatible avec la complexité de la cartographie urbaine. Ces capteurs multicanaux offrent généralement l'avantage d'enregistrer des images dans le proche infrarouge, un canal utilisé dans la cartographie de la végétation comme expliqué plus haut. Depuis, des travaux sont menés pour la détection de formations végétalisées, sur différents milieux, selon des approches méthodologiques variées et avec différentes sources de données. En voici quelques exemples :

- Iovan *et al.* (2007) présentent une approche spectrale automatique de photographies aériennes combinées à un MNE,
- Germaine *et al.* (2008) se penchent sur une approche dite « pixel » pour l'identification de formations végétales arborées en milieu rural,
- Mathieu *et al.* (2007), Chubey *et al.* (2006) ou encore Damm *et al.* (2005) proposent des approches dites « orientées objet » d'extraction de la végétation à partir d'images satellites THRS Ikonos ou Quickbird,
- Sheeren *et al.* (2009) évaluent les performances d'une approche mixte (pixel et orientée objet) pour l'extraction de formations boisées en milieu rural,
- Voss et Sugumaran (2008) cherchent à distinguer sept espèces dominantes d'arbres à partir d'images aériennes hyperspectrales et des données d'élévation LiDAR (Light Detection And Ranging).

Au-delà de la simple identification de la végétation, il serait donc intéressant de pouvoir distinguer les types de végétation pour diverses raisons. En effet, les arbres et les zones enherbées contribuent différemment à la performance écologique du milieu urbain (Freeman et Buck, 2003; Mathieu *et al.*, 2007). Certaines espèces animales peuvent privilégier des espaces arborés tandis que d'autres se déplaceront plus facilement sur des milieux ouverts. De plus, en considérant d'autres services écosystémiques, les arbres procurent davantage d'effets positifs sur la réduction de température ou la séquestration du carbone (Bolund et Hunhammar, 1999; Nowak *et al.*, 1998). La cartographie des formes végétales urbaines à une échelle fine présente donc un intérêt majeur pour plusieurs domaines d'études.

Sans tenir compte de l'usage des sols, nous chercherons donc, idéalement, à décomposer la végétation urbaine en trois catégories :

- les arbres, dont la couverture au sol peut être continue ou discontinue. La longueur et l'espacement peuvent également varier en fonction des espèces et de leur localisation ;
- les arbustes et les bosquets, qui ont un couvert continu, mais pour lesquels la hauteur peut varier tout comme l'espacement entre les individus, la forme de la couronne et le couvert au sol ;
- les espaces herbacés, structurellement les plus uniformes dans l'espace urbain.

5.1.4. Une volonté accrue de collaboration et de diffusion des images satellitaires

Jusqu'à récemment, la communauté scientifique et les autres utilisateurs d'images satellitaires rencontraient de nombreuses difficultés pour l'acquisition et l'exploitation de ces produits (coûts, niveau expertise et besoin matériel nécessaires au traitement de ces données...). Mais depuis quelque temps, la filière s'organise et voit apparaître différents projets et plateformes collaboratives visant à faciliter l'accès à de vastes panoplies d'images à différentes résolutions spatiales, de méthodes et de formations.

Des projets collaboratifs

Aujourd'hui, les pays tendent à une meilleure collaboration pour l'élaboration de systèmes de surveillance généralisés et adaptés à diverses thématiques comme l'étude des océans, des glaces ou des surfaces émergées. Cette coopération revêt plusieurs formes, lors de la construction des satellites, de leur mise en orbite ou encore de leur utilisation. Des entités civiles et militaires peuvent également utiliser conjointement un même capteur, comme c'est actuellement le cas avec les satellites Pléiades : la Défense les exploite prioritairement en lien avec une utilisation civile opérée par *Airbus Defence and Space* (ADS, entreprise aérospatiale anciennement connue comme la société SPOT Image).

Le projet européen Copernicus, évoqué plus tôt (p. 102), illustre un autre exemple de collaboration visant à fournir et faciliter l'accès à des produits et des services de géo-information pour l'observation de la Terre (Lang, 2008, pp. 4-5).

Promouvoir l'utilisation des images satellites

En France, des organismes et des équipes de recherche travaillent activement sur la diffusion et l'utilisation plus larges de ces images satellitaires auprès des utilisateurs institutionnels ou des scientifiques.

En effet, les Utilisateurs Institutionnels Autorisés (UIA) français peuvent bénéficier d'un accès privilégié aux images satellite par l'intermédiaire d'une Délégation de Service Public (DSP). Afin d'acquérir des images Pléiades, les UIA pourront ainsi faire appel à l'opérateur commercial ADS qui opère cette DSP pour le compte du CNES.

Nous pouvons également citer l'exemple de l'Équipex⁹⁸ GEOSUD (GEOinformation for Sustainable Development) créée en 2011, sous la coordination de l'IRSTEA, en partenariat avec l'Unité Mixte de Recherche Territoires, Environnement, Télédétection et Informations Spatiales (UMR TETIS), basée à Montpellier, et quatorze autres organismes⁹⁹. Le projet GEOSUD est l'un des cinq projets fondateurs du pôle thématique surfaces continentales Théia¹⁰⁰. Il cherche à mettre en réseau des scientifiques et des acteurs des politiques publiques autour d'une infrastructure Web d'imagerie satellitaire et de services de traitement en ligne. Doté d'un budget de 11,5 millions d'euros, ce projet, prévu pour durer jusqu'en 2020, ambitionne de devenir « *la centrale d'achat, la boutique unique et l'école de formation de la donnée* ».

⁹⁸ L'Équipement d'Excellence (Équipex) est une des actions du programme des « investissements d'avenir » administré par l'Agence Nationale de la Recherche et piloté par le Commissariat général à l'investissement.

⁹⁹ La liste de ces organismes est disponible sur le site internet du programme GEOSUD (dernière consultation le 02/02/2015) : <http://www.equipex-geosud.fr/>

¹⁰⁰ Cette structure scientifique et technique a pour vocation de faciliter l'usage des images issues de l'observation des surfaces continentales depuis l'espace. Elle est présentée sur le portail suivant (dernière consultation le 28/08/2015) : <https://www.theia-land.fr/fr/presentation/theia>

spatiale environnementale » (IGN, 2013c). L'objectif est bien de mutualiser les coûts d'acquisition et de traitements des images satellitaires à prix quasi coûtant pour les diffuser ensuite gratuitement à la communauté scientifique et à l'ensemble des acteurs publics. Par exemple, la couverture annuelle d'une zone de 20x20 km à 50 cm de résolution, après rééchantillonnage, reviendrait à 2 500 € (HT)¹⁰¹ et pourrait être librement diffusée à tous les adhérents au dispositif, sous réserve d'acceptation d'une licence d'utilisation (ibid., 2013c).

Des programmes de recherche visent également à améliorer les conditions d'accès de la communauté scientifique aux données d'observation de la Terre. Le programme KALIDEOS¹⁰², mis en place par le CNES en 2000, est issu de ces réflexions. Afin de répondre aux difficultés techniques et financières que rencontrent parfois les chercheurs dans l'utilisation de ces données, le CNES a souhaité développer et maintenir des bases de données rassemblant des images satellitaires déjà mises en forme et des données exogènes sur des sites d'études dédiés. Ces bases de données constituent ainsi des « *observatoires pour la recherche et la démonstration des applications de la télédétection à la gestion des territoires* » (Dejoux *et al.*, 2012). L'un des quatre sites KALIDEOS, reconnu depuis fin 2009, est localisé en région Midi-Pyrénées sous le nom de « OSR MiPY ». Cet Observatoire Spatial Régional (OSR) de 2 500 km² au sud-ouest de Toulouse a été mis en place par le Centre d'Études Spatiales de la Biosphère (CESBIO). Ce centre de recherche recueille et met à disposition des chercheurs une base de données satellitaire¹⁰³ depuis 2002 ainsi que des données de terrain acquises depuis 2004. Ce territoire couvre une grande variété de milieux, d'occupation du sol et de conditions climatiques orientant les travaux sur de multiples aspects comme le suivi et la modélisation des agrosystèmes agricoles, la biodiversité, l'aménagement du territoire ou encore le suivi de l'extension urbaine (Dejoux *et al.*, 2012).

Le programme ISIS¹⁰⁴, pour Incitation à l'utilisation Scientifique de l'Imagerie SPOT, a également le même objectif de promotion auprès des scientifiques en leur facilitant l'acquisition de données satellitaires à un tarif préférentiel. Lancé par le CNES en 1990, ce programme propose un accès aux produits SPOT et plus récemment aux images Pléiades.

L'actualité récente illustre également l'intérêt grandissant du domaine spatial. En effet, en juin 2015, en marge du Salon International de l'Aéronautique et de l'Espace de Paris-Le Bourget, les instituts de recherche français spécialisés en environnement, agriculture et recherche spatiale – CIRAD, IGN, Institut de Recherche pour le Développement (IRD), IRSTEA, CNES et CNRS – ont signé un accord-cadre avec ADS pour surveiller l'évolution des sols et guider les décideurs. ADS s'engage ainsi à leur fournir pendant 5 ans (2015-2020) des images à très haute résolution spatiale sur une couverture étendue de l'Europe du Nord à la rive sud de la Méditerranée.

¹⁰¹ Pour les Utilisateurs Institutionnels Autorisés (UIA), le prix d'achat d'une image s'élevait en 2013 à 6,44 € par km², qu'il s'agisse d'une image d'archive ou acquise par programmation (IGN, 2013a, p. 15).

¹⁰² Ce programme est présenté en détail sur ce site (dernière consultation le 02/02/2015) : <http://kalideos.cnes.fr/>

¹⁰³ Les images proposées sont des images radar (TerraSAR-X) et optiques haute résolution (SPOT-1 à SPOT-5, Formosat 2) (8 à 20 m) et multitemporelles (5 à 50 images par an). Des images THR de type Pléiades doivent également être ajoutées à cette base de données.

¹⁰⁴ Ce programme est présenté en détail sur ce site (dernière consultation le 02/02/2015) : <http://www.isis-cnes.fr/>

Une interface entre les acteurs des Ministères et les scientifiques

Du côté des acteurs des politiques ou des utilisateurs finaux, peu ou pas formés à l'utilisation d'images satellitaires, d'autres initiatives se mettent en place comme la création du Pôle de Compétences et d'Innovation « Applications Satellitaires et Télécommunication »¹⁰⁵ (PCI-AST) implanté au sein de la Direction Territoriale Sud-Ouest du CEREMA. Ce PCI, déjà engagé sur plusieurs projets d'envergure européenne, nationale et locale, cherche à assurer le lien entre la recherche, élaborée dans les organismes de recherche, et l'application sur le terrain, par une action permanente d'innovation, d'expérimentation et d'adéquation entre les besoins des acteurs et les outils disponibles.

5.1.5. L'extraction d'informations et l'estimation de la qualité

Les deux étapes nécessaires pour l'extraction et l'évaluation de la qualité de l'information issue d'une image satellitaire sont présentées dans les sous-parties ci-dessous.

5.1.5.1. La classification de l'image

Une image satellitaire contient une certaine quantité d'information variant en fonction du capteur utilisé pour son acquisition qu'il convient de traiter. Le mathématicien français, Antoine-Augustin Cournot (1851, p. 246) définit « *la classification proprement dite [comme] une opération de l'esprit qui, pour la commodité des recherches ou de la nomenclature, pour le secours de la mémoire, pour les besoins de l'enseignement, ou dans tout autre but relatif à l'homme, groupe artificiellement des objets auxquels il trouve quelque caractère commun, et donne au groupe artificiel ainsi formé une étiquette ou un nom générique* ». En télédétection, la classification permet donc d'extraire et de labéliser¹⁰⁶ chaque élément d'une image qui présente des informations communes afin d'en faciliter sa lecture et son exploitation. Lorsqu'il s'agit d'extraire ces informations, la première option est de digitaliser manuellement les objets visibles sur l'image et leur affecter une information attributive. Cette opération peut s'avérer très longue et coûteuse en fonction de la taille de la zone d'étude et de la précision spatiale de l'information désirée. Il sera plus rapide et facile de digitaliser une forêt dans son ensemble que de distinguer individuellement chaque espèce arborée qui la compose. De plus, cette numérisation peut présenter un biais lié à l'opérateur chargé de ce travail.

En s'orientant vers une procédure automatique par un traitement informatisé de l'image, il existe plusieurs entrées dans la définition des méthodes. Les plus couramment utilisées sont brièvement décrites dans le tableau 5-1 suivant (Lu et Weng, 2007) : les méthodes de classification supervisée et non supervisée, les méthodes paramétriques et non paramétriques, et les classifications pixels ou orientées objet.

De nombreux ouvrages et articles traitent en détail de ces aspects techniques, raison pour laquelle ils ne sont pas développés ici. Le lecteur pourra approfondir le sujet en se tournant

¹⁰⁵ Une description détaillée du PCI-AST et de ses missions est disponible sur le site internet suivant (dernière consultation : 25/08/2015) : <http://www.sud-ouest.cerema.fr/protocole-fonctionnement-du-pci-a668.html>

¹⁰⁶ Un label, autrement appelé une classe, est caractérisé par un ensemble d'éléments (pixels ou objets) dont les caractéristiques sont jugées similaires (par un traitement visuel ou informatique).

par exemple vers les revues de littérature rédigées par Jain *et al.* (1999) ou Lu et Weng (2007), et vers les références citées dans le tableau ci-contre.

Chaque méthode présente donc des avantages et inconvénients, mais de manière générale, la classification d'une image mettra en exergue une inévitable ambiguïté entre l'occupation du sol, traduite entre autres par la radiométrie des images, et l'usage du sol qui nécessite d'avoir recours à des données exogènes parfois nombreuses.

5.1.5.2. Évaluation de la qualité des résultats

Les résultats des classifications obtenues doivent ensuite être évalués afin de contrôler la qualité de la méthode utilisée, assurant ainsi la significativité des indicateurs et autres analyses qui peuvent lui succéder. De manière générale, la qualité d'une classification s'évalue par rapport aux objectifs poursuivis. Chacun conviendra que les précisions attendues seront différentes en fonction des besoins évoqués par les thématiciens. Une collaboration est alors nécessaire entre les attentes de l'utilisateur et les possibilités techniques offertes par la télédétection.

Cartes de vérité terrain

La qualité de la classification peut s'apprécier visuellement, mais est assez subjective dans ce cas. L'autre façon de procéder consiste à confronter les résultats à une vérité terrain correspondant alors à une référence. Elle peut être obtenue par des observations terrains et/ou par photo-interprétation (Girard et Girard, 2004). Ces parcelles de validation doivent être les plus précises possible, car les erreurs peuvent directement affecter la précision des indices et des tests de performance calculés à partir de ces données.

Dans notre cas, elles ont été produites manuellement par interprétation visuelle d'images de type orthophotographies de l'IGN.

Tableau 5-1. Présentation succincte de différentes méthodes de classification d'images.

Critère	Catégorie	Caractéristiques	Exemples de classifieur
Des échantillons d'apprentissages sont-ils utilisés ?	Classifications supervisées	Utilisation d'une connaissance intrinsèque de la zone à étudier, sélection d'échantillons à partir de vérités terrain obtenues à une date idéalement identique à celle de l'image, de données exogènes (pour des classes relativement stables dans le temps telles que l'eau) ou d'un expert (Richards, 2013, pp. 247-318). Difficultés : connaissance <i>à priori</i> des échantillons qui enlève une certaine souplesse pour les données n'appartenant à aucune classe recherchée ; réexploitation des échantillons à d'autres jeux de données compliquée (significativité et représentativité) ; opération longue et fastidieuse de sélection d'échantillons souvent manuelle.	Séparateurs à Vastes Marges (SVM pour <i>Support Vector Machine</i>) Méthode de k plus proches voisins (<i>k-nearest neighbor</i>).
	Classifications non supervisées	Méthode basée sur une reconnaissance automatique des classes d'occupations du sol et ne présupposent aucune connaissance de la zone à étudier (Richards, 2013, pp. 319-341). Difficultés : choix du nombre de classes (Baudry, 2010) ; validation des classes <i>a posteriori</i> conduisant à une révision des critères d'appartenance à une classe.	K-moyenne (<i>K-means</i>) ISODATA (<i>Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique Algorithm</i>).
Un paramètre est-il utilisé ?	Méthodes paramétriques	Méthodes qui assument une distribution selon une loi normale et utilisent des paramètres (moyenne, matrice de covariance) calculés à partir d'échantillons. Difficultés pour intégrer des données auxiliaires ou des attributs spatiaux ou contextuels à la procédure de classification ; temps de calcul importants.	Maximum de vraisemblance (<i>maximum likelihood</i>) Analyse discriminante linéaire
	Méthodes non paramétriques	Méthodes qui n'utilisent aucune distribution statistique, elles sont basées sur la minimisation de la distance à une classe. Elles sont généralement les plus robustes (Caloz et Collet, 2001, pp. 292-295).	K-moyenne (<i>K-means</i>) Réseaux neuronaux SVM
Quel est le niveau élémentaire étudié ?	Pixel	Décrit chaque pixel par des grandeurs physiques (radiométriques) Difficultés : n'utilise que l'information radiométrique des pixels (ou une combinaison des bandes spectrales), des objets thématiquement différents peuvent présenter des valeurs radiométriques identiques occasionnant des erreurs de classification. La texture peut alors compléter cette classification (Shackelford et Davis, 2003) ; occasionne aussi un problème de « mixel » (Forster, 1985).	La plupart des méthodes : Maximum de vraisemblance, réseaux de neurones artificiels (<i>artificial neural network</i>), arbre de décision (<i>decision tree</i>), SVM
	Objet	Traite des objets (ensemble de pixels) homogènes et générés par une approche de segmentation (Benz <i>et al.</i> , 2004; Blaschke et Strobl, 2001). Ils se distinguent par des critères statistiques complémentaires (valeurs moyennes, valeurs médianes, variance...) ou d'autres attributs variés (textures, géométries, informations contextuelles). Méthode qui peut être longue et complexe en raison des difficultés de traitement (Lang, 2008; Pinho <i>et al.</i> , 2008) ; nécessite une bonne connaissance <i>à priori</i> des objets identifiables, une condition pas toujours remplie dans les milieux urbains complexes ; instanciation des règles de classification souvent propre à un seul type d'image en raison des différences de résolutions spatiales et radiométriques.	Règles de décisions définies par l'utilisateur

Calcul d'indices de qualité pour l'évaluation des résultats

À partir des résultats de classification et des cartes de vérité terrain, nous pouvons calculer différents indices de qualité à travers le calcul d'une matrice de confusion. Cette table de contingence mesure la concordance entre un ensemble d'éléments observés (les pixels issus de la classification, en ligne) et un ensemble d'éléments de référence (les échantillons d'apprentissage ou de vérité terrain, en colonne) (Lillesand *et al.*, 2004). L'évaluation de la classification s'évalue ensuite à l'aide de deux types d'indices : les indices locaux jugeant de la qualité d'une classe vis-à-vis d'une autre et les indices globaux jugeant de la performance globale de la classification. Quelques-uns de ces indices sont présentés dans le tableau 5-2.

L'indice Kappa reste une référence couramment utilisée et présente l'avantage de pouvoir réaliser des comparaisons entre classification (Caloz et Collet, 2001). Mais il n'en reste pas moins un sujet de discussion pour lequel de nombreuses limites peuvent être évoquées comme la sensibilité aux erreurs de commission et une tendance à qualifier de manière trop optimiste les résultats d'une classification. Pour de plus amples détails sur ces éléments techniques, le lecteur pourra notamment se tourner vers les explications de Feinstein et Cicchetti (1990). Ainsi, Caloz et Collet (2001) recommandent d'utiliser conjointement ces indices afin de mieux qualifier la qualité d'une telle évaluation.

Tableau 5-2. Indices locaux et globaux utilisés pour évaluer la qualité d'une classification.

Type d'indices	Indice de qualité	Description
Précision locale	Précision pour l'utilisateur (Précision)	Proportion d'éléments bien classés par rapport au nombre d'éléments attribués à cette classe suite à la classification.
	Précision pour le producteur (Rappel)	Proportion d'éléments bien classés par rapport au nombre d'éléments attribués à cette classe dans les données de référence (vérité terrain).
	Erreur de commission	Excès d'une classe (surreprésentation lors de la classification) (1- Précision pour l'utilisateur).
	Erreur d'omission	Déficit d'une classe (perte de pixels lors de la classification) (1- Précision pour le producteur).
	F-mesure	Combine la mesure de précision et de rappel.
Précision globale	Average Precision (AP)	Mesure la performance en fonction de la classification (moyenne des précisions pour l'utilisateur).
	Average Accuracy (AA)	Mesure la performance en fonction de la référence (moyenne des précisions pour le réalisateur).
	Précision globale (Overall Accuracy (OA))	Mesure la performance globale « sans orientation » (proportion de pixels correctement classés).
	Moyenne des F-mesure	Indice basé sur la moyenne pondérée des indices de précision globale et de rappel global.
	Kappa (K)	Statistique de reproductibilité et d'accord entre la classification et la vérité terrain.

SYNTHÈSE

La création de BD d'OCS des milieux urbains et périurbains ont ainsi pu profiter de l'évolution des méthodes traitement d'images satellitaires et de la mise à disposition d'images spatialement plus précises. En effet, les images à très haute résolution spatiale réduisent le problème des pixels mixtes offrant la possibilité d'extraire plus d'information thématique et d'objets géographiques. Cependant, la résolution spatiale ne simplifie pas pour autant cette opération de classification en raison de la forte variation spectrale pour de mêmes postes d'occupation du sol (par exemple des bâtis dont la couleur de toiture varie) ou des ombres liées à la topographie (bâtiments, végétation haute) ou aux caractéristiques d'acquisition (date, angle d'incidence).

Pour notre sujet de recherche, il est donc important de privilégier des capteurs qui autorisent une bonne discrimination de la végétation notamment en milieu urbain, à savoir des capteurs offrant des images à haute ou très haute résolution spatiale et dont la répétitivité temporelle permet un suivi efficace de la végétation et de l'évolution de l'occupation des sols. En effet, dans un contexte périurbain, l'occupation des sols peut rapidement varier, d'une année sur l'autre, avec la construction de zones résidentielles ou d'infrastructures routières.

D'un satellite optique HRS ou THRS à un autre, les résolutions spectrales des différentes bandes sont sensiblement les mêmes (tableau 5-3). Le choix des images est donc surtout basé sur la résolution spatiale. Pour la majorité des analystes, il est d'ailleurs plus important d'utiliser des images à haute résolution spatiale qu'à haute résolution spectrale (Jensen et Cowen, 1999).

Tableau 5-3. Résolution spatiale, spectrale et temporelle d'images satellite HRS et THRS.

		SPOT 5	SPOT 6	Pléiades	Quickbird
Résolution spatiale (m)	Panchromatique	2,5 ou 5	1,5	0,7	0,61
	Multispectrale	10	6	2,8	2,44
Résolution spectrale (nm)	Panchromatique	510 – 730	450 – 745	470 – 820	445 – 900
	Bleu	–	450 – 520	430 – 550	450 – 520
	Vert	500 – 590	530 – 590	500 – 620	520 – 600
	Rouge	610 – 680	625 – 695	590 – 710	630 – 690
	PIR	790 – 890	760 – 890	740 – 940	760 – 900
	MIR	1580 – 1750	–	–	–
Résolution temporelle (j)		26	26	1 à 2	3 à 5
Emprise moyenne (km)		60 * 60	60 * 60	20 * 20	16,5 * 16,5

De surcroît, l'emprise du produit image, la disponibilité des données ainsi que les coûts d'acquisition de ces images peuvent jouer un autre rôle dans la sélection finale, bien que ces deux derniers points soient aujourd'hui discutables. En effet, au-delà des besoins utilisateurs avérés pour des thématiques (TVB, suivi de l'occupation du sol et de la densification, consommation d'espaces naturels et agricoles...) et des domaines de traitement (aménagement du territoire, planification urbaine, gestion de l'environnement, transport...) aussi divers que variés, le contexte actuel de recherche et de mutualisation (développement de projets collaboratifs comme Copernicus et GEOSUD, ou d'outils libres de traitements d'images comme l'OTB) semble également de plus en plus propice à l'usage de l'imagerie satellitaire. Ces données permettent des avancées techniques importantes avec la mise en place de méthodes de traitement plus adaptées aux territoires et aux études.

5.2. Impact de la résolution spatiale, étude comparative

Afin d'évaluer la précision et de valider l'importance de la résolution spatiale dans le traitement des images satellites, nous avons comparé les résultats obtenus après classification et extraction de la végétation dans un contexte urbain à l'aide de deux images satellites HRS (SPOT-5) et THRS (Pléiades) sur trois zones d'études toulousaines. Ces résultats ont également été confrontés à la couche « Végétation » de la BD TOPO® de l'IGN.

5.2.1. Données, outils et méthode

Trois sites d'étude aux densités de bâti et de population variables

Pour réaliser cette étude comparative, nous avons traité l'ensemble de la scène Toulouse-2012 tout en sélectionnant trois zones d'étude secondaire afin de mieux visualiser les résultats. Ce choix s'est fait en vue d'obtenir des échantillons de territoires dont la densité de population et la surface de bâti varient graduellement (figure 5-5) :

- une zone en centre urbain dense caractérisée par un tissu de bâti en îlots (secteur Compans-Cafarelli),
- une zone périphérique dense où l'habitat collectif ou en lotissement resserré est caractéristique (secteur Casselardit),
- une zone périphérique peu dense dominée par des maisons individuelles et quelques bâtis collectifs de taille restreinte (secteur Lardenne).

Afin de permettre la comparaison des résultats, ces zones ont également été choisies en raison du peu d'évolution des modes d'occupation des sols observée entre 2006 (date de la dernière mise à jour de la couche végétation de la BD TOPO® sur le département de la Haute-Garonne au moment des traitements) et 2012 (date des images satellites Pléiades-1A et SPOT-5 à notre disposition).

L'emprise de ces trois zones est basée sur un carroyage à 200 m utilisé par l'INSEE pour la diffusion de données statistiques sur la population. Afin de répondre aux conditions comparatives, nous avons dû sélectionner deux emprises différentes, à savoir une emprise de 16 ha pour le secteur de Casselardit et de 64 ha pour les deux autres secteurs.

Nous évaluons dans un premier temps le taux de surface bâtie de chaque zone d'étude en nous basant sur l'emprise au sol des différents types de bâtis contenus dans la BD TOPO® (BATI_INDIFFÉRENCIÉ, BATI_INDUSTRIEL et BATI_REMARQUABLE), selon la formule suivante :

$$\text{Taux de surface bâtie} = \text{Surface au sol de bâti (m}^2\text{)} * 100 / \text{Surface de la zone (m}^2\text{)}$$

Localisation des zones d'étude Commune de Toulouse

Taux de surface bâtie (%)
Densité de population (Habitants/km²)

Secteur Casselardit (16 ha)

Taux surface bâtie : 25 %
Densité pop.: 4 250



Secteur Compans (64 ha)

Taux surface bâtie : 29 %
Densité pop.: 7220



Secteur Lardenne (64 ha)

Taux surface bâtie : 14 %
Densité pop.: 1340



P. CROMBETTE - 2014

BD ORTHO® V2 (2010)

Carroyage 200m, INSEE (2013)

© Les contributeurs d'OpenStreetMap sous licence ODbL

Figure 5-5. Trois zones de densité de bâti et de population variées.

Au moment du traitement, le thème « Bâti » contenu dans la livraison de la BD TOPO® à notre disposition n'avait été actualisé qu'en 2008 pour la Haute-Garonne. Malgré tout, en comparant ces données avec celles actualisées en mai 2014 de la base de données OSM¹⁰⁷, nous pouvons confirmer que l'évolution de l'occupation du sol, à savoir la construction de bâtis, sur nos trois zones d'étude n'est pas marquée comme l'illustre l'exemple sur le secteur de Casselardit (figure 5-6). En effet, sur cette zone, la surface de bâti commune aux deux BD représente environ 72 % de la superficie de bâti totale. Les zones de bâti uniquement présentes sur la BD TOPO® couvrent 17 % de la surface totale de bâti et correspondent principalement à des polygones de bâti un peu plus larges que ceux identifiés sur la BD OSM. Il ne s'agit donc pas de bâti ayant été construit entre ces deux dates, mais de différences liées à la construction topologique des objets.

Le nombre d'individus du carreau est l'une des variables diffusées dans le fichier de carroyage de l'INSEE. Issue des sources fiscales de 2010¹⁰⁸, elle permet de calculer la densité de population (hab./km²) sur nos différentes zones d'étude selon la formule suivante :

$$\text{Densité population} = \text{Nombre d'individus} / \text{Surface de la zone (km}^2\text{)}$$

Après avoir présenté les trois zones d'étude, nous allons maintenant présenter les données utilisées et la méthode de traitement d'image employée avant de confronter les résultats obtenus aux données vectorielles issues de la BD TOPO® de l'IGN.

Données raster et vectorielles

Les données rasters utilisées sont l'image SPOT-5 et l'image Pléiades-1A, toutes les deux acquises en 2012, à cinq jours d'intervalle. Ces deux dates d'acquisition, que l'on souhaitait le plus proches possible dans un unique but comparatif, ne correspondent néanmoins pas au maximum de la végétation verte vivante et ne peuvent donc garantir une réponse optimale du couvert végétal. Nous avons également mentionné plus haut que cette image SPOT-5 ne recouvrait pas entièrement la commune de Toulouse. En revanche, les trois sites choisis sont bien couverts par les deux images utilisées. Ces données satellitaires vont nous permettre d'identifier et comparer les superficies de végétation sur nos trois sites d'étude toulousains.

Par ailleurs, nous avons également comparé les résultats obtenus avec la couche « Végétation » de la BD TOPO® de l'IGN. Cette donnée a déjà été présentée au cours du chapitre 4 (p. 92).

¹⁰⁷ Rappelons que cette base de données multithématique est élaborée et mise à jour régulièrement par des contributeurs bénévoles. Des règles de construction et de nommage permettent d'homogénéiser la donnée. En ce qui concerne le relevé des contours des bâtiments, les participants peuvent notamment avoir recours à la photo-interprétation à partir d'imagerie aérienne (Bing ou Yahoo! Aerial Imagery) ou à des relevés terrains (prises de mesures ou tracés des limites à l'aide d'un GPS) (OpenstreetMap Wiki contributors, 2015b). En France, les contributeurs peuvent prioritairement se baser sur le cadastre français. Pour des plus amples détails sur les étapes de construction et de vérification de la donnée, le lecteur pourra se référer à la page internet concernée (OpenstreetMap Wiki contributors, 2015c).

¹⁰⁸ En raison d'une source différente des données (sources fiscales ou recensement), l'INSEE insiste sur le fait qu'il ne faut absolument pas comparer « la somme de la population des carreaux composant une commune à la population de la commune au recensement de la population » (dernière consultation le 15/03/2015). http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=0&ref_id=donnees-carroyees&page=donnees-detaillees/donnees-carroyees/donnees_carroyees_diffusion.htm

Comparaison des surfaces bâties selon deux bases de données

BD TOPO® (2008) et OpenStreetMap (2014) - Secteur de Casselardit, Toulouse

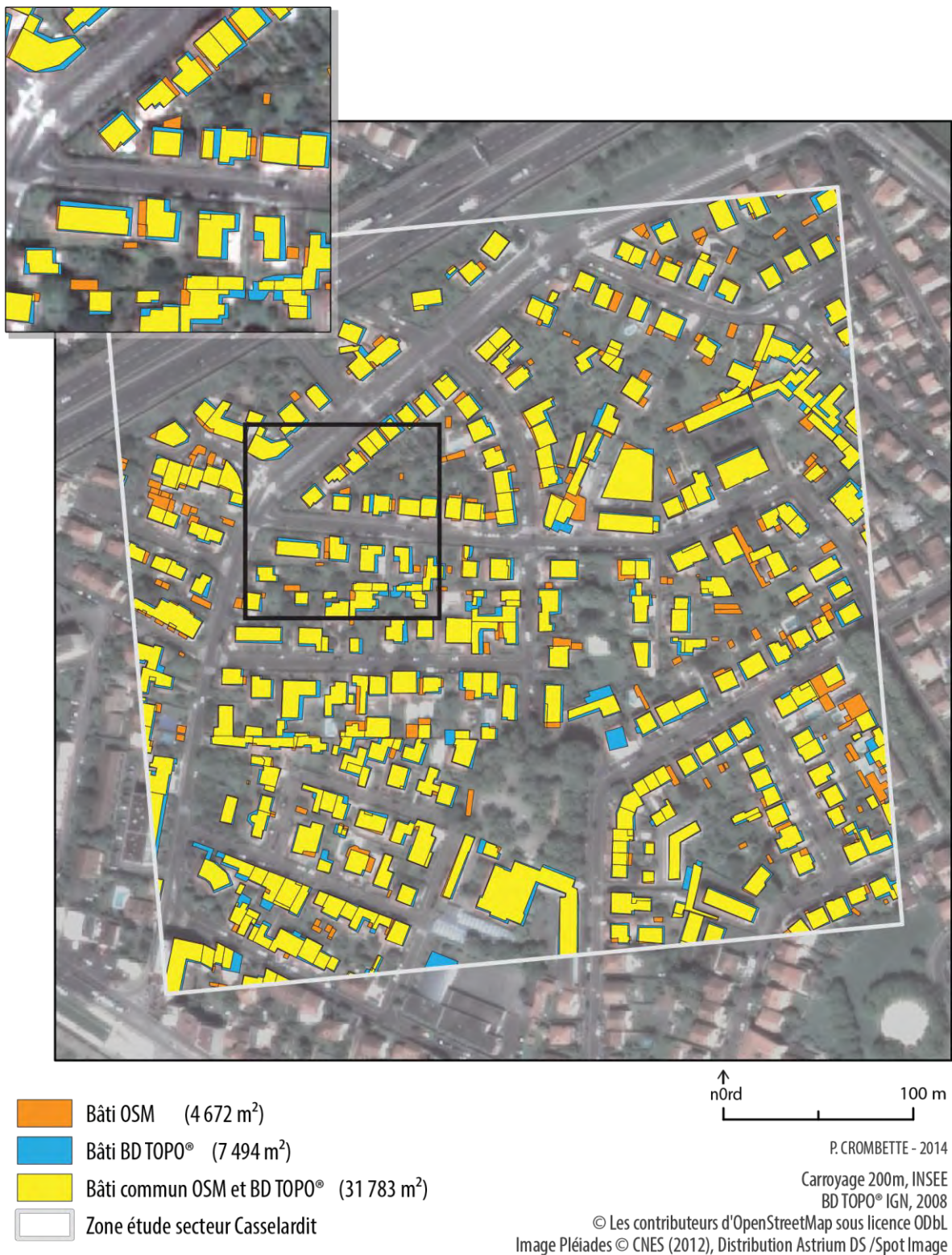


Figure 5-6. Comparaison des surfaces bâties entre les bases de données TOPO® (2008) et OSM (2014) sur le secteur de Casselardit.

Méthode de classification

L'objectif ici est d'évaluer l'importance de la résolution spatiale pour la classification d'une image satellite en milieu urbain. Comme pour les précédents essais méthodologiques, nous avons choisi de réaliser une classification pixels simple pour l'extraction de la végétation à l'aide de l'indice de végétation par différence normalisé (NDVI). Nous avons calculé cet indice pour les deux images à notre disposition et après seuillage visuel, nous avons obtenu une classification du sol simplifiée et binaire (végétation/autre occupation du sol).

5.2.2. Résultats et discussion

Pour permettre une comparaison visuelle des résultats de cette classification et de la couche « Végétation » de la BD TOPO®, nous présentons deux extraits des trois sites d'étude présentés précédemment : un premier sur la zone urbaine dense et un second sur la zone périphérique peu dense (figure 5-7).

Visuellement, la THRS permet une détection de la végétation bien plus précise par l'utilisation d'indice de végétation comparativement à la HRS ou même la couche « Végétation » de la BD TOPO® qui omet une grande partie des surfaces enherbées. Nous pouvons également constater des erreurs d'interprétation au sein de cette base de données comme des zones d'ombres reconnues comme de la végétation ou un manque de mise à jour de la donnée (des chantiers de construction ont causé la suppression de zones de végétation qui restent malgré tout mentionnées dans la base de données).

En analysant les résultats issus de l'image SPOT-5, nous constatons que sa résolution spatiale rend difficile l'identification des unités végétales de petite taille, dont la taille est inférieure à la résolution spatiale de l'image, soit 100 m².

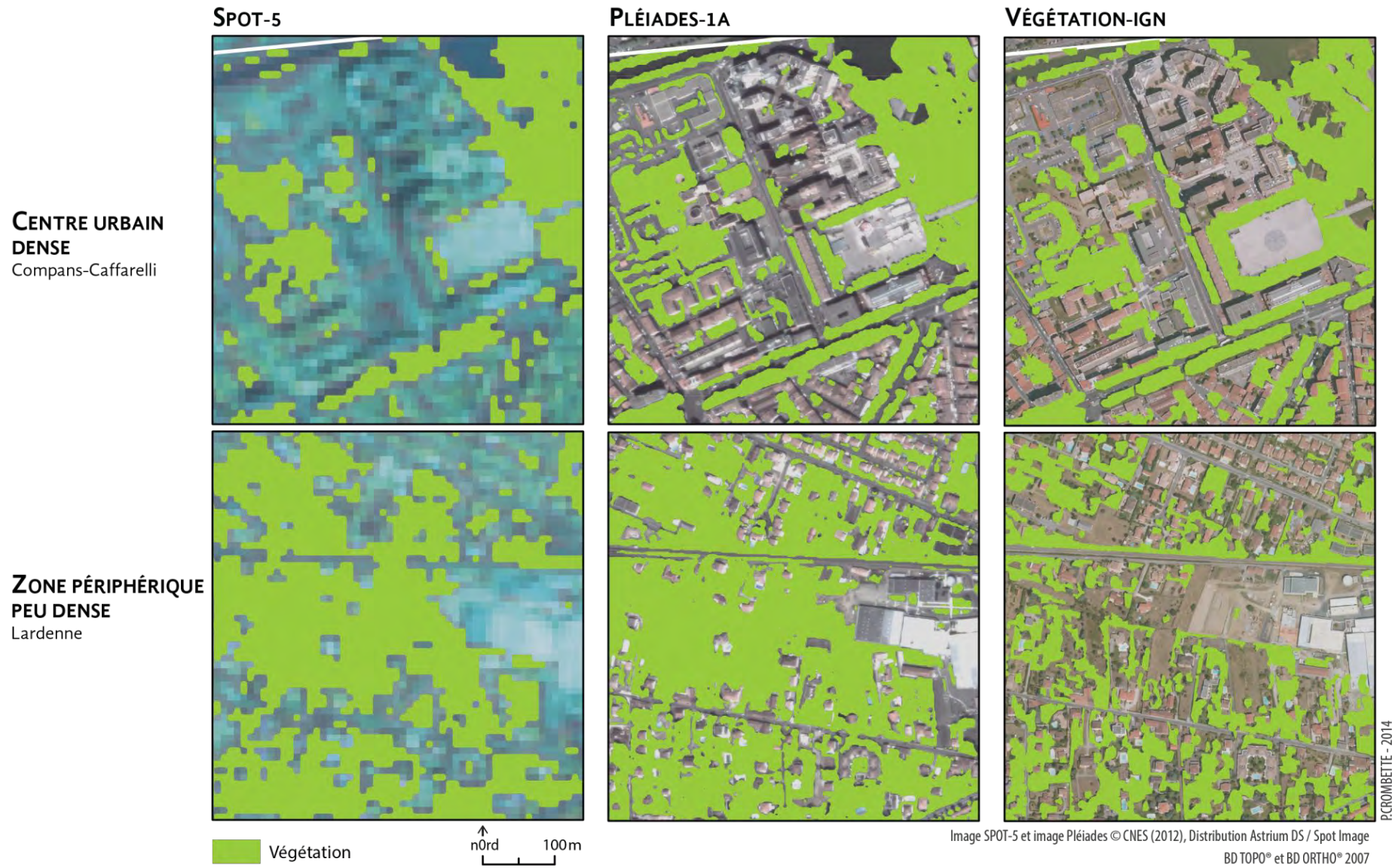


Figure 5-7. Résultats de l'extraction de la végétation à partir d'images HRS et THRS et comparaison avec la couche « Végétation » de la BD TOPO® sur un extrait de deux secteurs étudiés.

Les résultats quantitatifs sont quant à eux présentés dans le tableau 5-4 et sur la figure 5-8.

Tableau 5-4. Superficie totale de la végétation identifiée sur les trois zones d'étude toulousaines.

Source Végétation	Zone périphérique peu dense (13 hab/ha)		Zone périphérique dense (43 hab/ha)		Centre urbain dense (72 hab/ha)	
	ha	%	ha	%	ha	%
BD TOPO®	20,17	32 %	2,68	17 %	19,77	31 %
Image SPOT-5	30,95	48 %	2,41	15 %	15,01	23 %
Image Pléiades	37,85	59 %	5,06	32 %	21,80	34 %

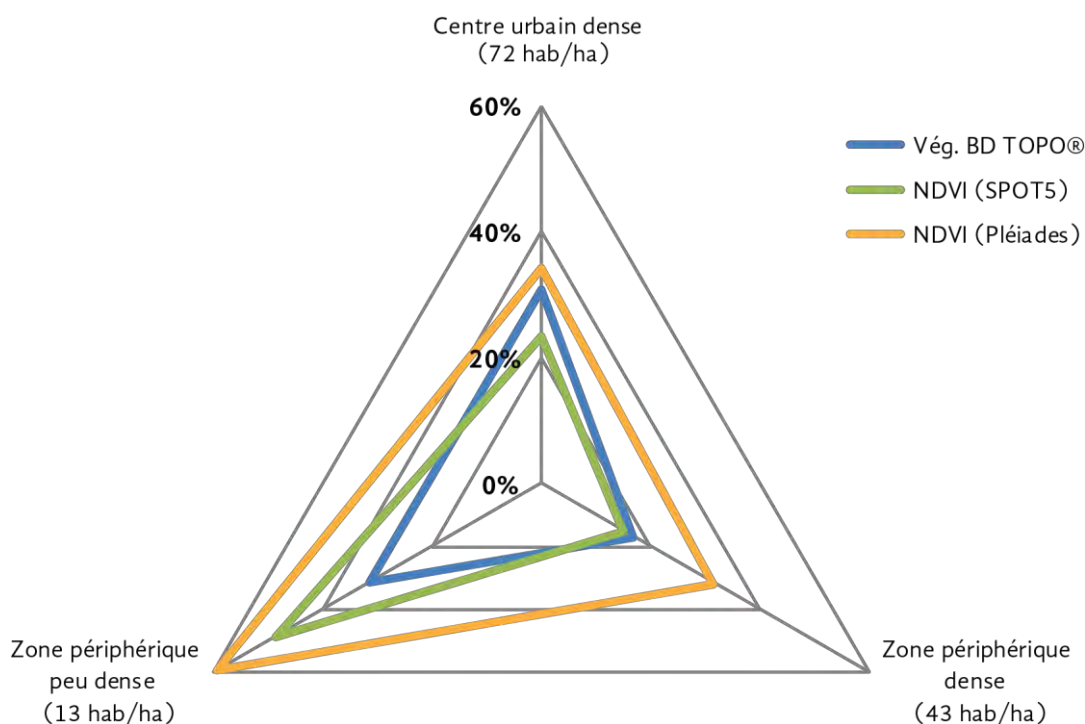


Figure 5-8. Évolution de la part de végétation sur les trois zones d'étude et selon différentes sources de données.

Dans l'ensemble, et comme l'avait déjà observé Clergeau (2007), nous constatons une évolution croissante de la part de végétation selon un gradient urbain/rural. En milieu urbain, la classification obtenue par traitement de l'image Pléiades permet d'identifier un peu moins de 22 ha de végétation soit 34 % de la surface de la zone d'étude. Cette part de végétation représente presque 60 % en milieu périphérique peu densément peuplé.

En comparant ces résultats, nous pouvons confirmer que la BD TOPO® a tendance à sous-évaluer la surface végétalisée notamment dans les espaces résidentiels. En effet, par construction, cette base de données n'identifie que les objets arborés de plus de 500 m² ou les forêts ouvertes de plus de 5 000 m² (IGN, 2011, p. 102), omettant donc un grand nombre d'espaces en herbe, d'arbres isolés ou encore de structures linéaires trop fines ou peu longues, localisés sur des espaces publics ou privés. En revanche, le cumul de ces espaces peut

représenter une superficie non négligeable et joue malgré tout un rôle majeur dans le maintien de la biodiversité (Cameron *et al.*, 2012; Marco *et al.*, 2008). L'insuffisance de la BD vectorielle de l'IGN sur la thématique de végétation justifie donc l'usage d'images satellitaires pour l'identification de ce mode d'occupation du sol.

Les résultats obtenus après traitement de l'image SPOT-5 justifient quant à eux l'apport d'une résolution spatiale fine sur ces milieux urbains hétérogènes. En effet, cette hétérogénéité occasionne une réponse spectrale en pixels mixtes (Forster, 1985). Avec une faible résolution spatiale, la création de « mixels » (pixels dont la réponse spectrale n'est pas « pure »), liée à la végétation qui se confond aux objets urbains, pénalise les traitements et montre tout l'intérêt d'une résolution spatiale fine. Cette dernière étant de 10 m pour une image multispectrale SPOT-5, les petites surfaces de végétation sont donc moins bien détectées, expliquant alors la sous-estimation de la part végétale en centre urbain dense, contrairement aux résultats obtenus avec une image Pléiades. Ce phénomène est en revanche moins présent en zone périphérique peu dense où le bâti devient plus diffus et la végétation plus prégnante.

Ce besoin lié à la résolution spatiale est également rapporté par Huete (1988). Ces auteurs estiment que pour qu'un objet urbain soit correctement identifié, la résolution spatiale du capteur doit être d'au moins la moitié de la taille du plus petit objet d'intérêt. Autrement dit, pour identifier un objet de 2 m de large, le houpplier d'un arbre par exemple, la résolution spatiale devrait être de 1 m ou moins.

En effet, comme le suggère la figure 5-9, les limites d'un objet de 2 m ne correspondent pas toujours parfaitement avec la grille d'une résolution spatiale d'un mètre, les pixels représentant l'objet ne sont pas tous totalement purs d'un point de vue spectral entraînant cet effet de mixels. Il est donc nécessaire d'utiliser une image dont la taille des pixels est égale ou inférieure à la moitié des objets d'intérêts. L'imagerie satellitaire de type Pléiades peut donc répondre à ce besoin.

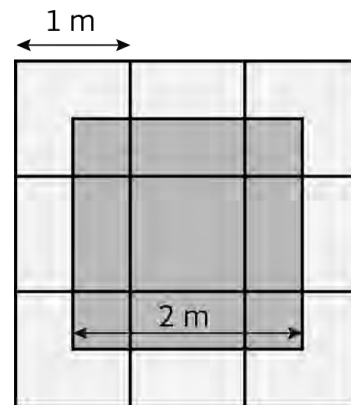


Figure 5-9. Effet de la résolution spatiale à un mètre pour un objet de deux mètres de côté.

SYNTHÈSE

Ce chapitre nous a donc permis d'exposer les grandes notions de télédétection et d'imagerie satellitaire en lien avec le milieu urbain et la thématique de végétation. L'avantage de cette donnée THRS au regard des besoins exprimés dans ce mémoire réside essentiellement en trois points : sa couverture territoriale, sa capacité de revisite élevée de l'ordre de quelques jours et surtout son niveau de résolution spatiale allant de quelques mètres à une donnée submétrique particulièrement bien adaptée aux études urbaines.

Les images satellitaires, en particulier l'imagerie à très haute résolution spatiale, représentent donc un apport d'information déjà intéressant comme le montre l'usage de ces données sur la ville de Toulouse pour une première identification globale de la végétation dans les zones urbaines et périurbaines. Ces données permettent d'atteindre un niveau de détail adapté aux objectifs pour ensuite permettre une cartographie pertinente de la Trame verte urbaine.

Le prochain chapitre répond à la question méthodologique. Nous présentons une méthode d'extraction de la végétation urbaine développée à partir d'images à très haute résolution spatiale de type Pléiades et d'outils libres. Nous cherchons ainsi à caractériser la végétation urbaine, une information de base qui nous servira ensuite à l'identification des connectivités écologiques potentielles urbaines.

Chapitre 6. DES DONNÉES NUMÉRIQUES À UNE CARTE DE VÉGÉTATION URBAINE

Le chapitre précédent nous a permis d'exposer l'intérêt d'utiliser des images de type Pléiades dans l'identification de la végétation urbaine notamment grâce à sa résolution spatiale submétrique lorsque les images multispectrale et panchromatique sont fusionnées. Les photographies aériennes qui présentent elles aussi des résolutions spatiales très élevées pourraient également constituer une donnée de base pour ce type de cartographie. En revanche, la faible fréquence de mise à jour de ces données, un critère primordial pour des études menées sur des territoires dynamiques – c'est-à-dire des territoires donc l'occupation du sol peut évoluer assez rapidement – est un inconvénient majeur en comparaison des fortes répétitivités d'acquisition des images satellite.

Ce sixième chapitre expose la méthodologie élaborée pour l'identification de la végétation urbaine. L'élément principal qui a cadré cette thèse a été la recherche de reproductibilité.

Sur le plan thématique, nous cherchons à extraire une donnée de végétation dans des secteurs urbains et périurbains qui présentent des enjeux souvent importants pour les aménageurs et urbanistes dans l'aménagement global des territoires. Cette information spatialisée servira ensuite plus spécifiquement, mais pas exclusivement, à l'identification de connectivités écologiques potentielles urbaines.

Sur le plan méthodologique, cette thèse cherche à développer une méthode générique qui soit aisément reproductible. En effet, le traitement des données, les outils cartographiques ainsi que la transférabilité des méthodes représentent souvent un frein, à la fois technique et scientifique, à la reproductibilité des travaux de recherche. Nous nous sommes donc attachés à développer une méthode qui puisse répondre à certaines conditions : être accessible techniquement, aisée à redéployer (pour tous types d'utilisateurs ou d'espaces), financièrement abordable et ouverte à l'amélioration de nouvelles données ou méthodes.

Au regard de l'ensemble de ces paramètres, nous nous sommes donc dirigés sur une démarche de discrimination de la végétation urbaine basée sur une méthode orientée pixel associée à l'extraction d'indices radiométriques simples. Cette méthode se base sur des outils libres et des images satellitaires issues du capteur Pléiades présentées au cours du deuxième chapitre ainsi que des données vectorielles qui seront utilisées lors des phases de validation des résultats. Nous utiliserons également des données exogènes de l'IGN pour compléter la carte d'occupation du sol en vue d'étudier ensuite les connectivités écologiques potentielles urbaines.

Si le milieu périurbain toulousain a été choisi pour le développement de cette méthode, sa reproductibilité a été appréciée sur trois autres territoires, urbains et ruraux. Les résultats sont évalués à l'aide d'échantillons de vérification numérisés par photo-interprétation et par comparaison avec des résultats issus d'une autre approche méthodologique développée par le Centre d'Études et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement (CEREMA).

6.1. Élaboration de la méthodologie

6.1.1. Une procédure en trois étapes

Nous avons volontairement orienté le développement d'une méthode reproductible vers une approche simple, basée sur une classification pixel qui utilise des logiciels libres. Ce développement s'est fait par un travail progressif sur la commune de Toulouse avant d'être validé sur nos trois autres territoires. Au fur et à mesure de la mise en œuvre des différentes étapes, certaines difficultés nous ont permis de réfléchir et de tester des alternatives afin d'optimiser la procédure.

De plus, avant de la déployer à des scènes complexes, la méthode a été appliquée à deux images théoriques dont la distribution des valeurs numériques est connue et sur trois extraits d'images assez caractéristiques des milieux urbains et périurbains. Chaque dalle est donc représentative d'une texture différente, avec des caractéristiques précises et connues. Cela va permettre d'étudier un panel de situations assez large pour lequel nous estimons que les résultats seront plus facilement interprétables que sur des images plus complexes. Cette procédure permettra ensuite de discuter des limites et de la reproductibilité de la méthode dans des contextes opérationnels variés.

Les dalles de test utilisées sont décrites dans la figure 6-1. Chacune d'entre elles présente des caractéristiques techniques comparables aux dalles des images Pléiades que nous utilisons, à savoir une taille de 1 km de côté pour une résolution spatiale de 0,5 m (rééchantillonnage de la résolution native des images Pléiades). Chaque dalle se compose donc de 4 millions de valeurs variant de -1 à 1 (plage de valeurs de l'indice NDVI) selon une distribution uniforme ou asymétrique.

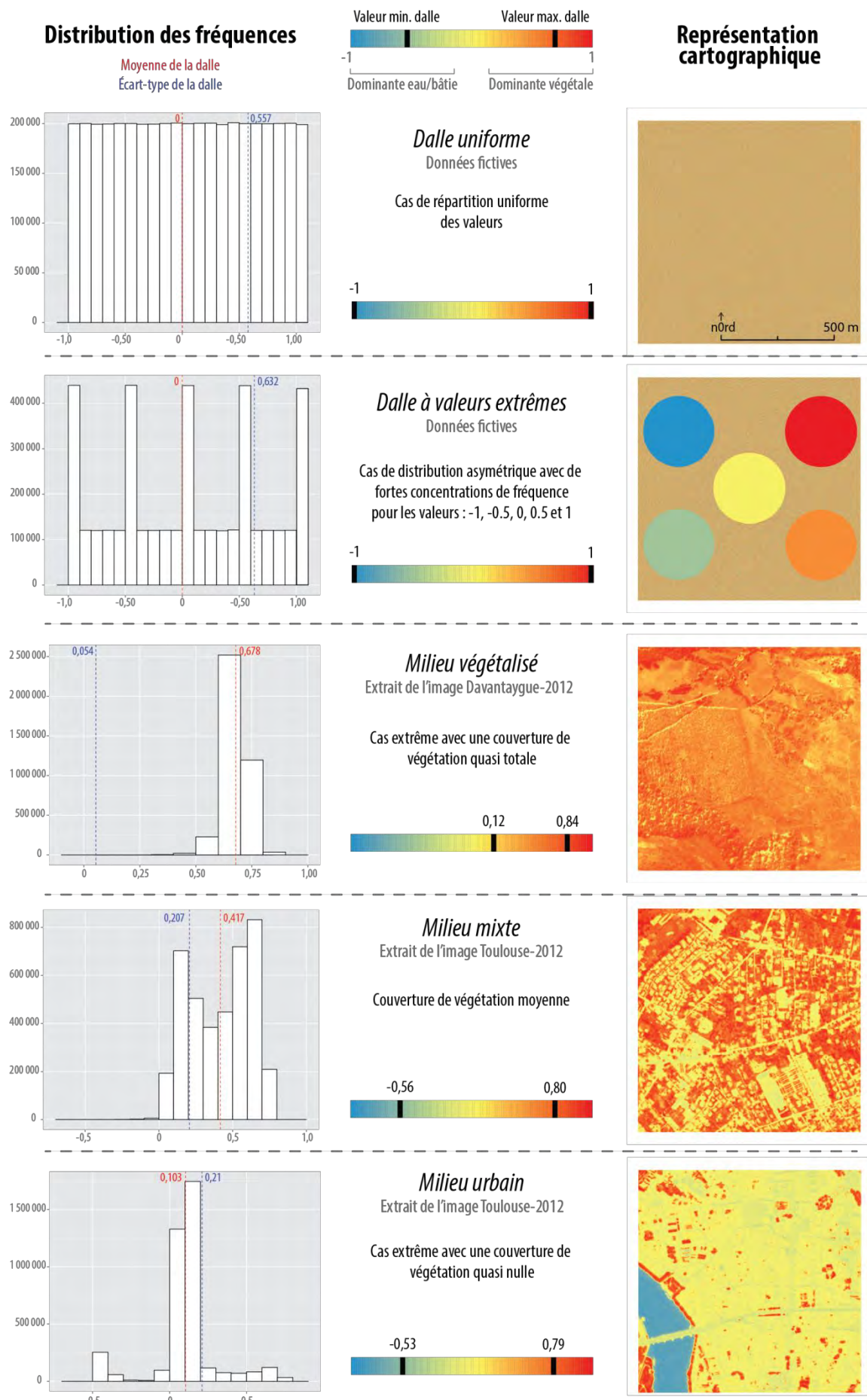
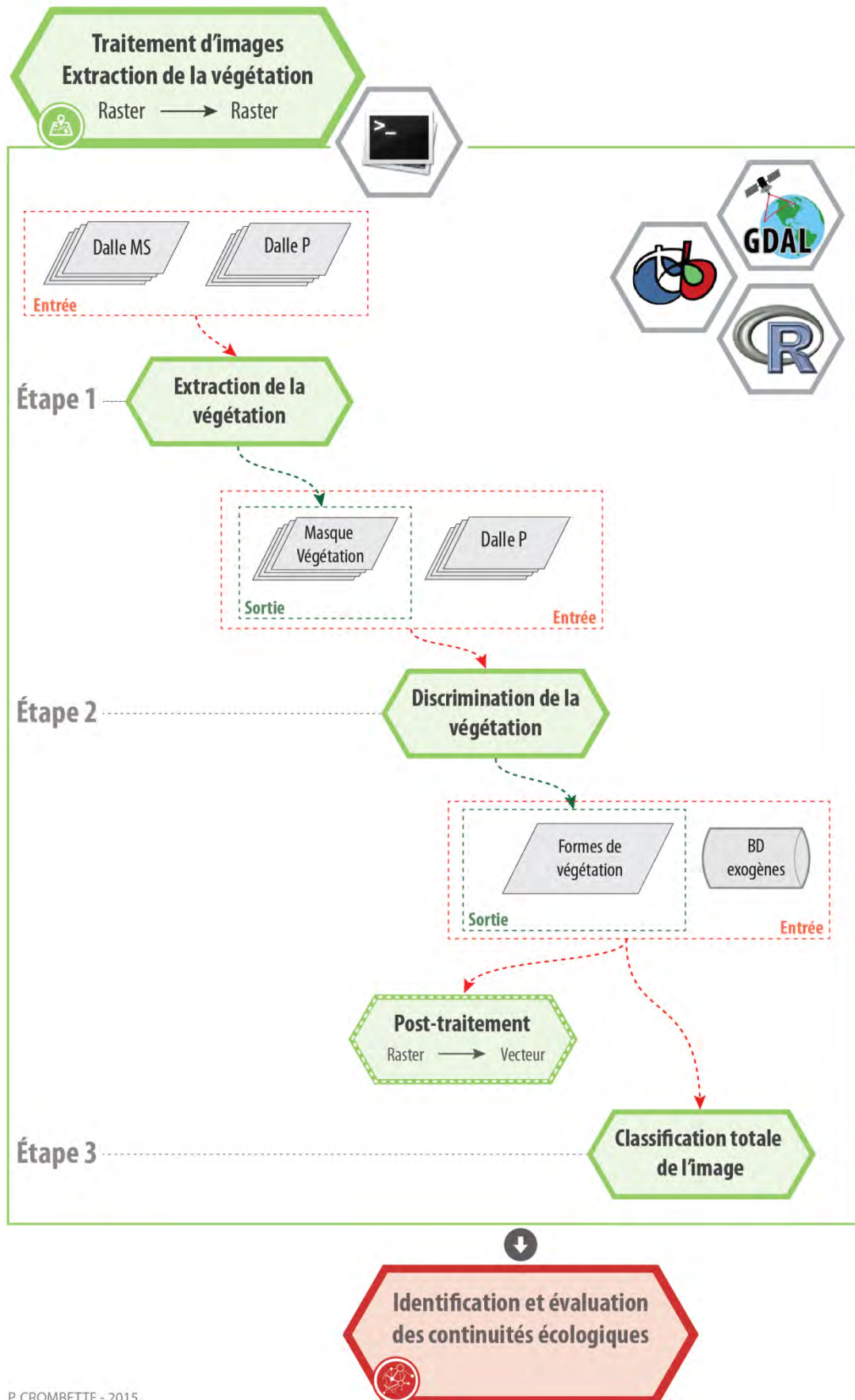


Figure 6-1. Description des dalles utilisées dans l'élaboration de la méthode.

La chaîne de traitement des images satellites que nous proposons se décompose en trois grandes étapes décrites dans la figure 6-2. La première étape consiste à produire, à partir des dalles panchromatiques et multispectrales, une image binaire (masque de végétation) distinguant les zones de végétation urbaines et périurbaines du reste de l'occupation du sol. Ce masque de végétation est ensuite traité en vue de discriminer la forme de cette végétation : ligneuse ou herbacée. Une troisième étape fait enfin appel à des données exogènes en vue de compléter et détailler l'occupation du sol non renseignée telle que les bâtis, les routes ou les surfaces en eaux. Une étape optionnelle de post-traitement et de vectorisation des résultats est également discutée.

Sur le plan technique, ce travail d'extraction de la végétation urbaine laisse également supposer une récurrence des traitements dans le temps et sur différentes zones d'étude. L'enchaînement des actions a donc été rendu possible par la mise au point d'un script batch faisant appel à différentes fonctionnalités propres à l'OTB, GDAL/OGR ainsi qu'au logiciel statistique R. Cette procédure assure l'homogénéité des résultats cartographiques, mais aussi, et surtout l'automatisation des traitements. Afin de s'adapter aux données d'entrées disponibles, la chaîne de traitements composée d'une suite d'appels d'algorithmes est mobilisable à façon, pour s'appliquer à une scène entière ou un ensemble de dalles. En cas de traitement par dalles, ces dernières seront finalement réassemblées afin d'obtenir une mosaïque de la zone étudiée.

Cette première section propose donc d'argumenter nos choix méthodologiques en réponse à nos besoins pour l'identification et la discrimination de la végétation urbaine selon une méthode simple orientée pixels.

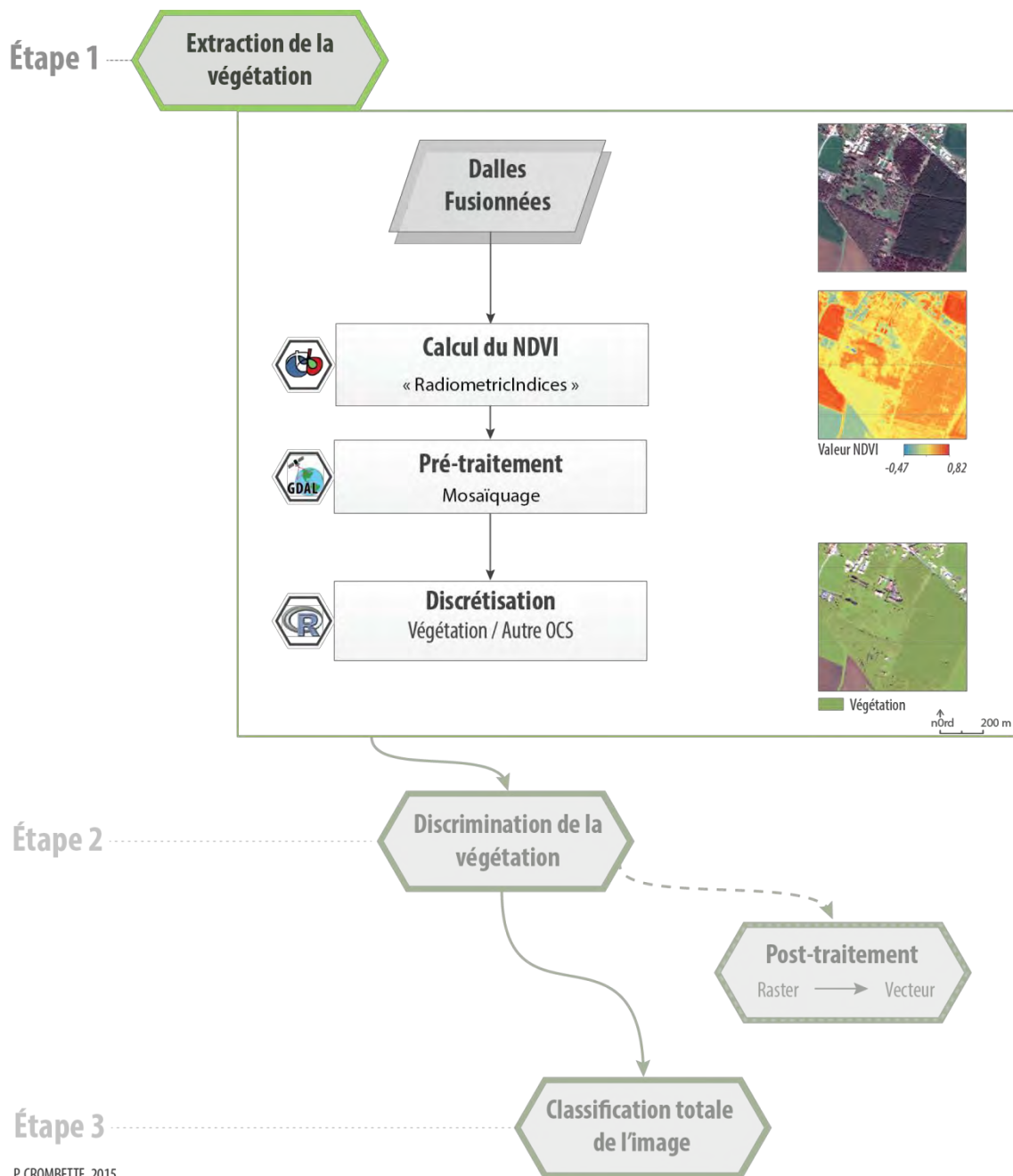


P. CROMBETTE - 2015.

Figure 6-2. Chaîne de traitement générale pour l'extraction de la végétation.

6.1.2. Étape 1 : Extraction de la végétation

La première étape de notre méthode consiste donc à différencier la végétation du reste de l'occupation du sol et se décompose en trois phases illustrées sur la figure 6-3.



P. CROMBETTE, 2015
Image Pléiades © CNES (2012), Distribution Astrium DS / Spot Image

Figure 6-3. Schématisation des trois phases de l'extraction de la végétation (étape 1).

6.1.2.1. Calcul d'un indice de végétation

Nous avons déjà évoqué et utilisé l'indice de végétation NDVI. Le calcul de cet indice qualifie l'efficacité de la photosynthèse des plantes et fournit une image de la distribution de la végétation pour chaque pixel. En revanche, la littérature met en avant l'existence d'autres indices de végétation, des plus simples – comme l'indice différentiel de végétation (DVI) ou l'indice de végétation par quotient (RVI) sensible aux variations atmosphériques, ainsi qu'à la

contribution spectrale des sols (Jordan, 1969) – au plus complexe, de sorte que trois autres catégories d'indices se distinguent :

- les indices cherchant à corriger l'influence du sol, mais qui requièrent des paramètres comme le facteur de luminosité des sols tels que l'indice perpendiculaire de végétation (PVI) (Richardson et Wiegand, 1997) ou même l'indice de végétation ajusté au sol (SAVI) (Huete, 1988), et autres indices dérivés du précédent comme l'indice transformé de végétation ajusté au sol (TSAVI pour *Transformed Soil Adjusted Vegetation Index*) (Baret et al., 1989), le (TSARVI) (*Transformed Soil Atmospherically Resistant Vegetation Index*) ou l'indice modifié de végétation ajusté au sol (MSAVI) (Qi et al., 1994),
- les indices prenant en compte les effets atmosphériques qui ont tendance à affecter le rayonnement électromagnétique tel que l'indice ARVI (*Atmospherically Resistant Vegetation Index*) (Kaufman et Tanré, 1992) ou l'indice GEMI (*Global Environmental Monitoring Index*) (Pinty et Verstraete, 1992) mis au point pour des études environnementales à petite échelle,
- les indices corrigeant les effets conjugués des sols et de l'atmosphère comme l'indice de végétation amélioré (EVI) (Huete et al., 1999).

Ces indices nécessitent alors une certaine expertise et surtout une connaissance des paramètres dépendants de l'effet de sol, des aérosols ou des capteurs. Ces paramètres, tels que la pente de la droite des sols nus ou le facteur d'autocorrection atmosphérique qui varie en fonction des aérosols présents dans l'atmosphère au moment de la capture d'image, ne sont pas toujours aisément connus. La qualité des résultats en dépend donc fortement.

Plusieurs travaux portent sur ces indices et analysent leur comportement en fonction des densités variables de la couverture végétale (Bannari *et al.*, 1995; Bannari *et al.*, 1997; Cyr *et al.*, 1995; Rondeaux, 1995). Ceux de Bannari *et al.* (1997) nous révèlent ainsi que chaque indice de végétation s'adapte à une situation donnée, chacun ayant été développé « *pour différentes applications et dans des conditions bien particulières, lesquelles peuvent être incompatibles avec le milieu urbain* ». Ces auteurs insistent eux aussi sur la particularité spectrale de ce milieu qui est « *un mélange à proportion variable de zones herbacées, boisées, de sols nus, d'espaces construits, de voies de communication, etc.* ». Ainsi, il ressort de cette étude que le GEMI décrit assez bien les milieux où la végétation est dense (forestier et agricole). En revanche, en milieu urbain peu densément végétalisé, cet indice a tendance à surestimer la densité, à l'inverse de l'indice PVI qui, lui, la sous-estime. Toujours selon ces mêmes auteurs, l'indice TSARVI (ou l'indice TSAVI à défaut d'utiliser une image possédant une bande bleue) serait quant à lui l'indice le plus performant dans la description de la végétation urbaine éparse et peu dense, contrairement aux indices GEMI, NDVI, ARVI et PVI. En somme, aucun indice n'est pleinement performant sur un territoire à la fois densément et peu densément végétalisé comme nous pouvons l'observer sur les différents territoires étudiés.

De plus, le calcul de certains indices comme l'indice EVI ou l'ARVI nécessite la présence d'une bande bleue. Ce paramètre n'est pas limitant dans notre cas d'étude, l'imagerie Pléiades possède ce canal. Malgré tout, il doit être pris en compte dans l'hypothèse d'un redéploiement méthodologique sur d'autres images satellitaires HRS ou THRS qui pourraient ne pas en disposer.

Enfin, d'un point de vue technique et en se limitant à l'utilisation de la bibliothèque de l'OTB, le calcul de certains de ces indices n'est pas disponible depuis l'OTB-Application « *RadiometricIndices* » sur laquelle nous nous appuyons. C'est par exemple le cas de l'indice TSARVI qui est malgré tout documenté dans le guide utilisateur¹⁰⁹.

En outre, certains indices sont fonction de variables non directement paramétrables depuis l'OTB-Application précédemment citée. Une valeur par défaut¹¹⁰ est alors affectée à ces paramètres, valeur que l'utilisateur ne peut pas modifier dans ce cas.

Cette contrainte technique pourrait être résolue en utilisant l'outil « *BandMath* » de l'OTB-Application qui permet de saisir une expression mathématique personnalisée. En connaissant la formule des indices, il est donc envisageable de les calculer en faisant varier les paramètres à façon. Cette solution a été écartée afin de maintenir une simplicité de la méthode, gage de sa robustesse.

En tenant compte de ces limites, et malgré une meilleure performance d'autres indices de végétation éparses en milieu urbain, périurbain ou naturel plus densément végétalisés, nous avons choisi d'axer notre méthodologie sur le calcul simple d'un seul indice NDVI, largement utilisé pour l'identification de la végétation. À ce stade, le NDVI est considéré comme un indicateur de la présence de la végétation et de son activité photosynthétique, et peut s'appliquer simultanément sur différents types de territoires. Son usage répond ainsi au critère de transposabilité que nous nous sommes fixé.

Cet indice, déjà présenté en détail précédemment (p. 121), a donc été appliqué sur une image préalablement tuilée et fusionnée. L'OTB-Application « *RadiometricIndices* » nécessite trois paramètres en entrée :

- une image multibande,
- les rangs des différentes bandes qui composent cette image,
- le ou les indices à calculer, un seul indice NDVI en l'occurrence.

Il fournit en sortie une image monobande (ou multibandes si plusieurs indices sont calculés). La figure 6-4 présente un extrait de résultat sur l'une des zones d'étude toulousaine. Plus la valeur de cet indice est élevée, plus la végétation est présente et dense au sein du pixel. Il convient ensuite d'identifier la valeur seuil qui nous permettra d'obtenir une image classée en deux postes d'occupation du sol : végétation et autre occupation du sol. Ce sera l'objet du prochain paragraphe.

¹⁰⁹ <http://www.orfeo-toolbox.org/SoftwareGuide/SoftwareGuidech12.html#x38-20500012.1>
(dernière consultation le 16/07/2015).

¹¹⁰ Par exemple, les valeurs par défaut dans le calcul de l'indice TSARVI sont mentionnées à la ligne 1066 du fichier source suivant (dernière consultation le 16/07/2015) :
http://www.orfeo-toolbox.org/doxygen/otbVegetationIndicesFunctor_8h_source.html

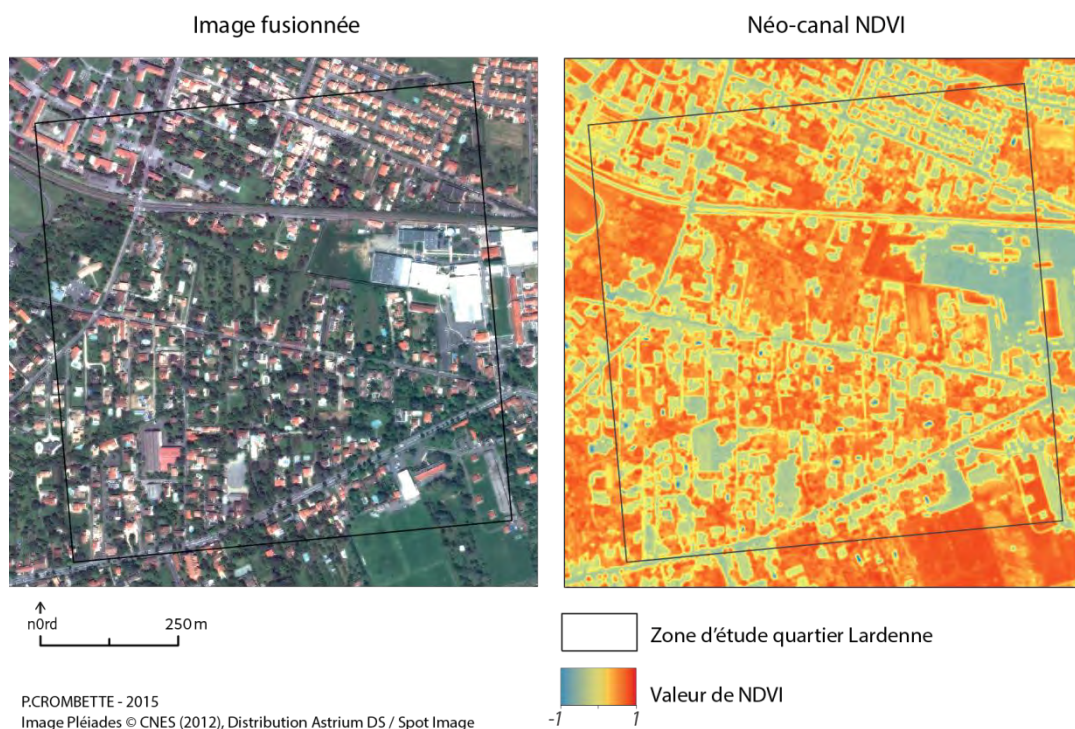


Figure 6-4. Extrait du résultat après calcul d'un indice NDVI sur une image fusionnée.

6.1.2.2. Classification de la végétation par seuillage

Après calcul de l'indice NDVI, il convient donc de classer notre image en définissant un seuil à partir duquel chaque pixel sera associé à une classe de référence. Autrement dit, dans notre cas, cette valeur doit permettre de séparer au mieux la végétation des autres objets présents dans l'image. L'image résultante fournira alors une première classification binaire (végétation – autre OCS).

La complexité de cette étape réside dans la définition de la valeur seuil qui peut donner lieu à des zones de confusion pour lesquelles il devient difficile d'affecter un pixel à l'une ou l'autre des classes.

Habituellement, cette valeur est définie empiriquement, par analyse de l'histogramme de l'indice radiométrique et par ajustement visuel de l'image classée à partir d'une bonne connaissance terrain. Dans ce cas, elle reste subjective, liée à l'image et à l'opérateur chargé de son traitement. Afin de nous soustraire de ce biais décisionnel, nous proposons une méthode de discrétisation de nos données et de seuillage statistique des valeurs.

La discrétisation consiste à « *regrouper en classes, de la manière la moins arbitraire possible, les valeurs d'une variable à cartographier* » (Cauvin *et al.*, 1979). La difficulté d'une bonne discrétisation réside alors dans le choix du nombre de classes et les bornes de classes. Ces dernières dépendent de la méthode de discrétisation utilisée qui doit elle-même être adaptée à la distribution statistique des données. Intuitivement, un bon découpage correspondra à des classes homogènes et séparées. Statistiquement, cette bonne distribution se définit par :

- une faible variance intraclasse, les individus d'une même classe doivent être les plus proches possible,
- et une forte variance interclasses, de façon à bien isoler les différentes classes entre elles.

Choisir le nombre de classes

Le nombre de classes va dépendre des données et du contexte d'étude. Des formules mathématiques basées sur le nombre de données – comme la règle de Sturges¹¹¹ ou l'indice de Huntsberger¹¹² – ou tenant compte d'autres caractéristiques du jeu de données – valeurs minimale ou maximale, écart-type, écart interquartile – peuvent aider à déterminer ce paramètre. En revanche, ces méthodes ne fournissent pas toujours le même nombre de classes pour un même jeu de données¹¹³. Dans l'ensemble, ces règles de mathématiques ne fournissent qu'un nombre de classes indicatif et non obligatoire.

Selon Jenks et Knos en 1961 (cités par Evans, 1977), ce nombre oscille généralement entre sept et huit, dépasse rarement dix et plus, ou quatre et moins. Ces valeurs doivent répondre à des contraintes liées à la finalité d'une carte, généralement conçue pour être regardée ou lue¹¹⁴ (Bertin 1975 cité par Evans, 1977). Le lecteur doit alors pouvoir facilement comprendre la carte grâce à l'emploi d'une sémiologie graphique adéquate. Le nombre de classes ou encore le choix des couleurs doivent par exemple respecter certaines règles techniques.

Dans notre cas, nous cherchons surtout à distinguer statistiquement une valeur seuil en vue de discriminer deux états différents de l'occupation du sol : la végétation et la non-végétation dans un premier temps, puis la végétation basse et la végétation arborée. Le nombre de classes pourra donc ne pas forcément satisfaire aux précédentes préconisations et règles de sémiologie graphique. Nous détaillerons dans un prochain paragraphe (p. 165) la méthode suivie pour évaluer le nombre de classes nécessaires à la discrétisation des données.

Choisir les bornes de classes

L'optimisation des bornes des classes repose quant à elle sur le choix de la méthode de discrétisation qui elle-même dépend de la forme de distribution des données. Quatre formes de distribution différentes peuvent s'observer (Cauvin *et al.*, 1979, p. 16) :

- une distribution normale, proche de la loi normale, selon laquelle le plus grand nombre d'individus sont dans les classes centrales pour diminuer vers les extrémités de la courbe. Les méthodes des classes standardisées selon la moyenne ou l'écart-type conviennent assez bien pour ce type de distribution ;
- une distribution uniforme pour laquelle toutes les valeurs ont des fréquences égales. Bien que ce type de distribution soit peu fréquent, la méthode des seuils d'égale étendue semble la mieux adaptée ;
- une distribution dissymétrique qui concentre les individus asymétriquement par rapport à la moyenne. Lorsque la distribution est unimodale, il est conseillé d'utiliser une méthode des classes selon une progression arithmétique. En revanche, pour une distribution asymétrique plurimodale, le choix se porte sur une méthode des classes d'effectifs égaux ou des seuils observés.

¹¹¹ Cette règle préconise d'avoir un nombre de classes égale à une fois le logarithme du nombre d'observations divisé par le logarithme de 2, plus un.

¹¹² Huntsberger (1961) considère que « le nombre de classes doit être égal à 3,3 fois le logarithme décimal du nombre d'observations plus un » (cité par Cauvin *et al.*, 1979, p. 24).

¹¹³ Par exemple, pour un échantillon de 250 observations, le nombre de classes préconisé par l'indice de Huntsberger sera de 9 (8,9) contre 8 (7,97) pour l'indice de Sturges.

¹¹⁴ « “maps to be seen” as opposed to “maps to be read” » (Bertin, 1975).

Dans le cas d'une discrétisation de valeurs d'indice NDVI, la forme des distributions peut varier en fonction de la zone d'étude, d'une forme symétrique si la zone est très fortement végétalisée en milieu rural, à une forme dissymétrique plurimodale pour des zones moyennement ou faiblement végétalisées comme un milieu périurbain, ou un centre urbain (cf. figure 6-1 p. 155, avec respectivement le milieu végétalisé, mixte et urbain).

La méthode de Jenks est généralement préférable dans le cas d'une distribution de valeurs très hétérogènes comme cela peut être le cas pour nos données. Cette méthode permet d'optimiser au mieux les bornes des classes en réduisant la variance intra-classes tout en maximisant la variance inter-classes (Jenks, 1967). En revanche, son calcul itératif peut devenir extrêmement long au point d'échouer pour de très grands jeux de données, y compris pour des dalles de 2 000 pixels de côté (c'est-à-dire 4 millions de valeurs) tels que nous sommes amenés à utiliser. Deux solutions seront alors envisageables, nous les développerons dans un paragraphe suivant (p. 172) avec un test de performance à l'appui :

- appliquer cet algorithme sur un échantillon de valeurs,
- utiliser une autre méthode de discrétisation aux résultats comparables, mais moins chronophage telle que la méthode de Fisher (Fisher, 1958)¹¹⁵.

Afin de limiter ces temps de traitement, nous avons également choisi d'échantillonner les jeux de données selon une méthode aléatoire disponible dans le package « raster » du logiciel R. Cet aspect technique sera développé dans la suite de ce document (p. 175). Les prochains tests seront donc réalisés sur un lot de 10 000 valeurs, soit 0,25 % des valeurs d'une dalle. Ce taux est faible, mais les temps de traitements sont déjà importants, entre un quart d'heure et 40 min selon le nombre de classes (figure 6-11, p. 173) et ces premiers traitements doivent avant tout nous permettre d'observer des tendances.

En revanche, précisons que les temps de traitements évoqués dans ce document sont à relativiser au regard du matériel utilisé dont les caractéristiques sont présentées en Annexe C p. 335. Une station de travail plus récente et performante, ou même un serveur de calcul, pourrait certainement réduire ces temps de traitements.

Évaluer la qualité statistique de la classification

Précédemment, nous évoquions la nécessité de respecter certaines règles de sémiologies graphiques (p. 162). Dans notre cas, puisque nous ne donnons pas une carte à voir ou à lire, mais que nous cherchons un seuil discriminant, nous avons choisi de nous affranchir des contraintes habituelles liées à ces règles d'usage. Nous avons malgré tout besoin d'évaluer la qualité statistique de la classification. Cette notion a été introduite par Jenks (1977) qui propose de calculer l'indice de qualité TAI (*Tabular Accuracy Index*) de Jenks. Cet indice « compare les écarts (en valeur absolue) des valeurs à la moyenne de chaque classe aux écarts de ces mêmes valeurs à la moyenne générale de la série (toujours en valeur absolue) » (Cauvin *et al.*, 1979, p. 65). Retenons surtout que cet indice permet d'évaluer si la méthode de classification maintient l'homogénéité à l'intérieur des classes tout en assurant l'hétérogénéité entre ces mêmes classes, un critère d'une bonne classification.

¹¹⁵ Cet algorithme de découpage d'une variable continue détermine la partition optimale d'une population en un nombre donné de classes d'individus. Fisher (1958) a ainsi démontré que « la partition de plus petite variance intra-classes calculée sur cette unique variable continue respecte l'ordre croissant des valeurs de cette variable ».

L'indice TAI est une valeur comprise entre 0 et 1. Il est donné par la formule suivante :

$$TAI = 1 - \frac{\sum_j \sum_i |m_j - Z_{ij}|}{\sum_i |M - Z_i|}$$

Avec :

m_j : moyenne de la classe j , calculée sur les valeurs observées de la classe (j variant de 1 à k , k étant le nombre de classes),

Z_{ij} : valeurs Z_i de la classe j ,

M : moyenne générale de la série calculée sur toutes les valeurs Z_i , i variant de 1 à N (nombre total d'observations).

Ainsi, pour un traitement donné, c'est-à-dire pour un nombre de classes connu et des bornes fixées par la méthode de discrétisation, un indice TAI proche de 1 signifie que la discrétisation est de bonne qualité. En revanche, une valeur proche de zéro sera le signe d'une discrétisation de moindre qualité, synonyme de classes peu homogènes.

Cet indice peut se calculer à l'aide de la fonction « `jenks.tests()` » accessible depuis le package `ClassInt` du logiciel R¹¹⁶.

Afin de mieux appréhender la réponse de cet indice à nos jeux de données, nous avons, dans un premier temps, appliqué une méthode de discrétisation de Jenks sur les deux dalles de données fictives (distribution des valeurs uniforme et asymétrique) pour ensuite calculer l'indice TAI. Nous faisons alors varier le nombre de classes en entrée (de 2 à 15 classes) sur un échantillon aléatoire de 10 000 valeurs de NDVI variant donc de -1 à 1.

Nous constatons que, quel que soit le type de distribution des données (uniforme ou asymétrique), l'indice TAI augmente avec le nombre de classes (figure 6-5). Ce comportement est similaire pour les indices TAI des trois autres dalles de test (milieux végétalisés, mixte et urbain). Nous aurions pu espérer observer un point d'inflexion dans l'évolution de la valeur de cet indice laissant présumer d'une dégradation de la qualité de la discrétisation au-delà d'un certain seuil. Mais plus le nombre de classes augmente, plus cet indice tend vers 1. Ce comportement ne nous permet donc pas de déterminer précisément quel pourrait être le nombre de classes le plus adapté à choisir dans ce cas de figure.

En l'absence d'autres critères de décision, nous avons choisi de ne prendre en considération que les indices dont la valeur de l'indice TAI est supérieure à 0,90.

¹¹⁶ Documentation du package `ClassInt` (p. 9) (dernière consultation le 25/02/2015)
<http://cran.r-project.org/web/packages/classInt/classInt.pdf>

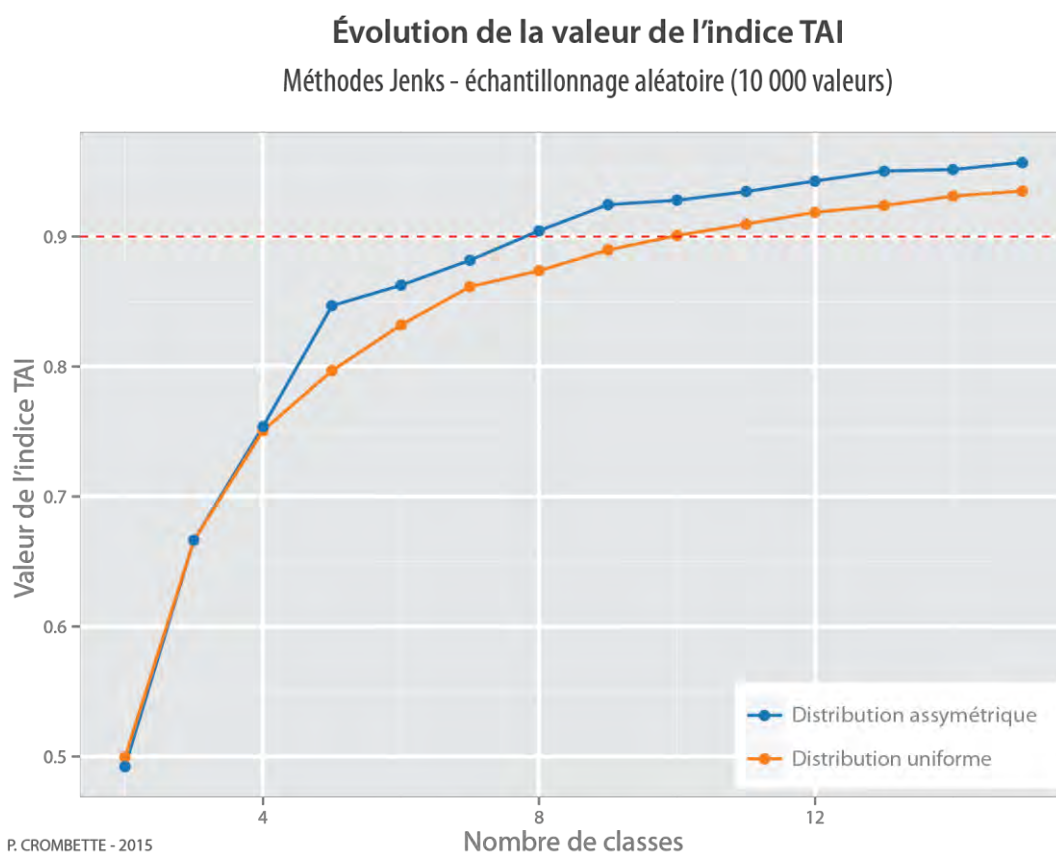


Figure 6-5. Évolution de la valeur de l'indice TAI selon le nombre de classes.

Méthode appliquée pour la discrimination de l'occupation du sol

Nous avons poursuivi notre analyse en étudiant les bornes minimales et maximales ainsi que la distribution des effectifs dans chaque classe ainsi obtenue. Afin de représenter graphiquement ces données, nous avons préalablement calculé le centre des classes. Les résultats des discrétisations des « dalle uniforme » et « dalle asymétrique » sont présentés sur la figure 6-6. Ces résultats nous permettent d'observer certaines tendances.

Le jeu de données de distribution uniforme est caractérisé par une répartition de fréquences égales pour l'ensemble des valeurs du NDVI. Ce type de distribution est plutôt rare et correspond à des phénomènes discrets. Dans ce cas particulier, les auteurs comme Cauvin *et al.* (1979) s'accordent à dire qu'une distribution en classes d'égale amplitude reste la méthode la plus appropriée.

Concernant la distribution asymétrique, un minimum – somme tout assez logique – de 5 classes est nécessaire pour différencier les cinq valeurs à forte fréquence de cette dalle (autrement dit les valeurs -1, -0.5, 0, 0.5 et 1). Au-delà de 8 classes, l'indice TAI franchit la valeur de 0,9 et les courbes des fréquences tendent à suivre un même profil. Globalement, nous constatons que les effectifs des classes présentent alternativement des *minima* et des *maxima* locaux plus ou moins marqués en fonction du type de distribution.

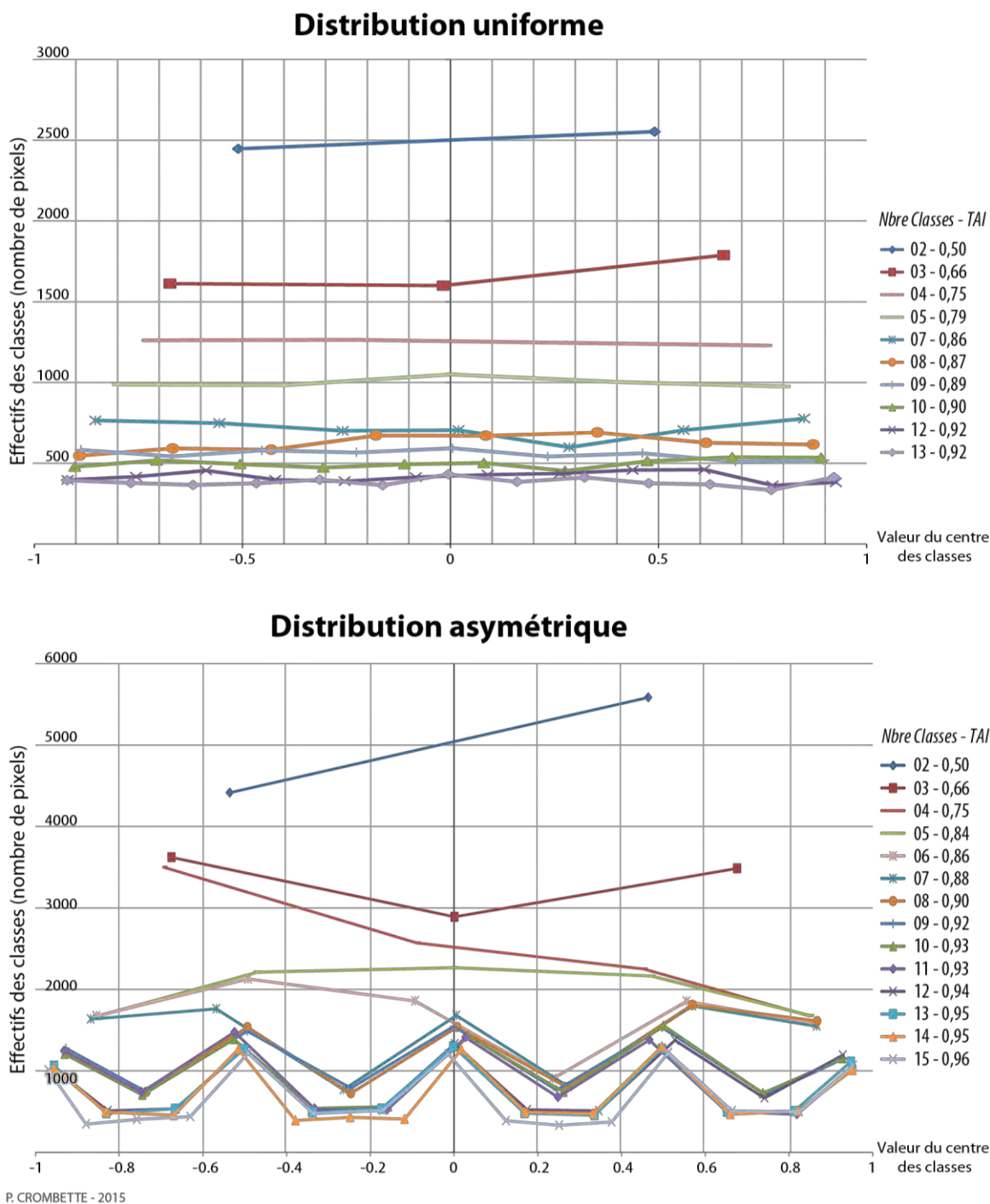


Figure 6-6. Courbes des fréquences pour la discrétisation de NDVI selon la méthode Jenks, d'un échantillonnage aléatoire de données fictives.

En nous repositionnant dans un objectif initial de discrimination végétation/autre OCS, ce type de profil pourrait devenir intéressant. En effet, les formations végétales vont présenter des valeurs de NDVI positives, généralement comprises entre 0,2 et 1 (Carlson et Ripley, 1997). Cette valeur seuil de discrimination végétation/autre OCS peut sensiblement varier en fonction de différents paramètres comme le type de capteur utilisé ou encore la période d'acquisition de l'image. C'est justement cette variabilité qui complexifie la classification d'une image basée sur ce type d'indice simple de végétation et oblige souvent à un travail empirique.

Dans un second temps, nous avons donc observé les effectifs des classes autour de cette valeur seuil en suivant la même démarche de discrétisation sur les trois dalles extraites des scènes Pléiades précédemment présentées (figure 6-1 p. 155). Nous appliquons la méthode de discrétisation de Jenks sur un échantillon aléatoire¹¹⁷ de 10 000 en faisant varier le nombre de classes à chaque itération. Les résultats sont présentés sur la figure 6-7.

Chaque dalle affiche alors un profil de courbe caractéristique bien évidemment liée à sa distribution des fréquences.

Analysons dans un premier temps le cas de la « dalle mixte » qui présente une couverture végétale moyenne (figure 6-7 (a)). En ne considérant que les jeux de données discrétisés dont l'indice TAI est supérieur à 0,9, c'est-à-dire pour des discrétisations d'au moins 10 classes, nous observons un minimum local dans la distribution des valeurs de NDVI dont la valeur moyenne est de 0,35. Cette valeur est obtenue de la façon suivante (tableau 6-1) :

- nous calculons la valeur de l'indice TAI pour chaque itération de 2 à n classes,
- lorsque l'indice TAI dépasse 0,9, nous calculons la moyenne des centres de classe dont l'effectif est le plus faible sur cinq itérations.

Le calcul de cette valeur moyenne sur cinq centres de classe a été choisi arbitrairement.

Tableau 6-1. Données utilisées pour le calcul de la valeur moyenne de NDVI de la dalle mixte

Nombre de classes	Indice TAI	Effectif minimum local	Valeur NDVI - Centre de classe
10	0,903	785	0,377
11	0,911	717	0,386
12	0,912	708	0,328
13	0,926	621	0,351
14	0,926	601	0,337
15	0,927	593	0,326
Valeur moyenne NDVI			0,351

¹¹⁷ Cette notion d'échantillonnage et les différentes méthodes proposées par le logiciel R sont développées p. 179.

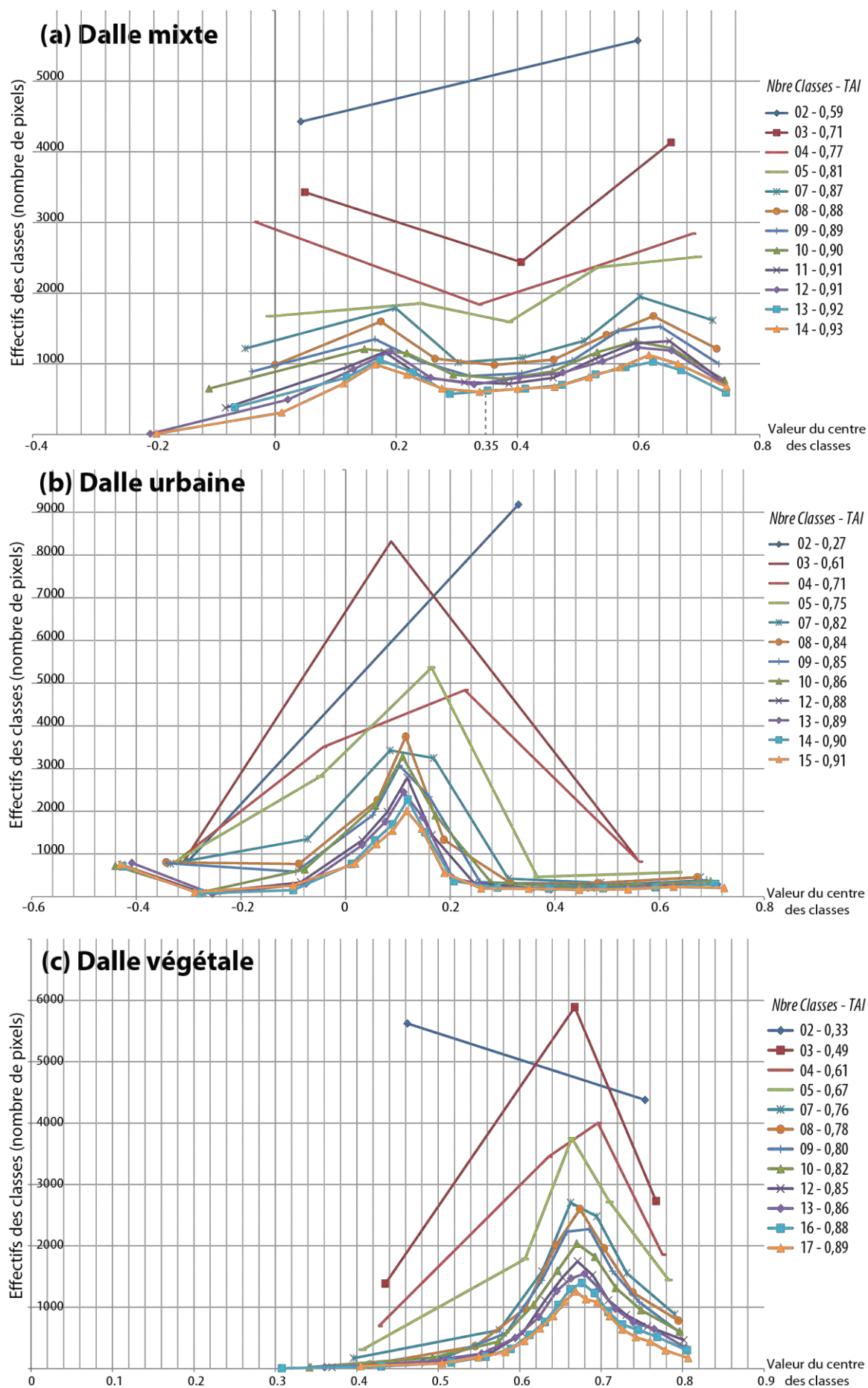


Figure 6-7. Courbes des fréquences de la discrétisation de données NDVI des trois dalles extraites des scènes Pléiades, selon la méthode Jenks et un échantillonnage aléatoire.

Cette valeur moyenne n'est donc pas sans rappeler celle permettant de différencier la végétation à partir d'un indice NDVI que nous avons précédemment fixé autour de 0,2 selon la littérature. Le résultat obtenu après classification de notre dalle en deux classes ($[-1 ; 0,35]$; $0,35 ; 1]$) est illustré sur la figure 6-8. Ce résultat semble visuellement répondre à nos attentes de discrimination des classes « Végétation » et « Autre ».

Classification des dalles à partir des minima locaux

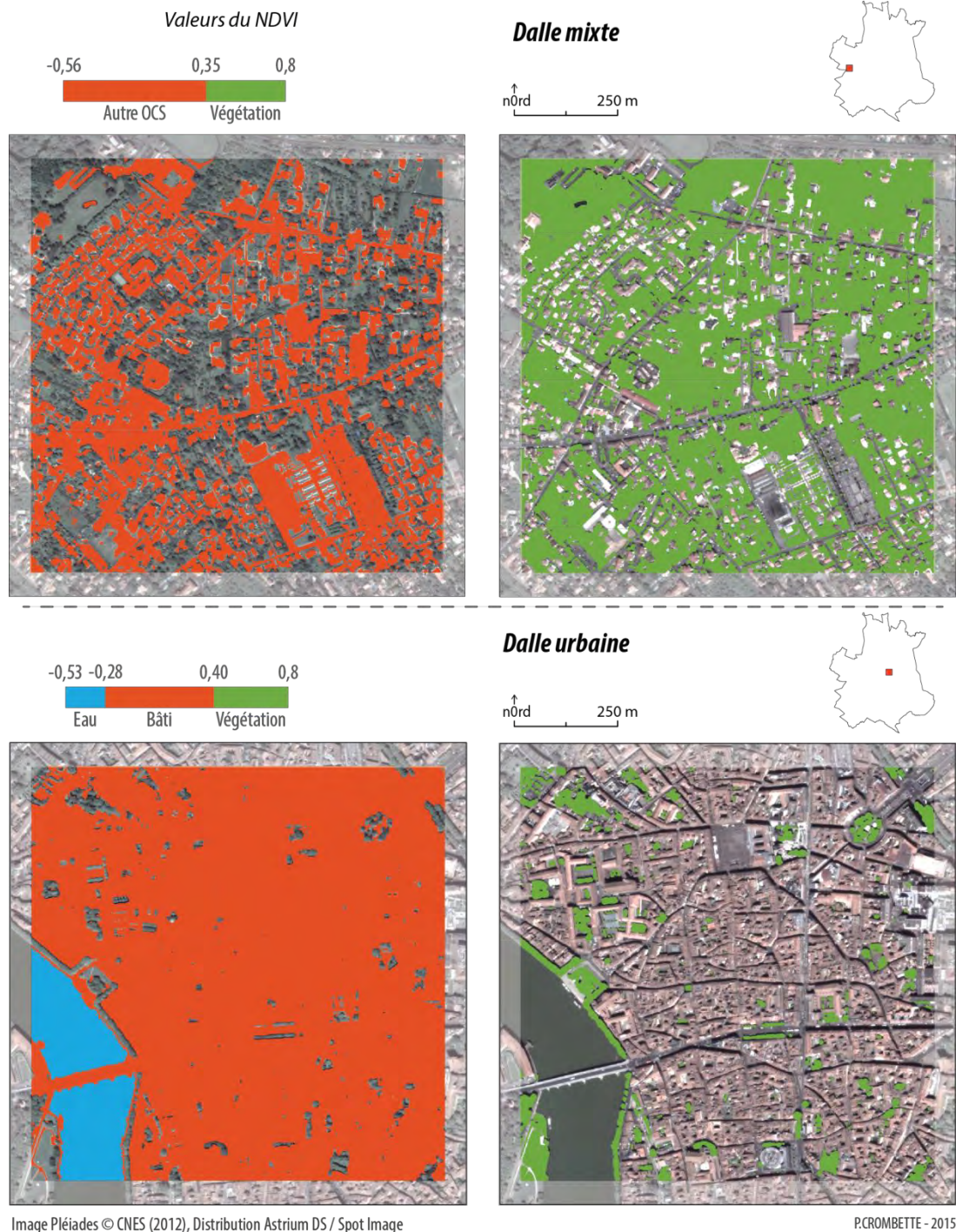


Figure 6-8. Représentation cartographique de la classification de la dalle mixte et de la dalle urbaine à partir des *minima* locaux.

Concernant la « dalle urbaine » caractérisée par une faible couverture végétale (figure 6-7 (b), p. 168), nous observons deux *minima* locaux dans la distribution des valeurs de NDVI. En considérant les discrétisations dont l'indice TAI est supérieur à 0,9, soit à partir de 14 classes, nous calculons les moyennes des cinq centres de classes et trouvons respectivement une valeur moyenne de -0,283 et 0,405. En classifiant cette dalle selon trois classes ($[-1 ; -0,283]$; $]-0,283 ; 0,405]$; $] 0,405 ; 1]$), nous obtenons le résultat illustré par la figure 6-8. Trois classes d'occupation du sol distinctes sont visuellement identifiées (eau, milieu artificialisé et milieu végétalisé).

Enfin, la « dalle végétale » extraite de l'image Pléiades Davantaygue-2012 et presque entièrement végétalisée, présente une distribution asymétrique étirée sur les valeurs positives élevées (figure 6-7 (c), p. 168). À l'inverse des deux précédentes dalles, nous n'observons pas de minimum local. Nous ne pouvons donc pas calculer de valeur moyenne de NDVI comme précédemment.

Le calcul d'un maximum local moyen ne nous permet pas non plus de distinguer différents types d'occupation du sol. Afin d'obtenir un indice TAI supérieur à 0,9, nous avons augmenté le nombre d'itérations initialement fixé à 15 classes de discrétisation. La valeur moyenne de ce maximum local pour les discrétisations de 19 à 23 classes est de 0,67. La discrétisation en deux classes de cette dalle est illustrée sur la figure 6-9. Visuellement, cette valeur moyenne n'apporte pas d'information complémentaire pour la distinction de la végétation.

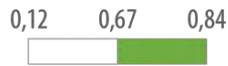
Ainsi, ces premiers résultats nous permettent d'avancer que lorsque le milieu est relativement hétérogène (dalle mixte et urbanisée, mais, somme toute, végétalisée) le calcul d'une valeur moyenne du centre des classes présentant un minimum local permettrait de différencier la végétation du reste de l'occupation du sol. Ce minimum local peut être assimilé à une zone de transition dans laquelle il est difficile d'assigner un pixel à une classe. Nous avons représenté sur la figure 6-10 un exemple de ces classes présentant un minimum local sur la dalle urbaine.

En revanche, lorsque la dalle est très fortement végétalisée, cette méthode de seuillage s'applique difficilement puisque la valeur minimale du NDVI est déjà proche du seuil de discrimination « Autre OCS / Végétation ». En l'occurrence, la plus petite valeur de NDVI de la dalle végétalisée est de 0,12, pour une moyenne de 0,676 et un écart-type de 0,05, signe d'une faible dispersion des données autour de cette moyenne. La courbe de distribution des fréquences ne présente pas de *minima* locaux.

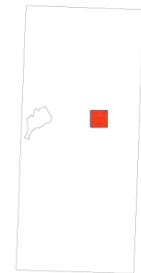
Une connaissance du terrain reste donc indispensable dans la mise en application de cette méthode et ne pourra s'appliquer telle quelle sur des milieux totalement végétalisés.

Classification de la dalle végétale selon le maximum local

Valeurs du NDVI



Localisation de la dalle végétale par rapport à :
 - Emprise image Pléiades 2012
 - Limite communale



Dalle végétale

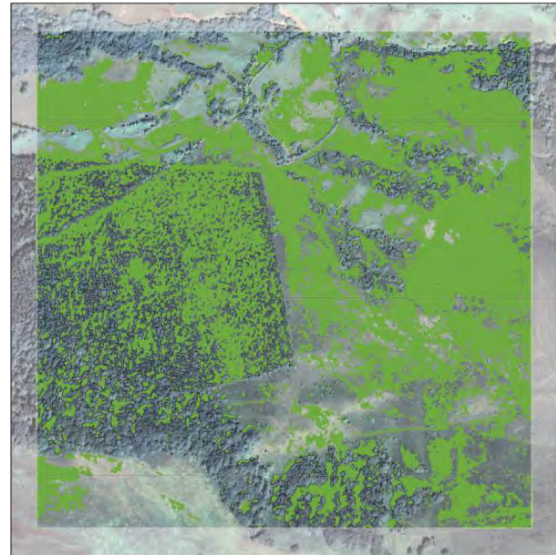
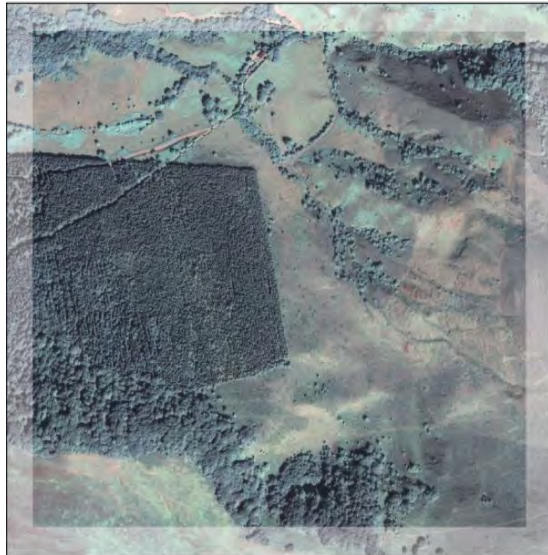


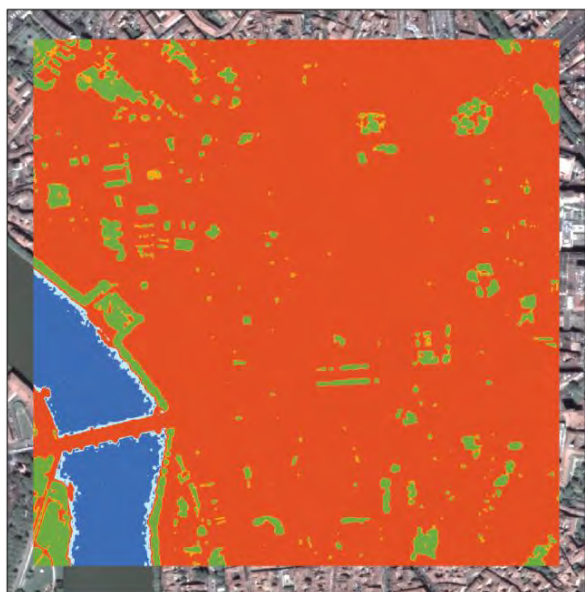
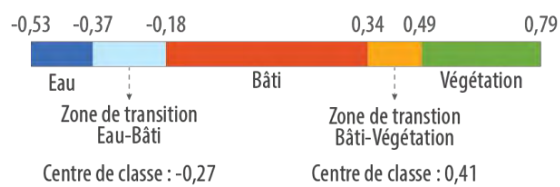
Image Pléiades © CNES (2012), Distribution Astrium DS / Spot Image

P.CROMBETTE - 2015

Figure 6-9. Extrait de la classification de la dalle de végétation selon la valeur moyenne du maximum local.

Représentation des minima locaux sur la dalle mixte

Valeurs du NDVI
 Discretisation Jenks, 10 classes



P. CROMBETTE - 2015

Image Pléiades © CNES (2012), Distribution Astrium DS / Spot Image

Figure 6-10. Illustration des classes à minimum local représentant une zone de transition.

Afin d'appliquer cette méthode à nos jeux de données, nous avons utilisé le logiciel de statistiques R et ses packages « raster » et « classInt ». Le premier permet de traiter, lire et écrire des fichiers image tandis que le second permet de calculer des bornes de classes pour des variables continues. Cette seconde librairie nécessite en entrée une variable numérique (les valeurs NDVI des pixels de notre image), le nombre de classes ainsi que la méthode de classification parmi les dix proposées¹¹⁸.

Nous l'avons déjà constaté précédemment sur les trois extraits de dalles, chacune présente des distributions de valeurs différentes (figure 6-1 p. 155). Rappelons que l'objectif affiché ici est de binariser une zone d'étude à l'aide de valeurs de NDVI pour discriminer la végétation du reste de l'occupation du sol. Afin de traiter l'ensemble de l'image de façon homogène, nous avons donc préalablement mosaïqué les dalles de NDVI. Cette mosaïque ne servira que temporairement au traitement statistique.

En revanche, le nombre de valeurs – autrement dit le nombre de pixels de la mosaïque – à traiter augmente considérablement par rapport à nos extraits de dalles. Par exemple, pour l'image Pléiades Toulouse-2012, la mosaïque fusionnée est une matrice composée de 49 344 lignes et 40 448 colonnes, soit près de deux milliards de valeurs. Précédemment, nous évoquions l'inconvénient majeur de la méthode de discrétisation selon Jenks : son calcul itératif peut accroître notablement les temps de traitement. Avant d'appliquer cette méthode à une scène Pléiades, nous avons donc préalablement réalisé des tests de performance. En effet, une méthode fonctionnelle et transposable à différents types de territoires ne sera opérationnelle et utilisée que si les temps de calcul restent raisonnables. Cet élément de performance sera d'autant plus important à prendre en compte si la méthode doit être appliquée sur de larges zones d'études.

Pour cela, nous calculons le temps de traitement d'une discrétisation d'une dalle de NDVI de 2 000 pixels de côté soit quatre millions de valeurs en faisant varier le nombre d'échantillons de 100 à 500 000 valeurs, selon la méthode de Jenks pour un nombre de classes fixé à 5 et 20¹¹⁹. Nous constatons que ce temps de traitement suit une tendance exponentielle comme illustrée sur la figure 6-11. Pour un échantillon de 2 500 valeurs, les temps de traitement sont déjà d'une minute. Pour traiter deux fois plus de valeurs, soit un échantillon de 5 000 données, il faudra compter entre 4 et 10 min selon le nombre de classes sélectionné. Quant à traiter 50 000 valeurs (soit 1.25 % de la dalle), le temps de traitement estimé est de 6 h 30 à un peu moins de 16 h pour respectivement 5 et 20 classes. Nous n'avons pas poursuivi ce test sur un échantillonnage plus important considérant que ces temps de traitement étaient déjà trop importants.

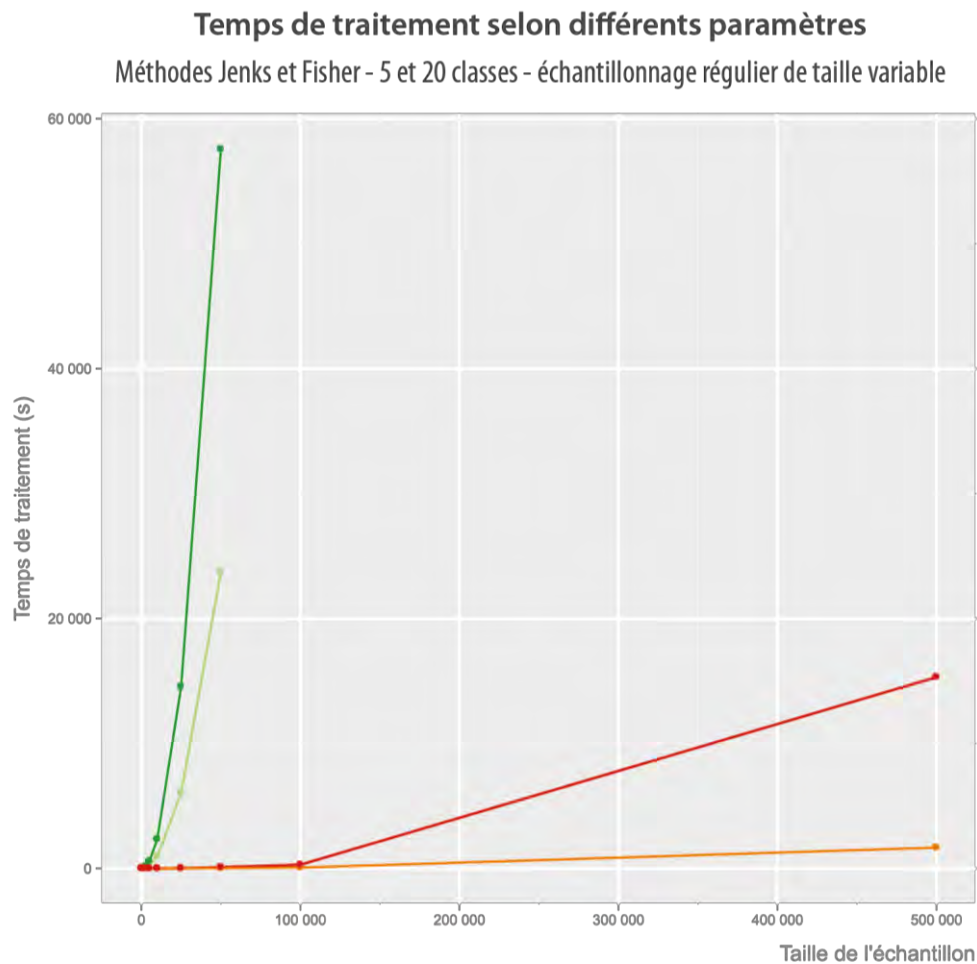
Dans un second temps, nous avons appliqué le même procédé en utilisant une autre méthode de discrétisation similaire à la méthode de Jenks, la méthode de Fisher. Les temps de traitement sont également représentés sur la figure 6-11.

Ainsi, nous constatons que les temps de traitement sont nettement plus rapides avec la méthode de Fisher, de moins d'une seconde à 2,26 secondes maximum jusqu'à 100 000 échantillons, quel que soit le nombre de classes. Pour ensuite discrétiser $1/8^{\text{ème}}$ de la dalle, soit

¹¹⁸ Documentation du package ClassInt (p. 3) (dernière consultation le 25/02/2015) : <http://cran.r-project.org/web/packages/classInt/classInt.pdf>

¹¹⁹ Rappelons que ces résultats sont donnés pour la machine présentée en Annexe C p. 335.

un échantillon de 500 000 valeurs, le temps de traitement s'élève à 27,8 minutes pour 5 classes jusqu'à 4 h 15 min pour 20 classes, soit des temps proches de ceux obtenus avec une méthode de Jenks, mais pour un échantillon de valeurs 20 fois moins important. Sachant que nous procédons par calcul itératif, ce temps de traitement pour une seule boucle selon la méthode de Fisher reste malgré tout assez long. Autrement dit, pour un échantillon de 500 000 valeurs, cette première étape de classification durerait au moins une journée.



		Taille de l'échantillon								
Méthode		100	1000	2500	5 000	10 000	25 000	50 000	100 000	500 000
5 classes	Jenks	0,29 s	9,8 s	61,03 s	3,85 min	16,05 min	1,67 h	6,58 h	NC	NC
	Fisher	0,11 s	0,5 s	0,46 s	0,55 s	1,049 s	4,21 s	15,66 s	1,04 min	27 min
20 classes	Jenks	0,45 s	21,76 s	146,85 s	9,4 min	38,93 min	4,05 h	15,98 h	NC	NC
	Fisher	0,17 s	0,55 s	0,46 s	0,86 s	2,26 s	11,98 s	101,42 s	4,94 min	4,25 h

P. CROMBETTE - 2015

Figure 6-11. Évolution des temps de traitement en fonction des deux algorithmes de classification, Jenks et Fisher, sur différentes tailles d'échantillons (NC : Non calculé).

Dans les deux cas, et afin de pouvoir comparer les résultats, nous avons choisi une méthode d'échantillonnage régulier. Aussi, lorsque nous comparons les effectifs des classes ainsi que les différentes bornes minimales et maximales des classes obtenues après discrétisation, nous constatons de fortes similitudes des résultats entre ces deux méthodes au point d'être identiques ou presque, au millième près, pour une discrétisation à 5 classes (tableau 6-2) ainsi qu'à 20 classes. Pour nos besoins, ce niveau de précision ne nous semble

pas indispensable, nous considérons donc que les bornes des classes sont homogènes entre ces deux méthodes.

Tableau 6-2. Valeurs des bornes obtenues après traitement de la dalle selon la méthode de Jenks et de Fisher pour 5 classes et différentes tailles d'échantillons.

Jenks				Fisher		
	Intervalle	Centre des classes	Effectif	Intervalle	Centre des classes	Effectif
5 000						
1	0,339 - 0,579	0,4590	187	0,339 - 0,579	0,4590	187
2	0,579 - 0,642	0,6105	860	0,579 - 0,642	0,6105	860
3	0,642 - 0,684	0,6630	1684	0,642 - 0,684	0,6630	1684
4	0,684 - 0,732	0,7080	1442	0,684 - 0,733	0,7085	1442
5	0,732 - 0,82	0,7760	727	0,733 - 0,82	0,7765	727
10 000						
1	0,266 - 0,579	0,4225	383	0,266 - 0,579	0,4225	383
2	0,579 - 0,644	0,6115	1862	0,579 - 0,645	0,6120	1862
3	0,644 - 0,687	0,6655	3717	0,644 - 0,687	0,6655	3717
4	0,687 - 0,736	0,7115	2631	0,687 - 0,736	0,7115	2631
5	0,736 - 0,829	0,7825	1407	0,736 - 0,829	0,7825	1407
25 000						
1	0,186 - 0,579	0,3825	909	0,186 - 0,579	0,3825	909
2	0,579 - 0,644	0,6115	4729	0,579 - 0,645	0,6120	4729
3	0,644 - 0,688	0,6660	9297	0,645 - 0,688	0,6665	9297
4	0,688 - 0,737	0,7125	6603	0,688 - 0,737	0,7125	6603
5	0,737 - 0,832	0,7845	3426	0,737 - 0,832	0,7845	3426
50 000						
1	0,258 - 0,579	0,4185	1866	0,258 - 0,579	0,4185	1866
2	0,579 - 0,645	0,6120	9405	0,579 - 0,645	0,6120	9405
3	0,645 - 0,688	0,6665	18 428	0,645 - 0,688	0,6665	18 428
4	0,688 - 0,736	0,7120	13 074	0,688 - 0,736	0,7120	13 074
5	0,736 - 0,833	0,7845	6956	0,736 - 0,833	0,7845	6956

La méthode de Fisher semble donc constituer une bonne alternative à la méthode de Jenks, tant sur les temps de traitement (figure 6-11) que sur les bornes des classes (tableau 6-2). Rappelons également que ces traitements ont été réalisés sur une station de travail sous Windows. Les temps de traitements sont donc à relativiser dans la mesure où l'utilisation d'un serveur de calcul permettrait très certainement d'améliorer les performances en bénéficiant de meilleures ressources et en répartissant la charge de calcul.

Nous choisissons donc de combiner une méthode de discrétisation de Fisher plus rapide que la méthode de Jenks sur un échantillon de données. Deux questions se posent ensuite sur le choix de la méthode d'échantillonnage ainsi que la taille de l'échantillon.

Concernant la méthode d'échantillonnage à appliquer, trois algorithmes sont disponibles dans le package « raster » du logiciel R :

- Un échantillonnage aléatoire sans remise, « sampleRandom », pour lequel tous les éléments de la population ont la même probabilité de faire partie de l'échantillon et ne sont sélectionnés qu'une seule fois. Relativement simple à mettre en place, cette méthode nécessite une connaissance de l'ensemble des données avant échantillonnage et ne fait pas appel à d'autres informations sur la population étudiée, comme le nombre de valeurs identiques, qui pourraient améliorer le plan d'échantillonnage.
- Un échantillonnage systématique, « sampleRegular », pour lequel la sélection de chaque valeur de l'échantillon se fera selon un « pas de sondage »¹²⁰. Cette méthode permet d'obtenir un échantillonnage réparti à intervalle égal. En revanche, cette sélection peut être biaisée en cas de périodicité des données comme cela peut être le cas pour des images satellitaires.
- Un échantillonnage stratifié, « sampleStratified », qui présente l'avantage de tenir compte de la présence proportionnelle de sous-groupes homogènes composant la population. En revanche, cette méthode oblige à convertir les valeurs de la population en valeurs entières. Cette méthode est donc incompatible avec nos données et la nécessité d'arrondir les valeurs de NDVI.

Au vu des avantages et inconvénients de ces trois méthodes, nous avons donc opté pour un échantillonnage aléatoire afin d'éviter le possible biais de périodicité qui pourrait s'observer sur une image satellite comme des linéaires d'infrastructures de transports.

Concernant la taille d'échantillon à discrétiser, nous constatons d'après les résultats du tableau 6-2 qu'en changeant ce paramètre les valeurs des bornes ainsi que les centres des classes, arrondies au centième près sont sensiblement identiques, excepté pour la première et la dernière borne qui s'adapte aux données du tirage de l'échantillon. L'augmentation du nombre d'échantillons n'influence donc pas considérablement les valeurs des bornes des classes.

Finalement, nous choisissons de discrétiser nos images en utilisant l'algorithme de Fisher selon un échantillonnage aléatoire de 100 000 pixels en faisant varier le nombre de classes.

En résumé, la première étape de notre méthode de discrétisation de la végétation se base donc sur la méthode de Fisher sur un échantillon de valeurs NDVI d'une mosaïque Pléiades. L'algorithme que nous avons appliqué pour identifier le seuil de différenciation « végétation/autre OCS » est récapitulé dans la figure 6-12. Nous utilisons ensuite l'application « *Bandmath* » de l'OTB pour classer notre image en fonction de ce seuil. Ainsi, les pixels dont la valeur de NDVI est supérieure à ce seuil sont classés en végétation (1), les autres en milieux non végétalisés (0). Le résultat est une image binaire.

¹²⁰ Le pas de sondage (r) a pour valeur la taille de la population (N) rapportée au nombre choisi de l'échantillon (n). Par exemple, $r=10$ pour une population (N) de 1000 individus et un plan d'échantillonnage à 100 individus (n). Dans notre contexte, il faudrait alors sélectionner une valeur tous les 10 pixels de l'image pour obtenir 100 valeurs que nous classerons ensuite par discrétisation.

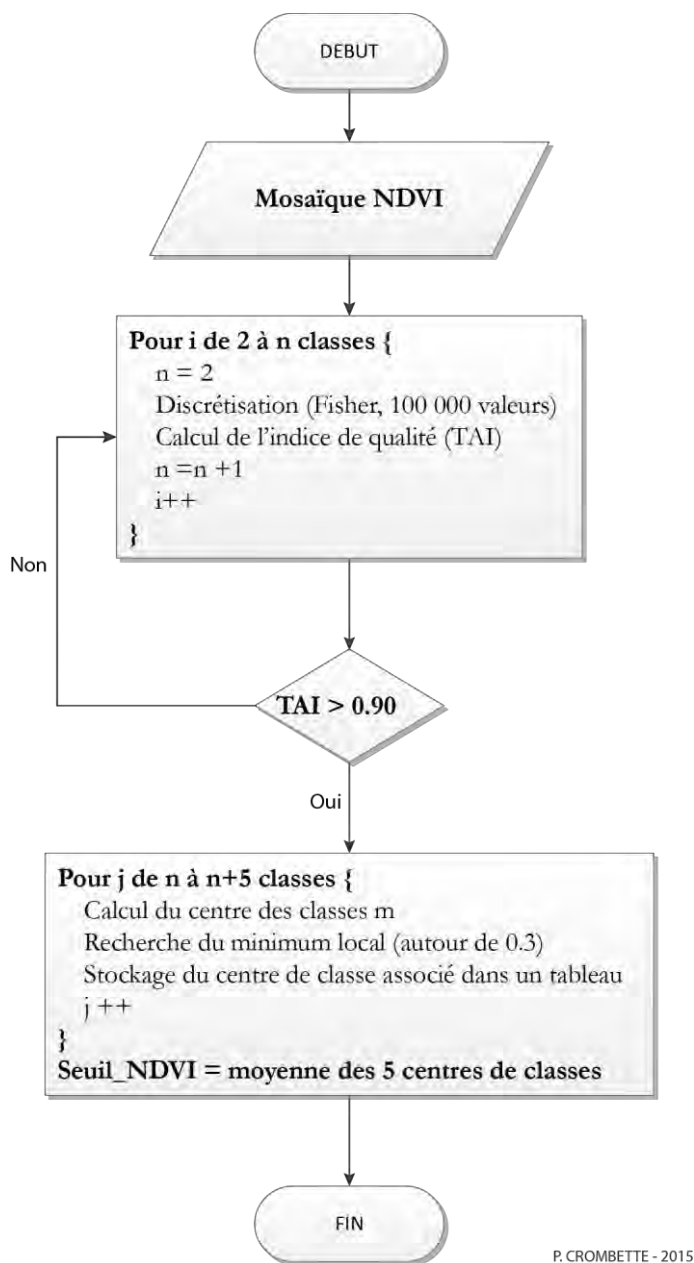


Figure 6-12. Algorithme de la classification d’image en deux postes d’occupation du sol (végétation / autre OCS).

6.1.2.3. Mise en application sur l’image Pléiades Toulouse-2012

Nous avons appliqué cette première étape sur le territoire d’étude toulousain. La valeur seuil moyenne de discrétisation de la végétation obtenue est de 0,3693. La figure 6-13 illustre le résultat de la classification du NDVI à partir de cette valeur, et ce pour les trois secteurs présentés au cours du chapitre 5 (figure 5-5 p. 145).

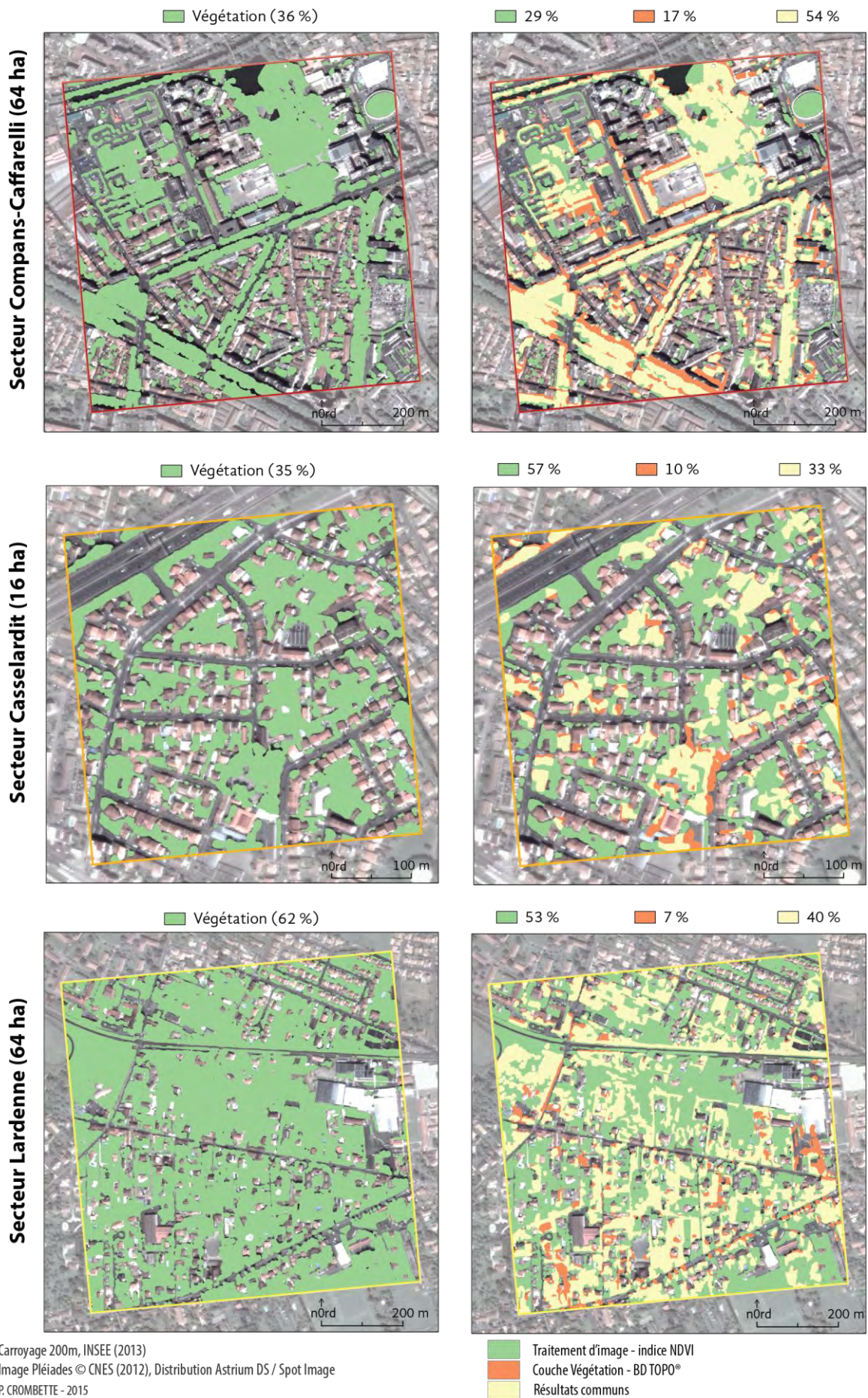


Figure 6-13. Cartographie des surfaces végétalisées identifiées par traitement d'image Pléiades et comparaison avec la couche végétation de la BD TOPO® sur les trois secteurs de Toulouse.

Même si les dates de mise à jour de la BD TOPO® ne sont pas équivalentes à la date d'acquisition de l'image Pléiades¹²¹, la superposition de la couche végétation confirme les apports de cette méthode dans l'identification de la végétation urbaine, notamment sur les espaces privés ou encore sur certaines toitures végétalisées comme sur le secteur Compans-Caffarelli (figure 6-13).

Cet apport est avéré sur la zone périphérique peu dense du secteur Lardenne. Le traitement d'image et la BD TOPO® ont 17 ha de superficie végétalisée en commun. En revanche, le traitement d'image permet d'identifier près de 23 ha de végétation supplémentaire, soit 36 % de la zone d'étude (tableau 6-3). Et en y regardant de plus près, les 3 ha de végétation de la BD TOPO® ne correspondent pas en totalité à de la végétation. Ces erreurs de classification (ombres, bâtis) avaient déjà été évoquées au cours du paragraphe 5.2.2 (p. 148).

Tableau 6-3. Comparaison des superficies végétalisées (en ha) identifiées à partir de la BD TOPO® et par traitement d'image Pléiades.

	BD TOPO®	NDVI	Apport du traitement d'image (NDVI)	Apport de la BD TOPO®	Résultats communs
Compans-Caffarelli (64 ha)	19,8	23	8,20	4,7	15
Casselardit (16 ha)	2,7	5,6	3,61	0,6	2
Lardenne (64 ha)	20	40	23	3	17,1

6.1.3. Étape 2 : Distinction des formations ligneuses et herbacées

Comme mentionné précédemment (p. 135), la discrimination des différentes formes de végétation (ligneuse, buissonnante ou herbacée) revêt un intérêt dans l'étude de la biodiversité (Freeman et Buck, 2003; Mathieu *et al.*, 2007). Ces différences pourraient intervenir ensuite dans l'identification et l'évaluation des connectivités écologiques potentielles. La deuxième étape de notre méthode cherche donc à essayer de distinguer les différentes formes de végétation (haute et basse).

Les zones de végétation rases pourront ainsi correspondre aux zones enherbées de parcs, de jardins ou de zones récréatives comme les terrains de sports (football, golf...), des friches ou des cultures agricoles. Les espaces de végétation haute seront assimilés aux espaces arborés ou buissonnants des parcs et jardins ou aux ripisylves le long des cours d'eau.

6.1.3.1. L'analyse de texture

Cette phase d'identification s'avère plus complexe. Afin de préserver une simplicité de traitement, nous avons fait le choix de ne pas avoir recours à des images hyperspectrales pouvant aider à la distinction des espèces variétales, ou à des données d'altitudes précises comme les MNE ou les données LiDAR intégrant des paramètres de hauteur en vue de

¹²¹ Rappelons que nous avons justement choisi ces trois zones d'étude en raison du peu d'évolution des modes d'occupation des sols observée entre 2006 (date de mise à jour de la couche végétation de la BD TOPO® en Haute-Garonne au moment des traitements) et 2012 (date d'acquisition de l'image Pléiades).

distinguer les arbres des espaces buissonnants ou enherbés. Quelques une des ces recherches ont d'ailleurs été évoquées p. 135. En outre, les indices de végétation tels que le NDVI permettent d'identifier les pixels d'image correspondant à des surfaces végétales, mais une analyse radiométrique ne suffit pas toujours pour discriminer les végétations entre elles. Fort de ces constatations, et afin de distinguer *à minima* les espaces ligneux des zones herbacées, nous avons entrepris d'affiner la classification en utilisant des informations de texture. Celles-ci peuvent être décrites comme étant un degré d'homogénéité, ou d'hétérogénéité, et de cohérence au sein d'une image. Le recours à des images Très Haute Résolution Spatiale fortement texturées constitue ainsi un atout. En effet, certains éléments qui étaient vus jusqu'alors par les satellites d'observation à basse résolution comme des zones homogènes (champs, bâtiments, forêts...) apparaissent désormais avec suffisamment de détails pour que des textures non homogènes soient visibles. Nous supposons ainsi qu'il est au moins possible de différencier de cette façon les surfaces enherbées (homogènes) des surfaces arborées (hétérogènes).

L'analyse texturale, domaine de recherche apparu dans les années 1970, reste relativement complexe à définir. Le concept de texture est lié à la distribution spatiale des niveaux de gris d'une image. Facilement identifiable par le biais du toucher ou de la vision humaine – nous pouvons distinguer des surfaces lisses ou rugueuses, ou de couleurs uniformes ou non – ce concept est moins aisé à analyser numériquement. Cette difficulté se traduit par un grand nombre de définitions, souvent élaborées en fonction d'un domaine d'application particulier. La liste suivante, non exhaustive, regroupe quelques caractéristiques souvent utilisées : uniformité, rugosité, régularité, densité, finesse, phase, linéarité... Sklansky (1978) propose quant à lui de définir la texture de la façon suivante : « *A region in an image has a constant texture if a set of local statistics or other local properties of the picture function are constant, slowly varying, or approximately periodic* ». Autrement dit, cet auteur la caractérise comme un critère d'homogénéité basé sur un ensemble de statistiques locales qui doivent être constantes, faiblement variables voir approximativement périodiques. La texture peut alors être utilisée dans la production d'une classification d'image où chaque région uniformément texturée est identifiée par son appartenance à une même classe.

Au regard de notre problématique, les différences de textures vont donc se traduire par des couverts végétaux différents. Plus la taille des pixels diminue pour atteindre une dimension équivalente à des arbres individuels ou des arbustes, plus l'hétérogénéité de la structure de la végétation augmente la variance locale. L'utilisation de filtre et d'indices de texture mesurant cette hétérogénéité spectrale pourrait alors contribuer à la distinction entre les arbres ou arbustes et les zones herbacées (Mathieu *et al.*, 2007). La figure 6-14 illustre cette diversité de textures et présente des échantillons de différents types de couverts végétaux, d'un espace densément arboré (en haut à gauche) à un espace totalement enherbé (en bas à droite).

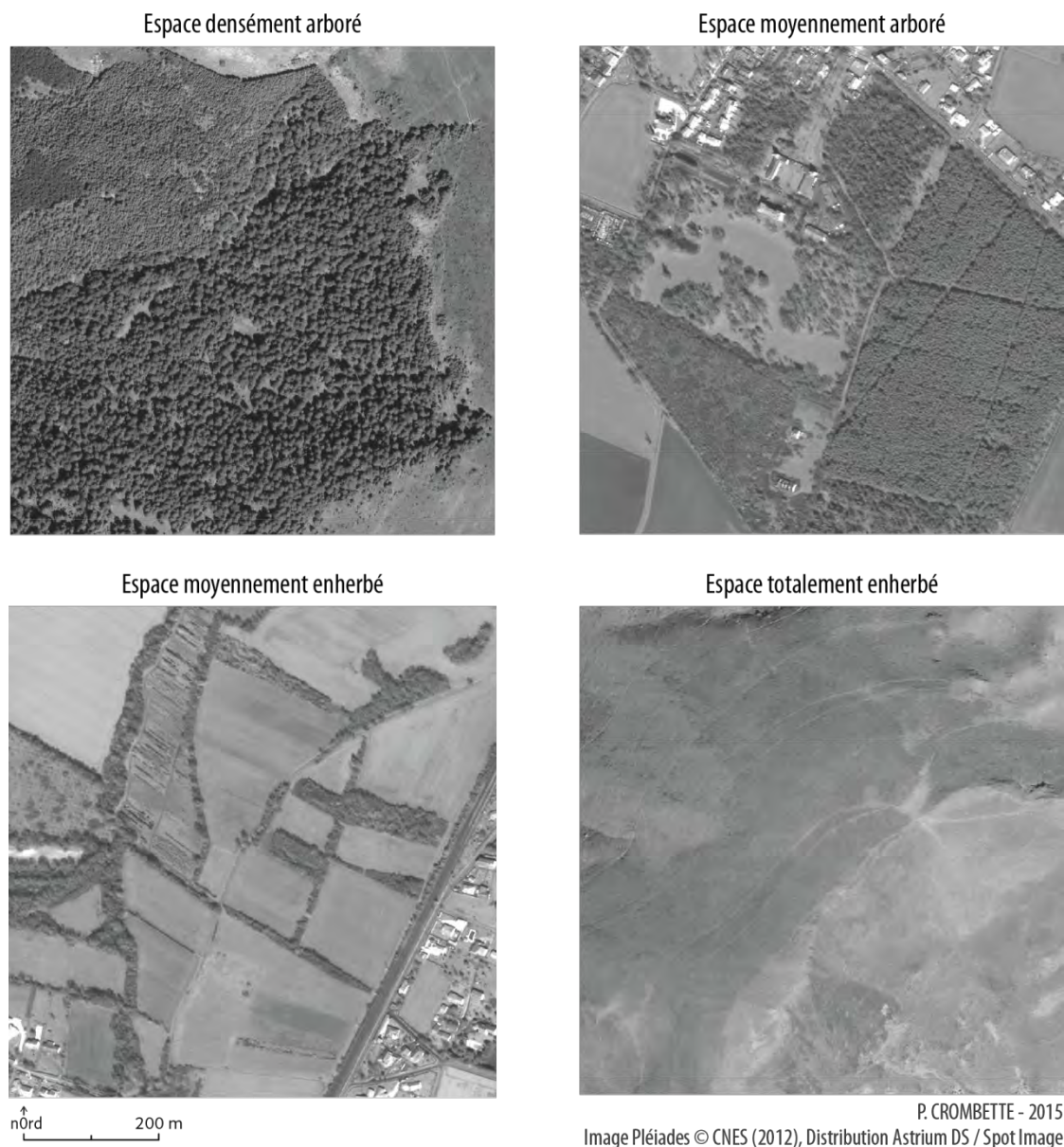


Figure 6-14. Extraits d'images panchromatiques Pléiades illustrant la diversité des types de couverts végétaux.

6.1.3.2. Méthode de discrimination de la végétation par seuillage de la texture

Plusieurs méthodes d'identifications texturales existent. Elles peuvent se baser sur des attributs géométriques, sur la modélisation spatiale des textures ou encore sur des attributs statistiques. Nous avons choisi d'utiliser cette dernière méthode, depuis longtemps éprouvée et régulièrement utilisée dans le domaine du traitement d'image. La méthode propose d'exploiter les variations de statistiques locales de l'image panchromatique et repose sur la différence de rugosité entre une surface enherbée (plutôt uniforme) et un arbre (plutôt rugueux). Nous proposons de mesurer la variabilité de la réflectance des pixels et donc la texture par le calcul d'une variance locale. La figure 6-15 suivante illustre ces différentes étapes.

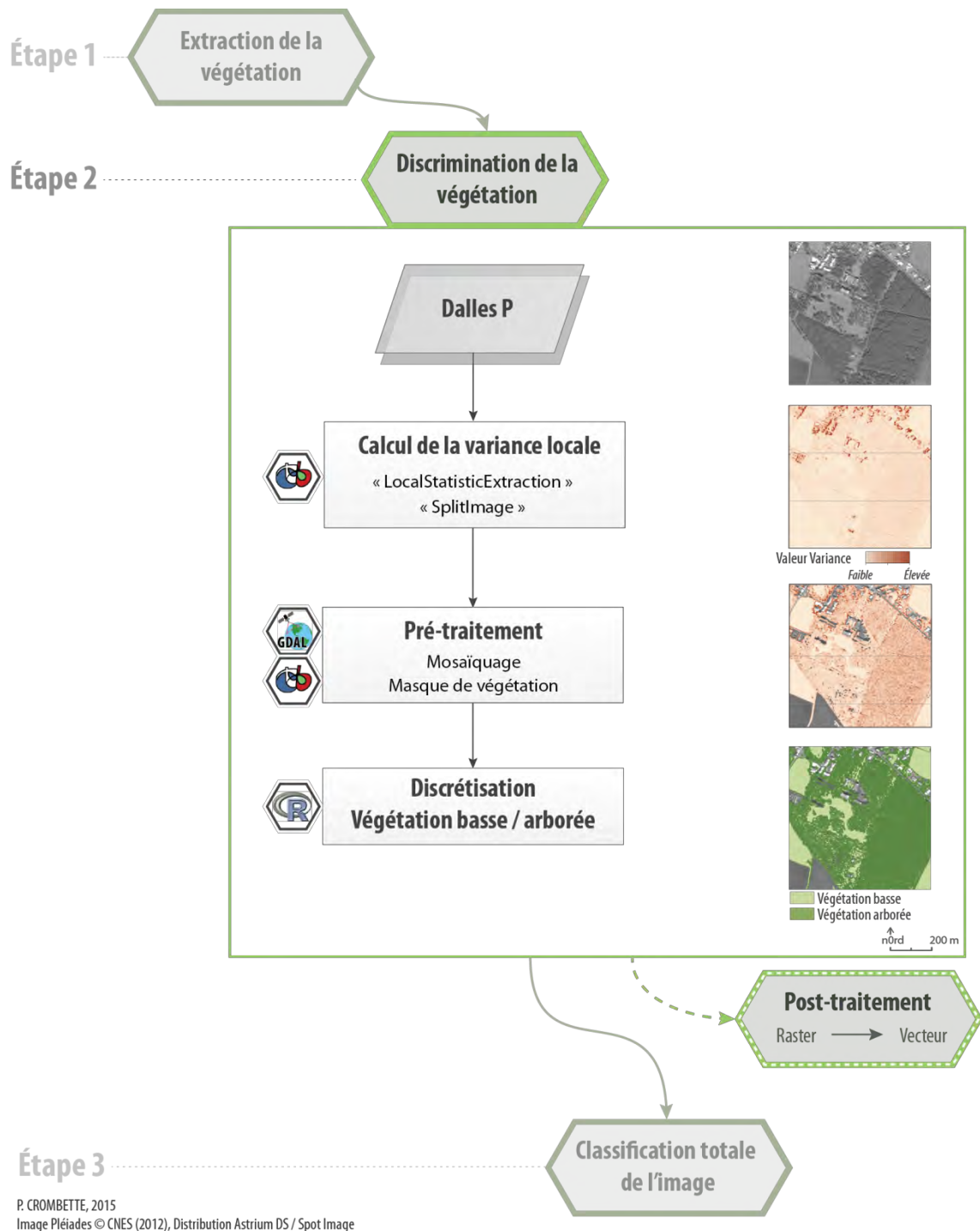


Figure 6-15. Schématisation des trois phases de la discrimination de la végétation (étape 2).

Dans un premier temps, la variance locale est calculée sur l'ensemble des dalles panchromatiques à l'aide de l'OTB-Application « *LocalStatisticExtraction* ». Cet algorithme calcule quatre statistiques locales (moyenne, variance, coefficient de dissymétrie (Skewness) et coefficient d'aplatissement de Pearson (Kurtosis)) pour chaque pixel du canal sélectionné en entrée (bande 1 par défaut) et selon une fenêtre de voisinage de taille variable (3 pixels par défaut). La taille de la fenêtre de voisinage a été déterminée de façon empirique. Plus la fenêtre est large, plus les effets de bordure sont importants, lissant la donnée et dégradant de fait la qualité de la classification comme l'illustrent les extraits sur la figure 6-16.



Figure 6-16. Influence de la taille de la fenêtre de voisinage sur le calcul de la variance locale et l'extraction de la végétation.

Aussi, nous avons donc choisi de garder une fenêtre de 3 pixels par défaut. Cet algorithme renvoie une image à quatre bandes, chacune étant le résultat d'une des quatre statistiques

locales. L'algorithme « *SplitImage* » permet ensuite de n'extraire que la deuxième bande d'intérêt pour notre étude, celle de la variance.

Dans un second temps et afin que l'analyse statistique soit homogène sur la zone d'étude, nous réalisons une mosaïque des dalles de variance locale sur laquelle nous appliquons un masque de végétation¹²² de façon à ne traiter que cette occupation du sol. Nous utilisons la fonction « *Bandmath* » de l'OTB en multipliant la mosaïque de végétation binaire (végétation (1) /autre OCS (0)) à la mosaïque de variance locale. Le résultat est une image de variance calculée sur la bande panchromatique correspondant aux zones de végétation identifiées précédemment, lors de la première étape. Les zones non végétalisées ont donc une valeur à zéro assimilée dans le code à une absence de phénomène.

Enfin, nous discrétisons cette image de variance afin de distinguer la végétation haute de la végétation basse en appliquant une procédure similaire à celle utilisée lors de l'extraction de la végétation. Nous cherchons à seuiller statistiquement cette image à l'aide d'une méthode de discrétisation de Fisher sur un échantillon aléatoire de 100 000 valeurs et selon un nombre variable de classes. En étudiant les résultats, nous constatons que le profil des courbes est totalement différent de celui obtenu en discrétisant les valeurs de NDVI. Les effectifs des classes suivent une courbe décroissante à tendance exponentielle (figure 6-17). Nous ne pouvons donc pas appliquer à l'identique l'algorithme précédent pour déterminer le seuil de discrétisation. En revanche, nous continuons de nous appuyer sur l'indice TAI et les effectifs des classes.

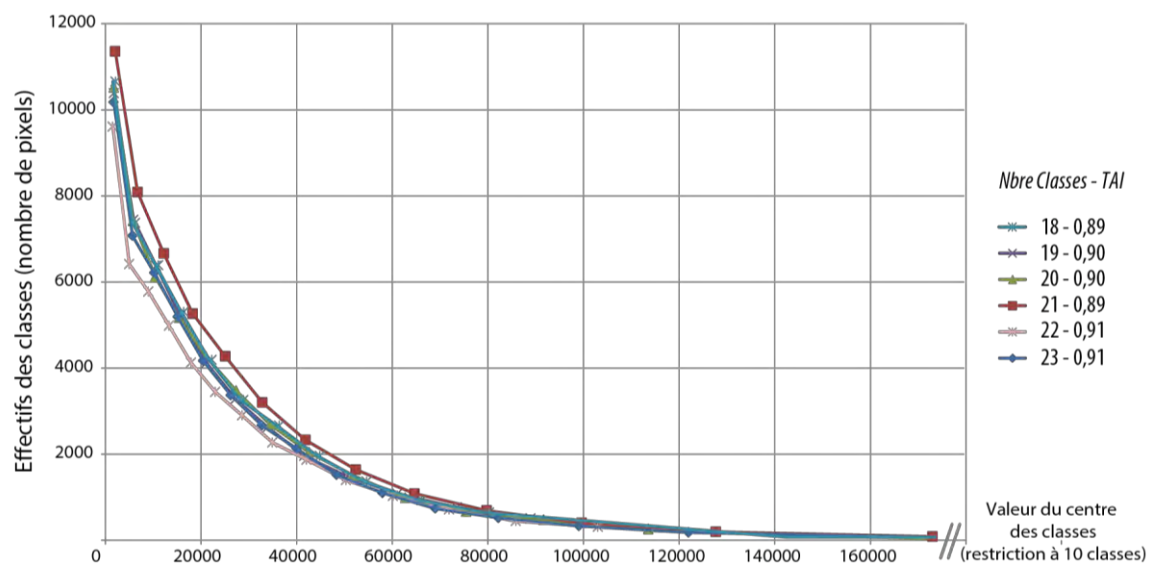


Figure 6-17. Courbes des fréquences pour la discrétisation de la variance locale (Toulouse-2012).

Nous choisissons de moyenner les cinq centres de classes de la première classe, et non plus celui d'un minimum local, lorsque l'indice de qualité TAI est supérieur à 0,90. Le seuil de discrétisation « végétation basse/végétation arborée » est alors calculé selon l'algorithme présenté sur la figure 6-18.

¹²² En traitement d'images, un masque sert à limiter géographiquement une zone d'étude afin de réduire les temps de traitement au territoire considéré comme une commune. Il peut également servir à restreindre thématiquement des portions d'image. De cette façon, l'exclusion ou la sélection d'un canal ou d'un pseudo-canal donné facilite et oriente les traitements suivants.

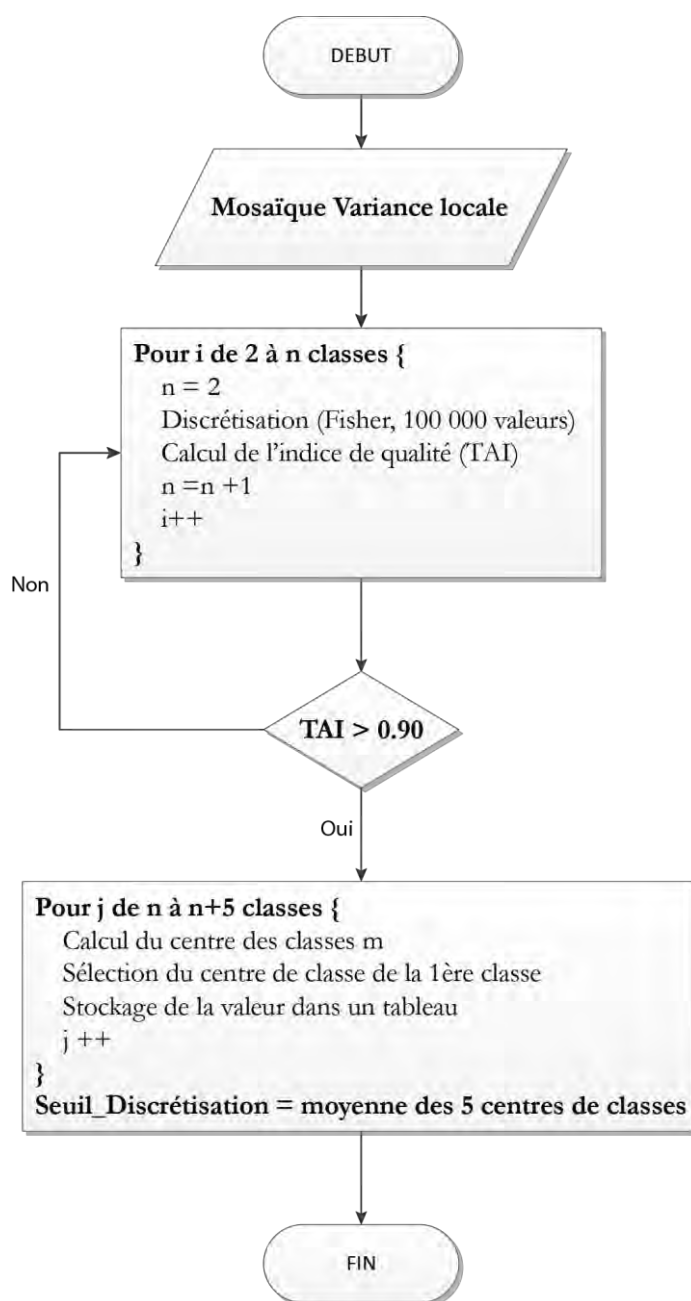


Figure 6-18. Algorithme de la classification d'image en deux postes d'occupation du sol (végétation basse/végétation arborée).

Nous seuillons ensuite la mosaïque de variance locale avec la valeur moyenne précédemment obtenue à l'aide de l'OTB-Application « *Bandmath* ». Les pixels dont la valeur est inférieure à ce seuil sont classés en végétation rase (classe 1), les autres en végétation arborée (classe 2). Le résultat de cette seconde étape est alors une image binaire que nous multiplions au résultat obtenu lors de la première étape.

Le résultat final est une image classée selon trois postes d'occupation du sol : végétation basse (classe 1), végétation haute (classe 2) et autre occupation du sol (classe 0) tel qu'illustré dans le tableau 6-4.

Page laissée volontairement blanche

Figure 6-19. Cartographie des espaces herbacés et arborés, image Pléiades Toulouse-2012

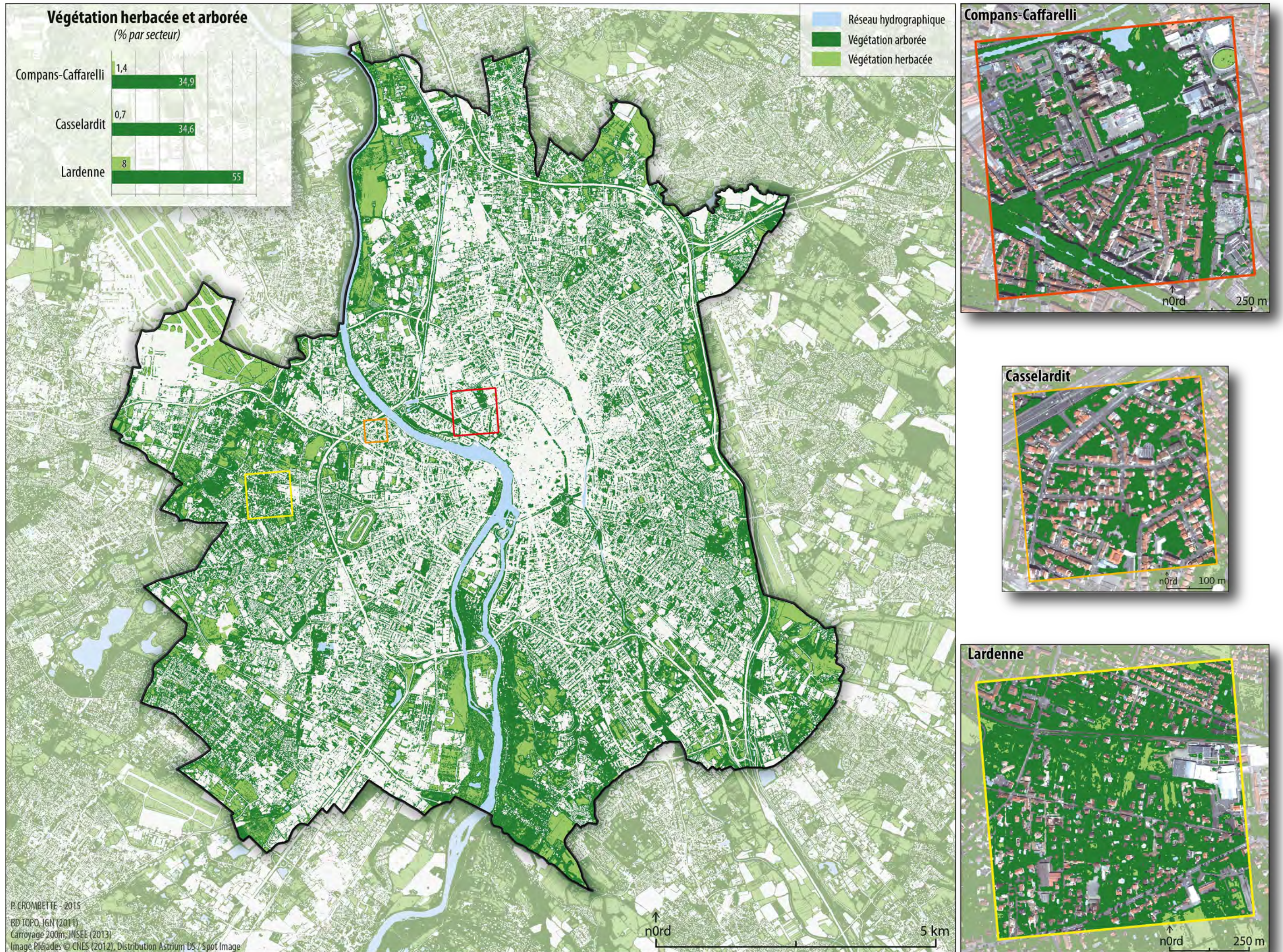


Tableau 6-4. Résultat du croisement entre les deux images obtenues lors des étapes 1 et 2 du traitement d'image Pléiades.

		Étape 1 – Extraction de la végétation	
		0 (Autre OCS)	1 (Végétation)
Étape 2 Identification de la végétation	1 (Autre OCS et Végétation herbacée)	0 – Autre OCS	1 – Végétation herbacée
	2 (Végétation arborée)	0 – Autre OCS	2 – Végétation arborée

6.1.3.3. Mise en application sur l'image Pléiades Toulouse-2012

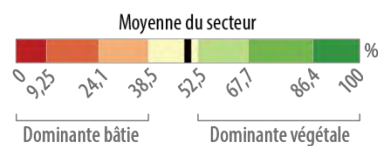
Après avoir testé cette méthode sur quelques échantillons, nous l'avons appliquée à l'emprise de la commune toulousaine. Des extraits des résultats de cette classification en trois postes (végétation rase, végétation arborée et autres OCS) sur les trois secteurs toulousains sont présentés sur la figure 6-19 (ci-contre).

En étudiant les résultats obtenus sur la commune de Toulouse, plusieurs entités spatiales se dégagent selon la morphologie urbaine et la densité de « vert » (figure 6-20).

Nous trouvons les espaces de centre-ville tel que le secteur de Compans-Caffarelli, dont les parcelles sont marquées par une forte densité de bâti, généralement dominées par de l'habitat collectif ancien et haut. Cette morphologie laisse peu de place au couvert végétal (une moyenne de 23,7 % de surface de végétation par parcelle) essentiellement constitué de végétation ligneuse avec des alignements d'arbres, des espaces verts publics ou des jardins privés bien souvent invisibles depuis l'espace public, car isolés au cœur de la matrice urbaine dans les arrière-cours (figure 6-21, clichés 1 et 2). Les surfaces végétalisées cumulées peuvent être importantes, mais ces espaces restent malgré tout trop morcelés pour constituer des réservoirs sources principaux pour les espèces. Ces éléments de réflexions seront développés au cours du septième chapitre.

Les espaces suburbains sont quant à eux marqués par des densités de bâti moyennes, dominés par des habitats collectifs ou pavillonnaires. La densité de végétation s'accroît (une moyenne de 37,8 % de surface de végétation par parcelle) et se caractérise par des espaces publics, des alignements d'arbres, des friches, des cimetières et des jardins privés de taille variable, mais souvent plus grands que ceux en centre-ville (figure 6-20). En revanche, les jardins privés restent assez pauvres en biodiversité remarquable, d'une part à cause de la fragmentation et de l'isolement par la présence de grillages ou de murs infranchissables, et d'autre part en raison de la gestion de ces espaces souvent entretenus intensivement (tontes fréquentes, herbicides, insecticides...) (figure 6-21, clichés 3 et 4).

Enfin, la densité de végétation s'accroît sur les espaces périphériques avec une moyenne de 61,5 % de surface de végétation par parcelle (figure 6-20). Le bâti est moins dense et moins haut. Le maillage d'espace végétalisé se caractérise par des espaces publics et des jardins privés plus grands (figure 6-21, clichés 5 et 6).



Part de végétalisation des parcelles (%)

Végétation haute et basse confondue

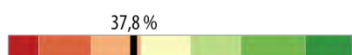
Secteur Compans-Caffarelli (64 ha)

Superficie parcellaire moyenne : 920 m²



Secteur Casselardit (16 ha)

Superficie parcellaire moyenne : 465 m²



Secteur Lardenne (64 ha)

Superficie parcellaire moyenne : 2 280 m²

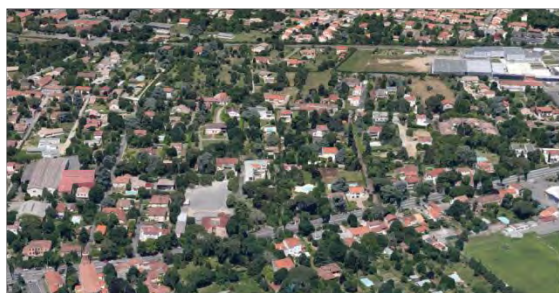
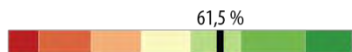


Image ©2015 Google
BD Parcellaire®, IGN (2013)
Carroyage 200m, INSEE (2013)

P. CROMBETTE - 2015
Méthode de discrétisation : Jenks

Figure 6-20. Part de végétalisation parcellaire (%) sur les trois secteurs toulousains.

Prises de vues sur les trois secteurs



Alignement d'arbres, boulevard Armand Duportal,
et jardin privatif, rue Ville d'Avray



Square et habitat pavillonnaire, rue Ledru Rollin



Habitat pavillonnaire impasse Salinié et chemin Teygnier



P. CROMBETTE - 2015

Figure 6-21. Photographies réalisées sur les trois secteurs d'étude. Les numéros renvoient à la localisation de la prise de vue sur les cartes ci-contre.

Sur les deux premiers types d'espaces, la matrice urbaine est généralement la moins perméable, autrement dit elle est peu favorable au déplacement des espèces, en raison de clôtures bien souvent infranchissables, de pollution chimique ou lumineuse... En revanche, les secteurs périphériques sont d'ordinaire plus aptes à favoriser les déplacements d'espèces, car constitués de jardins résidentiels arborés, des abords de cours d'eau encore assez perméables ou des bosquets intra-urbains. L'entretien des espaces verts, publics ou privés, tel que la gestion différenciée¹²³, influence aussi la présence et le déplacement de la biodiversité. Nous pouvons par exemple citer la mise en place de fauchage tardif sur Toulouse à proximité du jardin du Barry (figure 6-22).

Cette gestion raisonnée de l'espace consiste à laisser des espaces enherbés et ajuster les interventions d'entretien en fonction de la croissance des végétaux.

L'objectif affiché est de préserver au mieux la biodiversité durant certaines phases des cycles biologiques. Le programme de suivi des plantes communes mené par le MNHN en région parisienne, Vigie-flore¹²⁴, a ainsi montré que « *les parcs, jardinés dans la plupart des cas, sont moins propices au développement de la flore sauvage que les friches, espaces délaissés et sans activités* », jouant un rôle d'espaces refuges (Natureparif, 2011).



Figure 6-22. Panneau d'information sur le fauchage tardif réalisé dans le jardin du Barry.

6.1.4. Post-traitement et vectorisation des résultats

Le résultat de la classification est une image qui va ensuite nous servir de donnée de base pour d'autres traitements tels que l'identification des connectivités potentielles. Il ne nous est pas nécessaire de vectoriser ce résultat pour la suite de nos traitements. En revanche, comparée à une donnée vectorielle, le format raster est souvent associé à une donnée plus complexe à manipuler. Au sein des collectivités, les utilisateurs sont encore peu habitués à

¹²³ La gestion différenciée est une stratégie, avant tout politique, d'entretien des espaces verts publics. Elle s'inscrit dans une démarche de développement durable et repose sur la volonté des services d'entretien à gérer différemment les espaces verts en fonction de leur surface et de leur typologie. Aussi, la commune de Toulouse a par exemple mis en place un cahier de l'espace public regroupant les différentes modalités des gestions à appliquer en fonction des espaces verts (Service des jardins et espaces verts, 2008).

¹²⁴ Cet inventaire participatif fait partie d'un programme mené par le MNHN. Nous le développons un peu plus longuement p. 262.

utiliser les données images et n'ont pas toujours les compétences, les logiciels ou les méthodes nécessaires. Ils évoquent aussi le besoin de manipuler des polygones correspondant mieux à une réalité physique, le raster offrant un rendu pixellisé. C'est pourquoi nous présentons également les étapes de post-traitement et de vectorisation des résultats qui pourront ensuite être exploités dans d'autres études. Cette section décrit des techniques ainsi que les difficultés qui peuvent en découler.

6.1.4.1. Le post-traitement

Les résultats de classification, notamment lorsqu'il s'agit d'un traitement par pixel, contiennent naturellement des erreurs, à savoir des pixels isolés et mal classés, souvent à la frontière entre deux classes. Ces erreurs constituent un bruit au sein des images, autrement appelé effet « poivre et sel ». D'autre part, les zones d'extension trop petite ne sont pas toujours pertinentes en fonction de l'échelle d'analyse. Un post-traitement, pour lequel différentes techniques existent pour réduire, voire supprimer, ce bruit en améliorant la qualité du résultat final, peut s'appliquer avant l'étape de vectorisation.

Le plus simple et très certainement le plus rapide à mettre en œuvre est le filtre majoritaire. Cet algorithme consiste à modifier la valeur d'un pixel courant au sein d'une fenêtre de convolution dont la taille influencera le résultat. Autrement dit, le pixel sur lequel la fenêtre est centrée au moment de l'itération verra par exemple sa valeur évoluer en fonction de la valeur moyenne ou modale (valeur la plus fréquente) de la fenêtre. En revanche, ce traitement cause parfois des suppressions abusives notamment en cas de pixels isolés ou d'éléments linéaires comme par exemple des haies.

Une autre méthode consiste par exemple à filtrer contextuellement les pixels mal classés par règles d'attribution et opérations de morphologie mathématique (ouverture et fermeture). Cette procédure itérative oblige à répéter sa mise en œuvre pour chaque règle d'attribution. L'ouverture morphologique consiste alors à éliminer toutes les zones dont la taille est inférieure à celle d'un élément structurant de taille donnée (par exemple une fenêtre de taille 3x3). Plus l'élément est grand, mieux le bruit est supprimé, mais plus la zone est déformée. À l'inverse, la fermeture va combler les trous de petite taille. Pour de plus amples détails sur ces opérations, le lecteur pourra se référer aux travaux de Binard et Collette (1993).

Afin de réaliser ce premier post-traitement, nous proposons d'utiliser l'algorithme « *gdal_sieve*¹²⁵ » de la bibliothèque GDAL. Cet outil requiert deux paramètres d'entrée :

- un seuil en nombre de pixels, de telle sorte que tous les objets dont la superficie est inférieure à cette valeur verront leur valeur remplacée par celle du polygone voisin. Ce paramètre est à relier à l'Unité Minimale de Collecte (UMC) et doit répondre aux besoins de l'utilisateur final. Par exemple, si la superficie minimale de végétation à représenter est fixée à 20 m², le seuil doit être de 80 pixels (connectés) pour une résolution spatiale de 0,5 m.
- une connectivité de 4 ou 8 : ce paramètre permet de définir si les pixels des diagonales sont considérés comme connectés ou non. Par exemple, en choisissant une valeur de 4, les pixels de la diagonale n'entrent pas en compte dans le calcul du seuil.

¹²⁵ Les paramètres de cet algorithme sont présentés sur cette page (dernière consultation le 14/09/2015) : http://www.gdal.org/gdal_sieve.html

Le raster obtenu est ainsi nettoyé des pixels ou groupes de pixels isolés (figure 6-23). Nous avons utilisé dans cet exemple un seuil de 15 pixels et une connectivité de 4 par défaut. Ce résultat peut ensuite être réutilisé en l'état pour d'autres traitements ou être vectorisé.

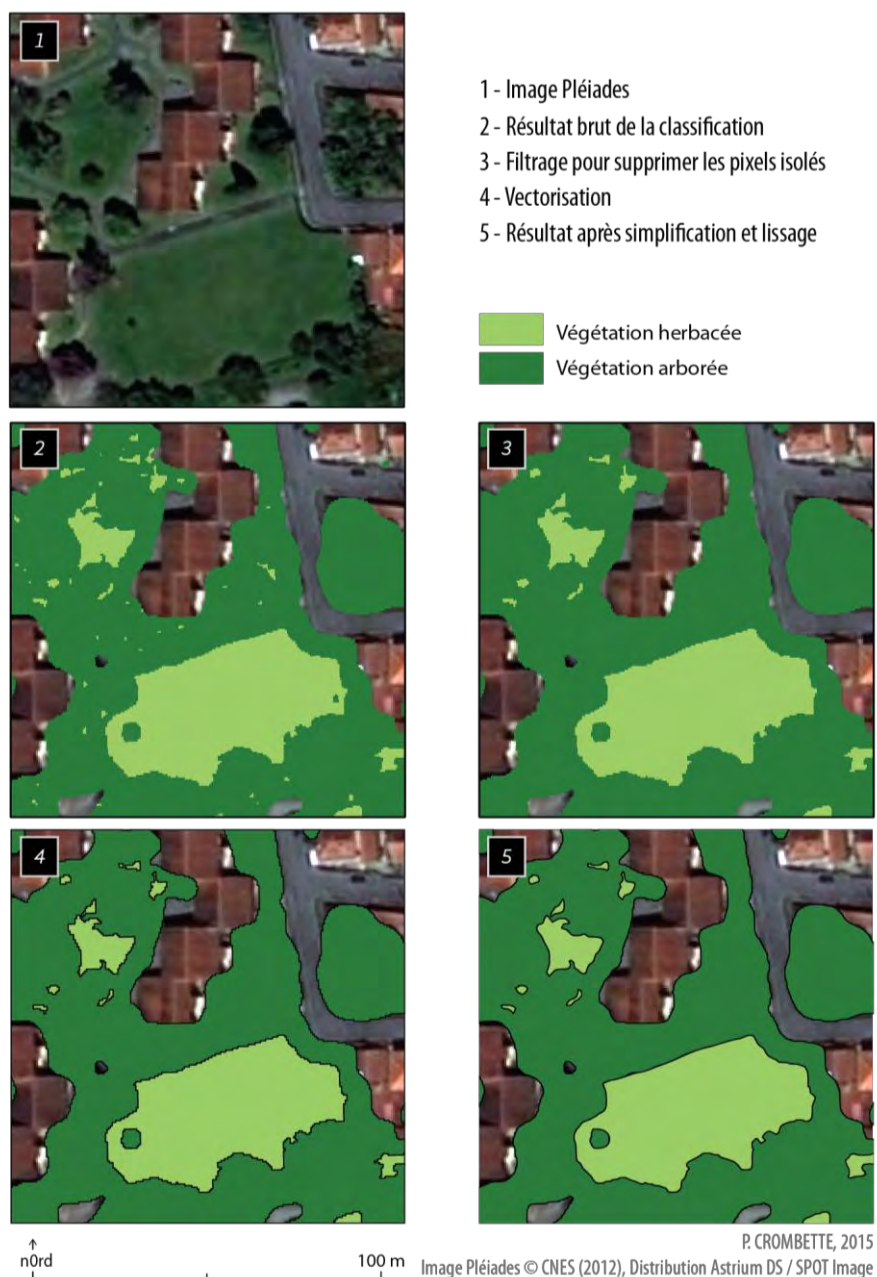


Figure 6-23. Extraits des opérations de post-traitement de la classification.

6.1.4.2. La vectorisation et le lissage des données

Après avoir nettoyé l'image raster, sa conversion en donnée vectorielle a pour objectif de faciliter son intégration et sa manipulation dans un logiciel SIG.

En revanche, des limites inhérentes à la vectorisation d'un format raster vont apparaître. En effet, le raster est défini comme étant une grille de données qui, une fois vectorisée, va générer un résultat crénelé dont la taille est égale à celle de la résolution spatiale. Ce rendu en forme de marche d'escalier est d'autant plus observable que le niveau de zoom sera élevé. De plus, cette opération peut avoir tendance à augmenter la taille des fichiers vectoriels en lien

avec la quantité d'éléments géométriques et le nombre de sommets vectorisés. L'emprise de la zone d'étude, l'information à vectoriser (par exemple, une image binaire ou carte d'OCS à 10 classes) ou encore la résolution spatiale de l'image peuvent rendre les fichiers plus lourds à stocker et à manipuler.

Pour un rendu et une analyse du résultat à grande échelle, il est donc possible d'appliquer un lissage vectoriel suivi d'une simplification afin de préserver une certaine pertinence de la donnée vis-à-vis de la réalité en améliorant aussi sa lisibilité.

La vectorisation peut s'effectuer à l'aide de l'algorithme « *gdal_polygonize*¹²⁶ ». L'inconvénient majeur de cette opération est le temps d'exécution relativement important, et même exponentiel à l'emprise considérée.

Le lissage et la généralisation des polygones peuvent s'appuyer sur différents algorithmes regroupés au sein d'un même outil accessible depuis la boîte à outils de QGIS, « *v.generalize*¹²⁷ ». Cette étape a pour objectif de simplifier les contours des objets vectoriels tout en restant proche de leur forme. Nous proposons d'utiliser les algorithmes de Chaiken pour le lissage (Riesenfeld, 1975) et de Ramer-Douglas-Peucker pour la généralisation (Douglas et Peucker, 1973).

6.1.4.3. Mise en application sur nos images

Afin de nettoyer, d'affiner et de vectoriser les résultats de notre classification, nous pouvons donc réaliser ces différentes étapes de post-traitement.

Les deux premières opérations (nettoyage et vectorisation) font appel à deux algorithmes de GDAL : « *gdal_sieve* » et « *gdal_polygonize* » dont l'exécution peut être automatisée à la suite de la chaîne de traitement précédente.

En revanche, les opérations de lissage et de généralisation des polygones utilisent un même outil du logiciel GRASS, « *v.generalize* », accessible depuis le logiciel QGIS. Ces traitements n'ont pas été intégrés dans la chaîne de traitement initiale. Toutefois, nous proposons de regrouper ces deux algorithmes au sein d'un modèle QGIS afin d'automatiser cette étape de post-traitement.

Un extrait du résultat de ce traitement est présenté sur la figure 6-23 p. 192.

6.1.5. Validation des résultats

6.1.5.1. Matrice de confusion

Au terme des deux étapes précédentes et après un nettoyage de l'image, nous avons entrepris de valider nos résultats à partir d'échantillons de référence obtenus par photo-interprétation d'une orthophotographie de l'IGN datant de 2012. Nous cherchons à identifier trois classes d'occupation du sol : végétation rase, végétation arborée et autre occupation du sol (surfaces artificialisées et en eaux, sol nu et ombre). Chaque classe dispose d'un nombre équivalent ou presque de pixels de validation.

¹²⁶ http://www.gdal.org/gdal_polygonize.html (dernière consultation le 14/09/2015).

¹²⁷ <http://grass.osgeo.org/grass64/manuals/v.generalize.html> (dernière consultation le 14/09/2015).

La matrice de confusion, présentée dans le tableau 6-5, est calculée pour l'ensemble de l'image Toulouse-2012 à l'aide de l'OTB-Application « *ComputeConfusionMatrix* ». Elle permet de vérifier statistiquement la qualité de notre classification par rapport à une vérité terrain.

Tableau 6-5. Matrice de confusion pour l'image Pléiades Toulouse-2012 (Indice Kappa : 0,94, Index de précision globale : 0,96)

		Image classée			Total
		1 (vég. herbacée)	2 (vég. arborée)	3 (autre OCS)	
Image de référence	1 (vég. herbacée)	296 535	23 070	1312	320 917
	2 (vég. arborée)	7020	304 370	1901	313 291
	3 (autre OCS)	102	5520	338 546	344 168
	Total	303 657	332 960	341 759	978 376
Précision		0,976	0,914	0,990	
Rappel		0,924	0,971	0,983	
F-mesure		0,949	0,941	0,987	

De manière générale, les résultats sont statistiquement acceptables avec un indice Kappa égal à 0,94 et une précision globale de 0,96. Cependant, nous constatons qu'il y a eu des confusions pour les trois classes, à savoir que des pixels d'une certaine classe d'occupation du sol obtenue par classification ont été confondus à d'autres en comparaison de la vérité terrain.

L'erreur de commission la plus grande concerne la classe 2 (végétation arborée) avec 23 070 pixels en excès dans la classe 1. Cette surdétection est confirmée par la précision de cette classe 2, égale à 0,91 %. Elle peut s'expliquer par un effet de bord important ou un changement de texture, avec pour conséquence une augmentation de la variance locale et donc une erreur de classification. Il peut par exemple s'agir de la présence d'un étang au milieu d'un espace herbacé ou encore d'une délimitation entre deux champs cultivés ou des sillons agricoles. Ce phénomène est illustré par la figure 6-24. Les espaces enherbés peuvent également être ombragés par de grands arbres, des haies ou encore des éléments urbains (barrière, pylônes électriques...), ce qui leur donne une texture plus forte. Ces espaces ombragés sont alors confondus avec une occupation du sol de type arborée. Enfin, sur les terrains en friche, l'herbe peut être mixée avec de petits arbustes. Il devient donc quasi impossible de les détecter même par photo-interprétation.

Les erreurs de commission pour la classe 3 (autre OCS) sont faibles comparées aux deux autres classes 1 et 2, avec respectivement 1 312 et 1 901 pixels mal classés. La confusion pour cette classe peut s'expliquer par le recouvrement de bâtis ou de routes par la végétation.

Malgré ces erreurs, l'extraction de données à partir d'informations radiométriques et de texture issues d'images à THRS semble adaptée pour la caractérisation de la végétation rase et arborée en milieu urbain et périurbain, en réponse à nos besoins évoqués précédemment (Crombette *et al.*, 2014b). L'originalité de cette méthode réside dans son automatisation, elle ne nécessite aucune connaissance experte ou donnée d'apprentissage, et dans l'utilisation d'outils libres.



Figure 6-24. Illustration des erreurs de commission de la classe 2 (végétation arborée).

D'autre part, les images acquises sur Toulouse présentent également la particularité d'intégrer des zones faisant l'objet d'une interdiction de diffusion de données. Elles sont localisées au sud de la ville sur l'ancien site de l'usine chimique AZF (AZote Fertilisants) et occupent une surface d'environ 255 ha soit un peu plus de 2 % de la superficie totale de la commune toulousaine. De manière à flouter ces zones, l'IGN modifie la radiométrie de l'image en sous-échantillonnant la donnée à 5 m (IGN, 2013b). Ce traitement engendre des erreurs de classification notamment lors de la discrimination de la végétation rase et ligneuse. Sur ces zones, la variance locale est lissée occasionnant une sous-détection des zones arborées comme en atteste la figure 6-25. Ainsi, sur la zone concernée par l'interdiction de diffusion de données, les espaces arborés sont faiblement représentés par rapport aux zones proches où la couverture de végétation ligneuse est comparable, mais non floutée.

Dans la perspective d'identifier et d'évaluer les connectivités écologiques, une correction manuelle sur ces espaces pourrait être envisagée, d'autant que cette zone en particulier présente une couverture arborée importante et pourrait donc jouer un rôle dans la connectivité des habitats pour certaines espèces.

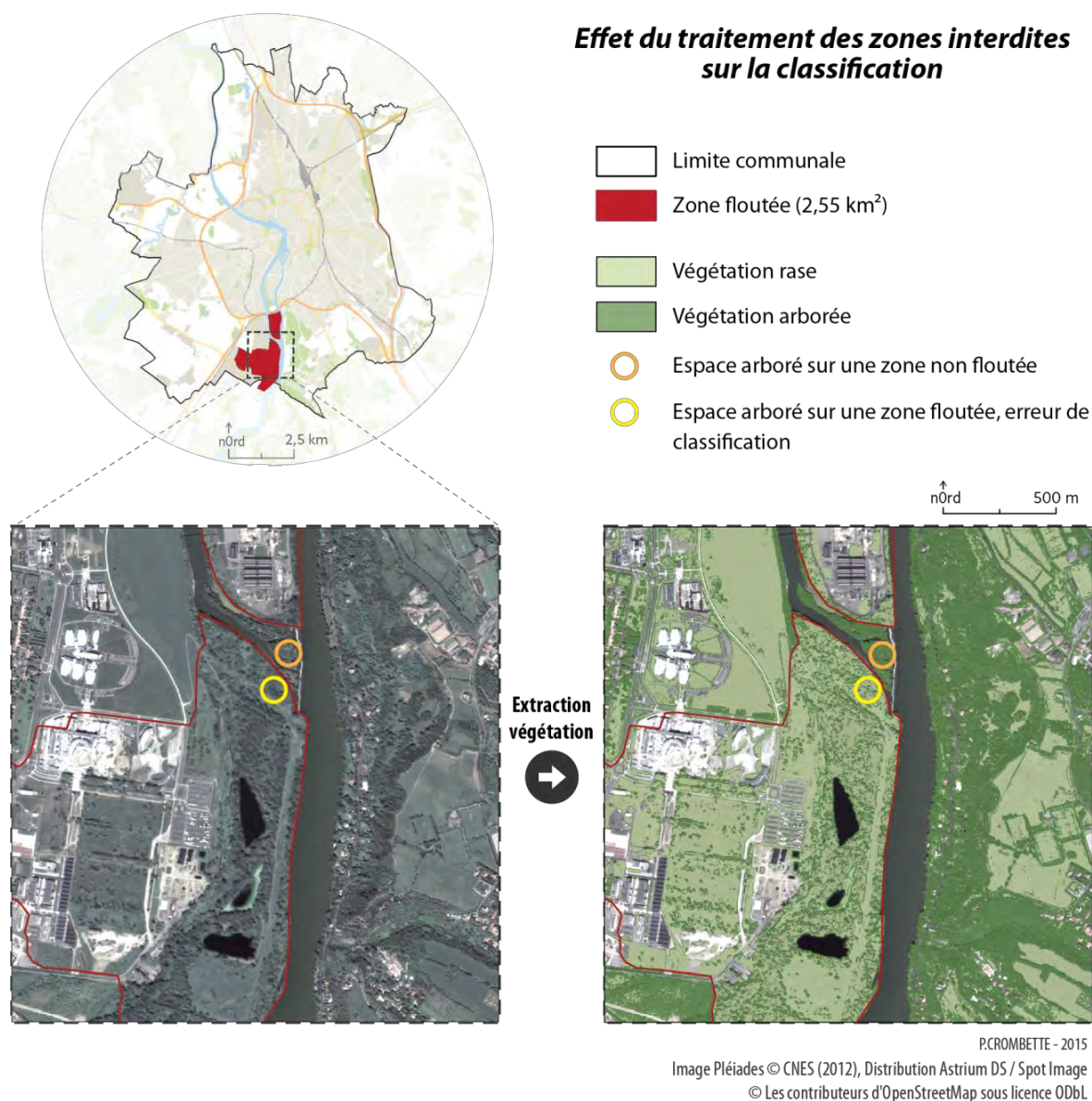


Figure 6-25. Effet du traitement des zones interdites par l'IGN sur la classification de la végétation. Nous constatons sur cet extrait que le résultat de la classification diffère pour deux zones proches et arborées à l'identique dans la réalité. La différence s'explique alors par l'interdiction de diffusion de données.

6.1.5.2. Comparaison des méthodes de classification

En complément de la matrice de confusion, nous avons également comparé nos résultats avec ceux obtenus par une autre méthode de traitement d'image développée par le CEREMA, sur la même image Pléiades Toulouse-2012.

Cette méthode d'extraction semi-automatique d'une couche d'occupation du sol en quatre postes (infrastructure, bâti, végétation et surfaces en eau) met en œuvre une méthode de classification supervisée. Basée sur un algorithme SVM, la chaîne de traitement tient également compte d'informations complémentaires calculées à partir de bandes radiométriques (indice de végétation, indice de bâti, textures...). Pour de plus amples détails sur cette méthode, le lecteur pourra se tourner sur la fiche de synthèse rédigée par le PCI « Applications Satellitaires et Télécommunication » du CEREMA (Bouffier *et al.*, 2012). L'objectif de cette étude est d'évaluer l'apport de l'imagerie satellitaire en matière de suivi de la densité urbaine à deux

échelles territoriales : celle de l'agglomération et celle du quartier¹²⁸ ou d'une zone de PLU. La méthode déployée n'est donc pas spécifiquement orientée sur l'extraction de la végétation, mais plutôt sur l'identification du bâti et des espaces artificialisés. Aussi, les postes d'occupation du sol ne distinguent pas le type de végétation (arborée ou herbacée) comme nous le proposons. De fait, nous allons comparer nos résultats obtenus à l'issue de la première étape de notre chaîne de traitement, à savoir la végétation, tous types confondus.

Nous avons préalablement reclassé la carte du CEREMA afin de regrouper les données en deux classes d'occupation du sol : végétation et autre OCS. Les matrices de confusion sont ensuite calculées sur la classification que nous avons obtenue à l'issue de la première étape de discrimination de la végétation (tableau 6-6) et sur l'image classée du CEREMA (tableau 6-7) à partir des échantillons de référence utilisés précédemment.

Tableau 6-6. Matrice de confusion pour l'image de végétation obtenue selon la méthode de classification proposée (Toulouse-2012, Indice Kappa : 0,98 - Index de précision globale : 0,99).

		Image classée		Total
		1 (végétation)	2 (Autre OCS)	
Image de référence	1 (végétation)	630 995	3213	634 208
	2 (Autre OCS)	5622	338 546	344 168
	Total	636 617	341 759	978 376
Précision		0,991	0,991	
Rappel		0,994	0,984	
F-mesure		0,993	0,987	

Tableau 6-7. Matrice de confusion pour l'image de végétation obtenue selon la méthode de classification du CEREMA (Toulouse-2012, Indice Kappa : 0,95 - Index de précision globale : 0,97).

		Image classée		Total
		1 (végétation)	2 (Autre OCS)	
Image de référence	1 (végétation)	629 588	4664	634 252
	2 (Autre OCS)	17 210	327 105	344 315
	Total	646 798	331 769	978 567
Précision		0,973	0,986	
Rappel		0,993	0,950	
F-mesure		0,983	0,968	

Les résultats de la matrice de confusion obtenus pour la classification issue de notre méthode sont meilleurs comparés à ceux présentés précédemment dans le tableau 6-5. Il est important ici de modérer ces résultats : plus le nombre de postes d'OCS à évaluer est faible, moins le risque d'erreur est élevé. Afin de pouvoir comparer ces résultats avec ceux du CEREMA, nous avons été obligés de regrouper les deux classes de végétation, avec pour

¹²⁸ Dans ce cas, le quartier est défini par l'INSEE comme « un groupement de plusieurs îlots contigus à l'intérieur d'une même commune » dont la taille varie et respecte des critères de populations (dernière consultation le 22/07/2015) :

<http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/grand-quartier.htm>

conséquence de ne plus mettre en évidence les erreurs de confusion qui étaient essentiellement présentes entre ces deux postes (cf. p. 193).

Nous avons également cartographié les similitudes et les différences obtenues entre ces deux méthodes sur les trois secteurs toulousains. La figure 6-26 illustre les zones ne présentant pas de différence, autrement dit les zones où les pixels sont classés de la même façon pour les deux méthodes ; et les écarts, c'est-à-dire les zones où les pixels sont classés en végétation pour une méthode et non pour l'autre.

Quantitativement, les résultats sont quasi-similaires entre les secteurs de Compans-Caffarelli et Casselardit : 90 % des pixels (35 % en végétation et 55 % en autre OCS) sont classés de la même façon (respectivement en végétation et en autre OCS). Pour les 10 % restants, la méthode du CEREMA classe 9 % en végétation (détectés en autre OCS par notre méthode) et 1 ou 2 % en autre OCS (détectés en végétation par notre méthode). Cette différence s'explique par des règles de classification différente. En effet, nous constatons que la méthode du CEREMA classe les pixels de types sols nus en végétation comme observé sur le secteur de Compans-Caffarelli au centre de l'extrait figure 6-26. Une partie des zones ombragées semble également être classée en végétation.

À l'inverse, sur le secteur de Lardenne, nous constatons que notre méthode aurait tendance à surreprésenter la végétation : 12 % des pixels ne seraient pas classés en végétation selon la méthode du CEREMA. En réalité, cette différence peut s'observer à plus grande échelle : le CEREMA a effectivement tuilé la scène Pléiades avant d'appliquer sa méthode sur chaque dalle. Les paramètres et échantillons d'apprentissages étant différents d'une dalle à l'autre, la classification supervisée fournit donc des résultats hétérogènes sur l'ensemble de l'image. Cet écart s'observe par exemple assez clairement au niveau de l'hippodrome de Toulouse (figure 6-27). Les résultats quantitatifs obtenus sur le secteur de Lardenne ne sont donc pas comparables à ceux obtenus pour les deux secteurs précédents, car situés sur une dalle différente.

Malgré tout, les indices Kappa et la précision globale, supérieurs à 0,9, confirment de bons résultats pour ces deux méthodes de classification. En revanche, notre méthode présente l'avantage de ne pas avoir recours à des échantillons d'apprentissage et permet de discriminer la végétation arborée et herbacée. Précisons tout de même que la méthode du CEREMA a depuis évolué avec l'amélioration de la bibliothèque de l'OTB et l'implémentation de nouvelles fonctionnalités.

Comparaison des résultats Image Pléiades 2012

Commune de Toulouse

Pas de différence
Autre OCS
Végétation

Pixels classés en Végétation selon :

Classification du CEREMA

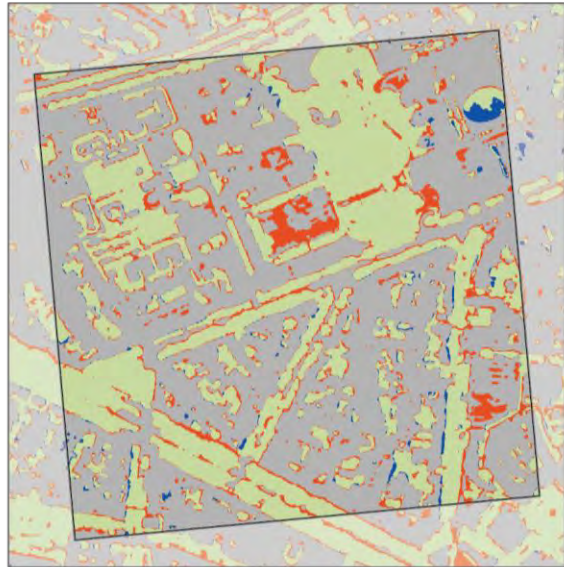
Méthode proposée

Part de l'occupation du sol par secteur (%)



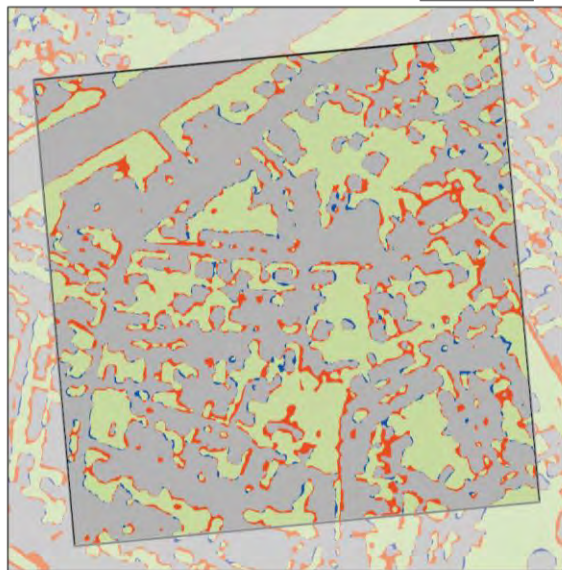
Secteur Compans-Caffarelli

n0rd 200 m



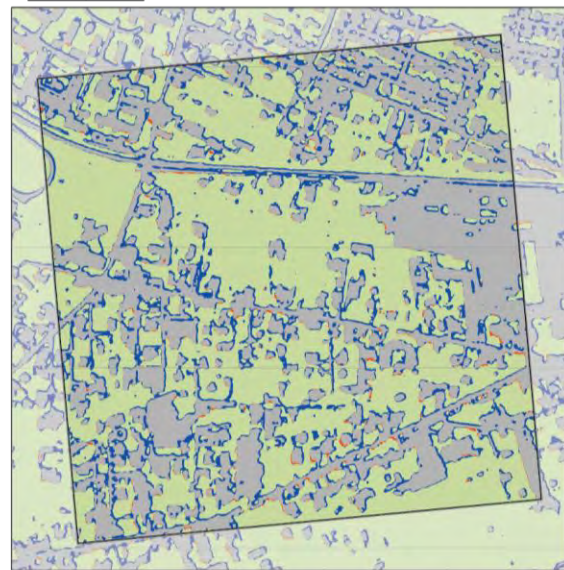
Secteur Casselardit

n0rd 100 m



Secteur Lardenne

n0rd 200 m



Carroyage 200 m, INSEE (2013)
Données classification CEREMA (2013)

P. CROMBETTE - 2015

Figure 6-26. Comparaison des résultats obtenus selon la méthode du CEREMA et la méthode de classification proposée.

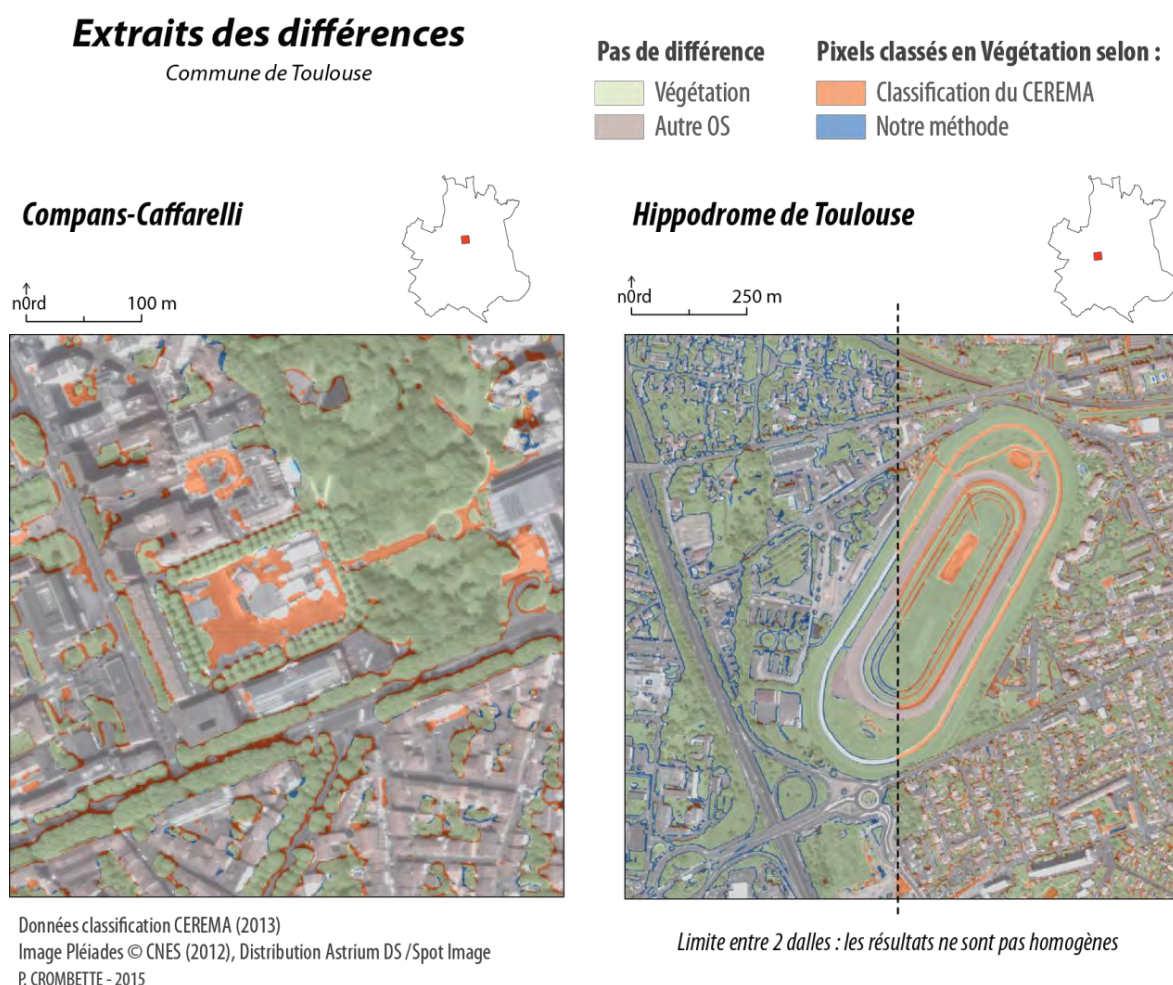


Figure 6-27. Illustrations des différences constatées entre les deux méthodes de classification.

6.1.6. Étape 3 : Cartographie de l'occupation du sol hors végétation

La méthode de traitement d'image développée a pour objectif principal d'identifier la végétation. Or, nous l'avons vu précédemment, les méthodes d'identification des connectivités écologiques urbaines font généralement appel à des bases de données d'occupation du sol plus ou moins précises spatialement ou thématiquement, mais exhaustives sur un territoire donné, comme la base de données CORINE Land Cover.

Aussi, pour la cartographie finale de l'occupation du sol, nous avons choisi de compléter notre classification à l'aide de données exogènes disponibles dans la BD TOPO® de l'IGN. Rappelons que cette base de données est disponible sur l'ensemble du territoire national et présente une résolution spatiale conforme à nos besoins. En revanche, cette solution n'est pas forcément la plus optimale notamment en raison des millésimes différents. D'autre part, pour faire face au manque d'exhaustivité évoqué lors de la comparaison des trois bases de données au cours du chapitre 4, nous avons considéré que, après ajout de la donnée de végétation précédemment identifiée, les espaces non renseignés correspondraient à des milieux artificialisés imperméables comme les trottoirs, les sols nus ou encore les bâtis nouvellement construits qui ne sont pas encore intégrés dans la base de données TOPO® utilisée.

L'objectif de cette troisième étape est donc de fournir une cartographie de l'occupation du sol intégrant les données de végétation nouvellement identifiées. Aussi, nous avons procédé à la rasterisation des données vectorielles de l'IGN selon les étapes présentées dans la figure 6-28.

Afin de mettre en place cette cartographie de l'occupation du sol, nous utilisons donc des données vectorielles issues de la BD TOPO® qui peuvent être surfaciques (bâtis, surface en eau ou parties de la chaussée d'une route caractérisée par une largeur exceptionnelle comme les parkings ou les péages routiers), ou linéaires (routes et voies ferrées). Ces objets linéaires ont été préalablement transformés en objets surfaciques avant rasterisation. Nous ne reviendrons pas sur cette procédure déjà présentée au cours du paragraphe 4.2.2 (p. 107). Ensuite, les trois types d'occupation du sol (bâtis, surface en eau et infrastructures de transport) sont chacun rasterisés à l'aide de l'algorithme « *Rasterization*¹²⁹ » de l'OTB puis combinés en un seul raster grâce à l'outil « *BandMath* ». Les paramètres de l'image rasterisée en sortie (origine, emprise et résolution) s'appuient sur une image de référence à savoir l'image fusionnée de résolution spatiale 0,5 m et d'emprise correspondante à la zone étudiée.

Enfin, nous croisons cette image à celle de la végétation obtenue précédemment en suivant des opérations logiques de superposition entre l'image de l'OCS – prioritaire – sur celle de la végétation telles que présentées sur la figure 6-29. Les pixels non renseignés après cette dernière étape sont finalement considérés comme étant des milieux artificialisés imperméables.

Quelques extraits de cette cartographie sont présentés sur la figure 6-30.

¹²⁹ Une présentation détaillée de cet algorithme est disponible sur ce lien (dernière consultation le 28/08/2015) : <https://www.orfeo-toolbox.org/CookBook/CookBooks74.html#x103-2870005.2.2>

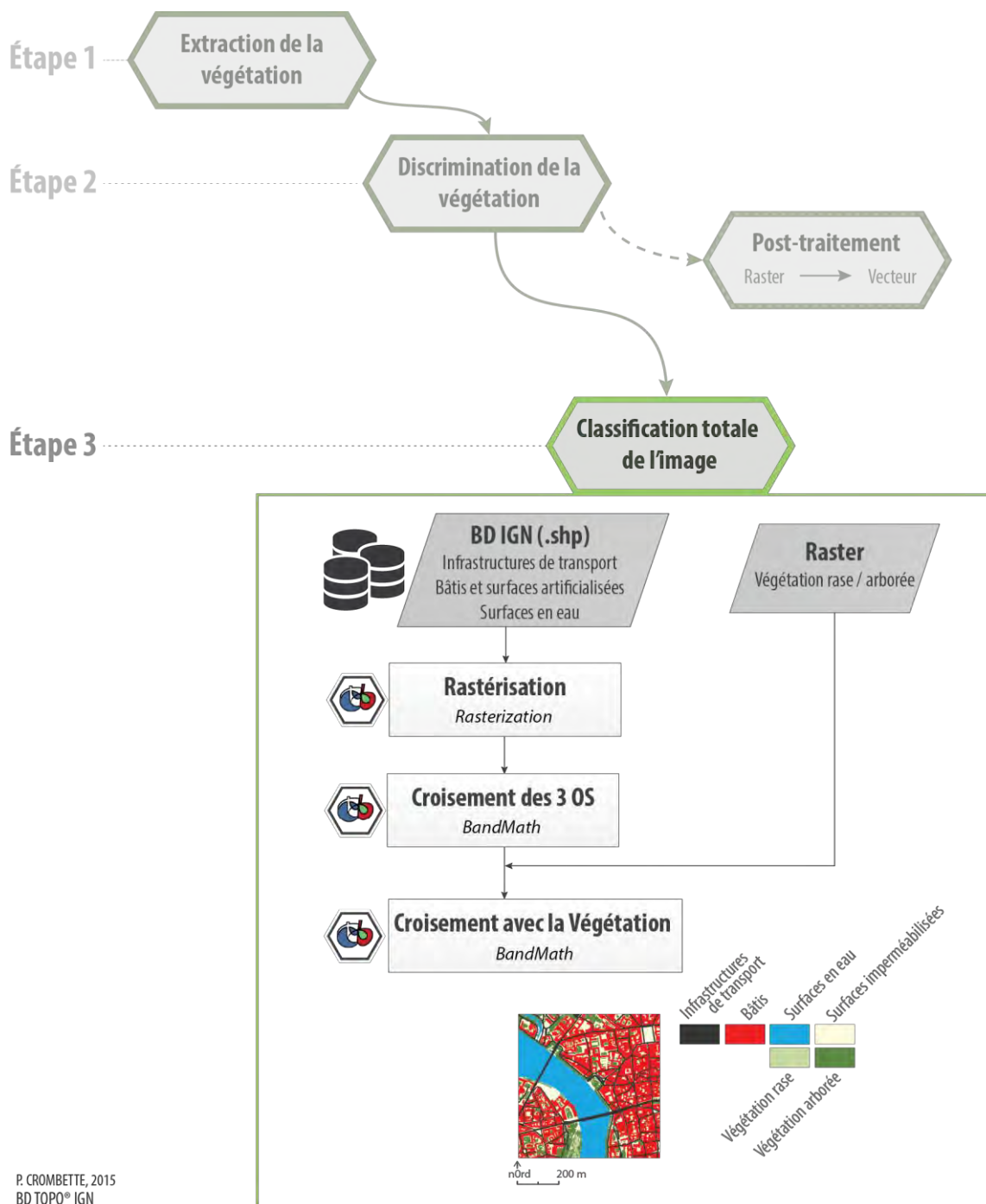


Figure 6-28. Schématisation des étapes pour l'élaboration de la cartographie de l'OS.

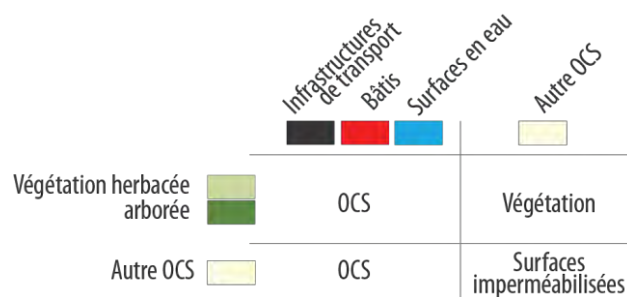


Figure 6-29. Règle d'affectation des pixels pour le croisement des deux rasters.

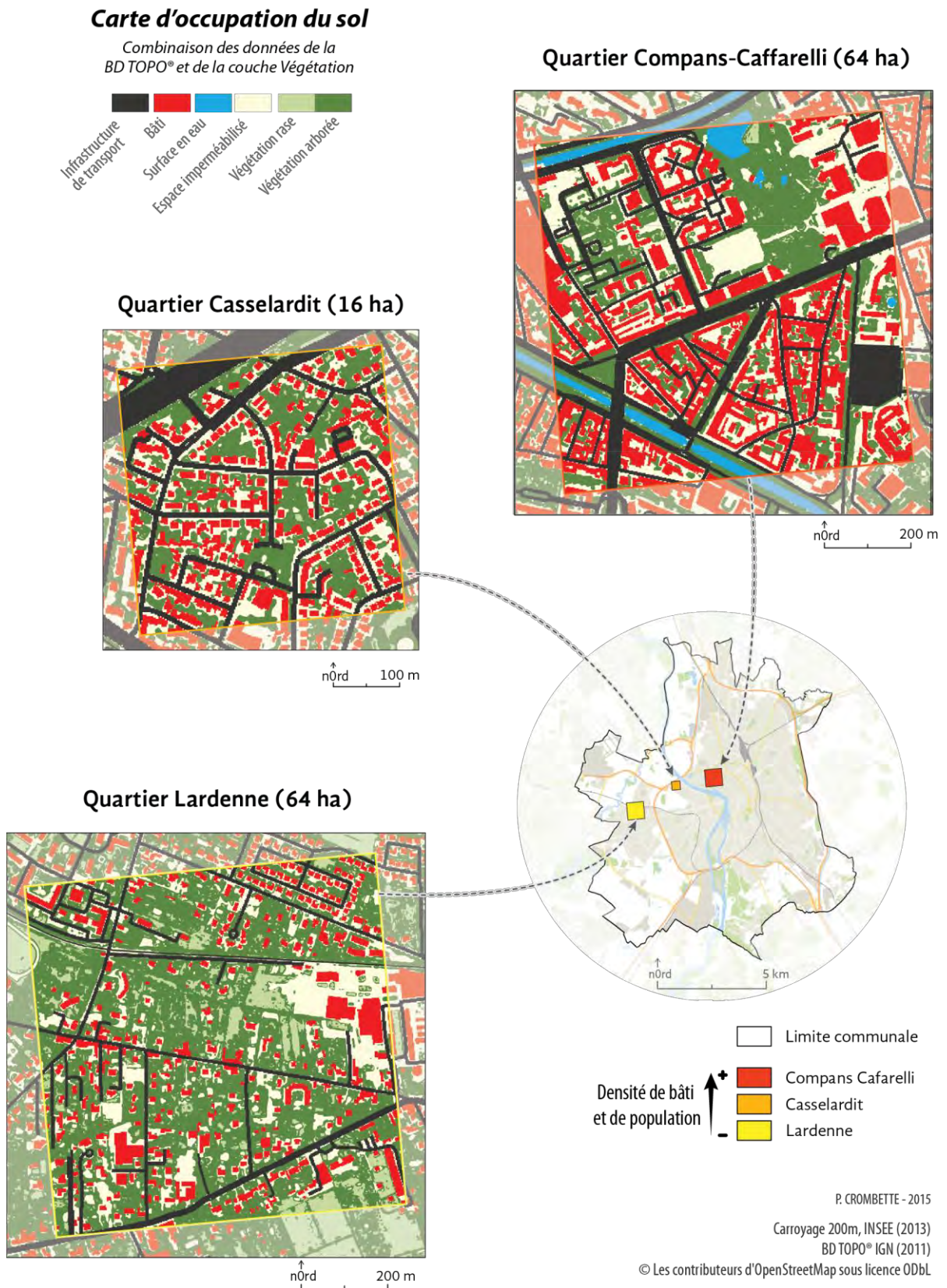


Figure 6-30. Extrait de la cartographie de l'occupation du sol après combinaison des données de la BD TOPO® et de la couche de végétation issue du traitement d'image Pléiades 2012.

6.2. Mise en application sur nos territoires d'étude et résultats

Nous avons ensuite appliqué cette méthode sur les autres images en notre possession afin de nous assurer de sa reproductibilité sur différents types de milieux urbains et périurbains : densément urbanisé (images Toulouse-2012 ou Strasbourg-2012), moyennement urbanisé (image Muret-2012) ou plus faiblement urbanisé (image Davantaygue-2012).

Cette méthode basée sur le traitement d'images par traitement informatique doit pouvoir être reproductible et réutilisable sur d'autres données que celles utilisées lors du développement de la chaîne de traitement. Le code qui la constitue devient alors un outil. Nous avons considéré cette recherche de reproductibilité comme un minimum à atteindre afin d'évaluer cette méthode et la validité des résultats obtenus. Lorsque les quantités de données à traiter sont importantes ou coûteuses à acquérir, cette reproductibilité n'est pas toujours facilement évaluable et surtout envisageable. En revanche, nous avons pu profiter d'images Pléiades acquises en mode « Bundle » au cours de la RTU Pléiades afin d'évaluer ce critère. La méthode a donc été appliquée sur les trois autres territoires décrits dans le deuxième chapitre (p. 39) : Muret, Pierrefite-Nestalas et Strasbourg.

À terme, les collectivités pourront ensuite acquérir les images auprès de l'IGN, point focal des demandes nationales. Pour cette raison, nous avons également appliqué notre méthode sur les produits images tels qu'ils pourront être délivrés aux Utilisateurs Institutionnels Autorisés. Nous avons donc téléchargé l'image Pléiades acquise sur Toulouse en 2013 depuis l'espace professionnel du site de l'IGN.

Sur cette approche, la végétation (arborée et herbacée) a donc été extraite. Comme pour la présentation des résultats sur la commune de Toulouse, nous exposerons ceux obtenus sur les trois sites à partir d'extraits : une zone en centre urbain dense, une zone périphérique dense et une zone périphérique peu dense. En revanche, la commune de Pierrefite-Nestalas étant peu densément peuplée, nous ne présenterons que deux types d'extraits : une zone urbanisée sur le centre de la commune et une zone peu densément bâtie. Comme précédemment, l'emprise de ces zones est basée sur le carroyage à 200 m de l'INSEE, maillage utilisé pour la diffusion nationale de données statistiques.

6.2.1. Commune de Muret

Cette commune présente une densité de bâti plus diffuse avec une prédominance des espaces agricoles. L'application de notre méthode n'occasionne pas de difficultés majeures sur cette image. L'allure des courbes des fréquences obtenues pour l'extraction du seuil de NDVI est comparable à celle de la dalle mixte (figure 6-7, p. 168).

Le résultat de la classification sur l'image de Muret-2012 et sur les trois extraits est présenté sur la planche cartographique suivante (figure 6-31).

Les trois extraits présentés sur cette figure occupent 64 hectares chacun. Le centre urbain dense, le secteur périphérique dense et le secteur périphérique peu dense sont respectivement bâtis à 22 %, 15 % et 4 % et présentent des densités de population de 4 064, 1 911 et 607 habitants par kilomètre carré.

P. CROMBETTE - 2015
 BD TOPO, IGN (2011)
 Carroyage 200m, INSEE (2013)
 Image Pléiades © CNES (2012), Distribution Astrium DS / Spot Image

Réseau hydrographique
 Végétation arborée
 Végétation herbacée

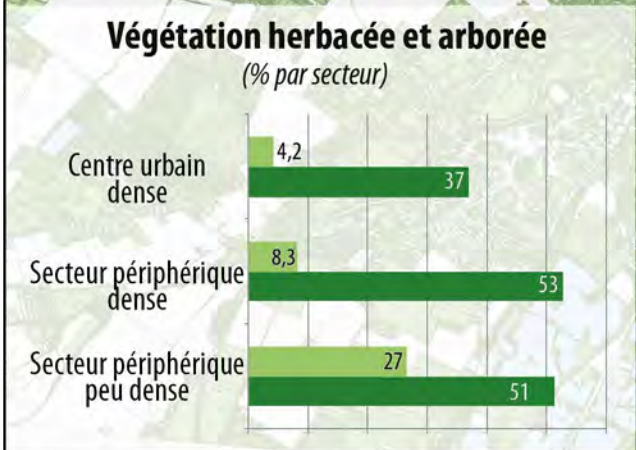
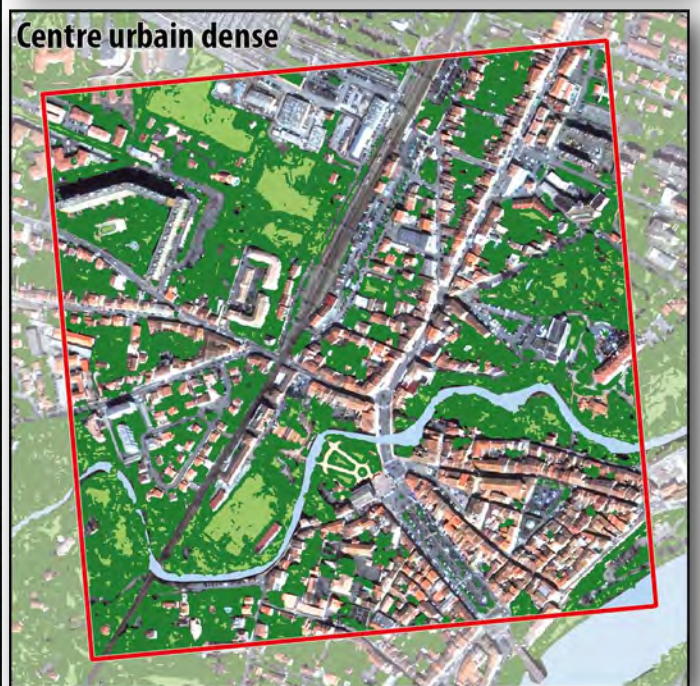
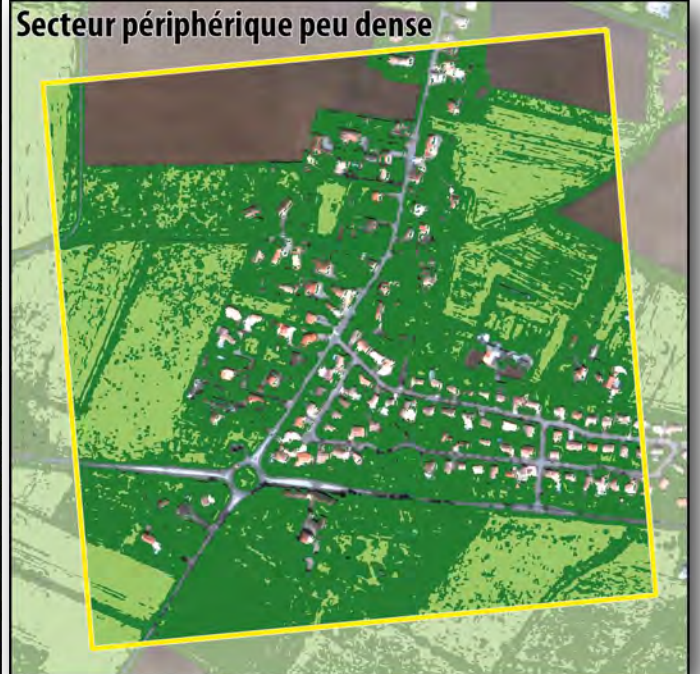
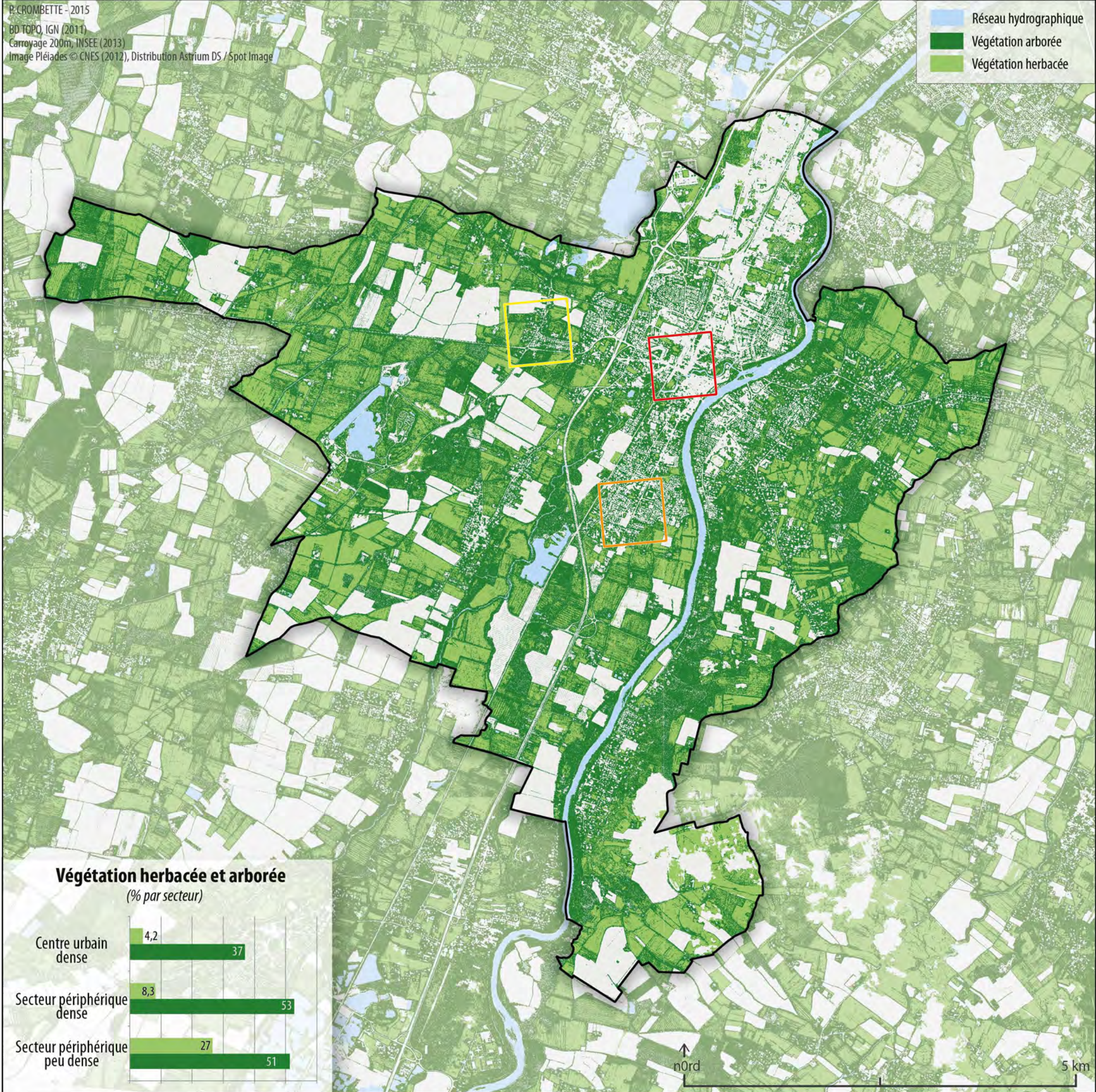


Figure 6-31. Cartographie des espaces herbacés et arborés, image Pléiades Muret-2012

Page laissée volontairement blanche

De manière analogue à la section 6.1.5.1 p. 193, une validation quantitative a été réalisée à partir d'une matrice de confusion. Elle affiche une précision globale de 90 % et un indice kappa de 85 % (tableau 6-8). L'erreur de commission la plus grande concerne la classe 1 (végétation herbacée) avec 26 052 pixels en excès dans la classe 2. Cette erreur peut s'expliquer par la date d'acquisition de l'image au début du printemps, en mars 2012. À cette saison, le couvert arboré des espèces feuillues est moindre laissant apparaître le couvert herbacé.

Tableau 6-8. Matrice de confusion pour l'image Pléiades Muret-2012 (Indice Kappa : 0,85, Index de précision globale : 0,90).

Image de référence	Image classée			Total
	1 (vég. herbacée)	2 (vég. arborée)	3 (autre OCS)	
1 (vég. herbacée)	142 662	18 448	882	161 993
2 (vég. arborée)	26 052	135 401	1432	162 889
3 (autre OCS)	0	1009	158 955	159 967
Total	168 715	154 860	161 274	484 849
Précision	0,845	0,874	0,985	
Rappel	0,880	0,831	0,993	
F-mesure	0,863	0,852	0,989	

6.2.2. Commune de Pierrefite-Nestalas

La mise en application de notre méthode sur cette image met en avant l'une des difficultés que nous avons évoquées précédemment. En effet, ce territoire est très fortement végétalisé. Le minimum local qui nous permet d'extraire la végétation n'est donc pas aussi marqué que sur des images où l'occupation du sol est plus hétérogène. L'allure des courbes des fréquences illustrée figure 6-32 est donc similaire à celle que nous avons obtenue en appliquant notre méthode sur la dalle de végétation (figure 6-7, p. 168). Nous pouvons malgré tout identifier une valeur moyenne de *minima* locaux à 0,26. Les résultats de la classification obtenus sur l'image de Davantaygue-2012 et les deux extraits d'images sont présentés sur la figure 6-33.

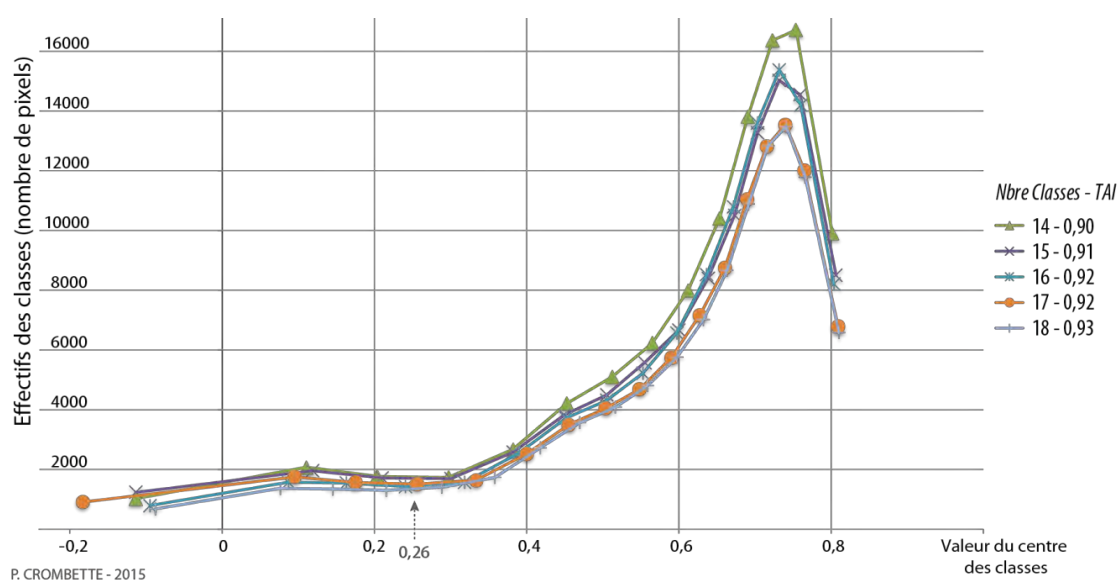


Figure 6-32. Courbes des fréquences obtenues sur l'image de Davantaygue-2012 pour l'extraction du seuil de NDVI.

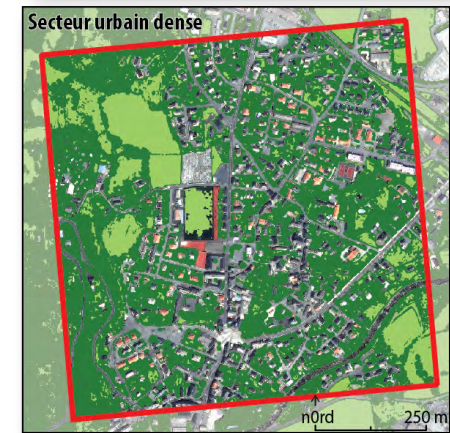
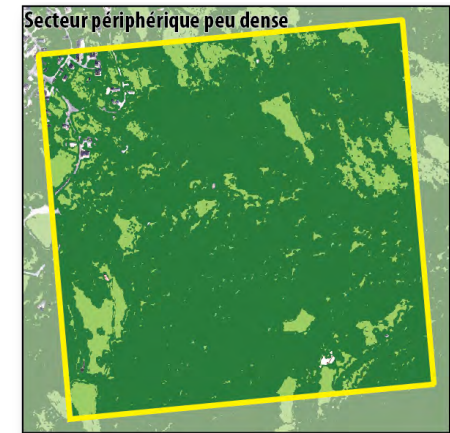
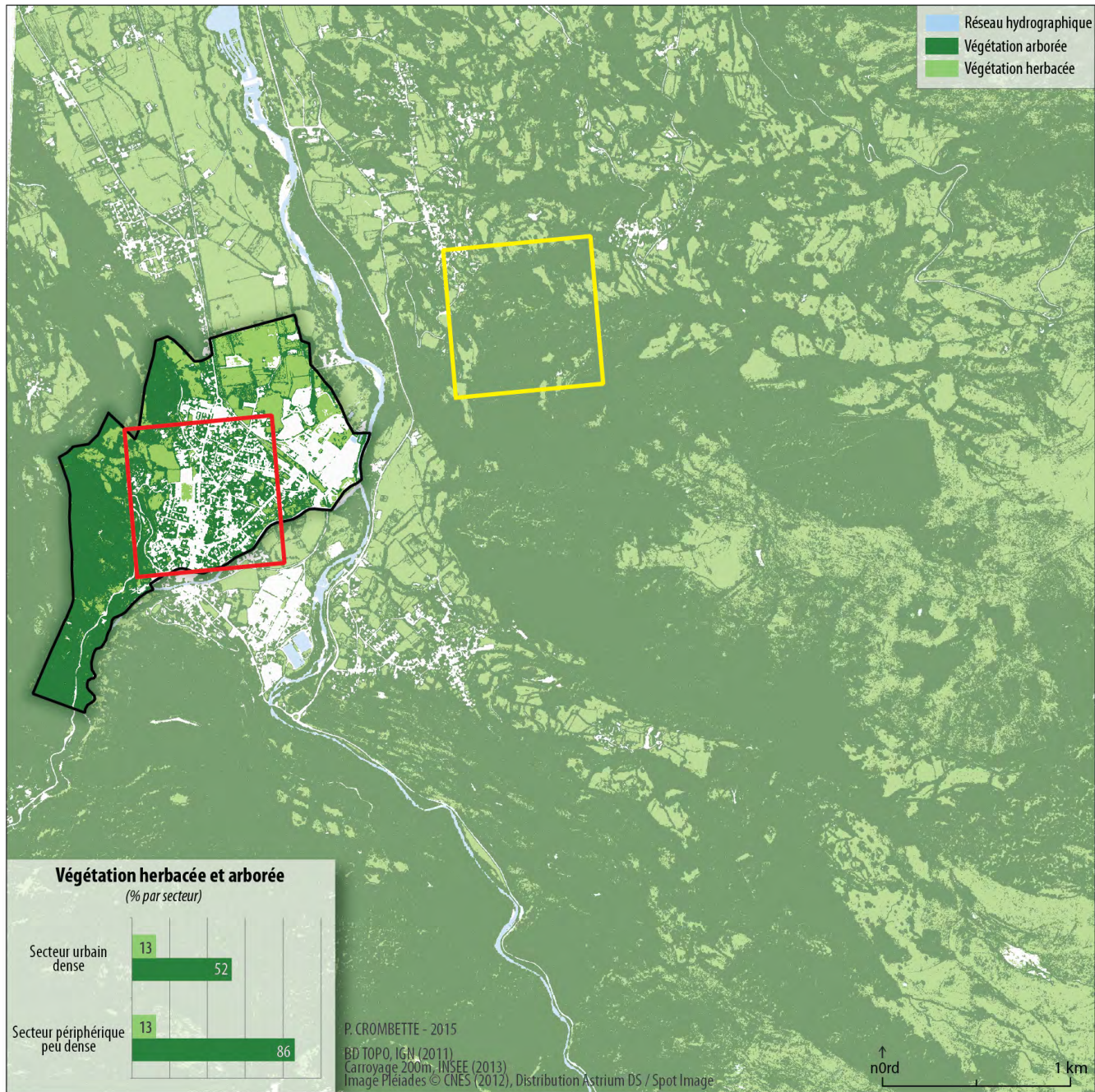
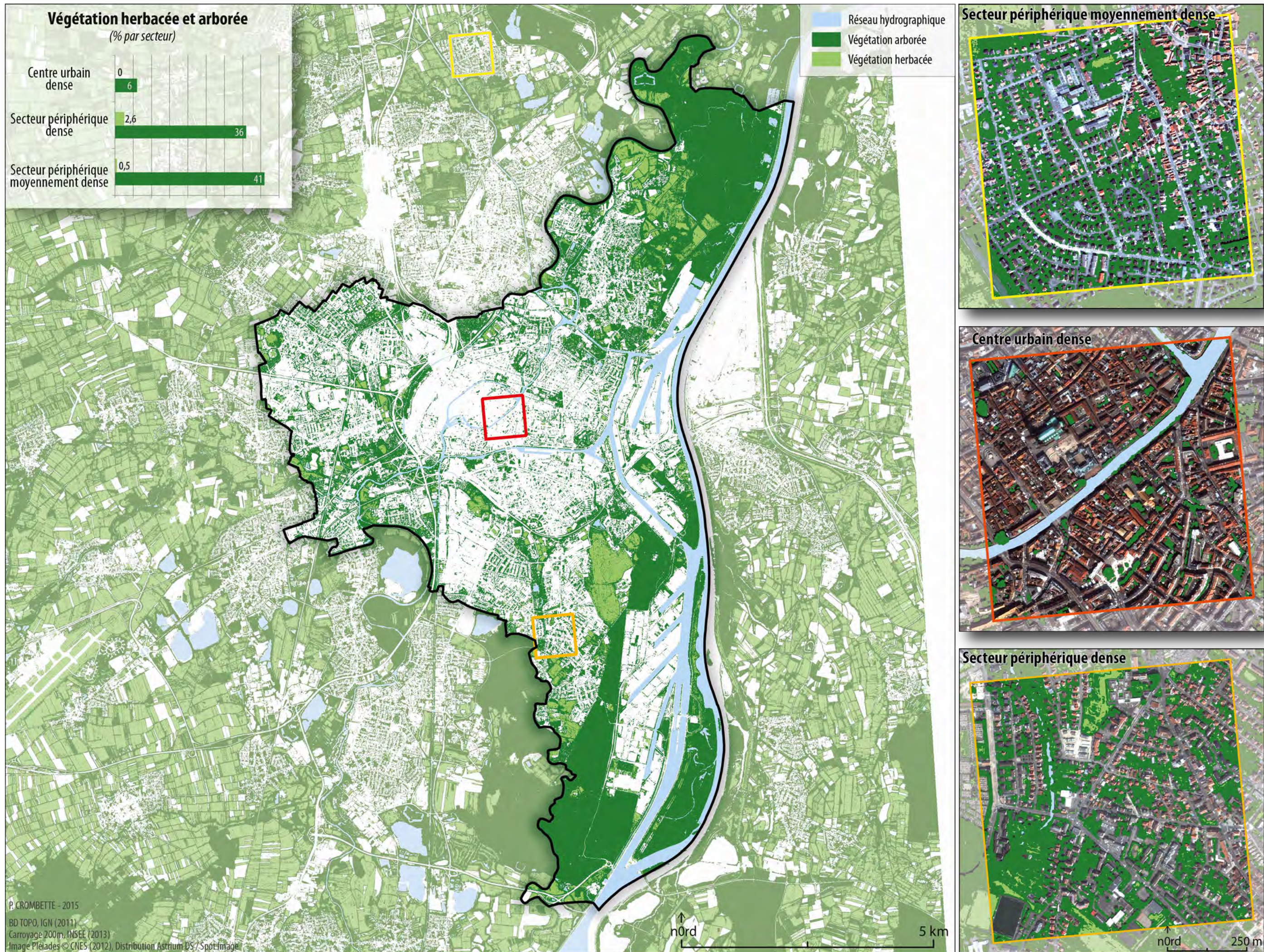


Figure 6-33. Cartographie des espaces herbacés et arborés, image Pléiades Davantaygue-2012.

Page laissée volontairement blanche

Figure 6-34. Cartographie des espaces herbacés et arborés, image Pléiades Strasbourg-2012



Le secteur urbain dense et le secteur périphérique peu dense sont respectivement bâtis à 12 % et 0,8 % et présentent des densités de population de 1 751 et 81 habitants par kilomètre carré.

La matrice de confusion présente une précision globale de 96 % et un indice kappa de 94 % (tableau 6-9). Elle met donc en évidence une détection suffisante de la végétation sur ce type de territoire.

Ces résultats confirment également l'intérêt d'appliquer la méthode proposée sur une image dont l'occupation du sol est relativement hétérogène afin de pouvoir identifier au mieux la zone de transition représentée par le minimum local. Autrement, il sera très difficile de séparer correctement la végétation du reste de l'occupation du sol lors de la première étape. Comme pour chaque image traitée, nous avons préalablement sélectionné une zone restreinte sur laquelle nous appliquons le traitement statistique. Pour le traitement de cette image, l'extrait représente malgré tout 36 km² soit un quart de la superficie utile de l'image. La zone sélectionnée a été choisie pour être la plus hétérogène possible.

Tableau 6-9. Matrice de confusion pour l'image Pléiades Davantaygue-2012 (Indice Kappa : 0,94, Index de précision globale : 0,96).

	Image classée			Total
	1 (vég. herbacée)	2 (vég. arborée)	3 (autre OCS)	
Image de référence				
1 (vég. herbacée)	82 038	4944	0	86 983
2 (vég. arborée)	2530	135 401	0	104 583
3 (autre OCS)	161	2264	70 305	72 733
Total	84 730	109 261	70 305	264 299
Précision	0,968	0,934	1	
Rappel	0,943	0,975	0,966	
F-mesure	0,955	0,954	0,983	

6.2.3. Commune de Strasbourg

L'application de notre méthode ne pose pas de difficultés sur cette image. La composition du territoire est semblable à l'image de Toulouse-2012. L'allure des courbes des fréquences obtenues pour l'extraction du seuil de NDVI est comparable à celle de la dalle mixte (figure 6-7, p. 168).

Cette classification permet effectivement d'identifier trois zones densément arborées identifiées lors de la présentation de ce site d'étude : la forêt de la Robertsau au nord-est de la commune, les forêts du Neuhof à proximité de la zone industrielle portuaire (Port autonome de Strasbourg) et sur l'île du Rohrschollen, au sud de la commune.

Les résultats de la classification obtenus sur l'image de Strasbourg-2012 et les trois extraits d'images sont présentés sur la planche cartographique ci-contre (figure 6-34). Le centre urbain dense, le secteur périphérique dense et le secteur périphérique moyennement dense sont respectivement bâtis à 46 %, 18 % et 22 % et présentent des densités de population de 13 253, 5 200 et 4 039 habitants par kilomètre carré.

La matrice de confusion affiche une précision globale de 94 % et un indice kappa de 91 % (tableau 6-10) mettant en évidence une détection suffisante de la végétation sur ce territoire.

Tableau 6-10. Matrice de confusion pour l'image Pléiades Strasbourg-2012 (Indice Kappa : 0,91, Index de précision globale : 0,94).

		Image classée			Total
		1 (vég. herbacée)	2 (vég. arborée)	3 (autre OCS)	
Image de référence	1 (vég. herbacée)	129 262	18 233	2 096	149 592
	2 (vég. arborée)	346	116 326	68	116 742
	3 (autre OCS)	306	2399	136 426	139 134
	Total	129 915	136 960	138 593	405 468
Précision		0,994	0,849	0,984	
Rappel		0,864	0,996	0,980	
F-mesure		0,924	0,917	0,982	

6.2.4. Commune de Toulouse, image de 2013 fournie par l'IGN

Afin de tester la reproductibilité de notre méthode sur le format d'image Pléiades tel qu'il peut être livré aux acteurs institutionnels, nous avons appliqué notre méthode à l'image Toulouse-2013 acquise le 24 septembre 2013. Cette image satellite a été téléchargée depuis le site professionnel de l'IGN dans le cadre d'une licence Enseignement et Recherche. L'image est donc orthorectifiée, fusionnée et découpée en dalles de 1 km de côté. Sa résolution spatiale est de 0,5 m et elle dispose de quatre bandes spectrales (rouge, vert, bleu et proche-infrarouge).

Ce mode de diffusion nous a obligés à adapter notre chaîne de traitement. Ainsi, les étapes de prétraitement (tuilage, corrections radiométriques et fusion) s'en trouvent déjà simplifiées puisqu'elles ont déjà été réalisées. Concernant le traitement d'image en lui-même, la première étape d'extraction de la végétation par seuillage statistique du NDVI reste inchangée. En revanche, la deuxième étape de discrimination de la végétation basée sur le calcul de la variance locale ne se réalise plus sur la bande panchromatique (non disponible avec ce produit image), mais sur la bande proche-infrarouge. Les algorithmes de seuillage statistiques restent inchangés, ce qui constitue un atout supplémentaire pour le déploiement de cette méthode.

Aussi, en appliquant ces quelques modifications à notre méthode, nous obtenons les résultats décrits sur la figure 6-35 (p. 214) et la figure 6-36 (p. 215). Nous comparons également les classifications obtenues sur nos trois secteurs à partir des deux images Pléiades Toulouse-2012 et Toulouse-2013. Afin de faciliter la lecture des résultats (page de droite), nous n'avons pas représenté cartographiquement les classes « autre OCS » et « sans changements - autre OCS ».

Ce que nous définissons comme étant de l'artificialisation correspond aux milieux végétalisés en 2012 qui ne le sont plus selon la classification de l'image 2013. Il peut s'agir d'un changement à long terme tel que la construction de bâti ou d'infrastructures routières, ou d'un changement temporaire de l'occupation du sol principalement lié à la date d'acquisition de l'image. L'image de 2013 a été acquise en septembre, une période de l'année où la teneur en eau de la végétation – un paramètre qui modifie la signature spectrale – est plus faible qu'au

printemps, compliquant ainsi sa discrimination. D'autres différences s'observent en marge des zones identifiées comme étant végétalisées et peuvent s'expliquer par un angle de prise de vue sensiblement différent entre 2012 et 2013 (respectivement 24,5° et 8°). Les résultats obtenus sur le secteur de Casselardit illustrent ces deux types de changement avec la construction d'une nouvelle résidence au sud-est de l'extrait, et une zone de végétation desséchée au nord (schématisé par l'encadré rouge). Sur le secteur Lardenne, nous pouvons par exemple constater que le revêtement d'un terrain de sport a été modifié pour un revêtement synthétique.

La végétalisation s'oppose à l'artificialisation : les milieux initialement classés en autre OCS en 2012 sont devenus végétalisés en 2013. Ce changement d'OCS représente une faible proportion des zones étudiées (entre 4 et 6 % de la superficie) et se localise très souvent sur les marges des polygones. Cette différence à la marge peut s'expliquer par un léger décalage du géoréférencement entre les deux images, une période d'acquisition différente (la végétation n'a pas atteint le même stade phénologique) ou encore un angle de prise de vue différent (les façades de bâtiment peuvent alors occulter des espaces végétalisés).

Finalement, la méthode proposée s'applique également sur une image Pléiades dont le format diffère de celui initialement utilisé. La méthode a été légèrement adaptée, mais s'affranchit du prétraitement de fusion et peut ainsi être mise en œuvre dans une démarche opérationnelle à partir d'images orthorectifiées et fusionnées fournies par l'IGN à des UIA. Appliquer cette méthode à des images acquises annuellement permettrait également d'étudier les changements d'occupation des sols en milieu urbain et périurbain.

Classification de la végétation Image Pléiades 2013

Commune de Toulouse, données en %



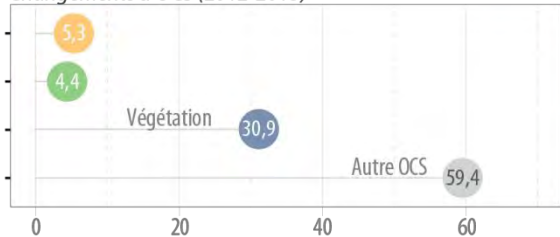
Secteur Compans-Caffarelli (64 ha)



Végétation arborée et herbacée



Changements d'OCS (2012-2013)



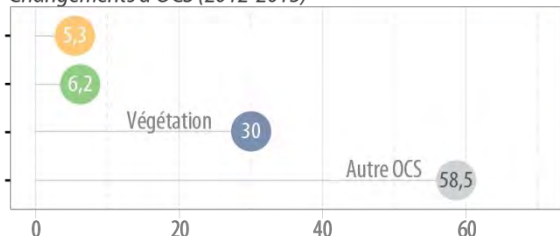
Secteur Casselardit (16 ha)



Végétation arborée et herbacée



Changements d'OCS (2012-2013)



Secteur Lardenne (64 ha)



Végétation arborée et herbacée



Changements d'OCS (2012-2013)

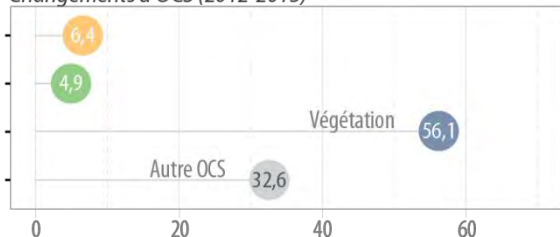


Image Pléiades © CNES (2013), Distribution Astrium DS / Spot Image

P.CROMBETTE - 2015

Figure 6-35. Cartographie de la végétation en 2013.

Identification de la végétation

Changements d'occupation du sol 2012 - 2013



Figure 6-36. Comparaison des résultats des deux classifications d'après les images 2012 et 2013.

SYNTHÈSE

En résumé, les résultats mettent en évidence une répartition des espaces végétalisés étroitement liée au développement de l'urbanisation. La rareté de ces espaces dans les quartiers du centre-ville contraste avec leur présence systématique dans les secteurs périphériques. Le centre urbain présente ainsi une forte densité de bâti et une faible densité de végétation souvent liée à la présence de parcs publics et d'alignements d'arbres le long des routes comme l'illustre l'extrait du centre urbain dense strasbourgeois (cf. p. 210). Plus on s'éloigne du centre-ville, plus l'espace végétalisé s'accroît avec l'apparition de jardins privés. À ces zones de végétation marquées par les jardins s'ajoutent des éléments linéaires (haies et ripisylves), une végétation plus ou moins discontinue d'arbres et de parterres végétalisés, ainsi que des espaces agricoles et naturels. Ces éléments peuvent jouer un rôle important dans les relais écologiques au sein d'une matrice fortement minéralisée et constituer des zones de refuge pour une biodiversité ordinaire (espèces d'insectes, d'oiseaux ou de petits mammifères) tout en participant à leur déplacement entre les réservoirs de biodiversité formés par les espaces végétalisés en zone périurbaine.

Les communes étudiées sont toutes traversées par un ou plusieurs cours d'eau. Nous constatons ainsi que des continuités végétales potentielles tendent à se détacher sur le territoire communal, inféodées à ce réseau hydrographique. Ces ripisylves doivent très certainement favoriser le déplacement des espèces le long de ces éléments. Dans ce type de contexte, la continuité verte, dominée par une végétation arborée, a donc tendance à s'imposer en ville par une superposition avec une continuité bleue comme l'illustre le cliché capturé le long du canal de Brienne à Toulouse (figure 6-37).



Figure 6-37. Photographie panoramique du canal de Brienne depuis la rive droite.

Nous l'évoquons également au cours du premier chapitre : les jardins et les espaces privés semblent supporter une part non négligeable de la végétation urbaine. Le recours à une base de données de type fichiers fonciers MAJIC – qui qualifie la propriété des parcelles (privée et publique) – permettrait de calculer ce rapport de végétalisation mais cette hypothèse semble se confirmer au vu des résultats obtenus sur nos quatre communes.

En revanche, les études sur les jardins privés semblent être complexes à mettre en œuvre. D'une part, ils constituent des microbiotopes privés, dont l'accès est de fait restreint et négociable avec les propriétaires pour chaque étude ou inventaire floristique et faunistique pouvant s'y dérouler. D'autre part, la biologie des jardins est plutôt dynamique et susceptible

de changer rapidement au cours de l'année avec l'introduction d'espèces parfois exotiques. Par définition, les jardins privés sont également des habitats non réglementés : à de rares exceptions près, il n'existe pas de planification, de restrictions réglementaires sur les activités qui peuvent y avoir lieu ou de méthodes imposées ou recommandées aux propriétaires quant à la gestion de ces espaces. Le code de l'urbanisme protège malgré tout certains espaces tels que les Espaces Boisés Classés (EBC) ou les arbres remarquables. Aussi, un large éventail de pratiques, parfois contradictoires, peuvent cohabiter au sein d'un même quartier, avec un impact sur la biodiversité qui ne sera pas toujours évident à modéliser et à évaluer, voir même à généraliser.

6.3. Discussions et perspectives

En 1889, Anatole France (1925) écrivait dans sa nouvelle Balthazar que « *la science est infallible ; mais les savants se trompent toujours* ». Nous n'avons pas dérogé à cette affirmation, puisque ce travail de thèse nous aura permis de reconnaître certaines limites et difficultés lors du développement de la méthode proposée. Il n'aura pas été linéaire, mais bien le fait de tentatives restées parfois vaines. Aussi, ce travail amène également différentes réflexions et perspectives d'évolution que nous allons présenter.

6.3.1. Une simplification volontaire de la méthode

La complexité de mise en œuvre d'une méthode réside, entre autres, dans le nombre de variables à paramétrer. En vue d'une meilleure appropriation de la méthode, nous avons alors opté pour sa simplification en limitant au maximum le besoin en expertise.

Bien entendu, une méthode plus complexe, orientée objet, faisant appel à des règles de classification, permettra d'identifier un plus grand nombre de classes d'occupation du sol. Mais cette méthode présente également des limites dans son application (Schiewe *et al.*, 2001) comme le temps de mise en place de la chaîne de traitement (hypothèses et règles de classifications définies à l'aide d'échantillons d'apprentissage), une nécessité d'expertise importante de l'utilisateur ou encore une reproductibilité de la classification pas toujours évidente. Sur ce dernier point, le CEREMA en a d'ailleurs fait l'expérience. Initialement déployée et validée sur la région Limousin, la première version de la méthode de traitement d'image Pléiades présentée plus tôt (cf. p. 196) n'a pas fourni les résultats escomptés une fois appliquée sur le territoire du SCoT Franco-Valdo-Genevois, une zone d'étude au paysage plus marqué. Aussi, la première classification obtenue présentait des confusions majeures entre les classes « anthropisées » et « sols nus » ou « arborées », obligeant à des post-traitements automatiques et manuels. La cause de ces erreurs serait une mauvaise sélection des échantillons d'apprentissage, initialement basés sur les couches vectorielles de la BD TOPO® (Mayis, 2014). Cette méthode, plus complexe dans son paramétrage, exige donc une expertise plus grande et un affinage de la sélection des échantillons d'apprentissage. Le CEREMA cherche malgré tout à fournir aux collectivités une méthode opérationnelle et n'a de cesse d'améliorer ces chaînes de traitement.

6.3.2. Les limites observées de notre méthode

Malgré la recherche d'une méthode optimale, celle-ci peut toujours être améliorée et comporte des limites que nous présentons dans la suite de ce paragraphe.

L'absence d'informations sur la distribution verticale de la végétation

Un premier écueil observé dans les méthodes de traitements d'images optiques réside dans la difficulté à évaluer la végétation sous le couvert arbustif. La classification obtenue à l'aide de ce type d'image est une classification spatialement horizontale. En effet, une prise de vue verticale (ou légèrement oblique selon l'angle de capture) ne permettra pas de définir si la structure est hétérogène ou non sous une canopée dense : un arbre peut recouvrir une zone buissonnante ou herbacée, tout comme il peut n'y avoir qu'une surface artificialisée ne favorisant pas le déplacement des espèces au sol. Dans notre cas, la méthode de traitement d'image optique proposée n'y déroge pas. Nous avons donc émis l'hypothèse que la distribution de la végétation verticale était homogène. Malgré tout, cette différenciation apporterait une information complémentaire dans l'étude des connectivités écologiques potentielles en milieu urbain.

Des recherches sont actuellement menées afin de quantifier le couvert végétal depuis le sol. Li *et al.* (sous presse) ont par exemple développé une méthode basée sur des séries d'images de Google Street View afin d'évaluer la verdure visible en milieu urbain par les piétons. Ces auteurs récupèrent ainsi une série de 18 images pour chaque point de vue selon différents angles et calculent un indice de verdure modifié à partir des trois bandes spectrales (rouge, vert, bleue) de l'image. Selon ces auteurs et malgré certaines difficultés dans la mise en application de cette méthode – comme les conditions de prise de vue (notamment la date d'acquisition qui n'est pas une donnée accessible ou encore la présence plus ou moins importante d'obstacles comme les voitures ou le mobilier urbain), le nombre de points de mesure important pour couvrir une ville ou encore une confusion de classification entre la végétation et des objets urbains verts –, elle semble fournir une mesure objective de la verdure au niveau du sol. Elle pourrait dès lors enrichir les informations obtenues par traitement d'images satellite et s'avérer utile dans le cadre d'une planification urbaine. En revanche, sa mise en application demanderait une importante analyse de données, sous réserve de pouvoir utiliser les services et les données de l'entreprise Google en toute légalité.

L'absence de différenciation entre strates arborées et buissonnantes

La méthode de distinction de la végétation basée sur la texture ne permet pas de distinguer les formes arborées des formes buissonnantes. En effet, la texture d'un arbre ressemble fortement à celle d'un arbuste, la variance locale est donc équivalente. Nous avons également constaté que notre méthode avait une forte tendance à surévaluer la présence de végétation arborée qui dans la réalité devrait correspondre à de la végétation herbacée. À terme, ces données de végétation peuvent être utilisées pour le calcul d'indicateurs ou être intégrées dans des modèles. Ces fausses alertes peuvent donc être la cause de mauvaises interprétations qu'il conviendra d'évaluer.

Le post-traitement, cause du lissage des données

L'étape de vectorisation a souvent tendance à s'imposer pour faciliter l'exploitation de cette nouvelle donnée par les futurs utilisateurs tels que les acteurs de l'aménagement du territoire.

En effet, les collectivités ne disposent pas toujours de personnels formés au traitement et à l'exploitation des données raster et se retrouvent souvent démunies face à ces données.

Dans le cadre de notre recherche, nous avons utilisé autant que faire se peut des données raster. En effet, au-delà du défi lié à la simplification de la donnée, la vectorisation, surtout lorsqu'elle est associée au lissage des objets, entraîne généralement une perte d'information – plus ou moins importante en fonction des paramètres de lissage utilisés – en raison de la simplification des contours.

Une classification de l'occupation du sol et non de l'usage du sol

Les images satellitaires permettent d'obtenir une occupation du sol, mais nécessitent des bases de données complémentaires pour en définir leur usage comme la base du Registre Parcellaire Graphique (RPG) qui localise les parcelles agricoles. Nous présentons cette base de données au cours du quatrième chapitre (cf. § 4.1.4, p. 94) précisant toutefois ses limites (données non exhaustives, soumises à déclaration PAC...).

Notre étude étant principalement destinée à traiter des territoires urbains et périurbains, nous avons pris le parti, pour ce travail, de ne pas affiner les postes d'occupation du sol. Nous ne distinguons pas par exemple les cultures agricoles de la végétation herbacée (naturelle ou semi-naturelle comme les prairies agricoles ou les jachères). En revanche, si ces données se destinent à des études diachroniques d'évolution de l'artificialisation des sols, la localisation et l'intégration des parcelles agricoles permettraient sûrement d'éviter certaines erreurs d'interprétation des changements constatés.

En comparant la classification obtenue entre les deux dates sur Toulouse (mai 2012 et septembre 2013), nous observons des zones en milieu périurbain où les évolutions de l'occupation du sol sont importantes, comme en atteste la figure 6-38. L'usage agricole des sols semble en être la raison. Cette hypothèse se confirme lorsque nous superposons les limites des îlots cultureux du RPG 2012¹³⁰ à notre image comparative 2012-2013 : les zones présentant des changements d'OCS sont majoritairement des parcelles agricoles inscrites au RPG 2012 (figure 6-38). Les changements observés correspondraient donc essentiellement aux rotations culturales (culture et sol nu labouré) liées à cette activité agricole.

La date d'acquisition, qu'il s'agisse d'images issues d'une programmation ou d'images d'archives, est donc un facteur important dans notre chaîne de traitement, surtout parce qu'il s'agit d'identifier une occupation du sol caractérisée par différents stades phénologiques telle que la végétation. Par exemple, au printemps, une parcelle peut être classée en végétation lorsque les cultures commencent à lever, tandis qu'en début d'automne, cette même parcelle, une fois fauchée, est classée en sol nu. Sans tenir compte de la date d'acquisition de l'image ou de l'usage du sol, nous pourrions donc, à tort, considérer ces changements comme pérennes, notamment s'ils se font dans le sens : végétation vers artificialisation.

Les caractéristiques d'acquisition de l'imagerie satellitaire

Un autre problème observé avec les méthodes de traitement d'images optiques réside dans la présence de zones d'ombres portées par les objets urbains (bâtis, végétation, mobilier urbain tel que les poteaux...) ou les nuages. De fait, les informations d'occupation du sol sous-jacentes à ces espaces ne peuvent pas être exploitées. La superficie totale des zones d'ombres d'une image dépendra bien entendu de l'heure et de la saison d'acquisition ainsi que de l'angle

¹³⁰ Le RPG 2012 est le millésime disponible le plus récent au moment de la rédaction de cette thèse.

de prise de vue, ou de la couverture nuageuse. Sur nos zones d'étude, les zones d'ombre ne sont pas nombreuses et s'élèvent à moins de 2 % de la surface de chaque scène étudiée (cf. Annexe B, p. 334).

Il est bien entendu plus difficile d'intervenir directement sur ces paramètres lorsqu'il s'agit d'une image d'archive plutôt que d'une image obtenue à la suite d'une programmation. Ce problème résume en quelque sorte l'antinomie de l'agilité des satellites Pléiades : cette capacité de dépointage offre un atout quant à la flexibilité d'acquisition et la répétitivité des images pour la gestion des crises, mais parfois au détriment d'un angle de prise de vue important pouvant complexifier le traitement de l'image dans un contexte d'études urbaines par exemple. La programmation peut permettre de restreindre cet angle d'incidence, mais plus le commanditaire sera contraignant sur les paramètres d'acquisition (stéréoscopie¹³¹, angle et couverture nuageuse), moins les possibilités d'acquisition seront nombreuses.

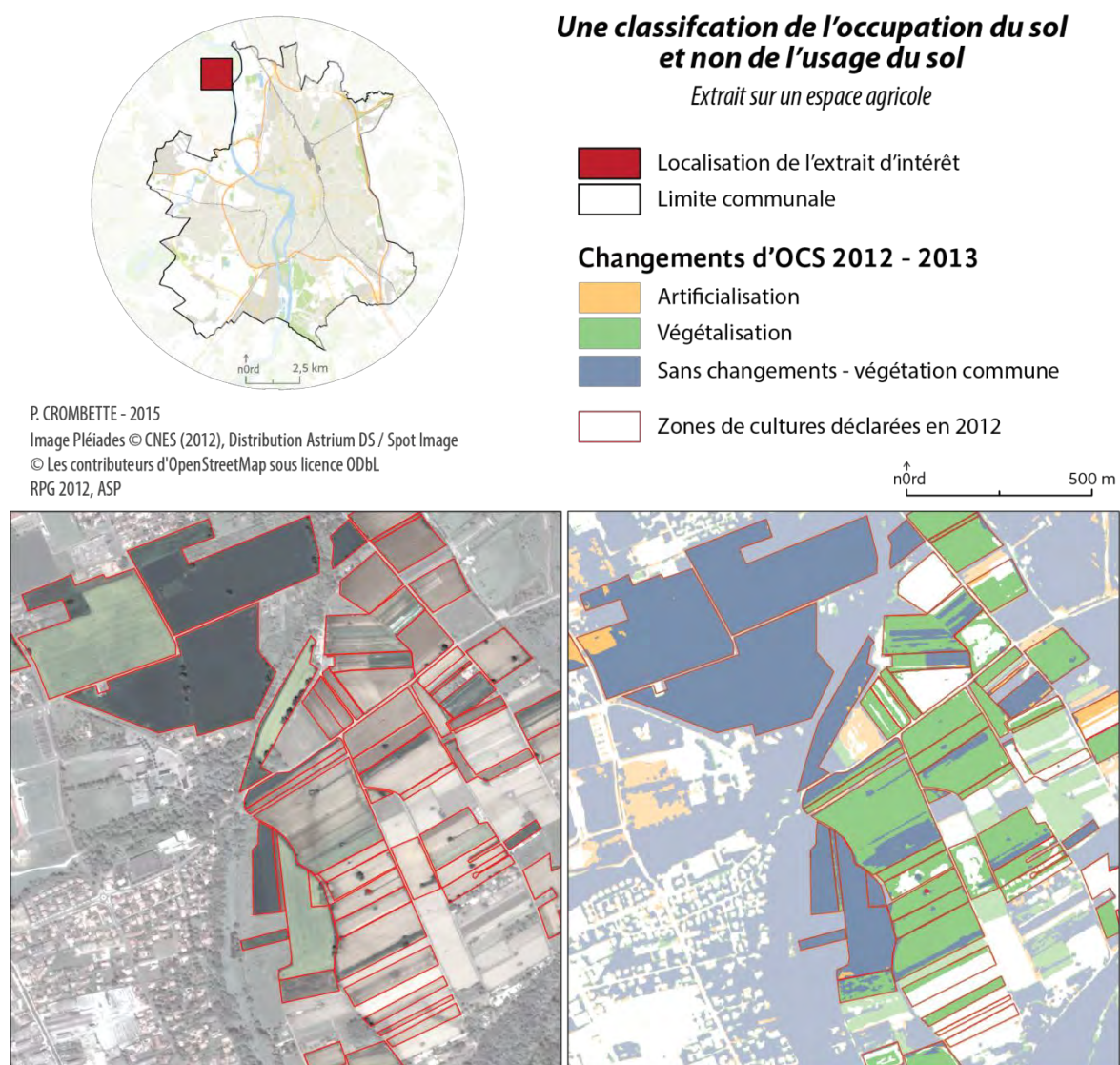


Figure 6-38. Conséquences d'une classification de l'occupation du sol et non de l'usage du sol.

¹³¹ L'agilité des satellites Pléiades permet d'acquérir plusieurs images d'un même site selon différents angles d'incidence. Cette faculté permet des applications variées comme la reconstitution en trois dimensions ou le calcul de modèles numériques de surface afin d'extraire par exemple des informations sur la hauteur de bâti ou de végétation.

6.3.3. Perspectives de développement

Développer une Interface Homme-Machine

Concernant les outils utilisés, la méthode ne s'appuie que sur des outils libres et gratuits pour un usage non commercial. La mise en place de scripts ouvre des perspectives intéressantes de développement et autorise ainsi la reproductibilité de la méthode et son application sur des territoires plus ou moins vastes. En revanche, cette approche nécessite encore quelques interventions manuelles comme la modification des chemins d'accès aux dossiers. Aussi, une amélioration viserait à développer une interface graphique qui faciliterait l'usage de l'outil en fournissant des éléments dédiés à la capture des entrées de l'utilisateur (menu, liste déroulante de fonctionnalités, variables...) et à la production des sorties du système. Autrement dit, cette Interface Homme-Machine (IHM) constituerait un système prenant en compte les entrées fournies par l'utilisateur de manière interactive, mais surtout plus compréhensible et conviviale qu'une console de commandes. En retour, cette interface pourrait fournir un état d'avancement lors de l'exécution du code et un résultat visuel après traitement.

Plusieurs outils de développement d'IHM sont disponibles en fonction des langages informatiques utilisés. Dans l'idée, cette interface pourrait être développée en langage Python, un langage également utilisé par le logiciel QGIS. L'OTB ainsi que le logiciel statistique R peuvent aussi être exécutés par des commandes ou des plugins Python. En choisissant cette option, nous pourrions alors développer des scripts intégrés à un plugin exploitable depuis le logiciel QGIS, facilitant ainsi son utilisation. L'exécution du code au travers des différents outils (OTB, GDAL/OGR ou R) serait donc totalement transparente pour l'utilisateur qui n'aurait qu'à utiliser son logiciel SIG, sans avoir recours à de nombreuses actions de sa part.

Déployer la méthode sur d'autres images satellitaires

D'autre part, cette chaîne de traitement a été conçue de façon à pouvoir s'appliquer à des images de types Pléiades. Peut-elle s'appliquer à d'autres images THRS dès lors qu'elles disposent des bandes spectrales nécessaires au calcul des indices radiométriques ?

Par ailleurs, les dispositifs d'accès gratuit – ou à faibles coûts – aux données images pour les institutionnels se développent (programmes GEOSUD ou Copernicus par exemple). Complétée par le développement de logiciel libre de traitement d'images, comme l'OTB, l'utilisation d'imagerie satellitaire devient ainsi accessible financièrement aux services de l'État. Cette donnée gagne donc en popularité dans le monde de la recherche comme dans le milieu opérationnel. D'autant que l'actualité du moment n'est pas sans rappeler que de nouveaux capteurs THRS ou HRS viennent d'être lancés ou sont sur le point de l'être. Nous pouvons par exemple citer les satellites SPOT-6 et SPOT-7 ou encore la grande famille des satellites Sentinel-1 à Sentinel-6 que nous avons déjà présentés p. 104.

Dès lors, nous pourrions envisager de déployer cette méthode sur d'autres types d'images afin d'évaluer sa robustesse. L'absence de données Pléiades sur un territoire pourrait être contrebalancée par la disponibilité d'autres produits. Dans ce cas, et pour les satellites cités précédemment, la résolution spatiale serait moins fine, de l'ordre de 1,5 m pour SPOT-6 à 10 m pour Sentinel-2 mais il conviendrait alors d'étudier l'impact d'une résolution moins fine sur la qualité de la classification et les études qui s'ensuivent.

Développer les classes thématiques de la classification

Nous évoquions précédemment des difficultés quant à la distinction des formes arborées et buissonnantes de la végétation, ou encore de sa distribution verticale. En réponse à ses obstacles, l'utilisation d'autres types d'imageries satellitaires (images radar ou images optiques stéréoscopiques) pourrait être envisagée en vue d'apporter une information complémentaire de hauteur pour aider à cette distinction. Une attention particulière devra toutefois être portée aux toits végétalisés (végétation herbacée) afin d'éviter les erreurs de classification. Les données hyperspectrales ouvrent quant à elles de nouvelles opportunités pour la cartographie des espèces végétales grâce au nombre élevé de bandes spectrales, étroites et contiguës. Mais ces données nécessitent également d'avoir recours à des méthodes de traitement spécifiques comme l'ont par exemple développés Voss et Sugumaran (2008), Franke *et al.* (2009), Plaza *et al.* (2009) ou encore Tuia et Camps-Valls (2011).

De plus, la carte d'occupation du sol produite fournit des informations de base pour ensuite calculer des indicateurs et aider, entre autres, à l'identification des connectivités écologiques potentielles urbaines. Notre traitement ne s'est attaché qu'à une seule thématique de l'occupation du sol, la végétation. Il conviendrait donc de développer notre méthodologie afin de cartographier les autres éléments du territoire et de ne plus avoir recours à des données exogènes comme la BD TOPO®. Ce recours à des données complémentaires pose en effet des questions d'antériorité et de mise à jour de l'information qui n'est pas toujours en accord avec la date d'acquisition de l'image satellite. En revanche, pour certaines thématiques comme le réseau hydrographique, nous pouvons considérer la donnée comme relativement stable dans le temps.

S'orienter vers une classification orientée objet ?

Les choix des méthodes et des algorithmes de classification sont également très importants puisque des mesures statistiques et des indicateurs peuvent ensuite être calculés à partir de l'occupation du sol qui en résulte. Nous connaissons les limites d'une classification pixel, mais le développement de notre chaîne de traitement a également été borné par la volonté d'utiliser des solutions libres. Or, la technique de classification orientée objet n'était pas encore assez développée au sein de l'OTB au moment de nos réflexions méthodologiques. En revanche, son utilisation permet de dépasser les limites d'un traitement pixels et d'affiner la classification en combinant des caractéristiques radiométriques et des critères morphologiques (forme, surface, élongation...). Aujourd'hui, l'OTB offre de nouvelles évolutions vers la classification orientée objet qui était jusqu'à présent plutôt réservée aux logiciels propriétaires et qui pourrait bien ouvrir de nouvelles perspectives méthodologiques.

SYNTHÈSE

Finalement, les résultats obtenus permettent de s'affranchir d'une méthode de numérisation manuelle ou d'une méthode plus complexe de traitement d'image. La cartographie manuelle d'une commune urbaine de la taille de Toulouse peut présenter quelques avantages comme la collecte d'informations détaillées sur les jardins, à la fois spatialement et sémantiquement. En revanche, il est fort probable que le coût (humain et temps de traitement) soit prohibitif pour de nombreux organismes ou des projets de recherche, comme en témoigne le manque général de données précises sur cette thématique en milieu urbain. D'autre part, nous considérons que dans un contexte opérationnel, un peu plus de 7 h sont nécessaires pour traiter une surface de 100 km². Le temps machine est linéairement proportionnel à la surface traitée comme l'illustre le tableau 6-11 suivant. Nous estimons que la méthode proposée est stabilisée, automatisée et ne nécessite pas d'autres traitements manuels. Rappelons également que cet ordre de grandeur est lié aux caractéristiques de la station de travail utilisée (cf. Annexe C p. 335).

Tableau 6-11. Temps de traitement des images Pléiades acquises en 2012.

Commune	Superficie communale (km ²)	Superficie traitée (km ²)	Temps de traitement
Toulouse	118	324	11 h 15
Muret	58	255	10 h 33
Davantaygue	2	162	8 h 18
Strasbourg	78	649	16 h 55

Ces temps de calcul intègrent également l'étape de fusion qui représente environ un tiers du temps de calcul total. Dès lors, à moins de vouloir réaliser soi-même la fusion ou pour des traitements de classification qui s'appuient sur une approche multi-résolution, l'acquisition d'images déjà fusionnées comme le proposent l'IGN ou le programme GEOSUD représente un gain de temps non négligeable pour ce travail de classification. Comme nous l'avons démontré précédemment (cf. § 6.2.4, p. 212), la méthode développée permet de traiter des images au format « *pan-sharpened* » (cf. p. 59). Ainsi, en réponse à nos besoins de cartographie de l'occupation du sol et lorsque l'utilisateur en a la possibilité, ce format devra être privilégié.

En conclusion, cette chaîne de traitement, alimentée avec une image Pléiades multispectrale (mosaïque ou dalles) ou une image fusionnée permet d'obtenir une image classée selon trois postes d'occupation du sol : végétation herbacée, végétation arborée et autre occupation du sol.

Une fois prétraitées, les images sont analysées en quatre étapes. La première consiste à extraire la végétation urbaine, quelle que soit sa forme. La deuxième étape discrimine deux formes de végétation. Enfin, la troisième étape traite le reste de l'image en s'appuyant sur des données vectorielles exogènes contenues dans la BD TOPO® de l'IGN.

Initialement développée sur une scène entière acquise sur Toulouse, la méthode a également été appliquée sur trois autres images Pléiades de 2012 (Muret, Strasbourg et Davantaygue) ainsi que sur des données fournies par l'IGN (dalles fusionnées de 1 km de côté). Bien que les premiers résultats laissent apparaître des confusions entre les classes avec une surreprésentation de la végétation arborée, nous concluons que cette méthode est robuste et applicable à différents sites géographiques, à des coûts et des délais raisonnables. Néanmoins, nous inscrivons cette recherche dans une phase de préidentification des zones à

enjeux dans l'aménagement du territoire. Ce travail devrait ainsi aider à pointer du doigt les zones à étudier prioritairement. Dans cette perspective, nous considérons que cette surestimation n'est pas pénalisante, à l'inverse d'une sous-estimation : dans ce cas, c'est bien l'absence d'identification du phénomène, et donc de végétation, qui pourrait s'avérer à terme préjudiciable pour le maintien de la biodiversité.

À n'en pas douter, cette classification n'est pas aussi précise thématiquement qu'une photo-interprétation. Toutefois, elle démontre la pertinence de l'utilisation de l'imagerie satellitaire à très haute résolution spatiale de type Pléiades dans l'identification et la discrimination de la végétation urbaine sur de larges territoires, sans avoir recours à des données d'apprentissages ou des méthodes de classification complexes.

Dans le cadre d'un traitement d'image satellitaire, même si les opérateurs utilisent d'ordinaire des solutions commerciales, souvent parce qu'ils ont été formés et habitués à leur utilisation, la richesse fonctionnelle, les performances et les potentialités des logiciels libres comme l'OTB n'ont plus rien à leur envier. Ainsi, ils peuvent de plus en plus rivaliser avec ces outils coûteux tout en fournissant des résultats adaptés aux besoins des utilisateurs.

CONCLUSION DE LA TROISIÈME PARTIE

Cette troisième partie méthodologique nous a d'abord permis d'exposer au cours du cinquième chapitre l'intérêt de traiter des données THRS Pléiades dans la classification d'images urbaines comparativement à des images HRS comme SPOT-5 ou à des données vectorielles comme la couche thématique de végétation de la BD TOPO® de l'IGN.

Dans le sixième chapitre, nous avons présenté l'approche développée dans l'objectif de détecter automatiquement la végétation urbaine à partir d'images optiques à THRS Pléiades. La chaîne de traitement mise en œuvre est basée sur l'extraction d'un indice radiométrique de végétation, le NDVI. La discrimination de la végétation s'appuie ensuite sur la texture et s'opère par seuillage statistique de la variance locale. Cette méthode a été appliquée et validée sur plusieurs images et différents profils de paysages urbain et périurbain caractérisés par un niveau d'hétérogénéité élevé et soumis à des changements parfois rapides d'occupation du sol.

Une méthode se définit par une suite d'actions à mener régie par des données d'entrée et des paramètres, plus ou moins nombreux ou indispensables. En fonction des données disponibles et de l'objectif de l'étude, chaque méthode s'adapte et présente des avantages et des inconvénients. Aussi, pour répondre aux exigences de reproductibilité évoquées précédemment, notre méthode d'extraction de la végétation présente l'intérêt de s'affranchir de procédures complexes qui nécessiteraient l'adaptation des divers paramètres. L'expertise requise pour son utilisation est bien moindre que pour une méthode plus complexe de classification d'images orientée objet. D'autant que l'utilisation de ce type de méthode pose certaines contraintes comme celle de savoir comment élaborer le réseau sémantique qui permettra de classifier l'image. Sa conception n'est régie par aucune règle (simple) prédéfinie. Cette opération peut alors exiger beaucoup d'expertise et de temps comme le mentionnent Schiwe *et al.* (2001) ou Lang (2008). En outre, le nombre élevé de fonctions et d'algorithmes disponibles rend la tâche de recherches exploratoires détaillées longue et fastidieuse, en lien étroit avec l'expertise de l'opérateur. D'autre part, nous avons pu constater qu'une méthode développée sur un territoire fournissait de bons résultats, mais sa reproductibilité en l'état sur un territoire différent n'était pas toujours vérifiée (Mayis, 2014). Mais si une méthode orientée objet peut offrir une plus grande diversité thématique dans l'identification de l'occupation du sol, ce gain ne peut être réalisé qu'au prix de nombreux ajustements de paramètres endémiques à la zone étudiée. La méthode proposée ici minimise ces ajustements garantissant une transposabilité aisée et efficace. En revanche, cette simplicité oblige également à une simplification des postes de classification : nous ne proposons que deux types d'occupation du sol sur le thème de la végétation : la végétation herbacée et la végétation arborée. Par contre, la précision spatiale de cette donnée est plus fine et actualisée que celle de la donnée jusqu'à présent disponible nationalement (BD TOPO®, BD CLC) ou non (Urban Atlas).

L'homogénéité, l'actualisation annuelle ou plus et la précision spatiale des images Pléiades peuvent donc représenter un atout majeur pour les acteurs du territoire. L'amélioration des méthodes de traitement d'image doit aussi permettre d'affiner les résultats qui seront alors suffisamment pertinents pour réaliser des suivis et calculer des indicateurs requis par les documents d'urbanisme.

Ce travail de recherche justifie donc la faisabilité d'une extraction rapide et à faible coût, à l'aide d'images satellites à THRS Pléiades, d'informations suffisamment pertinentes pour en faire usage dans l'aménagement du territoire et pour la mise en place de Trame verte urbaine qui nécessite une traçabilité pérenne des corridors écologiques.

Au cours de la troisième et dernière partie de cette thèse, nous chercherons donc à identifier, à partir des cartes d'occupation du sol précédemment établies, des zones d'intérêt où la présence de connectivités écologiques potentielles peut s'opposer à une volonté de densification urbaine.



Partie 4.

ÉVALUATION DE LA CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE POTENTIELLE DES SURFACES VÉGÉTALISÉES URBAINES

Dans le chapitre précédent, une méthode d'extraction de la végétation urbaine a été développée et appliquée à différents territoires urbains. Comparée aux bases de données vectorielles actuellement disponibles (CLC, Urban Atlas, BD TOPO® de l'IGN), cette méthode apporte des améliorations dans la cartographie de la végétation urbaine, une actualisation et une précision spatiale jugées nécessaires pour l'identification des connectivités écologiques potentielles.

Après avoir abordé l'aspect technique du traitement d'images satellitaires, nous allons chercher au cours de cette quatrième et dernière partie à modéliser les connectivités écologiques en utilisant les données de végétation urbaine préalablement cartographiées à partir des images THRS Pléiades et de la méthode décrite dans le chapitre 6. Si l'importance de la connectivité écologique fait désormais l'objet d'un consensus assez large, les méthodes à appliquer pour les identifier et les évaluer en milieu urbain font encore l'objet de discussions et de recherches. Au cours du troisième chapitre, nous avons présenté différentes approches et méthodes – structurelles ou fonctionnelles – d'élaboration de la TVB souvent à petite échelle (région, département) sur des milieux ruraux. Nous avons cherché à transposer l'une d'entre elles sur un milieu urbain. Finalement, nous orientons notre recherche selon une approche nouvelle, mais en pleine effervescence dans le domaine écologique : la modélisation des connectivités écologiques par les graphes paysagers issus de la théorie des graphes. L'intérêt de cette approche réside dans ses capacités à représenter spatialement et quantitativement la connectivité d'un réseau, par une construction simple d'éléments sensiblement proches du concept de Trame verte et le calcul de métriques de connectivité.

Aussi, le septième chapitre introduit les grands principes de la théorie des graphes. Il donne un aperçu de son usage dans la modélisation des réseaux écologiques et présente l'approche méthodologique afin de modéliser ces connectivités potentielles sur un de nos territoires d'étude, Toulouse, à l'aide de la carte de végétation réalisée au cours du chapitre précédent. Enfin, nous abordons les principales limites observées en mobilisant de cette approche.

Le huitième et dernier chapitre cherche à illustrer l'emploi de cette théorie dans l'identification de zones à enjeux en territoire urbain. En effet, le maintien de certaines zones

urbaines végétalisées importantes pour la préservation de la biodiversité peut entrer en conflit avec des politiques publiques d'aménagement du territoire. Nous cherchons alors à identifier et représenter cartographiquement ces zones conflictuelles.

Chapitre 7. Modélisation des connectivités écologiques potentielles urbaines.....229

7.1.	Utilisation des graphes paysagers	230
7.2.	L'usage de ces métriques dans l'aménagement du territoire	243
7.3.	Construction d'un graphe paysager en milieu urbain.....	244
7.4.	Discussions et perspectives	260

Chapitre 8. Un appui à l'aménagement du territoire269

8.1.	Scénario d'aménagement, un cas d'étude	269
8.2.	Identification des zones d'enjeux	279
8.3.	Résultats croisement PLU / importance connectivité.....	287
8.4.	Synthèse et perspectives	293

Chapitre 7. MODÉLISATION DES CONNECTIVITÉS ÉCOLOGIQUES POTENTIELLES URBAINES

La mise en œuvre de Trames vertes et bleues repose avant tout sur la définition des connectivités potentielles existantes sur un territoire donné. Nous l'avons déjà définie, la connectivité représente le degré selon lequel le paysage facilite ou non les mouvements d'espèces et autres flux écologiques. Plus un paysage est fragmenté et dégradé, plus les impacts sur la survie des espèces sont élevés. Cette fragmentation est souvent d'origine humaine bien que son impact varie en fonction de la sensibilité des habitats touchés et de la tolérance des espèces animales et végétales concernées (Fischer et Lindenmayer, 2007). La connectivité paysagère peut être d'ordre structurel, basée sur l'organisation spatiale du paysage constitué de taches d'habitat reliées les unes aux autres par des liens évalués par exemple selon une distance euclidienne. En revanche, les mesures de connectivités basées sur cette approche ne reflètent pas la capacité de mouvement des espèces au sein d'un espace hétérogène et fragmenté. De plus, elle envisage la connectivité au voisinage de la tache d'habitat et non à l'échelle globale du paysage. La méthode d'érosion-dilatation peut être utilisée dans ce cadre. Afin de tenir compte des réactions comportementales des individus face aux éléments du paysage, la connectivité peut donc autrement s'évaluer au travers d'un réseau fonctionnel (Tischendorf et Fahrig, 2000). Dans ce cas, la connectivité étudiée peut être réelle, en s'appuyant par exemple sur des méthodes de télémétrie, ou potentielle en combinant une approche paysagère structurelle et des données biologiques.

À l'inverse de la connectivité structurelle qui peut directement être évaluée à partir de la configuration spatiale de la mosaïque paysagère, la connectivité fonctionnelle nécessite plus de ressources et une connaissance plus fine de la biologie des espèces (Taylor *et al.*, 2006).

Parmi les différentes méthodes proposées pour cartographier et évaluer la connectivité paysagère, il existe notamment deux approches complémentaires qui nécessitent l'utilisation de cartes d'occupation des sols (habitats et barrières de dispersion) pour obtenir des cartes de paysage associées à des coûts (faculté d'une espèce à se déplacer au travers d'un paysage). Cette donnée sert ensuite de base à l'analyse de la connectivité des habitats par le calcul des chemins de moindre coût et la théorie des graphes (Bunn *et al.*, 2000; Fall *et al.*, 2007; Urban *et al.*, 2009). Comme nous le verrons plus en détail dans la suite de cette section, cette théorie sert à évaluer la connectivité de tous les réservoirs d'habitats et leur importance relative au sein du réseau modélisé, et offre une certaine flexibilité dans la modélisation spatiale d'un réseau en s'adaptant aux données disponibles (Minor et Urban, 2007a).

Nous proposons dans ce chapitre de modéliser les connectivités écologiques potentielles à partir des données de végétation obtenues par traitements d'image selon la méthode décrite au cours du précédent chapitre en nous appuyant sur les concepts de la théorie des graphes.

7.1. Utilisation des graphes paysagers

7.1.1. La théorie des graphes

La théorie des graphes est avant tout une théorie mathématique faisant appel à des algorithmes plus ou moins complexes pour modéliser des situations concrètes où interviennent des objets en interaction. Elle est utilisée dans une multitude de disciplines liées à l'analyse de réseaux comme les transports, les télécommunications ou encore la biologie ou l'écologie comme nous le verrons un peu plus loin.

Son origine remonte à la résolution du problème des sept ponts de Königsberg en 1736 posé par le mathématicien Leonhard Euler (Cogis et Robert, 2003) : comment trouver le chemin passant une seule fois par chacun des sept ponts de la ville et permettant de revenir à son point de départ ? De nombreux problèmes d'optimisation des parcours seront ensuite étudiés au travers de cette théorie comme le problème du voyageur de commerce. Cette recherche d'optimisation sera ainsi à l'origine du développement d'algorithmes comme ceux de Kruskal, de Prim ou encore de Dijkstra...

Une présentation succincte des éléments des graphes est donnée dans ce paragraphe. Le lecteur désireux d'obtenir une description plus complète des types de graphes pourra par exemple se tourner vers l'ouvrage rédigé par Gross et Yellen (2006).

Dans la théorie des graphes, un graphe est un objet mathématique composé de deux ensembles : un ensemble de points, également appelés nœuds ou sommets, et un ensemble de liens, également appelé arêtes ou arcs qui symbolisent la connexion entre des paires de nœuds. Un graphe est dit connecté lorsqu'un lien existe entre une paire de nœuds. Un lien doit donc forcément relier deux nœuds, mais un nœud peut ne pas avoir de liens. Cet isolement peut également s'observer lorsque le graphe est seuillé. Le seuillage permet de préciser une distance au-delà de laquelle les liens reliant des nœuds ne seront pas modélisés. Considérer un graphe demande parfois d'en identifier les composantes (ou sous-graphes) (figure 7-1). Dans la théorie, les composantes correspondent à des ensembles connexes de nœuds, c'est-à-dire reliés les uns aux autres par une succession de liens. Ainsi, deux nœuds appartiennent à la même composante s'il est possible de se déplacer de l'un à l'autre en parcourant des liens (il existe un chemin permettant d'aller de l'un à l'autre). En revanche, deux nœuds sont dans des composantes différentes si aucun lien ne permet de les relier.

Un graphe est généralement « symétrique » sauf lorsqu'un sens et/ou un poids sont attribués aux arcs¹³² qui le composent comme pour représenter un écoulement d'eau. Le graphe est alors dit « valué et orienté ».

Il peut également présenter deux types de topologies. Si tous les nœuds sont reliés entre eux et deux à deux, le graphe est dit « complet ». À l'inverse, un graphe représenté dans un plan dont les arêtes ne se croisent pas est dit « planaire ». La figure 7-1 illustre quelques-uns de ces exemples.

¹³² Un lien est appelé arête lorsque le graphe est symétrique ou arc lorsqu'il est orienté.

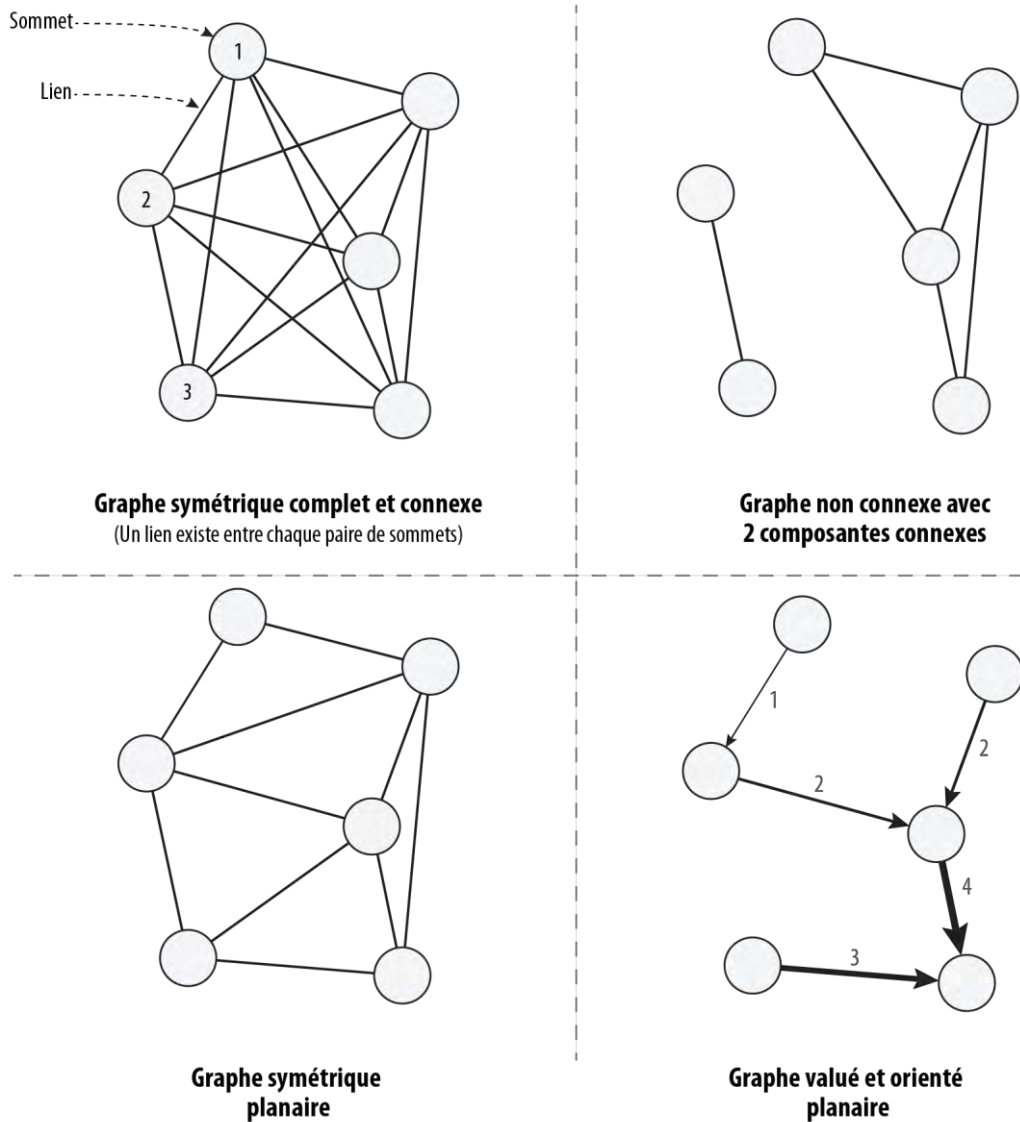


Figure 7-1. Illustration de quelques types de graphes.

7.1.2. Une mise en application dans le domaine écologique

7.1.2.1. Définition du graphe paysager

La théorie des graphes a d'abord été utilisée en biologie pour la modélisation des organismes et leurs interactions au sein de réseaux non spatialisés. Mais depuis une quinzaine d'années, cette théorie fait également l'objet de recherches en écologie pour la modélisation des réseaux écologiques. Les premiers travaux de Bunn *et al.* (2000), Ricotta *et al.* (2000) ou Urban et Keitt (2001) ont ainsi posé les bases de la théorie des graphes paysagers qui cherche à identifier des connectivités paysagères par la modélisation de territoires complexes.

En appliquant cette théorie à l'écologie du paysage, les nœuds du graphe peuvent être assimilés à des individus, des populations ou plus souvent des taches d'habitats, caractérisées par une position, une taille voir même une capacité. Ces objets sont ensuite reliés les uns aux autres par des corridors, les liens, qui maintiennent les interactions au sein du réseau.

L'identification de ces liens peut alors se baser sur une représentation structurelle et topologique à l'aide de différentes méthodes : plus proches voisins, arbre couvrant de poids minimal ou encore triangulation de Delaunay (Dale et Fortin, 2010) selon des distances euclidiennes (figure 7-2). Mais dans un contexte spatialement explicite, ces mesures ne reflètent pas les capacités de déplacement des espèces dans un paysage hétérogène et fragmenté. Il est donc important de réfléchir à l'élaboration d'un graphique fonctionnel qui considère à la fois la structure et la qualité du paysage. Les liens peuvent alors être pondérés en fonction de la qualité de la matrice par des cartes de coûts, ou être directionnels (Dale et Fortin, 2010) (figure 7-2). La connectivité du réseau peut aussi être seuillée en lien avec la distance maximale de dispersion d'une espèce.

Les différentes composantes du graphe paysager peuvent également être étudiées. Dans la pratique, pour un graphe donné, un territoire sera bien connecté s'il dispose de peu de composantes ayant chacune beaucoup de nœuds (figure 7-2). Les déplacements d'espèces entre les taches d'habitats sont ainsi favorisés. En revanche, une configuration pour laquelle un graphe est constitué d'un nombre élevé de composantes ayant peu de nœuds met en évidence un territoire peu connecté avec de nombreuses taches d'habitat isolées où les échanges ne sont pas possibles.

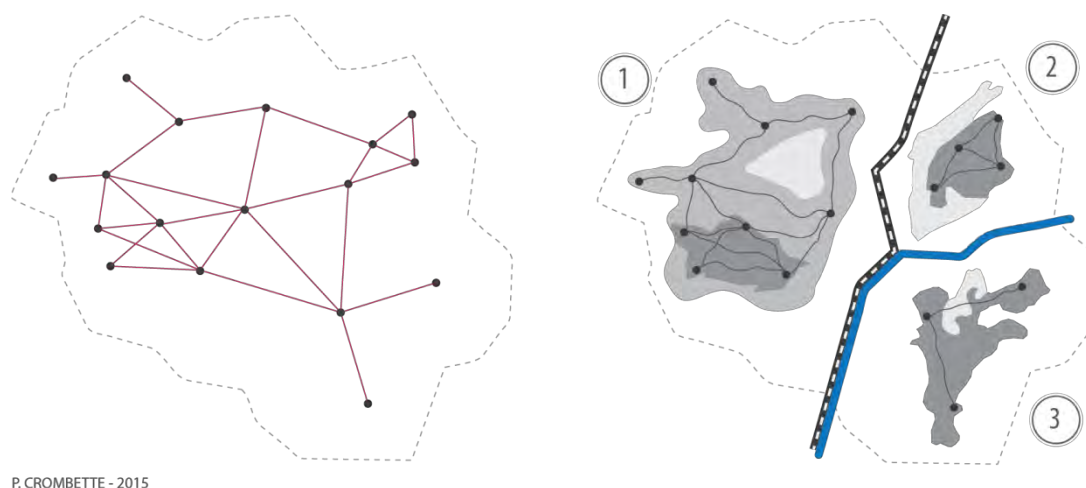
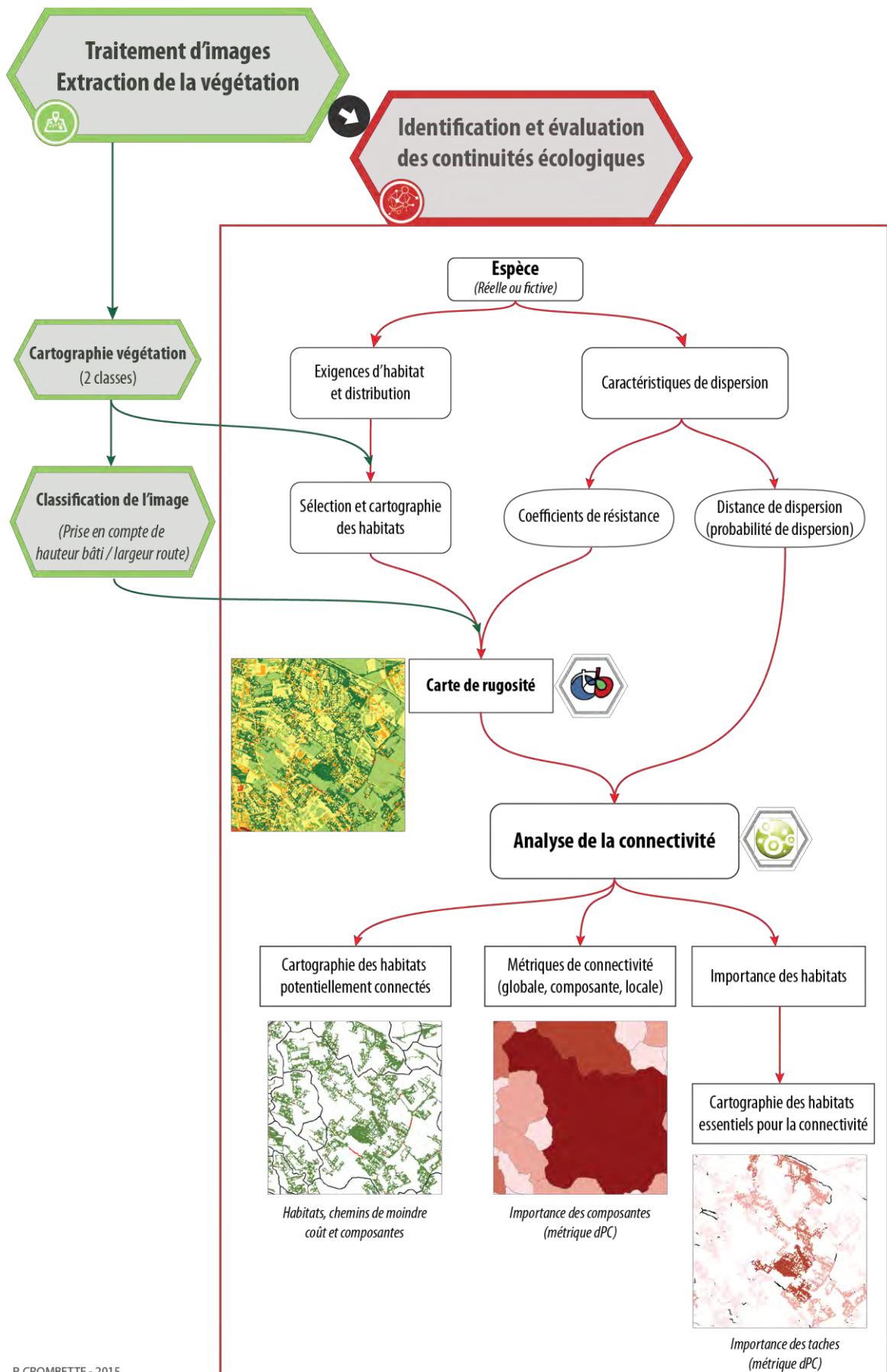


Figure 7-2. Représentation d'une connectivité paysagère basée sur la théorie des graphes. Le réseau de gauche illustre une connectivité structurelle selon des distances euclidiennes. Le réseau de droite illustre une connectivité fonctionnelle potentielle avec des chemins de moindre coût basée sur les capacités de dispersion d'une espèce et la qualité de la matrice paysagère (la résistance au déplacement augmente à mesure que le gris s'éclaircit). Ce graphe présente trois composantes, une route et un cours d'eau illustrent des obstacles au déplacement potentiel. La composante 1 serait alors la mieux connectée puisqu'elle présente un nombre élevé d'habitats reliés par des corridors.

7.1.2.2. La construction d'un graphe paysager

Après avoir réalisé la cartographie d'un paysage donné, plusieurs étapes sont nécessaires afin de modéliser les relations entre les taches d'habitats d'une espèce ou d'un groupe d'espèces. Il faut identifier les taches d'habitats et définir les paramètres contrôlant les liens du graphe tels que la topologie (planaire ou complet) et le seuillage des liens qui le compose en intégrant une distance maximale de déplacement.

Nous pouvons résumer l'ensemble des étapes que nous avons suivies par la figure 7-3. Les notions évoquées sur ce schéma sont présentées dans la suite du document.



P. CROMBETTE - 2015

Figure 7-3. Schématisation des étapes suivies pour l'identification des connectivités potentielles à l'aide de la théorie des graphes.

Élaborer une carte de rugosité à partir de l'occupation du sol

L'approche communément adoptée au cours des premières recherches sur l'analyse de connectivité était de considérer la matrice comme homogène et n'influençant pas le déplacement des espèces (Fahrig et Merriam, 1985). La structure paysagère correspondait alors à un modèle simple de type matrice – tache d'habitat (Forman, 1995). Cette hypothèse répond ainsi au manque de connaissances tant sur les espèces que sur la matrice elle-même et autorise les études sur de grands territoires et pour un large éventail d'espèces (e.g. Saura *et al.*, 2011). Mais, en réalité, la capacité de déplacement d'une espèce au sein de la matrice paysagère est rarement homogène, sa composition influe sur le comportement et le mouvement de l'espèce (Pflüger et Balkenhol, 2014).

L'une des façons de représenter l'hétérogénéité d'une matrice paysagère est d'estimer la résistance au déplacement d'une espèce entre les différents habitats. Elle est établie à partir d'indice de qualité de l'occupation du sol en partant de l'hypothèse qu'un habitat sera d'autant plus perméable aux déplacements des individus d'une espèce donnée qu'il sera de bonne qualité. Le coût de déplacement est donc lié à la distance entre deux habitats et à la résistance des milieux traversés. Au-delà d'un coût de déplacement fixé pour une espèce, un individu ne sera plus en mesure d'atteindre l'habitat visé qui sera donc considéré comme isolé (figure 7-4).

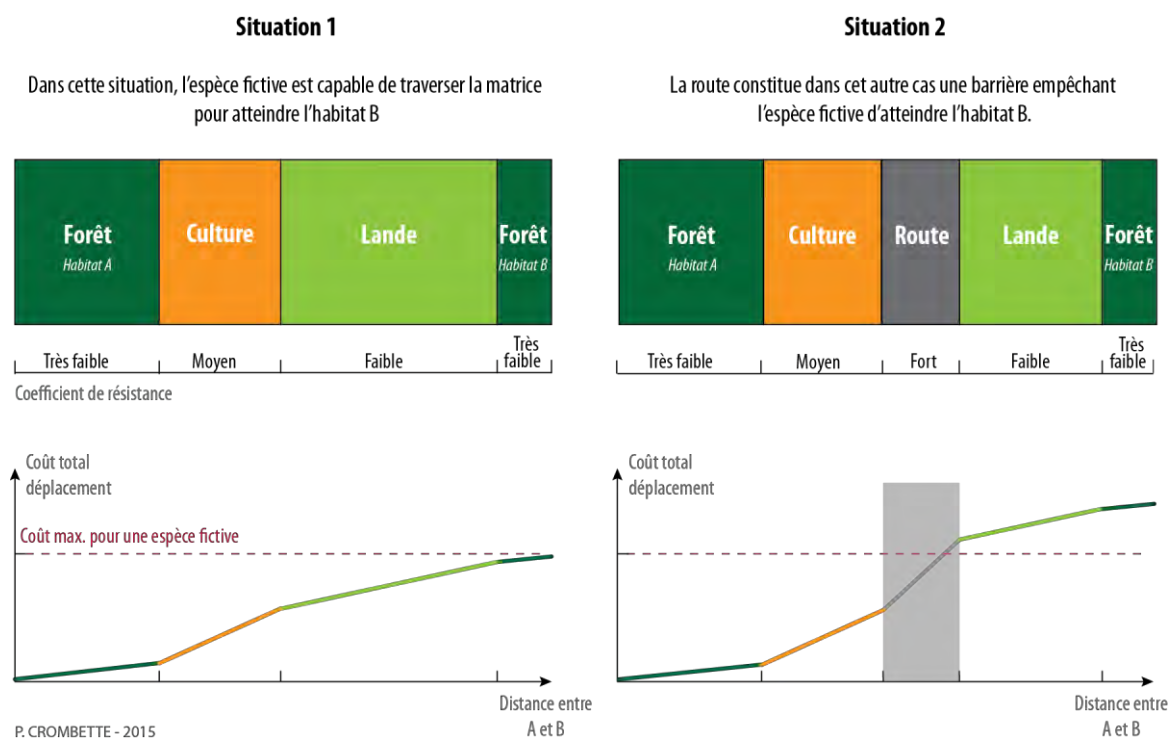


Figure 7-4. Illustration de l'effet barrière d'une route dans l'attribution des coefficients de résistance en fonction de l'OCS.

En fonction des données disponibles sur la matrice paysagère et sur les capacités de dispersion des espèces, le coût de résistance peut se représenter soit par des variables discrètes lorsqu'il s'agit d'utiliser des données d'occupation du sol (e.g., Adriaensen *et al.*, 2003; Chardon *et al.*, 2003; Rubio et Saura, 2012) soit des valeurs continues lorsque l'on dispose de données sur la qualité des habitats (Trainor *et al.*, 2013; Zeller *et al.*, 2012). Ce n'est pas une mesure de vitesse, mais plutôt une mesure de la réticence à traverser ou non un élément du paysage spécifique. Donc idéalement, cette carte de résistance devrait être basée sur des données

terrain qui sont souvent fonction de plusieurs variables environnementales pertinentes pour une espèce en particulier. Il peut s'agir du type d'occupation du sol et du taux de couverture de végétation, de la qualité de l'habitat, de la pente et de l'altitude, ou même de l'occupation du sol environnant (proximité de routes ou autres milieux artificialisés) reflétant le degré de perturbation anthropique (Chardon *et al.*, 2003; Gonzales et Gergel, 2007).

Même si elles peuvent s'appuyer sur la littérature, les mesures de coûts de déplacement sont rarement disponibles pour des espèces peu ordinaires¹³³. Les valeurs accordées à chaque type d'occupation du sol sont donc bien souvent subjectives et à dire d'experts (Chardon *et al.*, 2003; Johnson et Gillingham, 2004; Rayfield *et al.*, 2010; Zeller *et al.*, 2012). Bien qu'en partie liées au nombre de postes d'occupation du sol présents dans la carte paysagère, les revues de littérature font ainsi état de plages de valeurs très variables : 1 à 4, 1 à 100 ou même 1 à 100 000 (Rayfield *et al.*, 2010).

Cette carte de coûts est donc une représentation matricielle des données. L'emprise ainsi que la résolution de la matrice, c'est-à-dire la taille des pixels qui la composent, peuvent influencer les temps de traitement : plus la zone d'étude sera grande et le pas des pixels de la matrice sera petit, plus les temps de calcul seront théoriquement importants. Afin de réduire les temps de traitement, Bunn *et al.* (2000) avaient d'ailleurs choisi d'agréger leurs données à un pas de 60 mètres, pour une résolution initiale des données à 30 mètres. Aujourd'hui, ce paramètre semble moins réducteur avec l'amélioration des algorithmes et des capacités de traitement. Il est désormais envisageable de traiter de plus grands paysages et de réduire la taille des cellules de la matrice en dessous de la taille de certains éléments pertinents du paysage.

Identification des taches habitats

Les taches d'habitats sont des éléments du paysage riches en biodiversité. Elles constituent des zones sources en alimentant les espaces de plus petites surfaces. Généralement d'assez grande taille, ces espaces doivent aussi présenter de bonnes qualités d'habitat et avoir une certaine masse critique afin de pouvoir réellement intervenir dans la connectivité potentielle. De fait, un arbre, aussi grand soit-il, n'aura d'intérêt dans le réseau que s'il s'intègre dans un écosystème plus large. Cet habitat doit être assez grand pour assurer une connectivité et faire face aux changements tels qu'une fragmentation ou une réduction de surface.

L'identification des taches d'habitats (superficie, forme ou encore type de milieu) dépendra donc fortement des espèces étudiées. Un papillon n'aura pas les mêmes besoins qu'un petit mammifère ou qu'un batracien.

Qualification des liens

La distance entre deux habitats peut être mesurée de bord à bord ou même de centroïde à centroïde (Bunn *et al.*, 2000). Cependant, nous avons déjà évoqué les raisons pour lesquelles une représentation selon une distance euclidienne n'a guère de sens lorsqu'il faut tenir compte des espèces, de leur faculté de déplacement et de l'hétérogénéité de la matrice paysagère. La connectivité paysagère va donc être modélisée selon une distance de moindre coût. Cette distance est généralement représentée par des chemins ayant les coûts cumulatifs les plus faibles entre deux points, les sources et les destinations, et de bords à bords.

¹³³ Le concept d'espèces remarquables et ordinaires a déjà été évoqué en p. 13.

Topologie du graphe

Comme précédemment évoqué, un graphe peut être complet (tous les nœuds sont reliés entre eux), ou planaire (les liens reliant les nœuds ne se croisent pas) (Urban *et al.*, 2009). Ce second type de topologie réduit le nombre de liens. Si le nombre de nœuds est important, il peut alors considérablement réduire les temps de traitement comparé à un graphe complet. Le choix entre ces deux types de topologie peut ainsi s'appuyer sur des considérations pratiques de temps de calcul et de lisibilité. D'un point de vue écologique, un graphe complet peut sembler moins pertinent : une espèce aura tendance à se déplacer entre des taches proches les unes des autres. Par exemple, sur la figure 7-1 p. 231, pour se déplacer du nœud n° 1 au n° 3, une espèce aura plutôt tendance à passer par le nœud intermédiaire n° 2. La représentation planaire suffit à la modélisation des connectivités.

Les outils de modélisation et d'analyse des graphes paysagers

Le développement d'outils et de logiciels a également contribué à l'usage de cette théorie dans le domaine écologique. Il existe un nombre assez important de logiciels et outils destinés à la modélisation des réseaux écologiques et au calcul des métriques de connectivité. Les logiciels SIG peuvent proposer des outils pour modéliser les graphes et calculer des chemins de moindre coût. En revanche, l'analyse et surtout le calcul de métriques ne sont pas directement proposés. Nous pouvons par exemple citer (Steiniger et Hay, 2009) :

- FRAGSTATS¹³⁴ : développé par McGarical et Marks (1995), ce logiciel calcule un nombre important de métriques de connectivité structurelle, pour un élément du réseau donné ou pour un paysage dans sa globalité. En revanche, il ne permet pas d'évaluer la connectivité fonctionnelle.
- PathMatrix¹³⁵ (Ray, 2005) : cet outil est une extension du logiciel SIG ArcGIS et s'utilise pour calculer des matrices de distances entre des nœuds en utilisant l'algorithme de chemins à moindre coût. Il est donc nécessaire d'installer préalablement un logiciel propriétaire et coûteux pour l'utiliser.
- Guidos¹³⁶ (Vogt *et al.*, 2007) : basé sur un traitement morphologique de l'image et l'analyse de la connectivité structurelle, ce logiciel classe les éléments paysagers selon sept catégories différentes (cœurs, îlots, boucles, ponts, bordures, branches). Il ne permet pas de calculer de métriques de connectivité.
- CircuitScape¹³⁷ : ce logiciel, conçu par Shah et McRae (2008), permet d'identifier non pas des chemins, mais des corridors de connectivité. Basée sur la théorie des circuits, cette méthode met ainsi en évidence des zones fortement connectées et permet d'envisager des scénarios alternatifs.
- Conefor¹³⁸ : Saura et Torné (2009) ont développé ce logiciel multiplateforme qui permet de calculer plusieurs métriques de connectivité, en particulier la Probabilité de Connectivité (PC) (Saura et Pascual-Hortal, 2007). Il a été conçu comme outil d'aide à la décision pour l'aménagement du territoire et la conservation des habitats à travers

¹³⁴ <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

¹³⁵ <http://cmpg.unibe.ch/software/pathmatrix/>

¹³⁶ <http://forest.jrc.ec.europa.eu/download/software/guidos/>

¹³⁷ <http://www.circuitscape.org/>

¹³⁸ <http://www.conefor.org/>

l'identification d'espaces. Jusqu'en septembre 2014, les données d'entrée (nœuds et liens) devaient préalablement être réalisées avant la modélisation du graphe à l'aide d'un logiciel SIG. Depuis cette date, des plugins ont été développés pour s'intégrer aux logiciels SIG ArcGIS et QGIS. Ils permettent alors de générer et de formater directement des données vectorielles dans les formats requis pour l'utilisation de Conefor.

Cette liste non exhaustive se compose d'outils libres ou gratuits¹³⁹ qui ont chacun leurs avantages et inconvénients. En effet, certains ne proposent d'analyser que la connectivité structurelle comme Guidos ou FRAGSTATS, d'autres n'élaborent qu'une matrice de distances de moindre coût comme PathMatrix. Conefor est un outil intéressant dans la mesure où la dernière version 2.6 diffusée en septembre 2014 propose deux modes d'utilisation : une interface graphique et un accès en ligne de commande pour des utilisateurs avancés. Cette seconde option offre ainsi une alternative d'automatisation des traitements et permet également d'accéder à Conefor par l'intermédiaire du logiciel d'analyse statistique R que nous utilisons déjà pour le traitement des images satellitaires. En revanche, bien que cet outil permette d'établir une matrice de distance euclidienne entre les nœuds, il ne permet pas de calculer les chemins de moindre coût, une donnée indispensable dans la modélisation de la connectivité. Cette étape nécessite donc d'avoir recours à d'autres logiciels. C'est la raison pour laquelle le développement d'un outil permettant d'intégrer l'ensemble des étapes de modélisation des réseaux à partir d'un seul et même logiciel a été initié avec Graphab¹⁴⁰. Ce logiciel gratuit pour un usage non commercial regroupe un bon nombre de fonctions présentes dans les autres outils. Il permet ainsi de définir, analyser et visualiser les réseaux écologiques grâce à des graphes paysagers, calculer les chemins de moindre coût et des métriques de connectivité, et réaliser des modèles de distribution (Foltête, Clauzel, et Vuidel, 2012). Nous avons donc choisi d'utiliser ce logiciel pour traiter et modéliser les connectivités paysagères.

7.1.2.3. Transposer le modèle dans un contexte urbain

En écologie du paysage, le modèle largement adopté permettant de décrire et de comprendre la configuration spatiale des paysages se compose de trois éléments que nous avons déjà présentés au cours du premier chapitre : les réservoirs, les corridors et la matrice.

Le réservoir doit être homogène et de forme non linéaire afin d'assurer différentes fonctionnalités dans le cycle de vie des espèces. Le corridor est un élément linéaire dont l'occupation du sol est différente de son contexte (Forman, 1995). Il assure lui aussi différentes fonctions. Il peut servir de lieu de vie temporaire, mais il se définit surtout comme un lieu favorisant le déplacement. Enfin, la matrice est l'occupation du sol dominante.

Transposé au milieu urbain, le modèle « matrice-tache-corridor » de Forman et Godron (1986) soulève malgré tout quelques questions scientifiques. Il peut s'illustrer par quelques exemples d'éléments du paysage urbain présentés dans le tableau 7-1, mais peut-on assimiler un parc urbain à un réservoir de biodiversité de la même façon qu'une forêt en milieu rural ?

¹³⁹ Le logiciel propriétaire ArcGis dispose également d'un module, Spatial Analyst, qui propose des outils d'analyse et de modélisation spatiale. Afin de conserver notre politique d'utilisation d'outils libres, nous avons choisi de ne pas aborder cet outil pour ce type de traitement.

¹⁴⁰ Présentation du logiciel Graphab (dernière consultation le 14/09/2015) : <http://thema.univ-fcomte.fr/productions/graphab/fr-home.html>

La matrice urbaine, majoritairement constituée de surfaces imperméabilisées, est bien plus souvent infranchissable que ne peut l'être la matrice rurale : un hérisson est en capacité de traverser un champ cultivé bien qu'il ne s'agisse pas de son habitat privilégié tandis que traverser une large route à fort trafic relève davantage du défi. En milieu rural, les corridors sont généralement associés à des haies plus ou moins larges et longues. En revanche, en milieu urbain, un corridor sera très certainement associé à d'autres usages (récréatifs, transports) dont les nuisances sont différentes pour la faune et la flore. Face à ces éléments, la fonctionnalité écologique d'une trame verte urbaine existe-t-elle ?

Nous n'avons pas la prétention de pouvoir répondre à ces questions. Notre recherche s'inscrit avant tout dans un processus de pré-identification d'un phénomène, afin d'aider à localiser les zones présentant un fort enjeu. En revanche, nous proposons de travailler sur la modélisation d'une connectivité urbaine potentielle à un instant t afin de fournir une cartographie de ces éléments du paysage. Cet outil de connaissance pourrait ensuite aider les acteurs du territoire à mettre en œuvre des politiques d'aménagement.

Tableau 7-1. Exemple d'éléments du paysage urbain classés selon le modèle écologique « matrice-tache-corridor ».

Réservoir urbain	Corridor urbain	Matrice urbaine (degré de perméabilité variable)
<ul style="list-style-type: none"> - Parcs - Terrains de sports végétalisés - Zones humides - Jardins partagés - Cimetière végétalisé - Grands espaces verts publics comme les sites universitaires, ou privés avec les grandes entreprises - Terrains en friche 	<ul style="list-style-type: none"> - Haies - Alignement d'arbres - Parterres végétalisés - Ripisylves - Cours d'eau et canaux - Chemins 	<ul style="list-style-type: none"> - Espaces artificialisés (bâti, routes, parkings et autres espaces imperméables) - Sols nus - Zones industrielles - Parcelles agricoles urbaines

Les observations naturalistes montrent que la richesse spécifique, autrement dit le nombre d'espèces et donc la biodiversité, décroît selon un gradient croissant d'urbanisation (Clergeau, 2007). En revanche, l'abondance, c'est-à-dire le nombre d'individus, notamment pour les espèces volantes qui peuvent s'affranchir plus facilement des obstacles que constituent les routes ou les bâtiments, peut avoir tendance à augmenter si les zones végétalisées le permettent et offrent assez de ressources. Cela ne signifie pas pour autant que ces espaces végétalisés urbains n'ont pas la qualité requise pour accueillir les espèces non volantes. Ce sont surtout leur capacité de déplacement, l'hétérogénéité de la matrice et donc l'absence de connectivité entre les milieux ruraux, périurbains et urbains qui sont mis en cause. Le milieu urbain a ainsi tendance à favoriser les espèces qui sont plutôt généralistes et mobiles, capables de tolérer un grand nombre de perturbations et d'habitats (Clergeau, 2007; Sandström *et al.*, 2006). Ainsi, à Paris *intra-muros*, l'atlas des oiseaux nicheurs recense 60 espèces d'oiseaux sur les 87 km² qu'occupe la capitale (Malher *et al.*, 2010). En revanche, certains micromammifères sont moins diversifiés en ville, faute de pouvoir se déplacer sur de longues distances et sur un territoire fragmenté (Clergeau, 2007).

D'un point de vue écologique, les liens peuvent s'évaluer en étudiant la distribution et le déplacement d'une espèce à partir d'inventaires. Mais en l'absence de données terrain, ce qui est bien souvent le cas, les corridors peuvent s'identifier par modélisation, en estimant le déplacement des animaux à l'aide de différents seuils de déplacement afin de tester différentes hypothèses.

La difficulté réside donc dans la prise en compte de ces éléments pour la modélisation de la connectivité écologique fonctionnelle d'un réseau urbain. Au-delà de cette modélisation, nous pouvons ensuite évaluer la connectivité d'un graphe à l'aide de métriques paysagères.

7.1.3. L'usage des métriques de connectivité

Afin de quantifier la connectivité d'un graphe et de comparer les structures les unes par rapport aux autres, des métriques de connectivité ont été développées (Pascual-Hortal et Saura, 2006; Urban et Keitt, 2001). Ces métriques se calculent alors à différentes échelles du graphe et leur analyse permet entre autres d'identifier les habitats bien ou peu connectés et de mettre en avant les habitats centraux pour le maintien de la connectivité.

7.1.3.1. Une analyse multiscalaire

Les métriques de connectivité peuvent être classées selon trois grandes catégories en fonction du niveau étudié au sein du graphe (Corlatti *et al.*, 2009; Galpern *et al.*, 2011; Rayfield *et al.*, 2011). Elles peuvent ainsi évaluer la connectivité d'un élément et de ses voisins (nombre et longueur d'arêtes par nœud, centralité du nœud...), d'une composante (nombre de nœuds dans la plus grande composante) ou du graphe dans sa globalité (mesures globales de centralité). La figure 7-5 illustre ces différents niveaux d'analyse. Cette approche multiscalaire devient donc pertinente en écologie et permet d'évaluer les processus à grandes et petites échelles à partir d'un même jeu de données.

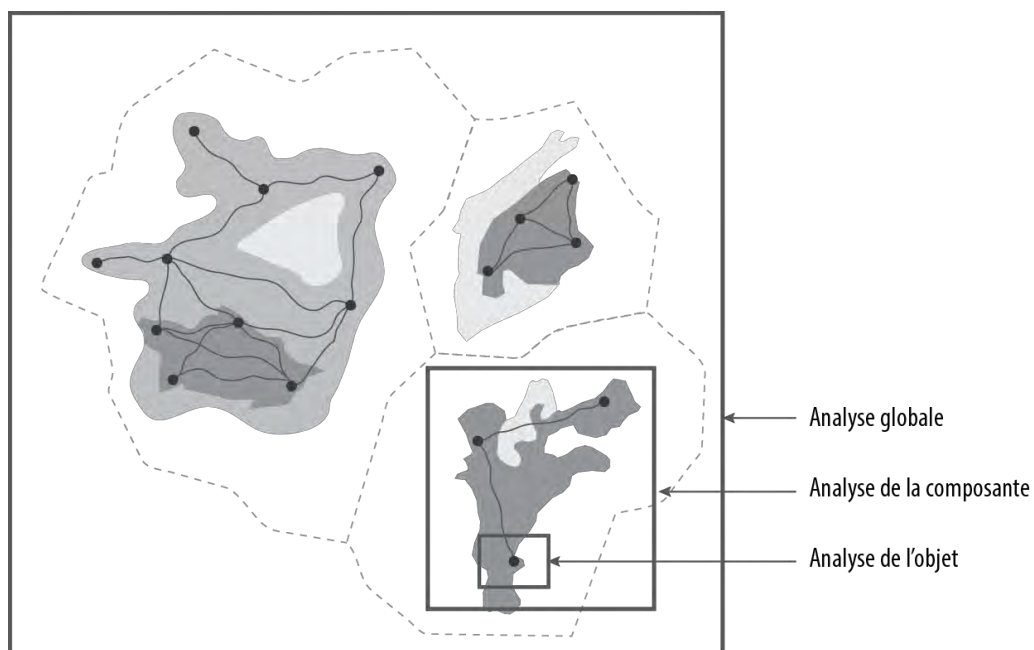


Figure 7-5. Illustration des différents niveaux d'échelle d'analyse de la connectivité d'un paysage (d'après Rayfield *et al.*, 2011).

7.1.3.2. Quelques métriques de connectivité

Au cours d'une revue de littérature d'une trentaine d'articles scientifiques, Galpern *et al.* (2011) ont ainsi identifié une quarantaine de métriques différentes laissant présager d'une certaine difficulté quant au choix de celles-ci comme le confirment Foltête, Clauzel, Girardet, *et al.* (2012). En effet, les auteurs comme Pascual-Hortal et Saura (2006) et Laita *et al.* (2011) ont cherché à apporter des éléments de comparaison entre toutes ces métriques. Mais aucune étude n'a en revanche été menée afin de comparer ces approches théoriques à des relevés terrain, une comparaison qui pourrait orienter les utilisateurs dans le choix de métriques adaptées au contexte de leur étude.

Aussi, plusieurs approches se distinguent dans le calcul de ces métriques.

Elles peuvent d'abord être strictement basées sur la topologie et mesurer la cohérence du réseau, ou calculer des flux et prendre en compte une pondération des nœuds ou des liens (Rayfield *et al.*, 2011).

La mesure des flux peut suivre deux modèles. Elle peut être binaire et ne considérer que la présence ou l'absence de flux, ou elle peut répondre à un modèle probabiliste et tenir compte d'une probabilité de dispersion liée à la résistance de plus court chemin. Dans ce cas, elle est égale à une fonction exponentielle de la distance inter-tache (Bunn *et al.*, 2000; Saura et Pascual-Hortal, 2007) telle que :

$$p_{ij} = e^{-\left(\frac{d_{ij}}{\alpha}\right)}$$

Où α est une constante spécifique à l'espèce liée à ses capacités de dispersion et d_{ij} est une distance (euclidienne ou effective) entre deux nœuds du réseau i et j .

En outre, Pascual-Hortal et Saura (2006) ont établi un concept d'habitat disponible et atteignable afin de prendre en compte la connectivité inter-taches, liée aux liens entre les taches qui permettent les échanges d'individus, mais aussi la connectivité intra-taches, liée à la taille et à la qualité intrinsèque des habitats. Ces deux auteurs considèrent qu'un habitat de grande taille, même isolé, peut également contribuer à la connectivité par le maintien d'une population locale, plus qu'une tache de plus petite taille, reliée au réseau, mais située sur une extrémité. Ce raffinement permet de considérer et de mesurer les évolutions de la connectivité dues par exemple à des changements d'occupations du sol ou à un changement climatique.

Enfin, et au-delà d'une approche cloisonnée de mesures globales ou locales, Urban et Keitt (2001) ont mis en place une méthode pour évaluer localement l'importance d'un nœud sur l'ensemble du réseau. Cette méthode de suppression itérative, appelée delta-métrique, se calcule à partir d'une métrique globale. Elle consiste donc à calculer la variation de la valeur initiale après suppression de l'élément (nœud ou lien) selon l'équation suivante :

$$d(X_i) = \frac{X - X_i}{X}$$

Où X est la valeur de la métrique globale calculée en considérant tous les nœuds ou liens du réseau (paysage non modifié) et X_i la valeur de la métrique obtenue après suppression de l'élément i .

Cette méthode permet alors de hiérarchiser les éléments, autrement dit les habitats ou les corridors, et d'identifier ceux dont la suppression pourrait négativement affecter la connectivité globale.

Nous avons résumé dans le tableau 7-2 quelques métriques régulièrement utilisées dans l'analyse de la connectivité paysagère. Nous choisissons de mentionner certaines appellations anglaises telles qu'elles apparaissent dans la littérature et présentons ensuite celles qui peuvent être régulièrement utilisées.

Tableau 7-2. Exemples de mesures de connectivités pour l'analyse de graphes paysagers.

	Métrique	Niveau de calcul	Type de modèle	Référence
Mesure de cohérence du réseau	Graph diameter	Global et composante	Mesure binaire	Bunn <i>et al.</i> (2000)
	<i>Characteristic path length</i> (CPL)	Global	Modèle binaire	Minor et Urban (2007a)
	Nombre de liens	Global et composante	Modèle binaire	Urban et Keitt (2001)
	Nombre de composantes	Global	Modèle binaire	Urban et Keitt (2001)
Mesure des flux	<i>Integral index of connectivity</i> (IIC)	Global	Modèle binaire	Pascual-Hortal et Saura (2006)
	<i>Probability of connectivity</i> (PC)	Global	Modèle probabiliste	Saura et Pascual-Hortal (2007)
	<i>Area-Weighted Flux</i> (AWF)	Global	Modèle probabiliste	Bunn <i>et al.</i> (2000)

Métriques globales de connectivité IIC et PC

La métrique d'Indice Intégral de Connectivité (*Integral index of connectivity* (IIC)) est une mesure binaire du degré de connectivité entre les nœuds d'un graphe dont les liens ne sont pas pondérés. Elle estime pour toutes les taches du graphe la probabilité de dispersion d'une tache à une autre selon la formule suivante (Pascual-Hortal et Saura, 2006) :

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

Où n le nombre d'habitats du réseau, A_L la surface totale du réseau, a_i et a_j respectivement les attributs des taches i et j (surface, qualité d'habitat...) et nl_{ij} le nombre de liens dans le plus court chemin entre la tache i et j . $nl_{ij} = 1$ pour une connexion directe ; $nl_{ij} = 0$ si $i = j$; $nl_{ij} = \infty$ si i et j sont dans deux composantes différentes ; $1 < nl_{ij} < \infty$ pour les autres cas.

L'IIC est compris entre 0 et 1. Des valeurs élevées indiquent une connectivité importante.

Conceptuellement similaire à l'IIC, la métrique probabilité de connectivité (PC) calcule la dispersion selon un modèle probabiliste. Les liens du réseau sont donc pondérés et cette métrique utilise la probabilité maximale de dispersion plutôt que la distance topologique entre les habitats. Elle mesure alors la probabilité que deux individus placés au hasard dans le réseau se situent dans une tache proche et connectée, selon la formule suivante (Saura et Pascual-Hortal, 2007) :

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

Où p_{ij}^* représente le chemin de probabilité maximale entre les taches i et j tel qu'illustré sur la figure 7-6.

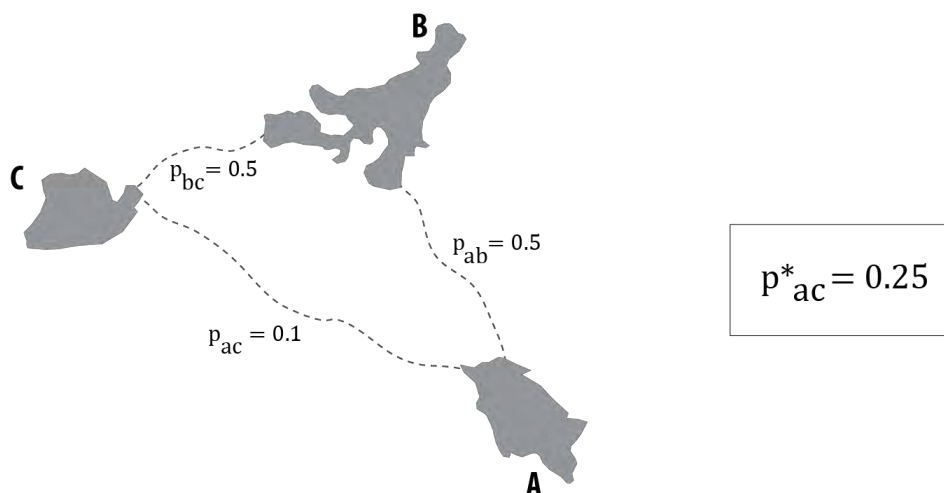


Figure 7-6. Illustration du calcul de la probabilité maximale entre deux taches. La probabilité maximale entre la tache A et C nécessite de passer par la tache B ($0.1 < 0.5 \times 0.5$) (d'après Saura et Pascual-Hortal, 2007).

Bodin et Saura (2010) estiment que la métrique PC renseigne davantage sur les flux d'individus en donnant plus de poids aux taches pour lesquelles le flux est important. Cette métrique est donc préférable pour étudier les flux sans forcément chercher à analyser leur provenance (proche ou lointaine). La métrique IIC caractérise plutôt l'atteignabilité du réseau que les flux. Selon Baranyi *et al.* (2011), les valeurs très marquées de cette métrique permettent de distinguer plus aisément les taches importantes contrairement à la métrique PC .

L'importance de chaque tache k peut ensuite être évaluée en calculant la variation (delta-métrique) de l'une de ces deux métriques de telle sorte que :

$$dPC_k = 100 \times \frac{PC - PC'}{PC'} \quad \text{et} \quad dIIC_k = 100 \times \frac{IIC - IIC'}{IIC'}$$

Où PC' et IIC' les valeurs des métriques après suppression de la tache k .

dPC_k et $dIIC_k$ représentent donc la valeur relative (en pourcentage) de l'indice après suppression de la tache. Cette analyse renseigne sur l'importance des zones pour la connectivité globale du paysage ainsi que sur les secteurs donc la connectivité pourrait être améliorée.

La décomposition des métriques IIC et PC en trois fractions

L'importance d'un élément du paysage k (nœud ou lien) peut être divisée en trois fractions distinctes. Cette décomposition peut se calculer sur les métriques $dIIC$ ou dPC telle que par exemple (Saura et Rubio, 2010) :

$$dPC_k = dPC_{intra_k} + dPC_{flux_k} + dPC_{connector_k}$$

$dPCintra_k$, basée sur la surface de l'habitat, mesure la connectivité intra-habitat. $dPCflux_k$, liée au nombre de flux vers l'habitat, et $dPCconnector_k$ représente l'importance d'un habitat comme élément relais au sein du réseau. Ces deux derniers indices mesurent la connectivité inter-habitat. La figure 7-7 illustre cette décomposition en trois composantes.

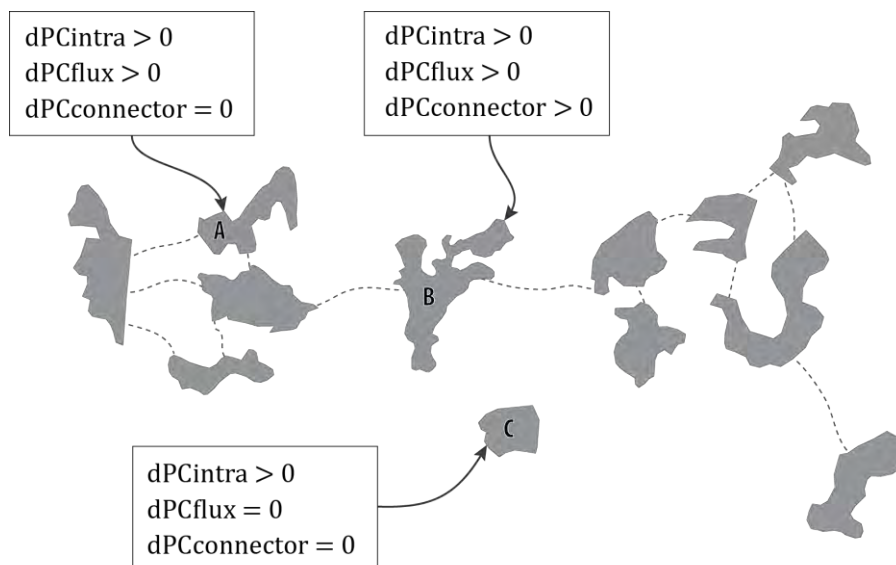


Figure 7-7. Illustration des trois différentes fractions pour une métrique dPC (d'après Saura, communication personnelle, 20 septembre 2013).

Ainsi, sur cet exemple fictif, contrairement à l'habitat B, l'habitat A ne fait partie d'aucun plus court chemin entre deux autres habitats, sa composante $dPCconnector_k$ est nulle, tout comme pour l'habitat C qui est isolé. Ce dernier ne participe pas non plus à la connectivité du réseau, sa composante $dPCflux_k$ est également nulle.

Cette décomposition en trois fractions peut être calculée à l'aide du logiciel Graphab.

7.2. L'usage de ces métriques dans l'aménagement du territoire

Le maintien de la connectivité est l'une des réponses à la fragmentation. En aménagement du territoire, la conservation ou la restauration de sites peuvent s'envisager de deux façons différentes. D'un côté, l'aménageur peut décider de préserver un site pour ses caractéristiques individuelles (superficie importante ou qualité d'habitat) et sa contribution dans la connectivité intra-habitat. Il en vient alors à ignorer les questions de connectivités éventuelles entre les habitats, autrement dit la présence de corridors. D'un autre côté, il peut choisir de sélectionner certains habitats qui amélioreront la connectivité générale et la cohérence du réseau. Cette deuxième option peut l'amener à exclure un habitat considéré comme important séparément, et à en inclure d'autres, peu intéressants individuellement. Dès lors, l'une des difficultés réside dans le choix de la zone à préserver : comment savoir si la connectivité intra-habitat est plus importante qu'une connectivité globale ? Des compromis semblent donc inévitables et le choix d'intégrer ou non des considérations de connectivités écologiques peut conduire à des décisions qui peuvent parfois être arbitraires.

L'usage des métriques de connectivité peut aider le gestionnaire dans ces choix. Par exemple, la métrique dPC et sa décomposition en trois fractions vont permettre de quantifier

séparément les différents rôles d'une tache au sein du réseau. La théorie des graphes et l'usage des métriques de connectivité développées notamment par Saura et Pascual-Horta semblent donc être une approche intéressante pour la modélisation de la connectivité paysagère et l'évaluation des Trames vertes urbaines. L'évaluation des taches et des corridors peut s'envisager afin de hiérarchiser les actions à mener dans le cadre de l'aménagement du territoire. Des études ont été menées à échelles régionales ou départementales (par exemple Avon *et al.*, 2014; Girardet *et al.*, 2013; Minor et Lookingbill, 2010; Serreta *et al.*, 2014). En revanche, la mise en application de cette théorie à des espaces urbains semble encore peu développée. Nous allons donc chercher à appliquer cette méthode à deux zones d'étude sur la commune de Toulouse.

7.3. Construction d'un graphe paysager en milieu urbain

7.3.1. Cadre de l'expérimentation : un secteur périurbain et un centre urbain

Nous présentons dans ce paragraphe les différents éléments qui nous ont conduits à développer des graphes paysagers sur deux territoires d'étude toulousains (figure 7-8). Confrontés à des limites techniques liées à la résolution spatiale des données utilisées, nous n'avons pas pu traiter l'ensemble de l'agglomération toulousaine. Nous avons été contraints de modifier la résolution du raster – utilisé pour calculer la carte de friction – en nous basant sur une grille dont la résolution spatiale a été portée à 2 mètres, un compromis entre la conservation de la donnée de végétation (notamment des éléments linéaires) et l'analyse sur un territoire suffisamment étendu. En revanche, même à cette résolution spatiale, nous avons été confrontés à un manque de capacité mémoire lors du traitement avec le logiciel Graphab, nous obligeant à restreindre cette zone d'étude. L'analyse de la connectivité écologique potentielle est donc menée sur deux zones de composition paysagère différente.

Le premier site, que nous nommerons Toulouse-Nord, est situé au nord de la commune, dans un secteur périurbain en mutation où l'occupation du sol évolue rapidement. Une activité agricole cherche à s'y maintenir malgré la présence de zones à urbaniser matérialisées dans le Plan Local d'Urbanisme. Des zones importantes de friches sont présentes sur ce secteur périurbain. Aucune zone reconnue pour son intérêt patrimonial comme une ZNIEFF ou un site Natura 2000 n'y est recensée.

La seconde zone d'étude, que nous nommerons Toulouse-Centre, est localisée sur le centre urbain de la commune où deux sites s'inscrivent au cœur d'une politique de conservation de la nature. La rivière Le Touch est un site classé ZNIEFF de type 1. La Garonne est quant à elle un site d'importance communautaire au titre de la Directive Habitats (réseau Natura 2000) et s'inscrit dans des inventaires ZNIEFF de type 1 et 2. Nous chercherons dans ce cas à évaluer la connectivité écologique potentielle dans un milieu fortement artificialisé.

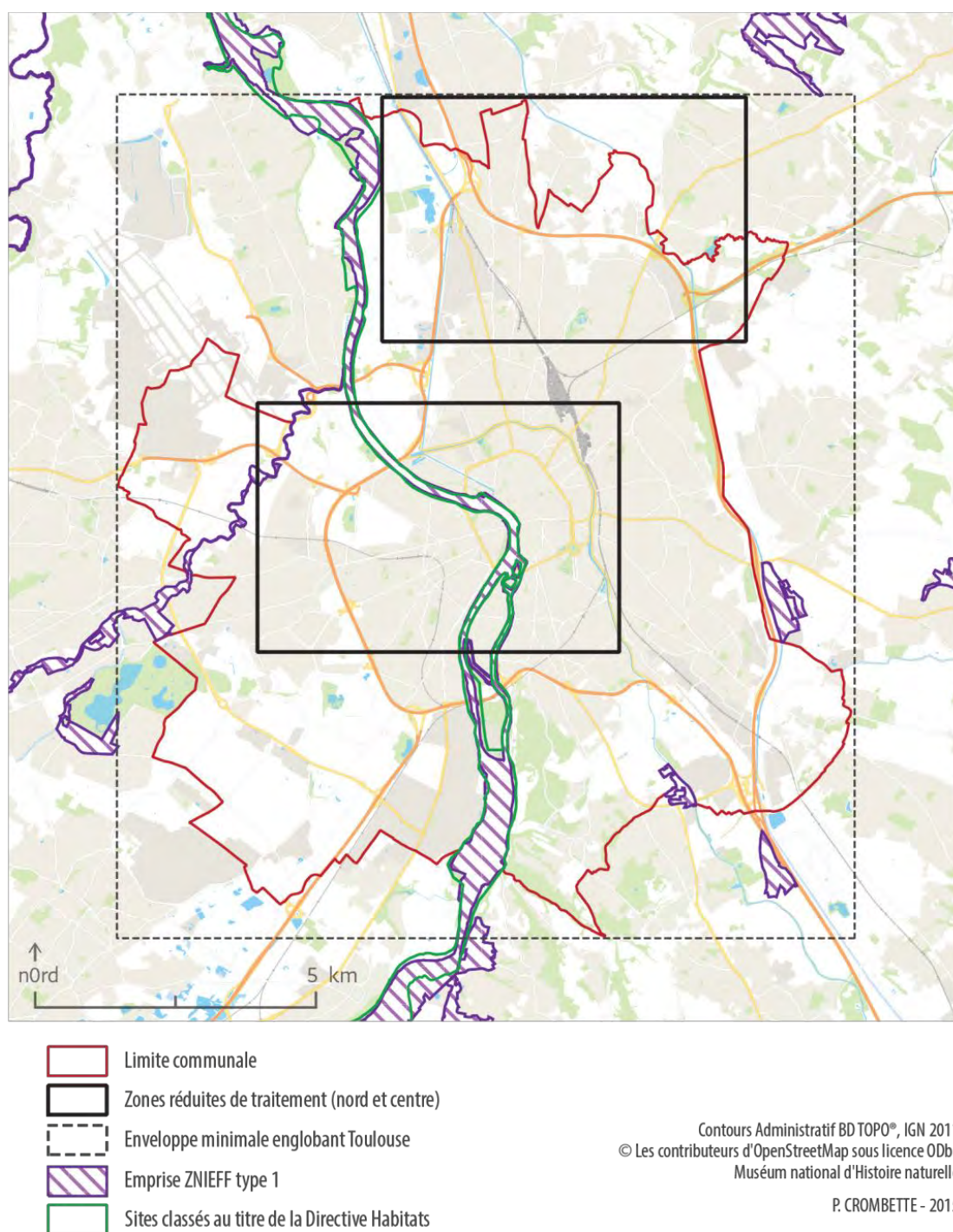


Figure 7-8. Localisation des deux zones d'étude pour la réalisation de graphes paysagers sur Toulouse.

À partir des paramètres développés ci-dessous et selon trois scénarii de dispersion pour une espèce fictive, nous allons chercher à modéliser et identifier les zones de connectivité écologique potentielle importantes.

7.3.2. Paramètres de modélisation

Le réservoir de biodiversité

Afin de modéliser le réseau de connectivité, nous avons besoin d'identifier des réservoirs de biodiversité, c'est-à-dire les nœuds, qui sont théoriquement liés à une espèce. L'objectif de cette recherche est avant tout de réaliser une première identification de zones pouvant présenter des enjeux dans le cadre de l'aménagement du territoire sur lesquelles des études approfondies pourraient ensuite être menées. Nous avons donc décidé de ne pas étudier d'espèces spécifiquement. Aussi, un demi-hectare a été arbitrairement choisi comme une exigence de superficie minimale pour englober un assez large éventail d'espèces puisque des recherches ont effectivement montré que cette superficie correspondait aux besoins minimums d'un large éventail de petites espèces (Rudd *et al.*, 2002). Par exemple, l'habitat de la chouette hulotte doit être d'au moins 0,3 ha (Redpath, 1995), comme pour le campagnol des bois (*Clethrionomys glareolus*) (Van Apeldoorn *et al.*, 1992) ou certaines autres espèces d'oiseaux (Robbins *et al.*, 1989). En deçà de cette superficie minimale, nous avons considéré que les petits espaces de végétation pouvaient être facilement supprimés en raison des perturbations anthropiques lors d'un processus d'urbanisation. Ils ne peuvent donc pas constituer de réservoirs d'habitats. Pour cette même raison, nous avons également utilisé la surface de la tache comme une mesure de qualité de l'habitat. Aussi, un habitat de grande surface sera plus approprié pour le maintien d'une espèce.

Nous n'avons pas choisi d'orienter les liens, signe d'une relation asymétrique entre les taches d'habitats afin de ne pas complexifier notre modèle qui nous apparaît déjà très théorique. Notons malgré tout qu'élaborer des graphes dirigés serait représentatif d'une logique écologique de colonisation ou de migration. Des données d'inventaires sont alors nécessaires.

Sur l'emprise de l'image englobant la commune de Toulouse (figure 7-8), nous recensons un total de 7 863 ha pour 2 427 zones végétalisées, tous types confondus et de 0,5 ha ou plus, réparties sur l'ensemble de la commune comme l'illustre la figure 7-9. La superficie moyenne des taches est de 3,24 ha.

Répartition des entités végétalisées de plus de 0,5 ha

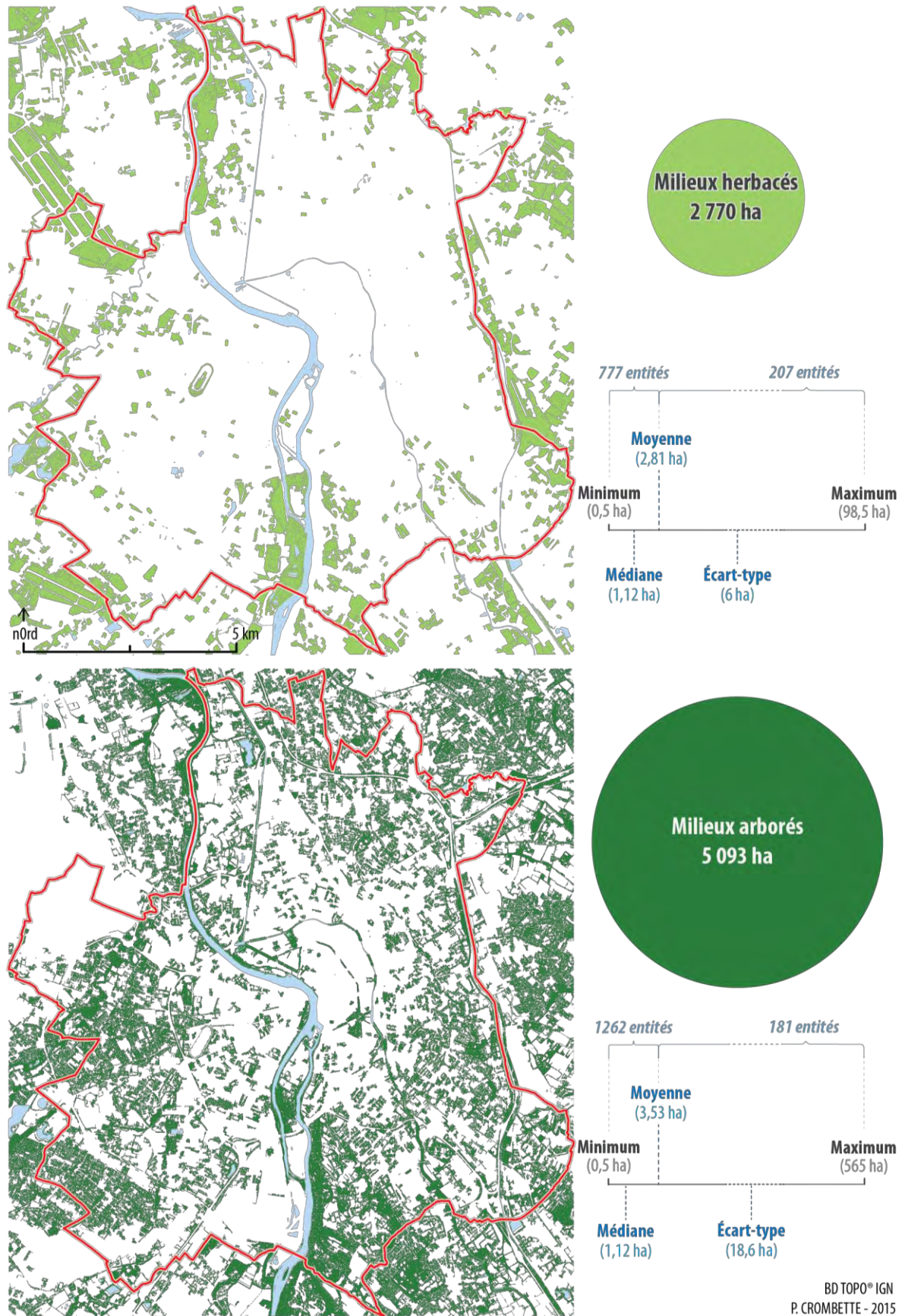


Figure 7-9. Répartition des espaces végétalisés de plus d'un demi-hectare autour de Toulouse.

Valeur des coûts de déplacement et carte de rugosité

La valeur de résistance de chaque occupation du sol a été arbitrairement attribuée comme cela peut être le cas dans d'autres études (Zeller *et al.*, 2012). Nous avons décidé de classer les valeurs de 0 (milieu très facilement franchissable) à 100 (milieu très difficilement franchissable).

Nous avons également tenu compte de la structure du paysage environnant afin d'attribuer des valeurs de résistances plus importantes en fonction de la largeur des infrastructures routières et la hauteur des bâtiments. Il a été supposé plus difficile pour un petit mammifère de franchir une route large de plusieurs voies qu'un chemin. De la même façon, un immeuble de plusieurs étages sera plus difficilement franchissable par un papillon qu'une maison individuelle (Lizée, 2011; Lizée *et al.*, 2012). Dans un prochain travail, nous pourrions affiner ce modèle en ajoutant d'autres paramètres comme le trafic de la voirie. Par défaut, nous attribuons une valeur minimale de 50 à l'occupation du sol hors végétation.

Nous utilisons les données de la carte d'occupation du sol réalisée précédemment à l'aide des données de la BD TOPO® de l'IGN (cf. § 6.1.6, p. 200).

Les coefficients de rugosité appliqués sont résumés dans le tableau 7-3 et vont définir la carte de friction. Celle-ci a été élaborée sur l'enveloppe minimale englobant la commune de Toulouse (figure 7-8 ci-dessus). Les cartes de friction utilisées pour notre analyse sont présentées sur la figure 7-10 et constituent la donnée d'entrée du logiciel Graphab.

Tableau 7-3. Valeur de résistance attribuée à chaque OCS hors végétation

Classe d'OCS	Attributs	Valeur de résistance
Bâtis (hauteur en mètre)	[0 ; 5]	50
] 5 ; 13]	65
] 13 ; 27]	80
] 27 ; 62]	100
Infrastructures de transport (largeur en mètre)	[0 ; 5]	50
] 5 ; 8]	65
] 8 ; 11]	80
] 11 ; 18]	100
Surfaces en eau	/	50
Milieu artificialisé imperméable	/	50
Végétation	Espaces arborés (> 0,5 ha)	0
	Espaces arborés (< 0,5 ha)	10
	Espaces herbacés	25

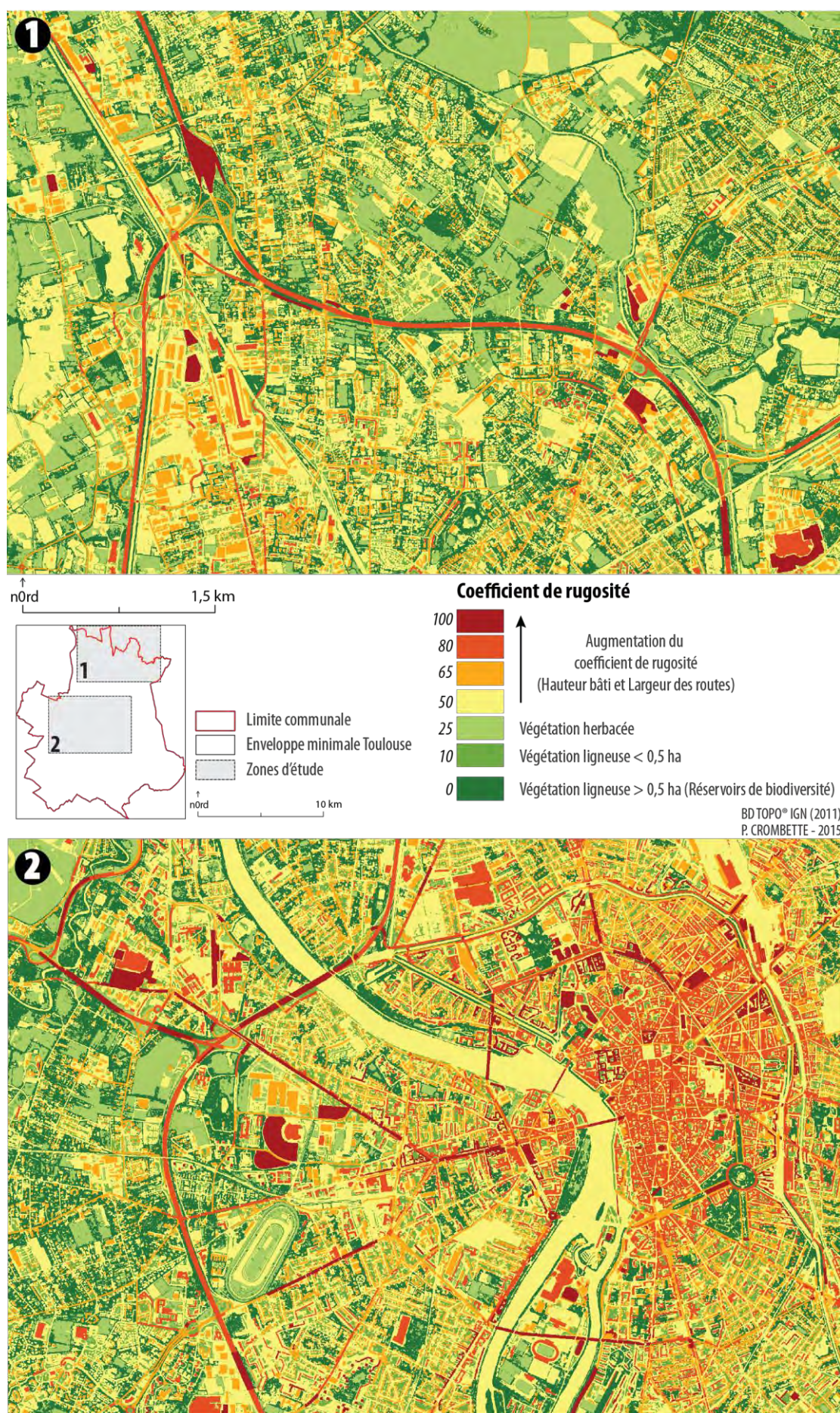


Figure 7-10. Illustration de la carte de friction sur les deux zones d'étude.

Construction du graphe paysager et calcul des métriques de connectivité

La première étape consiste donc à créer un jeu de lien à partir de ces cartes paysagères. Les chemins de moindre coût sont ainsi calculés entre chaque nœud en fonction des coefficients de rugosité définis précédemment et des capacités de dispersion de l'espèce fictive.

Un graphe paysager est ensuite calculé à partir de ces données. Nous optons pour une topologie planaire (cf. p. 236). Un paramètre de seuillage du réseau est également disponible en fonction des capacités de déplacements de l'espèce considérée. Dans notre cas, nous avons réalisé plusieurs graphes à partir d'un même jeu de donnée pour une espèce fictive selon trois distances de dispersion : 200 m, 500 m et 1 km. Le paramètre de capacité des taches est basé sur un critère de superficie par défaut.

Comme évoqué précédemment, différentes métriques de connectivité sont enfin calculées à l'aide du logiciel Graphab. Nous utiliserons la métrique de Probabilité de Connectivité (*PC*) avec les trois fractions qui la composent : *dPCintra*, *dPCflux* et *dPCconnector*. Les habitats sont ensuite classés par ordre d'importance selon une méthode de discrétisation de Jenks et des valeurs allant de 1 (faible importance) à 5 (forte importance).

7.3.3. Présentation des résultats

Description topologique des deux zones d'étude

La zone Toulouse-Nord est composée de 377 nœuds d'une superficie moyenne de 1,5 ha. Le plus grand réservoir occupe 17,7 ha à l'est de la zone (figure 7-11)¹⁴¹. Cette zone périurbaine comporte un plus grand nombre d'habitats végétalisés répartis plus uniformément sur l'espace étudié que la zone d'étude localisée sur le centre urbain. Parmi les espaces arborés de grande superficie, nous retrouvons ceux à proximité d'une zone de loisirs ou longeant le canal latéral de la Garonne à l'ouest près du lac de Sesquières, ou le parc de la Marouine au sud. À l'est et au nord, ces formations boisées sont présentes le long de cours d'eau ou de plans d'eau : la Sausse à l'est près du chemin de Gabardie, et les ruisseaux de Pichounelle ou de la Rouquette au nord de l'Union. Au centre de la zone, au nord du périphérique de Toulouse et autour du quartier Paléficat, il s'agit plutôt d'espaces boisés au sein de quartiers résidentiels et agricoles.

La zone Toulouse-Centre comporte quant à elle 231 nœuds d'une superficie moyenne de 1,68 ha (figure 7-11). Le plus grand réservoir occupe 10,2 ha à l'extrême nord-ouest de la zone le long du cours d'eau Le Touch. Les espaces végétalisés localisés dans le centre urbain dense correspondent plutôt à des espaces publics comme les jardins, les parcs ou les alignements d'arbres. Nous retrouvons par exemple le Jardin Japonais du quartier Compans-Caffarelli (5,4 ha), les jardins de l'Université Toulouse 1 Capitole (1,16 ha), la Prairie des Filtres (5,6 ha), le Jardin des Plantes et rond-point du Grand Rond (12 ha pour un total de 7 nœuds), les jardins du Barry (7,74 ha). Les arbres longeant la rue des Amidonniers s'étendent sur un peu moins de 7 ha à proximité de la Garonne. La plus grande partie des formations arborées sont localisées à l'ouest le long du Touch ou au cœur des quartiers résidentiels comme Lardenne. Notons également la présence de formations arborées sur l'île du Ramier.

¹⁴¹ Notons que cette figure superpose une représentation « réaliste » des habitats et une représentation simplifiée des nœuds qui composent le graphe. Ces nœuds sont positionnés sur le centroïde de leur habitat.

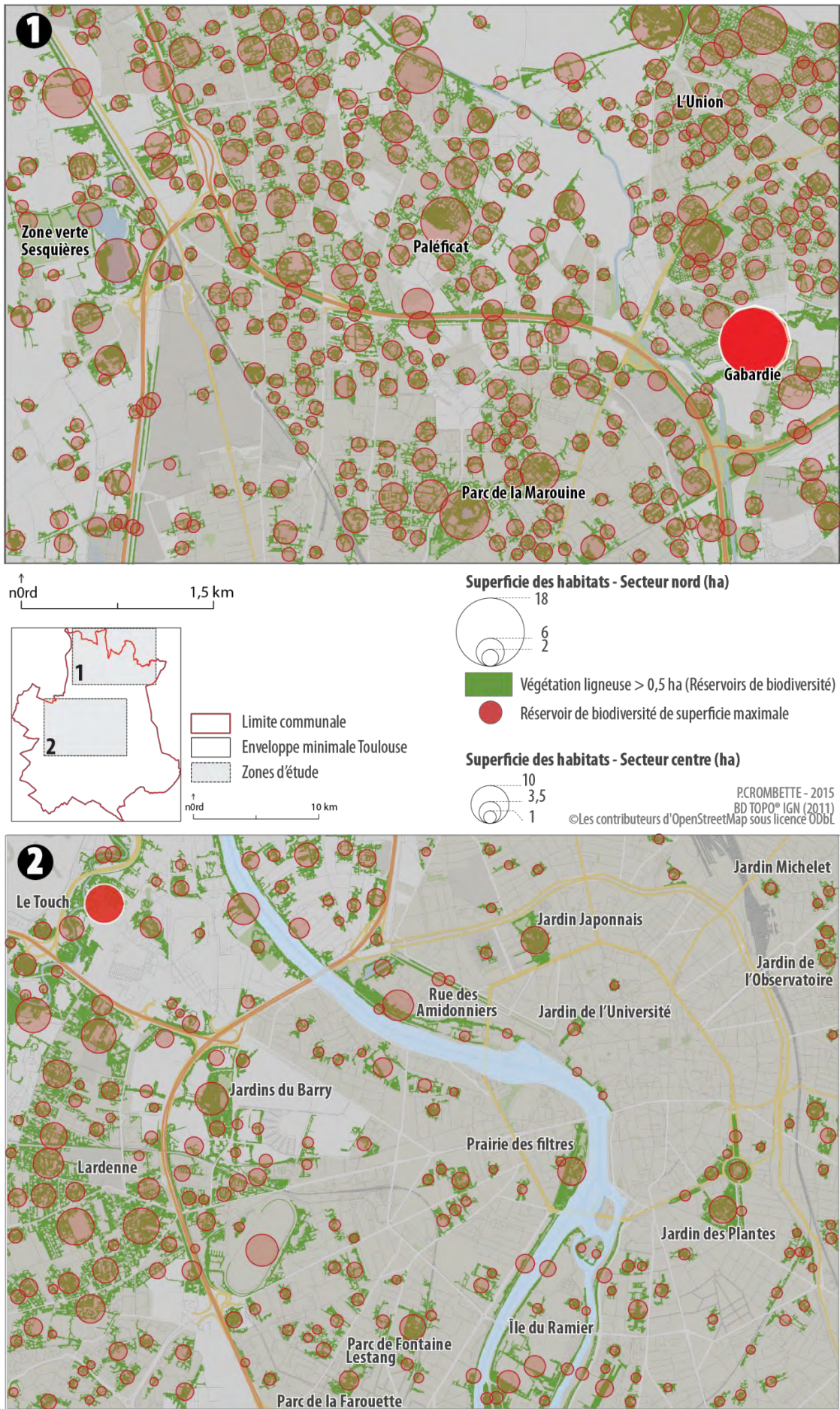


Figure 7-11. Localisation des réservoirs de biodiversité sur les deux zones d'étude.

L'évolution de la composition des graphes paysagers selon le seuillage

À l'issue de cette étape, nous pouvons visualiser les éléments des trois réseaux pour chaque zone d'étude selon les trois seuils de dispersion : les nœuds, les composantes ainsi que les liens qui les composent (figure 7-12 et figure 7-13). Une première approche d'identification des habitats peu ou bien connectés et des barrières potentielles pour la dispersion de notre espèce fictive est d'ores et déjà envisageable.

Concernant la zone d'étude au nord de Toulouse (figure 7-12 et tableau 7-4), le réseau seuillé à 200 m est constitué de 175 composantes, soit 3,7 fois plus que pour une espèce se déplaçant à 500 m et 9 fois plus si ses capacités de dispersion sont portées à un kilomètre. Ce nombre élevé de composantes est le signe d'un paysage composé pour la moitié d'entre eux d'une multitude d'habitats uniques sans échange avec les autres. Les espèces peu mobiles auront donc plus de difficulté à se déplacer au sein de ce paysage.

Nous retrouvons un schéma similaire d'évolution pour la zone d'étude Toulouse-Centre (figure 7-13 et tableau 7-4) avec un premier graphe seuillé à 200 mètres constitué de 158 composantes dont les trois quarts n'ont qu'un seul habitat isolé. En revanche, même pour un réseau seuillé à un kilomètre, le graphe paysager reste encore constitué de 60 composantes dont la moitié n'est composée que d'un seul habitat. La connectivité potentielle en milieu urbain semble donc plus faible que pour le secteur périurbain étudié.

Tableau 7-4. Quelques caractéristiques des composantes de chaque secteur et scénarii de dispersion.

	Seuil de dispersion	Nombre	Superficie moyenne (ha)	Autres éléments chiffrés (valeurs extrêmes)
Secteur Nord	200 m	175	16,4	110 composantes à 1 habitat (aucun lien) 29 composantes à 2 habitats 1 composante à 30 liens (26 nœuds)
	500 m	47	61,2	27 composantes à 1 habitat (aucun lien) 7 composantes à 2 habitats 1 composante à 279 liens (188 nœuds)
	1 km	19	151	10 composantes à 1 habitat (aucun lien) 1 composante à 2 habitats 1 composante à 505 liens (310 nœuds)
Secteur centre	200 m	158	18,5	117 composantes à 1 habitat (aucun lien) 21 composantes à 2 habitats 1 composante à 8 liens (6 nœuds)
	500 m	92	31,8	51 composantes à 1 habitat (aucun lien) 20 composantes à 2 habitats 1 composante à 80 liens (53 nœuds)
	1 km	60	48,7	32 composantes à 1 habitat (aucun lien) 10 composantes à 2 habitats 1 composante à 90 liens (53 nœuds)

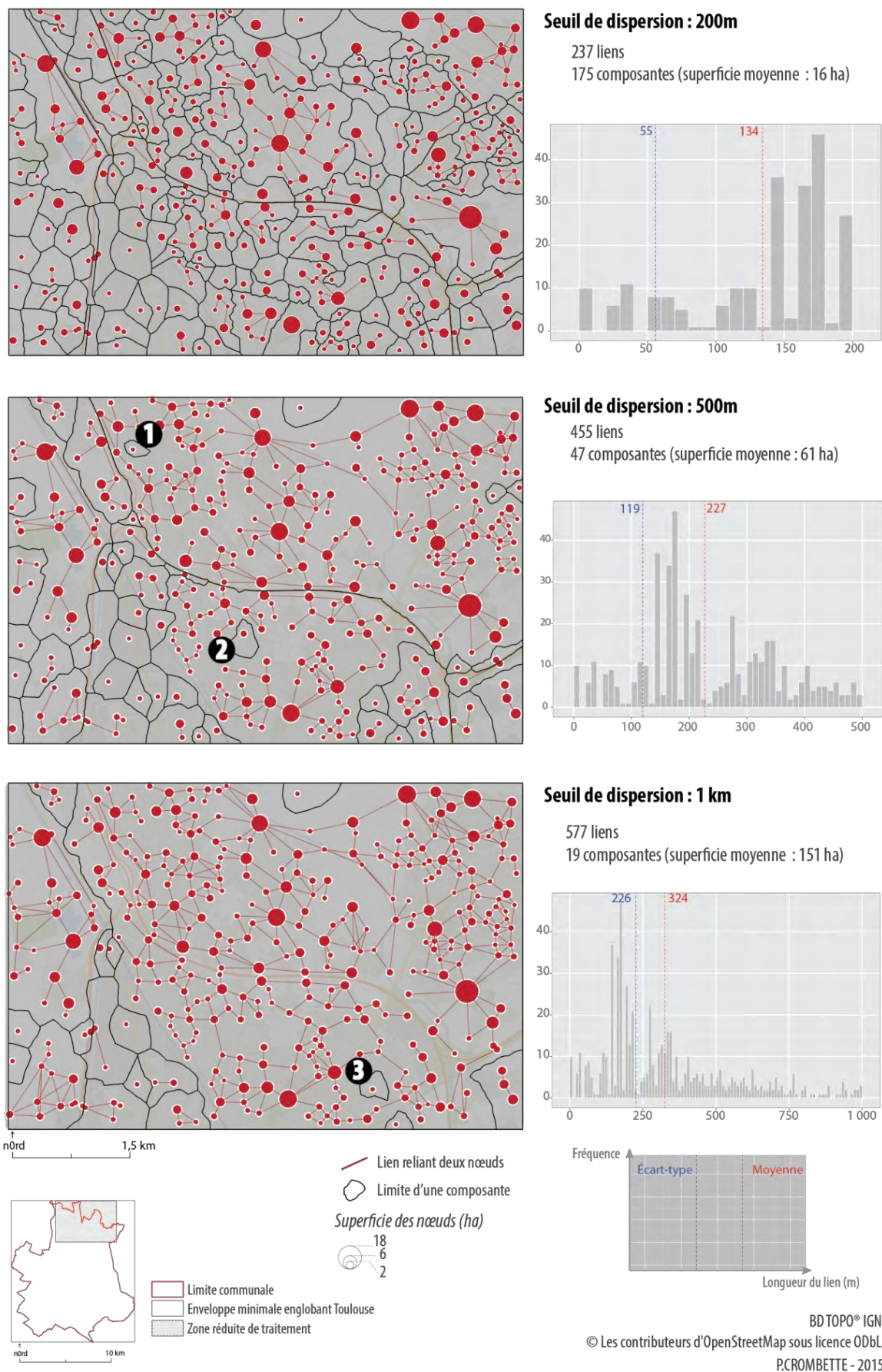


Figure 7-12. Caractéristiques des éléments constituant les trois graphes en fonction des distances maximales de déplacement d'une espèce fictive sur la zone d'étude nord. Les habitats 1, 2 et 3 constituent chacun une composante et mettent par exemple en évidence des espaces arborés isolés, car n'étant reliés à aucun autre habitat.

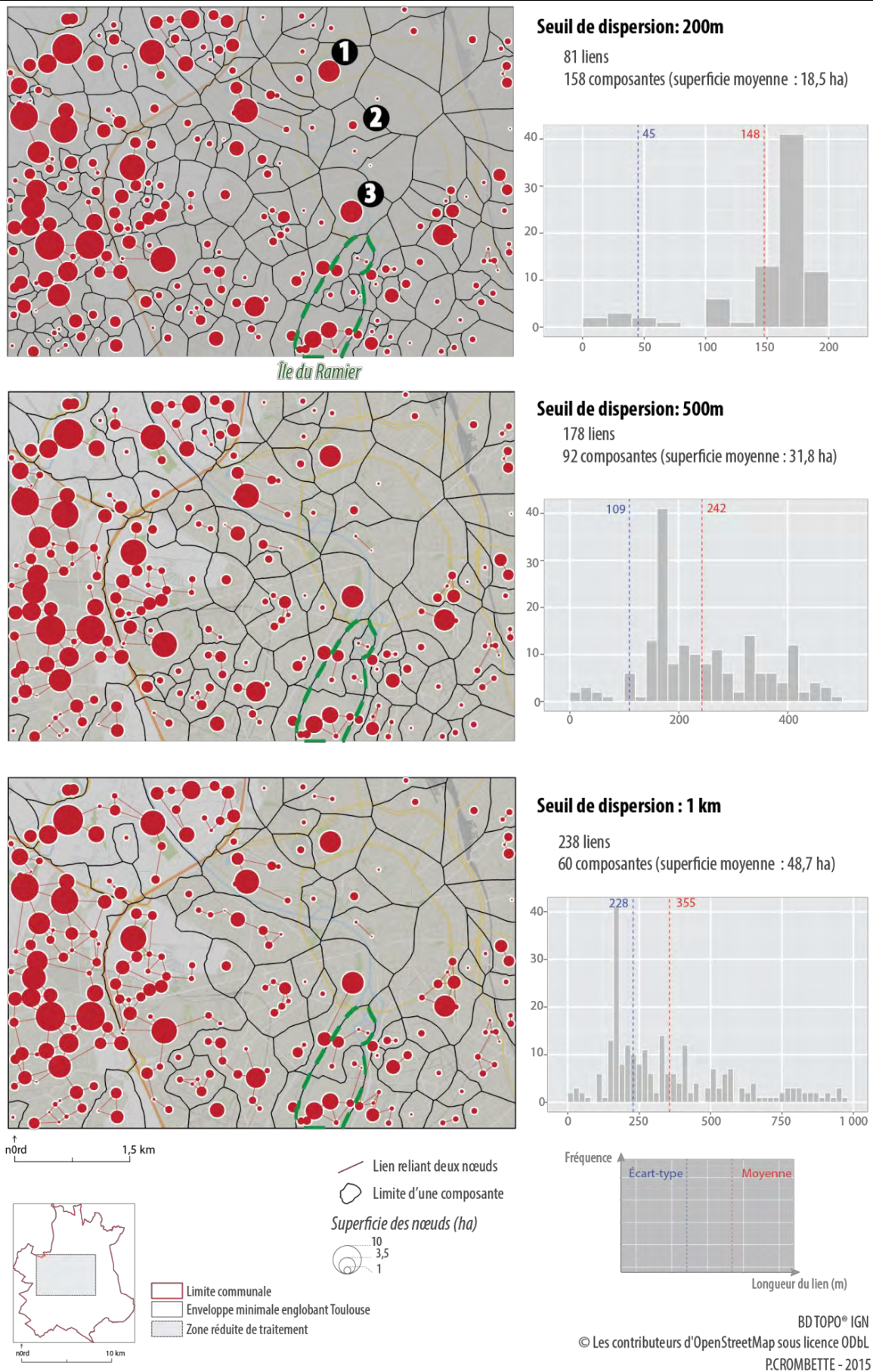


Figure 7-13. Caractéristiques des éléments constituant les trois graphes en fonction des distances maximales de déplacement d'une espèce fictive sur le secteur centre. Même avec une distance de dispersion à 1 km, le graphe paysager présente un nombre élevé de composantes, signe d'une connectivité potentielle moins importante que sur la zone d'étude nord.

En analysant les différents éléments qui composent chacun des trois graphes paysagers du secteur nord (figure 7-12), nous constatons que plus la capacité de déplacement est importante, plus le nombre de composantes diminue et le nombre de liens augmente. Le paysage est donc potentiellement plus accessible pour des espèces mobiles que ne peut l'être celui du secteur centre qui contient encore beaucoup de composantes pour un graphe seuillé à un kilomètre.

Zone d'étude Toulouse-Nord

La zone d'étude située au nord de Toulouse présente la caractéristique d'être traversée par le périphérique toulousain, un accès routier large et à fort trafic. Pour une espèce fictive dont la capacité de déplacement est restreinte à 200 ou 500 m, cet axe constitue une véritable barrière isolant les composantes situées au nord et au sud. D'un autre côté, les espèces à plus grande mobilité (graphe seuillé à 1 km) semblent pouvoir se déplacer plus facilement sur l'ensemble de la zone. En revanche, en observant les caractéristiques des liens longeant le périphérique toulousain, nous constatons que la connectivité entre les zones nord et sud de la zone d'étude repose sur un seul et unique point de franchissement comme illustré sur la figure 7-14. Il est fort probable que dans la réalité, ce chemin soit peu emprunté compte tenu de sa localisation : à proximité du péage autoroutier nord et encerclé par un échangeur routier. Notons qu'en augmentant la distance maximale de déplacement à 1,5 km, une nouvelle modélisation de la connectivité potentielle à partir du même jeu de donnée fait apparaître d'autres chemins de moindre coût traversant le périphérique. Ces nouveaux liens semblent plus réalistes dans la mesure où ils empruntent les routes secondaires franchissant le périphérique, mais d'autres études et inventaires écologiques restent bien évidemment indispensables pour s'en assurer.

Zone d'étude Toulouse-Centre

Quelles que soient les distances de dispersion étudiées, les formations boisées de la zone d'étude Toulouse-Centre restent plus isolées. Pour une distance de dispersion seuillée à un kilomètre ou moins, la Garonne et le périphérique toulousain, traversant tous les deux la zone du nord au sud, constituent des barrières difficilement franchissables. Les flux en provenance de zones périurbaines n'atteignent donc pas facilement le centre urbain dense, et les espaces arborés en centre-ville restent alors isolés comme le Jardin Japonais du quartier Compans-Caffarelli (n° 1 sur la figure 7-13), les jardins de l'Université (n° 2 sur la figure 7-13), la Prairie des Filtres (n° 3 sur la figure 7-13). Les espaces arborés sur l'île du Ramier restent également isolés par la présence de la Garonne et la résistance au déplacement causée par le réseau routier.

Unique point de franchissement du périphérique Seuil de déplacement : 1 km

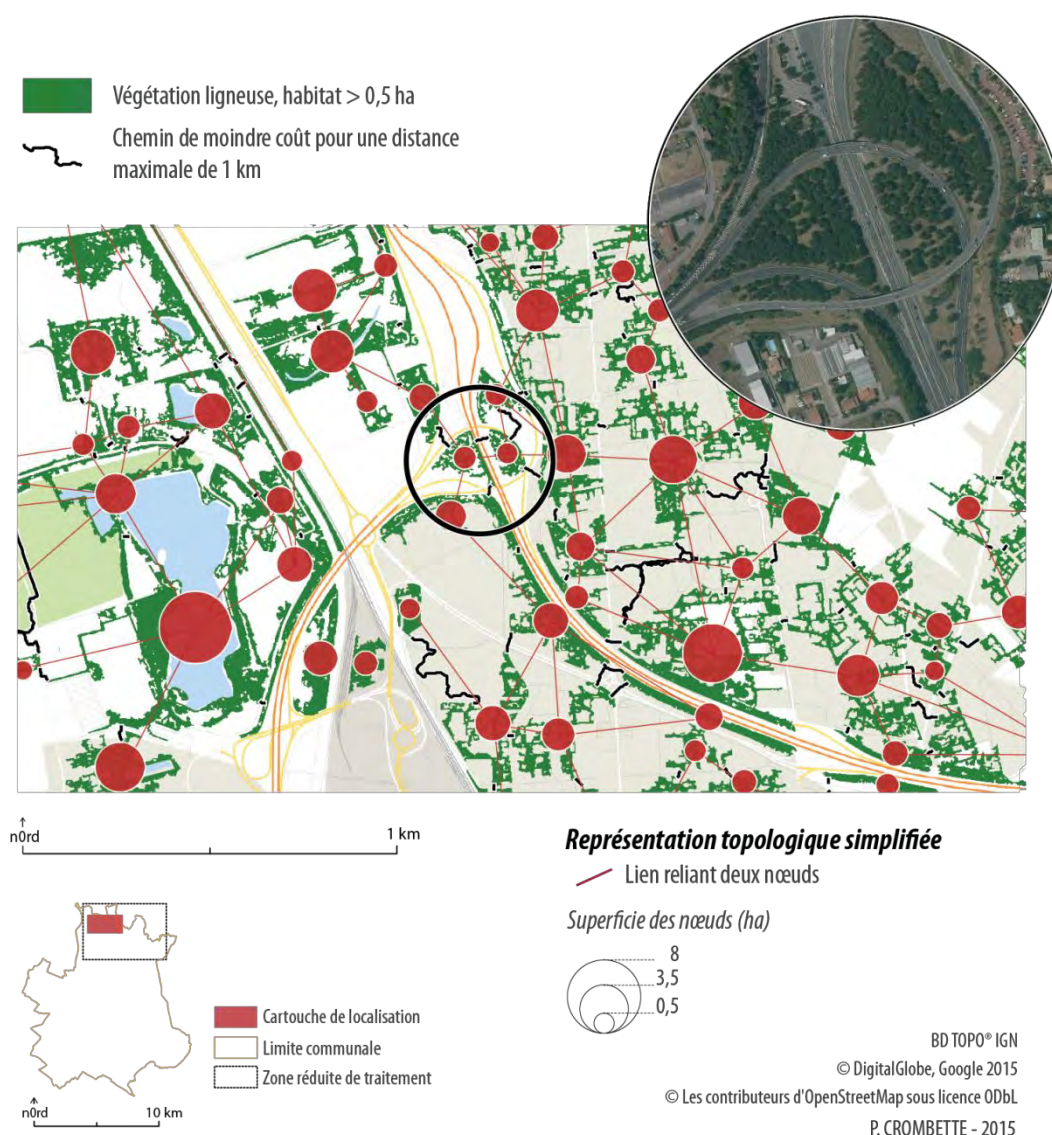


Figure 7-14. Localisation de l'unique chemin de moindre coût franchissant le périphérique toulousain selon un scénario de déplacement limité à 1 km.

Analyse des métriques de connectivité

Ces premiers éléments d'analyse sont confirmés par le calcul des métriques de connectivité globales *dPC* pour les trois scénarii. Les résultats présentés dans le tableau 7-5 indiquent que la connectivité potentielle est plus grande sur le secteur nord, les espèces devraient s'y déplacer plus aisément dans la mesure où les formations boisées sont mieux réparties sur l'ensemble de la zone.

Tableau 7-5. Valeurs de la métrique de connectivité globale *dPC* sur les deux zones d'étude et selon les trois seuils de dispersion.

Seuil de dispersion	Secteur Nord	Secteur Centre
200 m	0,000467	0,000309
500 m	0,000738	0,000456
1 km	0,001042	0,000597

Nous calculons ensuite pour chaque secteur et scénario de dispersion les métriques locales *dPC* et ses trois composantes afin de localiser les taches et les liens importants au sein de chaque graphe paysager. Ainsi, pour le maintien d'une connectivité dans ce réseau, les taches arborées de plus d'un demi-hectare ou les corridors à préserver en priorité sont celles et ceux dont l'indice *dPC* est le plus grand.

La taille des nœuds est proportionnelle à la superficie de la tache. La largeur des liens est proportionnelle à la distance en mètre reliant deux nœuds. La variable représentée est discrétisée en cinq classes selon la méthode de Jenks afin d'établir cinq niveaux d'importance.

Ainsi, plus un nœud est vert, plus la perte de connectivité potentielle causée par la suppression de cet habitat sera importante. De la même façon, plus un lien est rouge, plus sa perte causera une diminution de la connectivité potentielle. Ces habitats et ces corridors sont donc à préserver en priorité.

L'indice *dPC* est calculé pour chaque nœud et lien qui compose ces graphes paysagers et ce pour nos deux zones d'étude. Nous illustrons les résultats obtenus pour l'indice *dPC* selon le scénario de déplacement seuillé à un kilomètre (figure 7-15 et figure 7-16). Il met en évidence que les espaces à préserver en priorité sont ceux dont la superficie est importante en périphérie du centre urbain dense.

Nous représentons également les valeurs de la fraction *dPCconnector* qui, rappelons-le, caractérise l'importance d'un habitat comme élément relais au sein du réseau. Au travers de cette représentation, nous constatons ainsi que des habitats de petites surfaces (dont l'indice *dPC* est faible comparé à des habitats de grandes tailles) présentent malgré tout une valeur de *dPCconnector* importante (cf. n° 1 sur la figure 7-15). Et inversement, des habitats présentant une grande importance pour la valeur de *dPC* sont moins importants en tant qu'habitat relais, leur valeur *dPCconnector* est faible (cf. n° 2 sur la figure 7-15). Autrement dit, la préservation des habitats au sein d'un réseau ne devrait pas être uniquement réfléchi en termes de superficie.

Cette caractéristique s'observe également sur le secteur Toulouse-Centre, mais semble moins marquée lorsque le réseau est de petite taille (peu de nœuds et de liens, cf. tableau 7-4 p. 252) comme en centre-ville (figure 7-16) où le nombre de composantes est important.

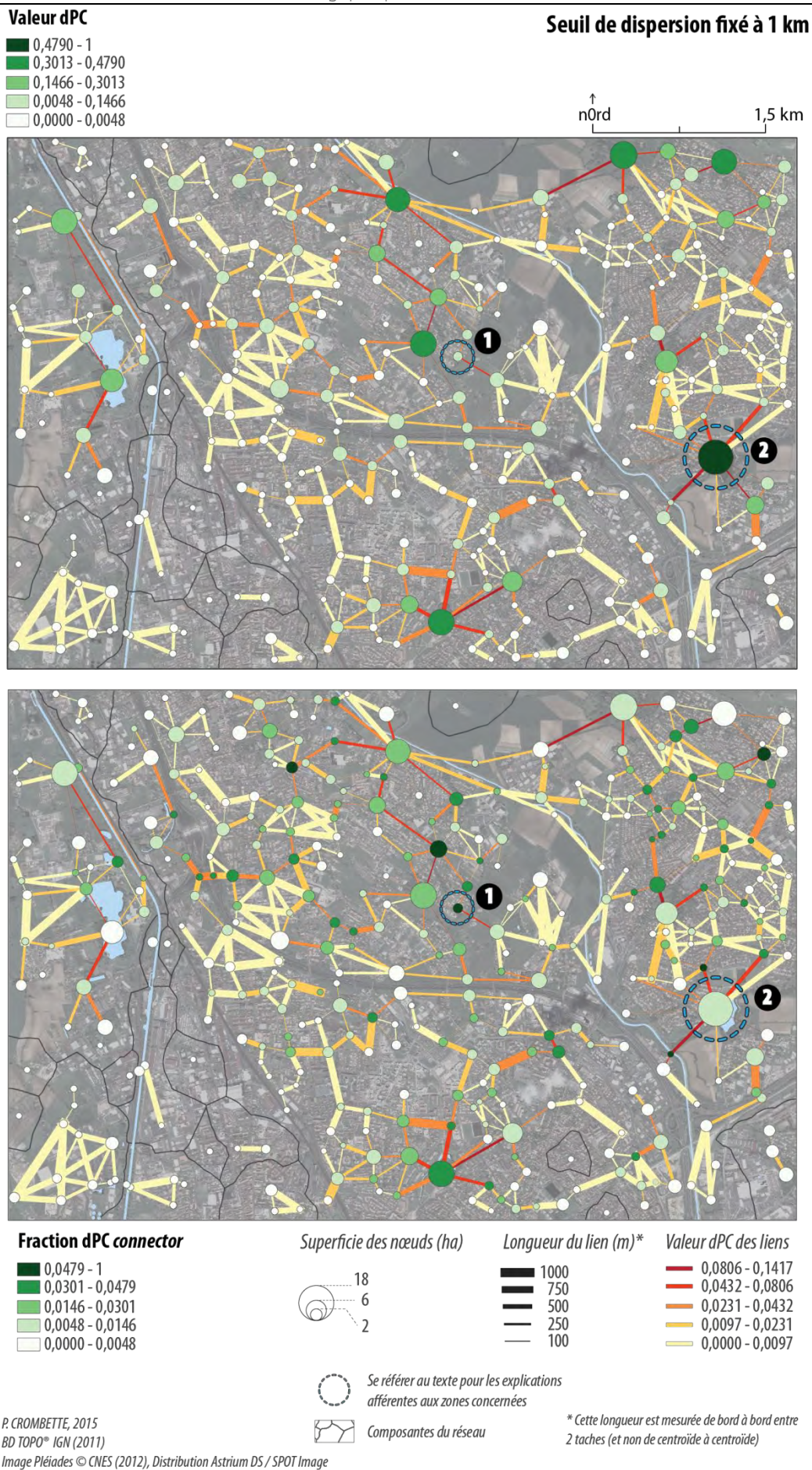
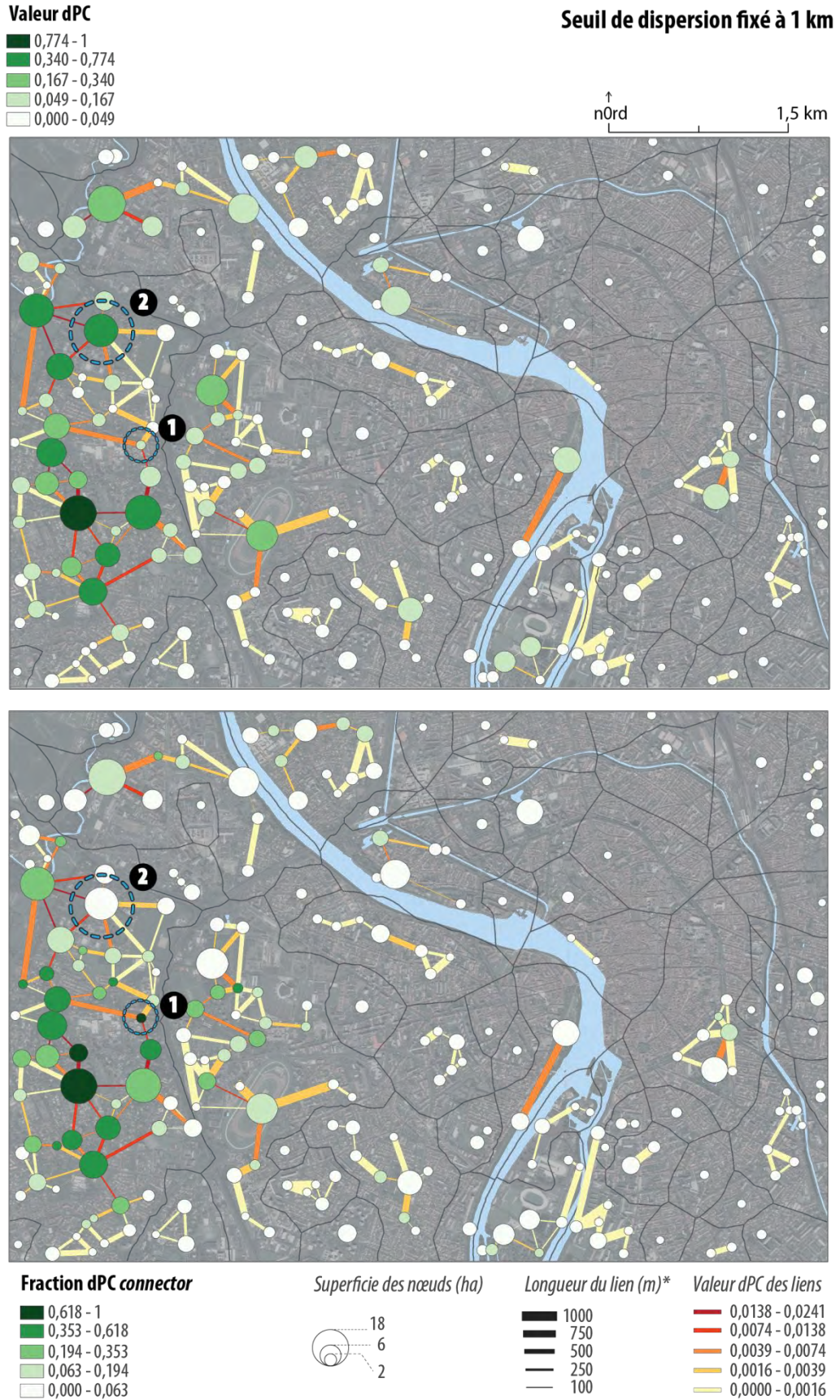


Figure 7-15. Représentation topologique des valeurs normalisées de la métrique locale dPC et de sa fraction dPCconnector pour un graphe seuillé à 1 km, Toulouse-Nord.



P. CROMBETTE, 2015
 BD TOPO® IGN (2011)
 Image Pléiades © CNES (2012), Distribution Astrium DS / SPOT Image

Figure 7-16. Représentation topologique des valeurs normalisées de la métrique locale dPC et de sa fraction dPCconnector pour un graphe seuillé à 1 km, Toulouse-Centre.

En conclusion, pour des espèces animales dont le déplacement est localement limité, les zones urbaines denses représentent des barrières potentielles fortes. C'est d'autant plus vrai lorsque les formations arborées, assimilées à des réservoirs de biodiversité, sont peu nombreuses et plus éloignées les unes des autres. Sur ces milieux, les résistances de la matrice sont alors plus grandes. Le nombre de composantes est plus élevé et elles sont consécutivement de plus petite taille comparées à un milieu moins densément urbanisé. Les réservoirs de biodiversité sont alors plus isolés ce qui réduit ainsi les échanges avec les espaces périphériques.

De façon générale, Saura et Rubio (2010) considèrent que la préservation de la biodiversité serait meilleure sur un habitat de grande taille plutôt que sur deux habitats de plus petite taille, quand bien même ils seraient parfaitement connectés. L'une des préconisations serait donc de préserver ces réservoirs de biodiversité urbains, quelque soit leur taille et de l'associer à la création ou la restauration de nouveaux espaces végétalisés pouvant jouer le rôle de corridors. L'ensemble pourrait concourir à augmenter la connectivité potentielle en réduisant les distances entre les habitats existants.

7.4. Discussions et perspectives

Finalement, la théorie des graphes déployée dans le domaine écologique constitue un bon compromis entre l'étude de la connectivité purement structurelle et celle de la connectivité totalement fonctionnelle en s'adaptant aux données disponibles pour la modélisation. Le calcul de métriques de connectivité permet ensuite d'analyser le degré de connectivité d'un réseau en identifiant les habitats et les corridors importants pour le maintien ou l'amélioration de la connectivité globale potentielle. Ces indices peuvent alors appuyer certaines décisions dans l'aménagement du territoire ou lors d'études d'impact. En revanche, les analyses que nous avons menées et la théorie des graphes en général présentent certaines limites.

Celles qui ressortent principalement dans ce contexte sont liées aux données d'occupation du sol utilisée comme entrée du modèle et aux espèces (choix des espèces et connaissances sur leur capacité de dispersion en milieu urbain). Ces éléments ainsi que quelques réflexions ou perspectives de recherche sont évoqués dans les paragraphes suivants.

7.4.1. Influence des cartes de rugosité et représentativité des modèles

Les chemins de moindre coût modélisés selon une carte de rugosité sont fortement liés aux valeurs de résistance. Nous avons évoqué des difficultés quant au choix de ces valeurs en l'absence de données terrain, la littérature n'étant pas toujours complète à ce sujet. Aussi, pour une espèce donnée, une surestimation des coûts de résistance peut engendrer l'apparition de barrières infranchissables tandis qu'une sous-estimation serait source d'une augmentation des liens, laissant penser que le paysage est finalement plutôt bien connecté. La collecte de données terrain ainsi que des tests de sensibilité seraient une solution à envisager pour valider au mieux ces modèles.

Les résultats issus de la théorie des graphes impliquent donc d'accepter une relative incertitude face à la représentativité des éléments qui composent le réseau. Il semble en effet compliqué sans données terrain de lier la représentativité structurelle, autrement dit l'agencement spatial des éléments, à la représentativité fonctionnelle, c'est-à-dire la réalité des

déplacements des espèces et l'utilisation des habitats (Beier et Noss, 1998). Nous avons arbitrairement attribué des valeurs de résistances aux données d'occupation du sol à notre disposition, ce qui ajoute de l'incertitude aux modélisations qui en découlent comme le suggèrent Rayfield *et al.* (2010). Durant leurs recherches, ces auteurs ont effectivement démontré l'importance et l'influence d'un changement de coûts de rugosité attribué aux différentes classes d'occupation sur la modélisation des chemins de moindre coût pour une espèce virtuelle.

D'autre part, les valeurs de résistance dépendent fortement des espèces considérées puisque l'occupation du sol peut constituer un corridor ou inversement un obstacle pour deux espèces différentes. Il est donc d'autant plus difficile d'étudier une connectivité fonctionnelle globale au-delà d'une seule espèce. Plusieurs solutions peuvent s'envisager comme simplifier la carte de résistance afin d'englober les caractéristiques de plusieurs espèces ou analyser la connectivité pour chaque espèce et combiner les résultats afin d'en sortir des tendances.

Ensuite, Zeller *et al.* (2012) démontrent que l'utilisation de la théorie des graphes revient à considérer que le comportement d'un individu en déplacement est identique aux exigences qu'il pourrait avoir dans le choix de son habitat. Ce comportement reste à confirmer. De la même façon, nous avons également considéré que les individus étaient présents dans toutes les taches d'habitats identifiées comme étant des réservoirs de biodiversité selon une taille minimale d'un demi-hectare. Dans la pratique, nous aurions pu simuler une répartition non homogène des individus. Bien entendu, la meilleure approche consisterait à disposer de relevés d'inventaires faunistiques et floristiques. En revanche, nous insistons à nouveau sur l'idée que cette recherche se place d'abord dans une première phase d'identification et de filtrage des zones d'enjeux qui pourrait s'appliquer sur tout type de territoire. Cette étape donnerait ensuite lieu à des études plus ciblées et spécifiques afin d'optimiser cette identification.

Au cours de cette même revue de littérature, Zeller *et al.* (2012) mettent en avant la provenance des données d'occupation du sol : la grande majorité est obtenue par traitement d'images satellite ou aérienne. Ils pointent ainsi du doigt le manque d'actualisation des images pour des raisons de disponibilité de la donnée et de coût d'acquisition, bien que ces critères restrictifs soient aujourd'hui moins marqués pour certains utilisateurs qui ont recours à des programmes de recherche et de diffusion de ces données¹⁴². Lorsque les études peuvent être couplées à des données biologiques et menées sur des zones dynamiques, la pertinence temporelle des données doit donc être prise en considération, tout comme leur saisonnalité, en particulier sur les espaces où les saisons sont fortement marquées. Là encore, l'usage d'images satellitaires de type Pléiades, grâce à la réactivité et l'agilité du satellite, constitue un atout pour l'exploitation des données dans des problématiques opérationnelles comme l'identification de connectivités potentielles.

7.4.2. Considérer une connectivité temporelle et verticale

La modélisation proposée sur le nord de Toulouse n'a été réalisée que pour une période statique liée à la date d'acquisition de l'image satellite Pléiades. Étudier la connectivité à partir de séries temporelles permettrait d'évaluer la réponse des espèces face aux changements temporels irréversibles avec par exemple la restauration ou la suppression d'habitats, ou suite à

¹⁴² Ces éléments ont déjà été évoqués au cours du cinquième chapitre p. 144 et concernent les UIA français.

des changements climatiques¹⁴³, ou encore des changements temporels saisonniers ou temporaires, comme des inondations ou des feux de forêt. Dans ce second cas de figure, comment évaluer la résilience d'un paysage à la suite de ce type de perturbation et quel en serait l'impact sur la connectivité écologique ? L'analyse se ferait probablement à grande échelle sur des territoires plus ou moins vastes et pourrait également s'appliquer à des milieux périurbains.

D'autres facteurs temporels pourraient être pris en considération : une espèce peut utiliser des habitats différents en fonction de son cycle de vie : phase de nourrissage, de reproduction ou de migration. La modélisation que nous proposons n'en tient pas compte, mais la connectivité temporelle liée à des distances de dispersion variables pourrait revêtir une grande importance dans ce cas. Quelques études récentes cherchent par exemple à évaluer l'impact des changements climatiques sur la dispersion d'espèces animales ou végétales (Gimona *et al.*, 2012; McIntyre *et al.*, 2014; Phillips *et al.*, 2008).

Le second élément concerne la connectivité verticale. Nous avons basé la modélisation de la connectivité potentielle sur des données de végétation obtenue par traitement d'images optiques. Précédemment, nous évoquions l'une des limites de ce type de traitement d'images : il est techniquement impossible d'évaluer la composition de l'occupation du sol sous un couvert arbustif (p. 218). Un corridor, pour être optimal, nécessite la présence de plusieurs strates afin d'assurer une continuité verticale. Ainsi, peut-on vraiment considérer un alignement d'arbres en ville qui recouvre un milieu imperméable sans autre forme de végétation comme un corridor écologique fonctionnel ?

Sur cette même réflexion, nous avons considéré que les espèces pouvaient également se déplacer entre les jardins végétalisés plus aisément qu'en traversant une route de faible largeur. En revanche, ces jardins sont bien souvent clôturés, au mieux par un grillage, mais généralement par un mur de hauteur variable. Cet élément, indétectable par traitement d'images compte tenu de sa largeur inférieure à la résolution spatiale, constitue dans ce cas une autre barrière au déplacement. Comment faire pour intégrer cet élément dans la modélisation de la connectivité urbaine ?

7.4.3. Modéliser le déplacement d'espèces animales et végétales

Notre première approche de la modélisation de la connectivité écologique potentielle est basée sur une espèce animale fictive supposée terrestre bien que les seuils maximums de déplacement pourraient éventuellement s'adapter à des insectes volants de type papillon. Nous avons également tenté de prendre en compte la hauteur du bâti en augmentant la résistance en conséquence. En revanche, il est évident que les réseaux modélisés seront différents si les espèces sont des oiseaux ou même des plantes.

Cet élément n'est pas sans rappeler la difficulté de modéliser la connectivité potentielle d'un paysage qui doit tenir compte d'une multitude d'espèces animales ou végétales aux caractéristiques bien différentes. Il met aussi en avant la nécessité de poser correctement le

¹⁴³ Ce type d'analyse pourrait par exemple être conduite avec le logiciel « Connectivity Analysis Toolkit » comme l'indique le guide utilisateur p.16 (dernière consultation le 24/07/2015).
www.klamathconservation.org/CAT/v1_3_2/ToolkitManual.pdf

problème de départ avant toute forme de hiérarchisation : que veut-on identifier et modéliser ? Quels sont les objectifs et les contraintes ? Pourquoi veut-on obtenir cette information ? Sans cela, tout projet de conservation ou d'aménagement peut s'avérer risqué (Game *et al.*, 2013).

7.4.4. Choisir un niveau d'échelle pertinent

Tout comme Bunn *et al.* (2000) à l'époque, nous avons été confrontés lors de nos différents essais à des problèmes de capacité de traitement, à ceci près que dans notre cas nous utilisons des données dont la résolution spatiale est 30 fois plus fine. En revanche, nous avons choisi de préserver l'apport de cette résolution spatiale en réduisant la zone d'étude. Comme le décrit Moilanen (2011), ces restrictions sont donc liées à la configuration matérielle et à l'usage grandissant de données toujours plus précises spatialement.

L'échelle d'analyse est également très importante. Si l'étude est régionale, il faudra très certainement simplifier et agréger certaines données, autrement le traitement ne pourra se faire ou sera probablement très long. Si l'analyse est plus locale, l'utilisation de données spatialement plus précises peut s'envisager comme nous l'avons fait, au risque de devoir réduire l'emprise d'étude. Une analyse à deux échelles peut éventuellement s'envisager : une analyse globale à partir d'un jeu de données agrégées afin de localiser les zones d'intérêt potentiel sur lesquelles une modélisation plus fine serait ensuite menée.

En revanche, un autre problème inhérent à l'analyse spatiale doit être pris en considération : l'effet de bord. Comme l'ont illustré Griffith et Arnrhein (1983), cet effet résulte notamment de la non prise-en-compte des interdépendances qui peuvent se produire en dehors de la zone délimitée. Une solution consiste alors à agrandir la zone d'étude, si la résolution spatiale des données le permet. L'effet de bord existe toujours, mais le problème est éloigné de la zone d'étude.

Un compromis entre échelle de traitement et résolution spatiale de la donnée est donc indispensable à toute étude de ce genre d'autant plus si l'on étudie des espèces fortement mobiles.

7.4.5. Considérer les éléments ponctuels

Parce qu'un chemin de moindre coût peut facilement contourner un élément ponctuel tel que des arbres, des bosquets ou des petits espaces végétalisés ouverts, ce type d'objet a un impact limité dans l'élaboration d'un corridor. En revanche, le cumul de ces éléments ponctuels peut impacter différemment le réseau et constituer des corridors de type « pas japonais ». Aussi, nous aurions pu accroître artificiellement leur importance en élargissant leur surface par une zone d'attraction ou en attribuant par exemple une valeur de résistance moins forte que celle des zones dans lesquelles cet élément ponctuel est localisé.

7.4.6. Modéliser des parcours alternatifs

Bien que la méthode des chemins de moindre coût semble être une méthode robuste pour l'étude de la connectivité et la modélisation des déplacements entre les habitats, certains auteurs remettent en question son utilisation pour au moins deux raisons (Adriaensen *et al.*, 2003; McRae *et al.*, 2008).

La première concerne le fait que les animaux sont supposés disposer d'une parfaite connaissance de l'ensemble du paysage, leur permettant ainsi de choisir le chemin optimal ou presque. Cette hypothèse peut être acceptée pour des déplacements fréquents sur des terrains connus ou des déplacements annuels migratoires par exemple. En revanche, elle devient plus discutable pour des dispersions sur de nouveaux espaces, car les individus sont malgré tout régis par une certaine part de hasard dans leur déplacement. Ils ne vont pas forcément suivre le corridor qui aura été modélisé comme étant le moins coûteux. D'autres paramètres, dont les données ne sont pas toujours connues et/ou intégrées au modèle, peuvent ainsi entrer en compte comme la prédation, la saisonnalité ou même les préférences de l'individu lui-même. Le fait de ne représenter qu'un seul chemin peut alors conduire à une surestimation de l'importance écologique d'un nœud alors que d'autres chemins peuvent malgré tout exister.

La seconde raison est la représentation cartographique linéaire du corridor qui répond à une contrainte juridique que nous évoquons au cours du premier chapitre (p. 19). Selon ces auteurs, le corridor devrait aussi pouvoir être défini par une largeur. En revanche, ce mode de représentation simplifie et peut augmenter l'imprécision de l'analyse dans un processus de planification.

Quelques auteurs ont travaillé à résoudre ces problèmes. Adriaensen *et al.* (2003) ont par exemple suggéré d'appliquer itérativement l'algorithme de Dijkstra afin d'obtenir plusieurs chemins de moindre coût par paire de nœuds. McRae (2006) ou encore Pinto et Keitt (2009) ont quant à eux cherché à développer une méthode de calcul définissant un corridor, et non plus un chemin unique, symbolisé par des chemins multiples reliant chaque paire de nœuds. Cette modélisation se base alors sur la théorie des circuits (figure 7-17). Globalement, pour une paire de nœuds, la méthode va d'abord calculer le coût cumulé pour le nœud source et le nœud de destination. Les deux matrices sont ensuite additionnées en une matrice qui va enfin être classée de façon binaire selon la distance de dispersion de l'espèce. Cette dernière étape va permettre de distinguer les cellules de la matrice qui font partie du corridor de moindre coût des autres cellules. Pour de plus amples détails sur cette méthode, le lecteur pourra se référer à l'article rédigé par Pinto et Keitt (2009).

Cette seconde méthode présente l'avantage de résoudre les deux problèmes évoqués précédemment. Elle met en évidence plusieurs chemins de dispersion ainsi que leur redondance ou au contraire leur unicité. Ainsi, un large corridor, synonyme de parcours alternatifs, diminue la vulnérabilité d'un changement d'occupation du sol, la dispersion ne dépend pas d'un unique chemin. En revanche, la question du choix des seuils servant à délimiter la zone à considérer reste posée comme l'évoquent Loro *et al.* (2015).

Par manque de temps, cette méthode n'a pas encore été mise en œuvre sur nos terrains d'étude. En revanche, nous pensons que dans un contexte d'aménagement du territoire, sa mise en application permettrait de proposer des alternatives à l'égard des actions à mener pour le maintien ou la restauration de la biodiversité sur une zone donnée. En effet, en plus de l'intérêt principalement écologique, les collectivités en charge des ces aménagements pourraient très bien intégrer d'autres critères dans leur processus de décision comme leur coût de réalisation ou encore la disponibilité immédiate ou non des terrains, un paramètre qui pourrait impacter plus ou moins fortement la temporalité du projet.

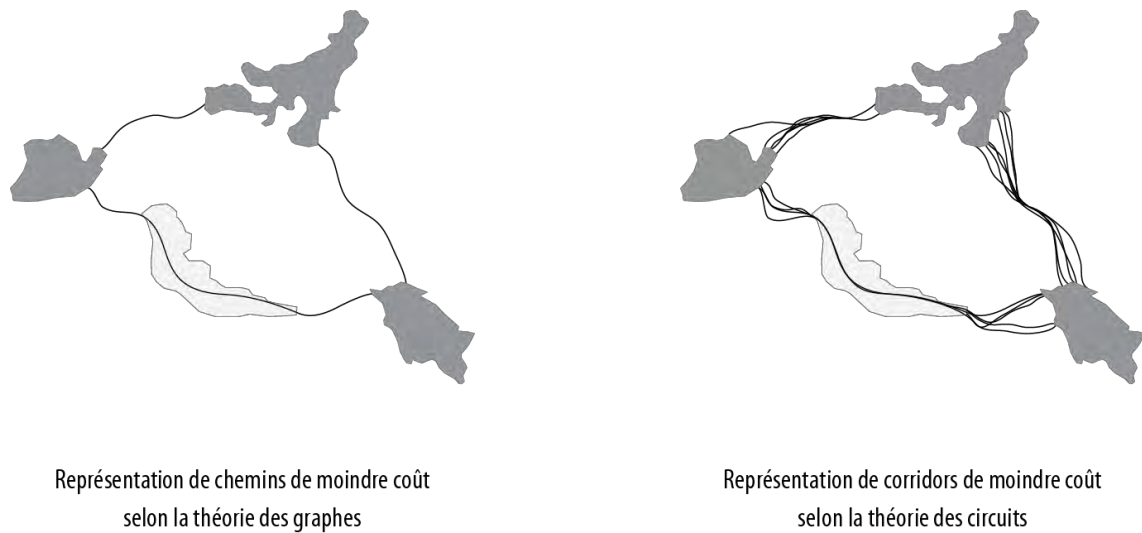


Figure 7-17. Représentation des chemins ou des corridors de moindre coût selon la théorie des graphes ou des circuits. Les habitats, les milieux favorables à une espèce fictive et la matrice (homogène pour l'exemple) sont respectivement schématisés par les polygones gris foncé, gris clair et le fond blanc, et sont reliés par les liens en noir (d'après Rayfield *et al.* (2011)).

7.4.7. Intégrer des données biologiques

Les travaux sur l'étude de la connectivité mettent en avant des difficultés pour accéder à des données faunistiques et floristiques. Ces données sont peu nombreuses et bien souvent coûteuses à acquérir. Les études sont ainsi généralement menées sur une seule espèce voire quelques-unes, mais rarement assez pour transposer les résultats à toutes les espèces d'une zone. D'un autre côté, le réseau modélisé sera de toute façon théoriquement différent si l'on considère des espèces volantes ou terrestres.

Ce constat incite malgré tout à promouvoir l'observation naturaliste et la collecte de données, sur le territoire en général et à l'échelle de la Trame verte et bleue en particulier. C'est la raison pour laquelle un premier travail d'identification des connectivités structurelles potentielles, comme nous le proposons, présente aussi un intérêt dans la localisation de zones « prioritaires » à étudier.

Les collectivités locales disposent de plusieurs moyens d'action pour promouvoir la culture naturaliste et inciter les habitants à alimenter des réseaux de données pour permettre de mieux connaître les richesses et le fonctionnement de la trame verte.

L'Atlas de la Biodiversité Communale (ABC)

Ce programme, engagé en 2010 par le ministère l'Écologie, de l'Énergie et du Développement durable (MEDDE), a pour objectifs de réunir les acteurs locaux afin de les sensibiliser à la biodiversité, de partager les connaissances disponibles sur la biodiversité locale et mettre en place des politiques communales ou intercommunales pour la prise en compte de la biodiversité. L'une des actions de l'ABC consiste à réaliser l'inventaire et la cartographie de la biodiversité, par l'intervention d'experts ou d'associations naturalistes, ou la participation du public à des programmes de « sciences participatives ». Ainsi, la commune pourra accéder à une meilleure connaissance des habitats naturels, de la flore et de la faune. L'enjeu est d'identifier des actions possibles et d'élaborer des projets locaux en matière de préservation de

la biodiversité. La réalisation d'un ABC est accessible à l'ensemble des communes ou intercommunalités françaises qui peuvent solliciter des aides financières pour leur engagement (Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE), 2014). La mise en place d'un tel atlas communal pourrait alors servir à valider et même améliorer la modélisation des connectivités écologiques potentielles sur les communes qui en disposent.

La promotion des enquêtes, inventaires et atlas d'espèces

De nombreux inventaires permanents ou périodiques, nationaux ou locaux (voire même européens¹⁴⁴), peuvent concerner les territoires communaux. Quelques programmes comme « Nature – Vigie » lancés par le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) bénéficient d'une certaine notoriété. Ce programme propose par exemple de suivre nationalement des espèces communes de faune et de flore. Pour cela, le MNHN met à disposition huit observatoires accessibles à tous et sept accessibles aux naturalistes confirmés¹⁴⁵.

Dans la perspective d'intégrer des observations terrains à nos travaux, nous pourrions par exemple nous appuyer sur des données issues de l'observatoire « Sauvages de ma rue » animé par l'association TelaBotanica¹⁴⁶, un réseau national de botanistes, et le laboratoire CESCO (Centre d'Écologie et de Sciences de la Conservation) du MNHN. Ce programme citoyen invite au recensement des plantes sauvages urbaines afin d'améliorer la connaissance scientifique sur la répartition des espèces en ville et sur l'impact des « brèches urbaines » (pieds d'arbres, espaces engazonnés, haies, plates-bandes...) sur la qualité de la biodiversité¹⁴⁷. Mi-juillet 2015, cette base de données faisait état de 52 670 observations sur 3 6120 stations parmi 1 132 taxons différents. Ces données ont déjà permis au MNHN (s.d.) d'avancer quelques tendances sur l'influence de l'aménagement d'une rue¹⁴⁸ pour la richesse végétale :

« Les rues sans aménagement particulier, constituées essentiellement de surface imperméables (bitume, pavés, ciment...) ont presque trois fois moins d'espèces végétales en moyenne que les rues présentant des espaces interstitiels végétalisés. Les rues avec pieds d'arbres et espaces engazonnés sont beaucoup plus riches en fleurs sauvages, surtout au centre de Paris. Ces rues pourraient constituer des voies pour la dispersion de nombreuses espèces à travers la ville et ainsi relier les parcs et jardins urbains aux espaces naturels généralement situés en périphérie des villes ».

Ce type de données pourrait notamment améliorer la modélisation en aidant à caractériser la qualité des réservoirs de biodiversité. D'autre part, même si l'inventaire n'est pas exhaustif pour le moment, la connaissance acquise sur l'aménagement des rues permettrait également d'améliorer la connaissance sur la distribution horizontale de végétation sous la canopée.

De la même façon, le MNHN incite le grand public à participer à d'autres inventaires comme l'enquête nationale participative sur les écureuils de France ou la signalisation

¹⁴⁴ Nous pouvons par exemple citer le projet « *Butterfly Conservation Europe* » présenté sur le site internet suivant (dernière consultation le 10/05/15) : <http://bc-europe.eu/>

¹⁴⁵ Ces observatoires sont accessibles sur le site internet du MNHN (dernière consultation le 09/07/2015) : <http://vigienature.mnhn.fr/>

¹⁴⁶ Cette association est présentée en détail sur le site (dernière consultation le 09/07/2015) : <http://www.tela-botanica.org/>

¹⁴⁷ Présentation du programme sur le site (dernière consultation le 09/07/2015) : <http://sauvagesdemarue.mnhn.fr/sauvages-de-ma-rue/presentation>

¹⁴⁸ Les aménagements de rue sont divisés en quatre catégories : « aucun aménagement », « rues avec pelouses », « rues avec pieds d'arbres » et enfin « rues avec pelouses et pieds d'arbres » (dernière consultation le 09/07/2015) : <http://sauvagesdemarue.mnhn.fr/les-premieres-donnees-chiffrees>

d'espèces invasives comme le frelon asiatique (*Vespa Velutina*). Les experts peuvent eux aussi accéder à des outils spécifiques ou d'autres inventaires comme le suivi temporel des oiseaux communs. Une liste de ces opérations est disponible sur le site du MNHN¹⁴⁹.

Le projet suisse URBANGENE (2013 – 2015)¹⁵⁰ est un autre exemple de participation citoyenne. Afin de mieux appréhender les dynamiques écologiques et d'évaluer les services écosystémiques rendus par les espaces verts, ce projet cherche à utiliser l'information génétique de trois espèces faunistiques et floristiques¹⁵¹ pour estimer l'influence de l'urbanisation sur la biodiversité. Cette étude, conduite par le Laboratoire de Systèmes d'Information Géographique (LaSIG) de l'École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL) en collaboration avec le Grand Genève, est réalisée sur le canton de Genève, le district de Nyon accompagné de plusieurs communes françaises, une superficie occupée par quelque 950 000 habitants. Dans cette optique, une enquête participative, matérialisée par un outil cartographique en ligne, a notamment été mise en place et incite les habitants à localiser principalement l'emplacement des mares privées.

D'autre part, des associations ou autres collectifs naturalistes peuvent mener des actions plus locales afin de proposer des outils pour la réalisation d'inventaires faunistiques et floristiques. Nous pouvons par exemple citer BazNat¹⁵², une base de données naturaliste partagée en Midi-Pyrénées, développée et administrée par l'association Nature Midi-Pyrénées. Cet outil d'inventaire et de consultation centralise de nombreuses informations sur différents domaines d'étude floristiques et faunistiques (oiseaux, reptiles, amphibiens, mammifères, arthropodes, mollusques). Plus de 220 000 observations ont été saisies en une année toutes catégories confondues, de juin 2014 à juillet 2015, soit 3 366 observations mensuelles¹⁵³. La donnée est consultable par une entrée espèce ou une entrée géographique à différents niveaux d'échelle : commune ou représentation maillée de 5 km de côté et 10 ou 20 km pour des espèces sensibles. Cette association transmet également ces observations à d'autres projets d'inventaires comme l'atlas des papillons dirigé par le MNHN.

La plupart de ces projets et inventaires restent quand même assez confidentiels puisqu'ils sont peu médiatisés. Un important travail de communication sur leur contenu et sur l'importance de tels programmes participatifs pourrait être mené. Cependant, intégrer ce type de données dans les modélisations que nous avons menées permettrait très certainement d'améliorer la représentativité des connectivités potentielles identifiées.

¹⁴⁹ Une liste d'inventaires pour le grand public (<http://inpn.mnhn.fr/accueil/participer/tout-public>) et les experts (<http://inpn.mnhn.fr/accueil/participer/experts>) (dernière consultation le 09/07/2015).

¹⁵⁰ Une présentation de ce projet est consultable sur le site internet (dernière consultation le 09/07/2015) : <http://urbangene.epfl.ch/>

¹⁵¹ L'étude se concentre sur « trois espèces particulièrement répandues dans la région genevoise : le crapaud commun, deux papillons — le Myrtil et la Piéride de la rave — ainsi que le grand plantain, une plante herbacée » (Overney, 2014).

¹⁵² Cette base de données est présentée sur ce site internet (dernière consultation le 09/07/2015) : <http://www.baznat.net/>

¹⁵³ Les données statistiques sont accessibles depuis le site internet (dernière consultation le 09/07/2015) : http://www.baznat.net/php/stat_bn.php?mois=06/2014&menu=menupublic

SYNTHÈSE

Finalement, ce chapitre aura introduit les grands principes de la théorie des graphes et donné un aperçu de son emploi dans l'évaluation de la connectivité écologique. La deuxième section a présenté l'approche méthodologique pour la modélisation de ces connectivités sur un paysage urbain. Nous avons appliqué cette méthode et présenté les résultats sur deux zones d'étude, l'une au nord de Toulouse dans un secteur où une activité agricole est encore présente ; l'autre dans le centre urbain dense où les espaces arborés de grande taille sont moins fréquents. Enfin, nous avons abordé quelques perspectives de recherche et commenté les principales limites de cette approche. Il aurait sans doute été pertinent d'appliquer cette approche à d'autres territoires. Cette démarche devra donc être poursuivie afin d'en évaluer la transposabilité comme nous l'avons fait pour le traitement d'images Pléiades.

La modélisation des chemins de moindre coût associée aux calculs de métriques de connectivité représente un outil de recherche intéressant et surtout flexible pour avoir un aperçu de la relation entre composition paysagère et dispersion des espèces. La connaissance de cette relation peut être cruciale pour la conception de stratégie d'aménagement et de conservation de la biodiversité. À ce titre, la théorie des graphes quantifie l'importance des habitats pour la connectivité globale en intégrant leur disponibilité, leur qualité et l'aptitude d'une espèce à traverser une matrice paysagère, tout en étant assez peu exigeante sur la nature des données utilisées. Nous avons alors basé notre modélisation sur une espèce fictive selon trois scénarii de déplacement, mais comme le mentionne Clergeau (2013) : « *même si l'entrée "espace" nous apparaît comme prioritaire pour identifier les continuités actuelles et potentielles des trames vertes, à fortiori en ville, l'entrée "espèces" peut orienter sur les distances à prendre en compte ou les cheminements préférentiels* ». Notre travail de recherche devra donc être complété par des données espèces plus précises afin de valider les connectivités potentielles qui ont été identifiées.

La théorie des graphes constitue donc un outil pour l'élaboration de scénarii prospectifs d'aménagement du territoire. Cette modélisation peut aider à la prédiction quantitative des conséquences occasionnées sur la connectivité d'un paysage à la suite d'un changement de l'occupation des sols telle que la destruction ou à la création d'habitats favorables. Au cours du huitième et dernier chapitre, nous chercherons à évaluer l'impact d'un projet d'aménagement foncier. Sur la zone d'étude au nord de Toulouse, un projet d'infrastructure routière a été proposé par la communauté urbaine de Toulouse Métropole. Nous avons donc relancé une série de modélisations en intégrant cette modification. Dans un second temps, nous avons également cherché à identifier les zones à enjeux sur ce même territoire, là où se confrontent une connectivité potentielle importante et une urbanisation planifiée par le Plan Local d'Urbanisme.

Chapitre 8. UN APPUI À L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE

La théorie des graphes fournit une solution accessible pour dépeindre la structure générale d'un paysage et évaluer la connectivité potentielle des habitats qui la compose. Elle permet une analyse multiscalaire et peut s'appliquer aussi bien à l'échelle de l'habitat qu'à celle du paysage, en quantifiant et en hiérarchisant une connectivité écologique potentielle. Ce huitième et dernier chapitre s'oriente maintenant sur l'utilisation et la valorisation de ces nouveaux éléments dans une perspective d'aménagement du territoire.

Le processus de modélisation permis par l'usage des graphes paysagers autorise de fait l'élaboration et l'évaluation de scénarii d'aménagement. Aussi, nous avons cherché au cours d'une première section à évaluer l'impact d'un changement d'occupation du sol sur la connectivité potentielle. En effet, dans le cadre d'un aménagement urbain qui affecte simultanément des parcelles publiques (voirie, réseau d'assainissement...) et des parcelles privées pour lesquelles chaque initiative de gestion est souvent individualisée, préserver tous les éléments qui constituent le paysage et sa biodiversité semble relever du défi. Afin de diagnostiquer l'influence d'une telle modification, nous proposons de modéliser à nouveau des graphes paysagers en tenant compte d'un projet d'aménagement. Ce dernier peut se caractériser par l'ajout ou la suppression d'un ou plusieurs habitats écologiques ou corridors. Dans notre cas, nous avons choisi d'appuyer cette nouvelle modélisation sur un projet d'aménagement d'une infrastructure routière, le Boulevard Urbain Nord de Toulouse Métropole, en partie localisée sur notre secteur d'étude nord que nous avons présenté figure 7-8 p. 245. Le tracé de ce projet routier sera présenté plus en détail dans la suite de ce chapitre. Afin de mesurer les conséquences potentielles de ce type d'aménagement, la connectivité du réseau va donc être comparée à celle obtenue précédemment lors de l'état initial.

Dans une politique actuelle de densification des territoires en vue notamment de réduire l'expansion urbaine et la consommation d'espaces naturels et agricoles, les espaces de nature encore préservés au sein d'une matrice urbaine peuvent être largement convoités en tant que réserve foncière. Aussi, dans un contexte d'urbanisation, la question du maintien de ces espaces se pose. Nous avons précédemment montré que la théorie des graphes permettait d'étudier le degré de connectivité potentielle au sein d'un réseau et de hiérarchiser l'importance des habitats et des corridors, mais où doit-on agir prioritairement pour le maintien ou la restauration de la biodiversité si plusieurs de ces éléments présentent une importance similaire au sein du réseau ? Comment localiser les espaces conflictuels qui présenteraient simultanément un enjeu de biodiversité et d'urbanisation ? Ce chapitre cherche à fournir des éléments de réponse à ces questions.

8.1. Scénario d'aménagement, un cas d'étude

L'aménagement du territoire tel que la réalisation d'une infrastructure routière entraîne une modification du paysage. Bien que la connectivité écologique puisse être assurée, ce type de projet peut avoir un impact sur la biodiversité. Pour évaluer les conséquences induites par ces changements, nous avons donc relancé la modélisation de graphes paysagers sur un cas d'étude au nord de Toulouse.

8.1.1. Présentation du Boulevard Urbain Nord

Le Boulevard Urbain Nord (BUN) de Toulouse Métropole est un projet d'infrastructure multimodale de 13 kilomètres, sous co-maîtrise d'ouvrage Toulouse Métropole et Tisséo. Il a pour vocation de relier la commune de Bruguières au secteur Nord de Toulouse, c'est-à-dire le quartier « Trois Cocus - Borderouge - Croix Daurade - Paleficat - Grand Selve » que nous nommerons Borderouge dans la suite de ce document (figure 8-1)¹⁵⁴. Cet aménagement urbain doit représenter à terme un « *potentiel d'urbanisation et de développement économique décisifs pour le territoire Nord toulousain* » (Toulouse métropole, s.d.). Inscrit dans un projet urbain, le BUN devrait être composé d'une voie pour véhicules, d'une voie de bus dédiée, de type Transport en Commun en Site Propre (TCSP), et de voies de cheminements doux pour les piétons et les cyclistes. D'un budget de plus de 50 millions d'euros, il doit être mis en place à l'horizon 2020.

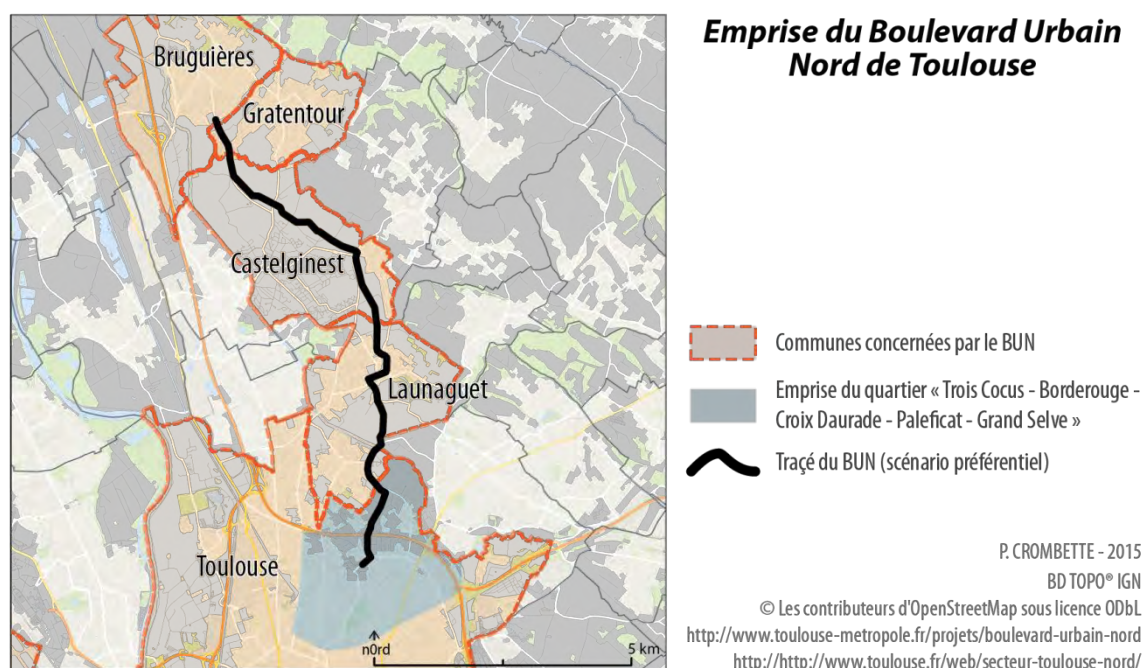


Figure 8-1. Projet du Boulevard Urbain Nord.

Mais comme tout projet d'urbanisme de cette envergure, malgré l'enjeu majeur qu'il représente pour la collectivité et l'amélioration des conditions de trafic sur une zone victime de son développement économique et résidentiel récent au fil de l'eau, il cristallise également certaines tensions. Tous ne sont pas opposés à cette infrastructure, mais certains commerçants et propriétaires se sentent lésés (Pallas, 2013). En 2014, année des élections municipales et du changement de bord politique de la municipalité toulousaine, le projet doit être repensé. Grégoire Carneiro, maire de Castelnest et responsable de la Voirie à Toulouse Métropole, évoque alors des causes budgétaires et une volonté de redéfinir le tracé à certains endroits (Haillot, 2014). La réalisation du BUN est alors ralentie, « *il ne sera pas fini en 2018* ». En août 2015, les travaux ont toutefois commencé dans le quartier de Borderouge (figure 8-2). Ils se concrétisent par l'aménagement d'un premier tronçon reliant la rue Edmond Rostand au boulevard André Netwillier (clichés n°3 figure 8-2) et la création d'un nouvel échangeur sur le

¹⁵⁴ Le secteur Nord de Toulouse est divisé en trois quartiers dont les emprises sont présentées sur le site internet (dernière consultation : 28/08/2015) :

<http://www.toulouse.fr/documents/117856/288503/PlanSecteur3/bddf1e5f-6a4d-47f2-9e11-5b2198f9b01c>

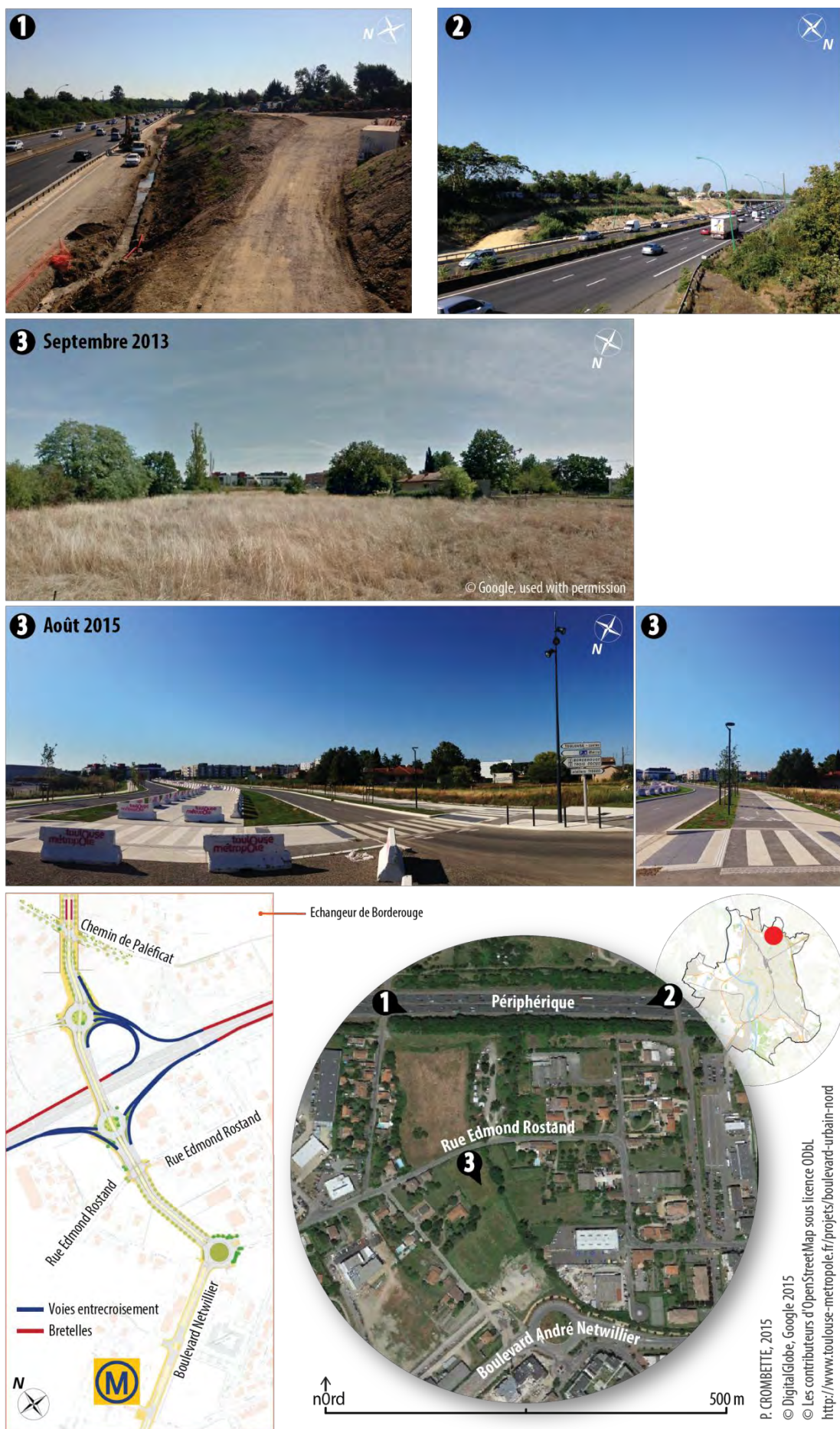


Figure 8-2. Les premiers travaux réalisés dans le cadre du BUN, quartier de Borderouge. Le fond de carte Google a été acquis juillet 2013.

périphérique entre ceux de Croix-Daurade et des Izards qui assurera la connexion avec le BUN (clichés n°1 et n°2 figure 8-2).

8.1.2. Mise en application de la modélisation

Nous avons numérisé le tracé de ce projet à partir des documents de la séquence 1, selon le scénario préférentiel qui traverse notre zone d'étude au nord de Toulouse, entre les quartiers de Borderouge et de Paléficat. La largeur du tracé a ensuite été évaluée à partir des côtes disponibles dans le document présentant cette séquence¹⁵⁵. Une nouvelle carte de rugosité a ensuite été élaborée à l'aide de l'application « *BandMath* » de l'OTB afin de prendre en compte ce nouvel aménagement. Nous avons appliqué un coefficient de rugosité qui se base sur la largeur de l'infrastructure selon la même méthode que pour la carte de rugosité initiale (p. 234).

Afin d'évaluer l'impact de cet aménagement sur la connectivité, une nouvelle série de trois graphes paysagers a finalement été relancée avec le logiciel Graphab selon les mêmes paramètres précédemment décrits (cf. 7.1.2.2, p. 232).

8.1.3. Impact du BUN sur la connectivité potentielle

Après modélisation de ces graphes paysagers selon ce nouveau scénario, nous constatons que cet aménagement intersecte 16 habitats avec pour conséquence une réduction totale de la superficie d'habitat arborée de 2,68 ha et la fragmentation de deux habitats. La figure 8-3 illustre et localise les taches les plus impactées.

¹⁵⁵ Ce document est accessible sur le lien suivant (dernière consultation le 20/06/2015)
http://www.toulouse-metropole.fr/documents/10180/18623/BUN_SQ1.jpg/13c7c9a3-4fac-4320-84f0-c86e585280a4?t=1347467043000

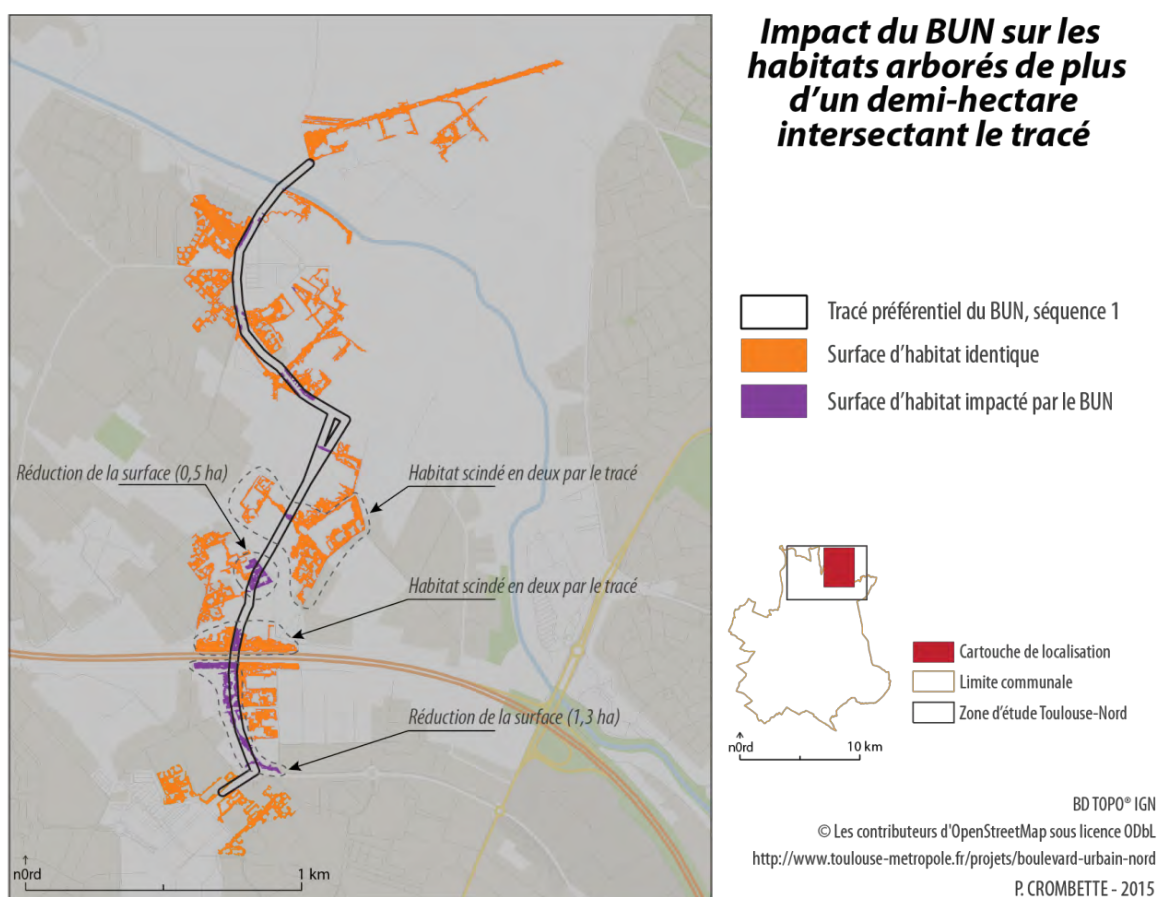


Figure 8-3. Impact du BUN sur les habitats arborés de plus d'un demi-hectare intersectant le tracé.

Pour les trois scénarios de déplacement, nous constatons que de nouvelles composantes connexes se forment le long de l'emplacement de la future infrastructure (figure 8-4). Elles soulignent la présence d'habitats ou des groupes d'habitats déconnectés de la composante à laquelle ils appartenaient initialement. Ce phénomène est plus marqué lorsque la capacité de déplacement est réduite (200 ou 500 mètres), mais il s'observe également pour le troisième scénario où une composante est apparue au centre de la zone. Des flux étaient possibles sur cette zone, mais leur coût était déjà relativement élevé. Le changement d'occupation du sol a augmenté les valeurs de friction supprimant de fait une connectivité potentielle déjà fragile. En l'état et selon cette modélisation, cette infrastructure participerait donc à la fragmentation du territoire, c'est-à-dire une réduction des surfaces voir des pertes d'habitats.

Souvent, même lorsque la connectivité est maintenue, les projets d'aménagement réduisent la taille des espaces verts de grandes surfaces, constituant un processus dominant qui influence le déclin et l'extinction des populations.

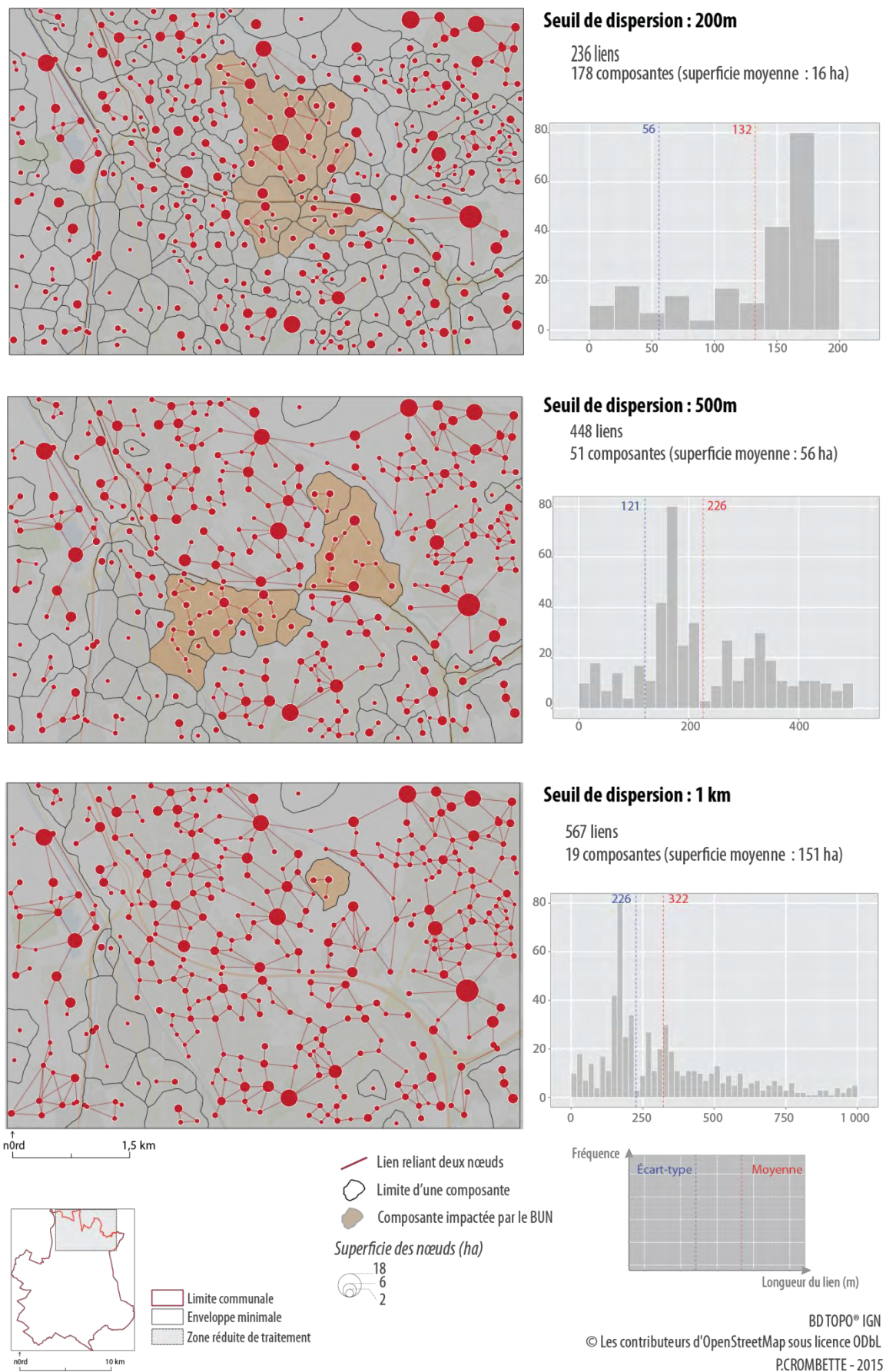


Figure 8-4. Caractéristiques des éléments constituant les trois graphes sur la zone d'étude nord après simulation de l'aménagement du BUN. Les composantes nouvellement formées ou impactées par le BUN sont signalées par un fond orange.

Une augmentation ou une diminution de l'indice indique respectivement une amélioration ou une dégradation de la connectivité. Ainsi, en comparant les valeurs globales des deltas métriques *dPC* entre l'état initial et après simulation de l'aménagement du BUN, nous constatons une tendance à la détérioration de la connectivité, sans pour autant pouvoir la quantifier sur le terrain (tableau 8-1). À partir des paramètres du modèle que nous proposons, ce projet aurait donc à terme un impact négatif sur la biodiversité pour l'ensemble des trois scénarii : il augmente la fragmentation et constitue également un effet barrière en supprimant des corridors et en réduisant alors le déplacement des espèces entre les habitats. En revanche, ce modèle n'intègre pas encore d'aménagements pouvant maintenir ou aider au déplacement des espèces comme les passages à faune. Un prochain travail de modélisation consisterait donc à simuler la construction de ce type d'aménagements en vue d'évaluer leur impact sur le maintien de la biodiversité.

Pour une espèce mobile, autrement dit capable de se déplacer sur au moins un kilomètre, cette modélisation fait également ressortir un habitat isolé schématisé par une nouvelle composante au centre de la zone d'étude (figure 8-4).

Tableau 8-1. Valeurs de la métrique de connectivité globale *dPC* selon les trois seuils de dispersion, avant et après simulation de l'aménagement du BUN.

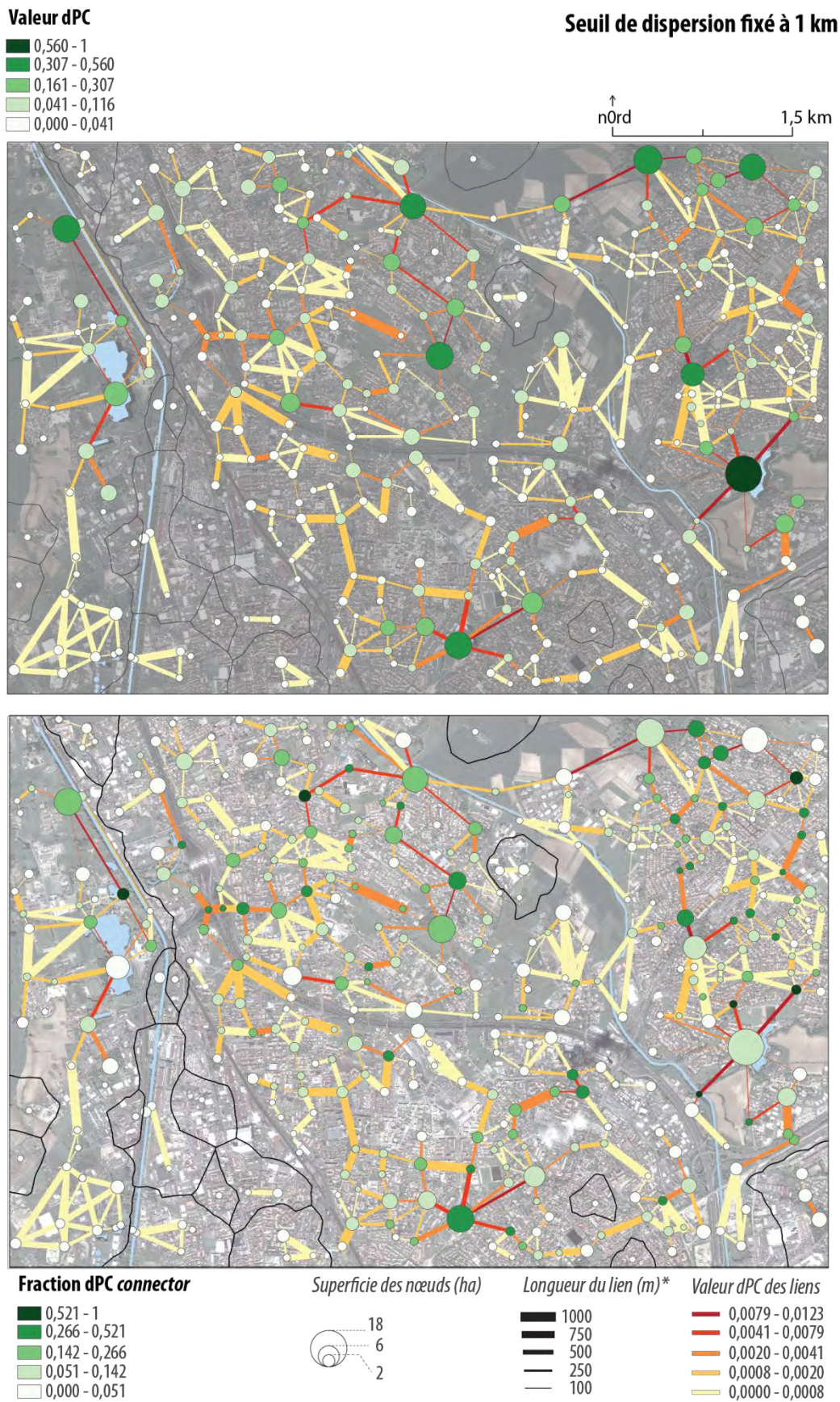
Seuil de dispersion	État initial	Après aménagement du BUN
200 m	0,000467	0,000438
500 m	0,000738	0,000696
1 km	0,001042	0,000990

Lorsqu'une espèce dispose d'une distance de dispersion importante, les liens entre les nœuds sont plus longs que pour une espèce que l'on pourrait caractériser de sédentaire, c'est-à-dire se déplaçant peu ou sur de courtes distances. Aussi, lorsque l'occupation du sol vient à être modifiée suite à un aménagement, la résistance au déplacement peut augmenter, des liens entre deux nœuds peuvent être supprimés et des habitats peuvent être fragmentés. La suppression d'un seul lien peut alors affecter toute une zone. Di Giulio *et al.* (2009) ont ainsi rappelé que les infrastructures routières constituaient une barrière plus importante pour les espèces se déplaçant sur de longues distances.

Calcul des métriques de connectivité

Les valeurs de la métrique globale *dPC* et sa fraction *dPCconnector* qui caractérise l'importance d'un habitat en tant que relais, sont récapitulées sur la figure 8-5.

Ce projet d'aménagement a donc pour conséquence de diviser des formations boisées de plus d'un demi-hectare que nous avons considérées comme étant des réservoirs de biodiversité pour une espèce fictive. L'ensemble concourt alors à fragmenter le territoire et à diminuer la connectivité potentielle en supprimant également des liens par l'augmentation de la résistance et en isolant des habitats. Cet effet barrière était déjà présenté dans la figure 7-4 (p. 234). Ce cas d'étude l'illustre pour les paramètres que nous avons préalablement définis pour le modéliser.



P. CROMBETTE, 2015
 BD TOPO® IGN (2011)
 Image Pléiades © CNES (2012), Distribution Astrium DS / SPOT Image

Figure 8-5. Représentation topologique des valeurs normalisées de la métrique locale dPC et de sa fraction dPCconnector pour un graphe seuillé à 1 km, Toulouse-nord avec le BUN.

Amélioration du modèle

Aucune donnée biologique n'a été intégrée dans ce modèle : nous nous sommes basés sur une espèce fictive dans un objectif de pré-identification des zones d'enjeux. En revanche, comme exigé pour tout projet d'aménagement, une étude d'impact a été réalisée dans le cadre du programme d'implantation du BUN lors de l'enquête publique (Frochen, 2012). Cette étude recense sur l'ensemble du tracé une biodiversité que l'on pourrait qualifier d'ordinaire. Les inventaires faunistiques ont mis en évidence un certain nombre d'espèces comme de grands et petits mammifères (renard, sanglier, chevreuil, hérisson, lapin de garenne), d'oiseaux avec notamment huit oiseaux d'intérêt communautaire (annexe 1 de la Directive européenne oiseaux) et de nombreuses espèces de passereaux sans pour autant noter d'enjeux importants pour des espèces migratrices, des amphibiens (tritons palmés, grenouilles vertes), des reptiles (couleuvres, lézards verts et des murailles) ou encore des invertébrés (odonates et lépidoptères) (Frochen, 2012, p. 89). Les relevés floristiques font état d'une forte dominance d'habitats artificialisés et de cultures agricoles, encore en exploitation ou en friches qui sont abandonnées ou en attente d'urbanisation. Quelques 360 espèces de plantes supérieures ont été observées sur l'ensemble du tracé qui, en revanche, n'intersecte aucun site d'inventaire ou de protection du patrimoine naturel tel que les ZNIEFF ou les sites Natura 2000 (Frochen, 2012, p. 80). Ce territoire, bien que situé dans un secteur périurbanisé, présente donc des intérêts faunistiques et floristiques ponctuels à préserver, même si la diversité des habitats est assez faible comme le mentionne cette étude. Sur la séquence 1 du tracé située au nord de Toulouse que nous avons étudiée, la faune et la flore sont donc plutôt classiques, mais avec la présence d'enjeux ponctuels et de quelques espèces déterminantes en Midi-Pyrénées, récapitulés sur la figure 8-6, qu'il sera nécessaire de prendre en considération. Quelques photographies ont également été réalisées le long du futur tracé.

Il conviendrait donc dans un second temps d'intégrer ce type de données dans la modélisation de la connectivité potentielle écologique sur les différents secteurs concernés par cet aménagement, afin de valider ou d'invalider la perte de connectivité.

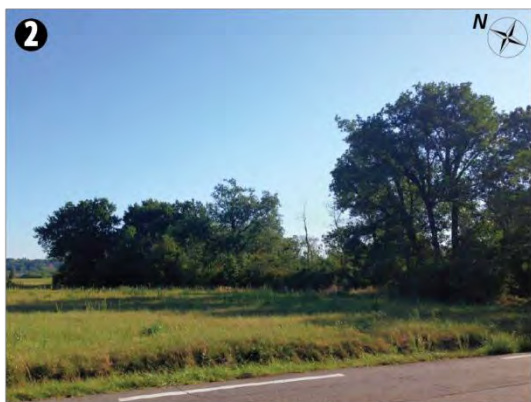
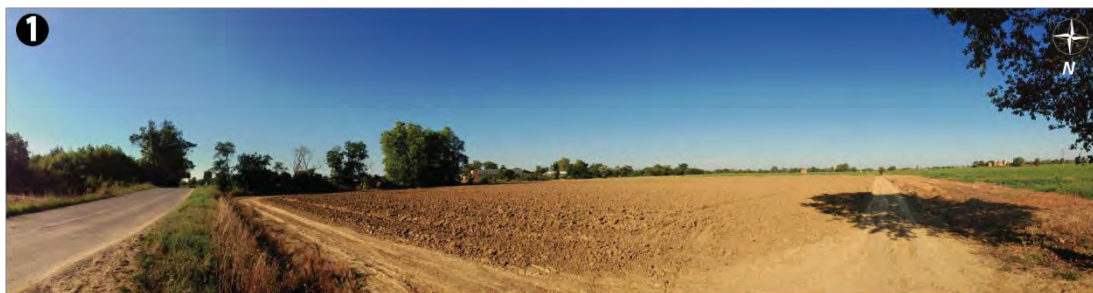
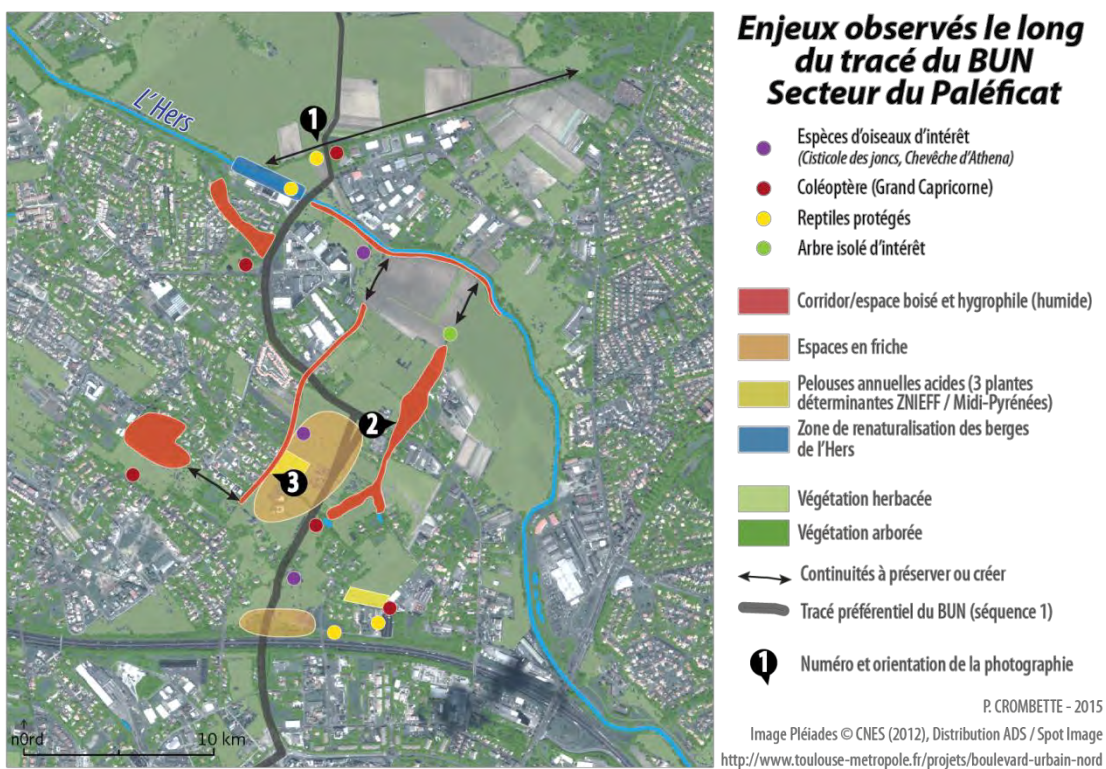


Figure 8-6. Localisation des enjeux observés sur la séquence 1 du BUN et photographies des espaces agricoles et végétalisés le long du tracé du BUN (d'après Frochen, 2012, p. 102).

De plus, la modélisation proposée n'évalue que l'impact direct de l'infrastructure et n'intègre pas la largeur des espaces végétalisés à plusieurs strates plantées de part et d'autre des voies. De même, des aménagements et des constructions de bâtis sont planifiés sur l'ensemble du tracé. Leur nature et leurs caractéristiques (notamment la hauteur) n'étant pas précisées dans les documents à notre disposition au moment de cette étude, nous ne les avons pas non plus intégrés dans le changement de l'occupation du sol occasionné par le BUN. De nouvelles modélisations devront être relancées en ce sens.

L'étude d'impact propose également d'intégrer des ouvrages devant améliorer le franchissement du BUN pour certaines espèces animales comme l'illustre par exemple la figure 8-7 extraite du rapport de Limpens *et al.* (2005). Ce document présente des mesures concrètes pour la protection des chauves-souris lors de la planification, la construction, la reconstruction et la gestion des routes (Frochen, 2012). La modélisation pourrait alors évaluer la prise en compte de ce genre d'ouvrages sur la connectivité écologique potentielle.

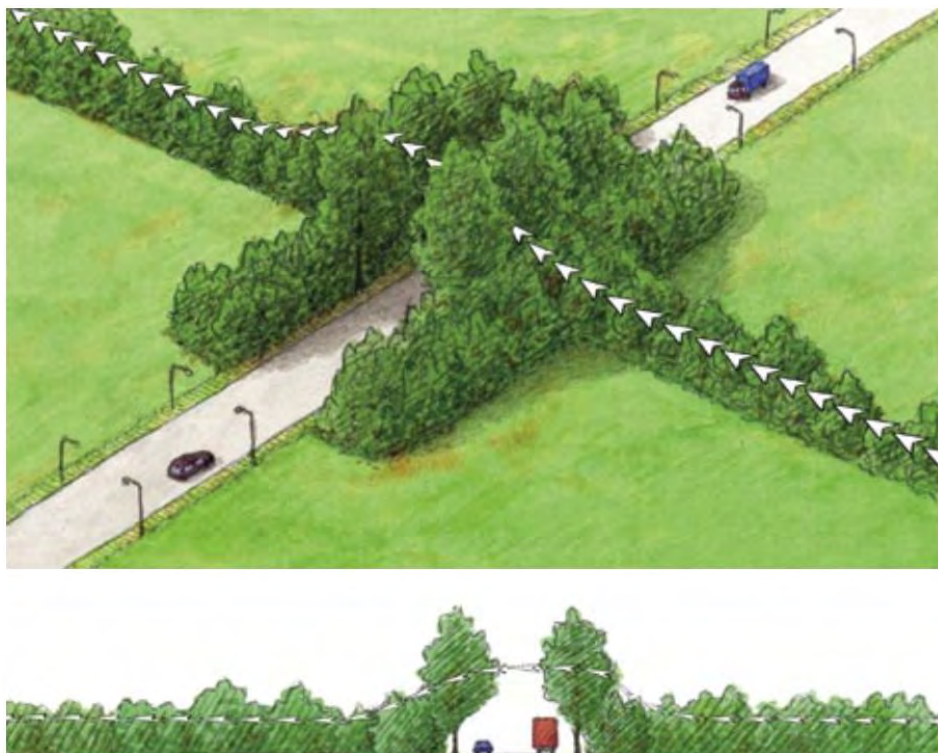


Figure 8-7. Illustration d'un aménagement type pour le franchissement d'une route, adapté aux chauves-souris (Limpens *et al.*, 2005, p. 16).

8.2. Identification des zones d'enjeux

Face à un constat de fragmentation grandissant des territoires, conséquence de l'étalement urbain diffus (McKinney, 2006), chaque intercommunalité se doit désormais d'intégrer dans ses documents de planification une réflexion écologique favorisant la biodiversité. Elle doit alors faire en sorte que ses projets d'urbanisme maintiennent, autant que possible, le déplacement des espèces, animales et végétales, au travers d'un réseau écologique, la Trame verte et bleue (TVB). Des travaux de recherche sur l'identification de ces continuités écologiques sont actuellement menés dans les milieux ruraux et naturels, mais une simple transposition de ces modèles et méthodes aux espaces urbains n'est pas satisfaisante en raison

de certaines spécificités (Clergeau et Hubert-Moy, 2011). Par ailleurs, ces mêmes espaces urbains sont soumis à d'autres réglementations visant à aboutir à une gestion économe de l'espace comme la loi relative à la Solidarité et au Renouvellement Urbains (SRU) du 13 décembre 2000 confortée par la loi Grenelle II. Il s'agit, par des instruments de planification urbaine (SCoT) et des réglementations locales d'urbanisme (PLU), d'inciter à la densification des espaces vacants en zones déjà urbanisées, appelés les dents creuses. L'objectif serait alors d'identifier ces dents creuses afin de déterminer leur état et leur intérêt au regard de critères environnementaux (Crombette *et al.*, 2014a).

8.2.1. Croisement avec les documents d'urbanisme de type PLU

C'est dans ce contexte et dans un paysage institutionnel en perpétuelle évolution que les collectivités et les acteurs de l'aménagement du territoire ont besoin de données actualisées fiables et de méthodes adaptées pour identifier localement les zones à enjeux combinant une forte pression urbanistique et une biodiversité à préserver, qu'elle soit sous la forme de réservoirs d'habitats végétalisés ou bien de corridors. Ces enjeux doivent s'inscrire dans une politique globale d'aménagement du territoire articulant la ville et son espace périurbain, par la maîtrise de la dimension foncière.

Aussi, le croisement des données de connectivités à d'autres informations géographiques telles que les documents d'urbanisme comme les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) pourrait fournir des indications aidant à l'identification de zones conflictuelles, celles-ci correspondant notamment à des zones à urbaniser (zones AU)¹⁵⁶. Dans le domaine de la planification, de nouveaux espaces apparaissent avec des connectivités écologiques potentiellement importantes à maintenir, mais où la volonté d'urbanisation par densification se veut également présente. Nous avons donc dans un premier temps cherché à identifier les parcelles pouvant présenter ce genre d'enjeux. Mais, au-delà de cette simple mise en évidence parcellaire, nous avons également appliqué une analyse par maille pour permettre une caractérisation hiérarchisée des potentialités écologiques, pouvant aider à la prise de décision territoriale.

Cette analyse est réalisée sur la zone d'étude au nord de Toulouse.

La figure 8-8 fait apparaître sur ce territoire quatre grands types de zonages inscrits dans les PLU ou les POS des communes concernées (Toulouse, Aucamville, Launaguet et l'Union). Les zonages utilisés sont ceux approuvés par arrêté préfectoral au cours de l'année 2013 ou avant la mise en compatibilité pour le BUN¹⁵⁷. Nous constatons la présence majoritaire de zones urbaines (22 km² soit 76 % de la zone d'étude Toulouse-Nord) qui rassemblent les territoires urbanisés dont la fonction est vouée à l'habitat, à l'économie ou à une multifonctionnalité.

¹⁵⁶ Selon l'article R 123-6 du code de l'urbanisme, « peuvent être classés en zone à urbaniser les secteurs à caractère naturel de la commune destinés à être ouverts à l'urbanisation ». L'état des réseaux d'eau, d'électricité et d'assainissement à proximité de la zone AU définissent alors les conditions d'aménagement et d'équipement de la zone (capacité suffisante ou non pour desservir les constructions à implanter) (dernière consultation le 25/07/2015) :

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?idArticle=LEGIARTI000025430305&cidTexte=LEGIARTI000006074075>

¹⁵⁷ Les documents relatifs à ces zonages sont accessibles depuis ce site (dernière consultation le 28/09/2015) : <http://www.toulouse-metropole.fr/services-proximite/plan-local-d-urbanisme>

Ce secteur d'étude est également intéressant par la présence de zones d'urbanisation futures (zones AU) actuellement naturelles, mais vouées à l'urbanisation à plus ou moins à long terme, dès qu'elles seront aménagées (voiries, réseaux, assainissement). Ces zones, enclavées ou en continuité des zones urbanisées, contribuent alors à densifier l'espace urbain en comblant les espaces vacants. Nous supposons donc que les zones conflictuelles à enjeux importants seront plutôt présentes sur ces espaces. Elles représentent un peu plus de 5 % de cette zone d'étude.

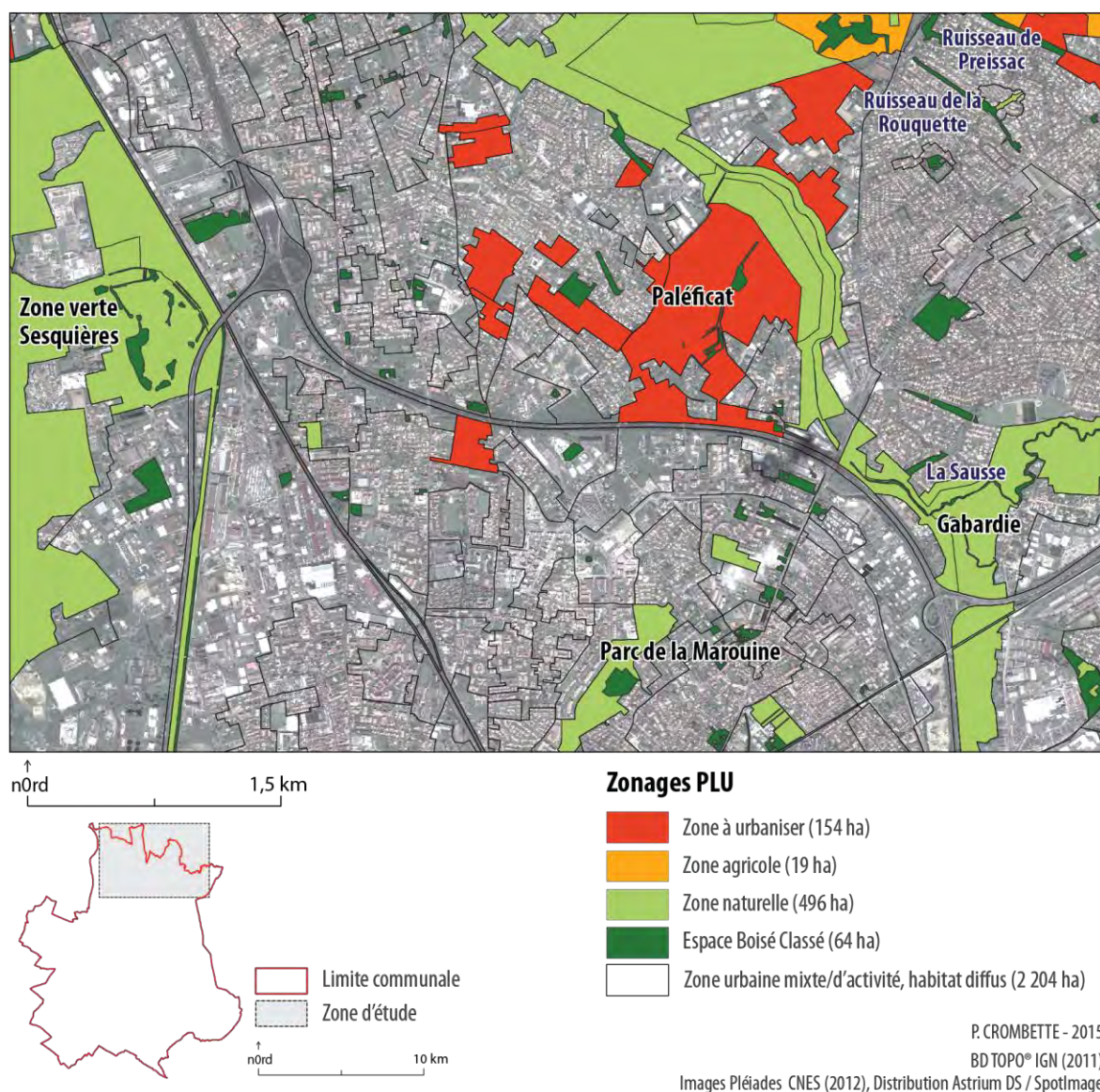


Figure 8-8. Cartographie synthétique des zonages du PLU et des EBC sur le nord de Toulouse.

Une petite zone agricole située au nord concerne les secteurs à protéger en raison d'un potentiel biologique, agronomique ou économique des terres. Ils sont donc à préserver de l'urbanisation. Les parcelles incluses dans ce zonage ne sont destinées qu'à un usage agricole, mais peuvent accueillir, sous conditions, des bâtiments obligatoirement liés à cette activité.

Enfin, nous identifions près de 500 ha (17 %) de zones naturelles et forestières. Ces espaces sont à protéger pour plusieurs raisons qui peuvent être liées à la qualité des sites ou à leur intérêt écologique, historique ou économique. Ils sont alors inconstructibles.

Nous avons également cartographié les Espaces Boisés Classés (EBC). Ils occupent 64,7 ha soit un peu plus de 2 % de la zone d'étude Toulouse-Nord. Selon l'article L.130.1 du code de

l'urbanisme, « le classement [en EBC] interdit tout changement d'affectation ou tout mode d'occupation du sol de nature à compromettre la conservation, la protection ou la création des boisements ». Ces espaces peuvent concerner des superficies plus ou moins importantes de bois, forêts ou parcs, qu'ils relèvent ou non du régime forestier, qu'ils soient enclos ou non et attenants ou non à des habitations. Mais ce classement peut également être appliqué à « des arbres isolés, des haies ou réseaux de haies, des plantations d'alignements ». Les EBC peuvent donc être localisés en milieu urbain ou à proximité immédiate des zones urbanisées. Nous constatons alors qu'une partie des espaces arborés précédemment évoqués (p. 250), lorsqu'ils ne sont pas classés en zones naturelles, correspondent à des EBC comme le parc de la Marouine, quelques espaces de la zone verte Sesquières ou des ripisylves le long du cours d'eau de la Sausse ou des ruisseaux de la Rouquette ou de Preissac. Ils sont donc réglementairement protégés de tout changement d'occupation du sol. Sur ces espaces, la connectivité potentielle est importante (figure 7-15, p. 258). En revanche, puisque le risque d'urbanisation est faible, l'enjeu est donc moins important.

Nous présentons et développons donc dans la suite de ce document ces deux modes de représentation : parcellaire et carroyée.

8.2.2. La représentation de ces données

Observer et étudier un territoire ou les éléments qui le composent à différentes échelles amène donc à faire des choix sur les représentations à adopter. À chaque niveau scalaire peuvent correspondre des objets associés à une dynamique temporelle de changement. Aussi les échelles supérieures contextualisent hiérarchiquement les informations des niveaux inférieurs.

8.2.2.1. Des limites parcellaires pour une analyse fine

Nous avons dans un premier temps choisi d'identifier précisément les parcelles pouvant représenter des zones de conflit potentiel comme défini précédemment. En urbanisme, ces parcelles peuvent être assimilées à des dents creuses, c'est-à-dire une ou des parcelles cadastrales contigües et non bâties, situées en zones urbanisées (hors zones d'extension). Cet espace résiduel peut être le résultat d'une démolition d'un ancien bâti ou correspondre à une friche agricole anciennement exploitée (Gauthiez, 2003, p. 249).

Généralement, ces parcelles ne doivent pas être bâties ou correspondre à une voirie et doivent présenter une superficie et une largeur minimale afin de ne pas tenir compte des parcelles trop étroites et donc non constructibles.

Pour notre étude et à partir de la base de données PARCELLAIRE®¹⁵⁸ de l'IGN, nous avons donc sélectionné des parcelles dont la superficie est d'au minimum 500 m². Nous vérifions également l'absence de bâtis sur ces parcelles en réalisant une jointure spatiale avec

¹⁵⁸ Cette base de données fournit l'information cadastrale numérique, géoréférencée et continue sur l'ensemble du territoire français. Nous avons restreint notre zone d'étude à la limite communale de Toulouse et communes limitrophes. Le contenu de cette BD est décrit dans ce document (dernière consultation le 02/09/2015) :

http://professionnels.ign.fr/sites/default/files/DC_BDPARCELLAIRE_1_2.pdf

les couches bâtis de la BD TOPO® de l'IGN. Après avoir croisé les limites parcellaires avec notre couche de végétation obtenue précédemment suite au traitement de l'image Pléiades, nous sélectionnons ensuite les parcelles présentant une couverture végétale d'au moins 50%, toutes végétations confondues. Ce paramètre nous permet alors d'éliminer les parcelles trop étroites assimilées à la voirie et totalement artificialisées ou presque. Nous enlevons ensuite de cette sélection les parcelles classées en EBC qui ne sont pas mutables avant de compléter manuellement cette première sélection. En effet, certaines parcelles agricoles ne sont pas végétalisées en raison de la date de prise de vue de l'image Pléiades. Elles n'ont donc pas été sélectionnées d'après ce critère. Bien que ces parcelles soient agricoles, elles pourraient potentiellement être urbanisées à moyen terme suite à une révision du PLU. Nous choisissons donc de les intégrer.

Les parcelles sélectionnées à l'issue de ces étapes sont donc celles qui pourraient être potentiellement artificialisées. Elles sont localisées sur la figure 8-9 et occupent un peu moins de 500 ha sur la totalité du secteur nord...

Dans un prochain travail de recherche, la sélection de ces parcelles mutables pourra être optimisée en intégrant d'autres critères tels que la topographie afin de ne pas sélectionner des parcelles dont la déclivité est trop importante, les servitudes, les zones classées (Natura 2000, ZNIEFF, monuments historiques...) ou présentant un risque naturel, minier ou technologique.

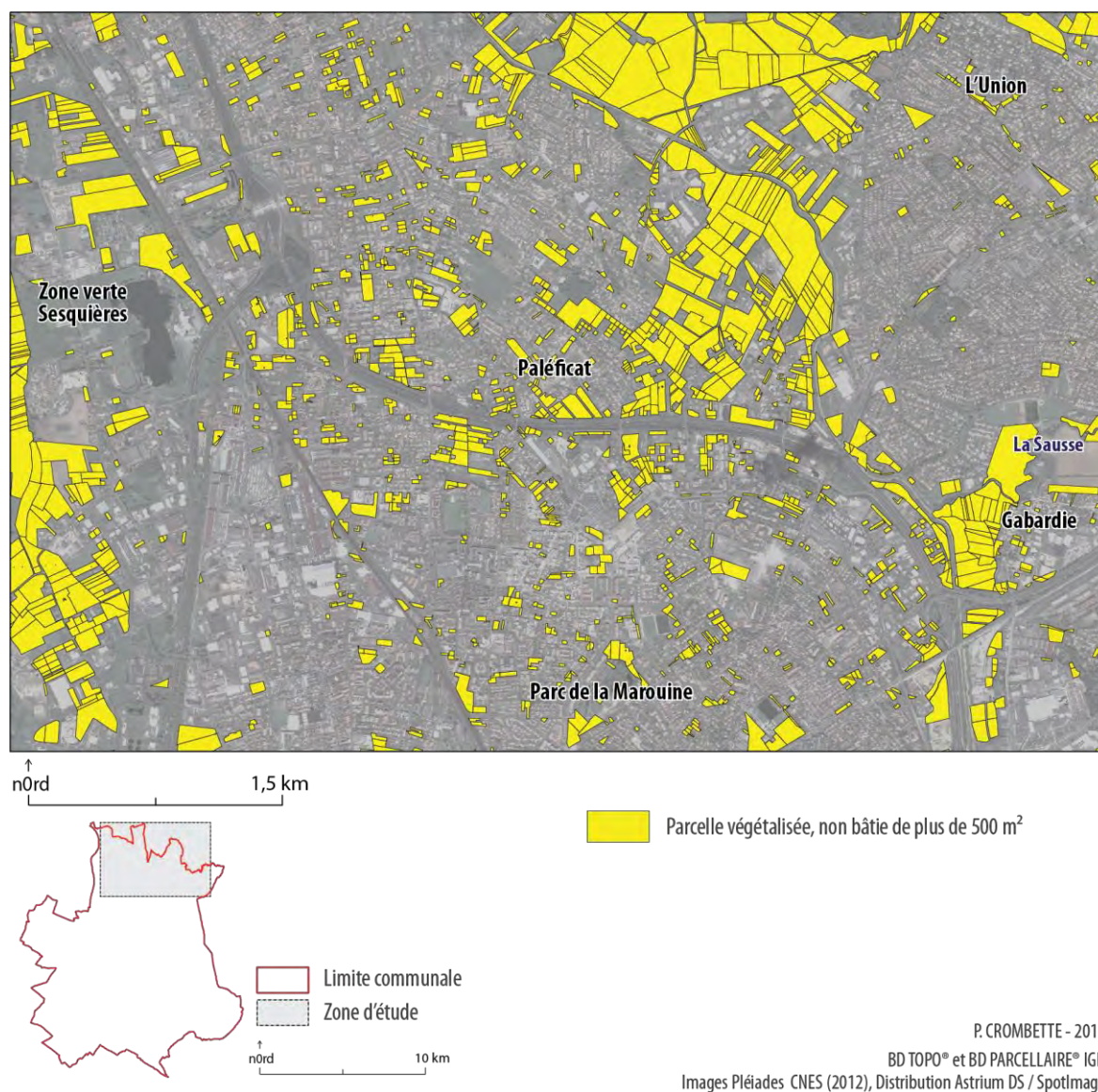


Figure 8-9. Localisation des parcelles non bâties potentiellement urbanisables.

Le second mode de représentation que nous allons ensuite exposer est la cartographie par carroyage. Il offre un découpage neutre et arbitraire pour l'analyse en permettant des comparaisons simples entre critères et des études diachroniques. Cette représentation carroyée pourrait également se substituer à une représentation parcellaire lorsque cette donnée n'est pas disponible¹⁵⁹.

8.2.2.2. Un carroyage régulier pour une analyse multiscalaire

Les données qualitatives et quantitatives peuvent être représentées par un maillage plus ou moins régulier de l'espace. Il peut d'une part s'agir d'un découpage irrégulier administratif comme les limites communales, parcellaires ou tout autre découpage adapté à la question d'étude comme les entités paysagères ; ou statistiques comme les zones IRIS ou les îlots de

¹⁵⁹ Rappelons que la BD PARCELLAIRE® de l'IGN utilisée dans cette étude est accessible gratuitement pour les missions de service public ainsi que la recherche et l'enseignement. Les collectivités peuvent donc y avoir accès sans restriction après avoir accepté les conditions d'utilisation.

l'INSEE¹⁶⁰. L'autre type de représentation maillée est la tessellation qui consiste à partitionner régulièrement l'espace, le plus souvent en carrés, mais parfois en hexagones, on parle alors de carroyage. Nous nous intéressons maintenant à ce second type de représentation maillée. Les premiers travaux de recherche sur le carroyage ont notamment été menés par Gilles Lajoie dont la thèse portait sur l'usage de ce mode de représentation en milieu urbain (Lajoie, 1989).

Un carroyage se définit comme une matrice de x lignes et y colonnes et se caractérise par une largeur de maille, un pas de grille, et une forme géométrique, bien souvent carrée, mais qui peut également être rectangulaire, hexagonale ou même triangulaire. Chaque maille qui la compose est alors liée à une ou plusieurs variables.

Un modèle de représentation de données

Discrétiser l'information peut être problématique pour plusieurs raisons. Le choix du pas de la maille est déjà le « résultat d'un compromis entre le coût de l'information et la précision de l'image » (Brunet, 1987; cité par Lajoie, 1998). Autrement dit, une grande maille aura pour effet d'agréger fortement l'information au risque de trop lisser des spécificités individuelles et des hétérogénéités spatiales que nous pourrions vouloir mettre en évidence. Le positionnement des frontières (zonage d'observation) tout comme le nombre de zones retenues (lié à la surface de l'unité spatiale de base) peuvent être une autre source de biais dans les estimations (échelle d'observation). Ces deux effets sont représentatifs du Problème des unités spatiales modifiables (*Modifiable Areal Unit Problem* [MAUP]) lié à la discrétisation de données qui ne sont pas initialement agrégées (Grasland et Madelin, 2006). Ce concept évoqué pour la première fois par Openshaw et Taylor (1979) illustre le fait que les représentations cartographiques et les résultats statistiques sont étroitement liés aux entités élémentaires spatiales choisies et sont donc variables.

Malgré tout, le carroyage permet de représenter les données au-delà d'une limite administrative selon un même découpage spatial. C'est également un moyen d'appréhender le caractère multiscale et diachronique des phénomènes : il autorise ainsi une analyse de disparités territoriales à différents niveaux scalaire par l'agrégation de la donnée. À ce titre, ce mode de représentation présente un fort potentiel dans la communication des résultats auprès d'acteurs du territoire tels que les services de l'État, les aménageurs, les urbanistes ou même les élus. À l'échelle d'un territoire, il situe les potentialités d'une commune et les secteurs éventuellement intéressants à préserver dans une stratégie de planification ou d'aménagement urbains. En s'affranchissant des limites communales, le carroyage peut également aider à visualiser les connectivités écologiques intercommunales. À l'échelle locale, cette représentation peut aider au choix d'implantation des aménagements et constituer ainsi un levier d'action pour l'introduction de la biodiversité dans des secteurs favorables.

Choisir la forme de la maille, carrée ou hexagonale

La forme de la maille peut également influencer la représentation cartographique des résultats. Comme le montrent Birch *et al.* (2007) au cours de leur revue de littérature, l'utilisation de mailles carrées prédomine dans les études écologiques qui ont recours à un

¹⁶⁰ Les IRIS ou îlots Regroupés pour l'Information Statistique ont été élaborés par l'INSEE pour découper le territoire en mailles de taille homogène respectant des critères géographiques et démographiques. Ces contours doivent être identifiables et stables dans le temps afin de diffuser des données infra-communales (dernière consultation le 20/07/2015) :

<http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/iris.htm>

carroyage comme l'observation, l'échantillonnage ou encore la modélisation. Les études utilisant la télédétection peuvent expliquer en partie cette prédominance : les données raster sont déjà présentées dans une maille carrée régulière, nul besoin de conversion dans ce cas. Lorsqu'il s'agit d'utiliser des grilles d'échantillonnage, la grille carrée est la plus couramment utilisée bien qu'une maille hexagonale présente certains avantages pour traiter de très grands territoires.

Parmi les avantages et inconvénients évoqués par Birch *et al.* (2007), nous retenons surtout que la maille carrée se base sur un système métrique orthogonal qui simplifie les calculs et les transformations comparée à une maille hexagonale. Ce type de référentiel autorise alors plus facilement des études multiscalaires : les carrés peuvent être agrégés en suivant un même alignement. En revanche, la grille hexagonale fournit une meilleure adéquation entre les distances mesurées (dans l'unité de la grille) et les distances euclidiennes lorsqu'il s'agit par exemple d'échantillonner de très grandes surfaces. D'autre part, pour des études de modélisation, la grille hexagonale présente d'autres atouts supplémentaires comme la connectivité : chaque hexagone a six voisins adjacents contrairement à un carré qui n'en n'aura que quatre. Enfin, la grille hexagonale permet une représentation plus esthétique comme l'évoquaient déjà Carr *et al.* (1992, cités par Birch *et al.* (2007)).

La maille hexagonale semble donc présenter de nombreux avantages tant pour les analyses que la représentation des données. En revanche, afin de conserver une politique de généralisation de la méthode, il nous a semblé indispensable d'utiliser un référentiel unique national susceptible d'autoriser l'agrégation, la diffusion et la comparaison des données. Aucun référentiel de maille hexagonale n'existe à notre connaissance sur lequel nous appuyer, à l'inverse de référentiels de maille carrée. Nous pouvons par exemple citer les grilles diffusées par l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN) pour des couvertures européennes et nationales de différentes tailles (1, 5 et 10 km de côté)¹⁶¹. L'INSEE diffuse également 18 variables statistiques issues des Revenus Fiscaux Localisés 2010 sous forme de données carroyées (carreaux de 200 mètres)¹⁶². Ce référentiel géographique est déjà régulièrement utilisé pour des études socio-économiques ou de géomarketing. Le CERTU (devenu depuis le CEREMA) propose par exemple un document de référence dans lequel il étudie l'utilisation du carroyage pour l'observation des territoires (CERTU, 2011). Ce dossier s'accompagne également de différents cas d'étude utilisant le carroyage.

Aussi, nous avons choisi de nous caler sur le carroyage proposé par l'INSEE, garantissant ainsi la cohérence des observations tout en appliquant des directives européennes dans le domaine de l'information géographique. En effet, le système de projection de ces données, le *Equal Area Projection* (ETRS89-LAEA)¹⁶³ permet de visualiser et de comparer des données à

¹⁶¹ Ces mailles servent de référentiels géographiques aux inventaires et représentations des données. Elles sont accessibles en ligne depuis le site de l'INPN suivant (dernière consultation le 20/07/2015) : <http://inpn.mnhn.fr/telechargement/cartes-et-information-geographique/ref>

¹⁶² La description détaillée du contenu de cette base de données est accessible sur la page internet suivante (dernière consultation le 20/07/2015) : http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=0&ref_id=donnees-carroyees&page=donnees-detaillees/donnees-carroyees/donnees_carroyees_diffusion.htm

¹⁶³ Cette projection a pour code EPSG 3035. Les spécifications et les directives techniques de ce système de projection sont détaillées dans le document suivant (dernière consultation le 20/07/2015) : http://inspire.ec.europa.eu/documents/Data_Specifications/INSPIRE_DataSpecification_RS_v3.2.pdf

l'échelle européenne. Nous nous assurons alors d'une compatibilité ascendante et descendante tout en bénéficiant de variables socio-économiques nationales que nous pourrions éventuellement intégrer à terme dans nos modélisations.

8.3. Résultats croisement PLU / importance connectivité

8.3.1.1. Représentation parcellaire

Après avoir localisé les parcelles d'intérêt susceptibles d'être urbanisées (figure 8-9 p. 284), nous les avons croisés avec le zonage à urbaniser du PLU (figure 8-8 p. 281). Nous pouvons alors identifier, sur la figure 8-10 ci-dessous, les parcelles vouées à l'urbanisation à plus ou moins long terme. Elles représentent environ 28% de la surface totale des parcelles sélectionnées (soit 140 ha).

À partir de ces données, nous avons enfin cherché à identifier les zones conflictuelles, autrement dit, les parcelles prochainement à urbaniser et celles pouvant présenter une forte importance pour le maintien de la biodiversité. Au cours du chapitre précédent, nous avons identifié et classé par ordre d'importance les réservoirs de biodiversité arborés de plus d'un demi-hectare (figure 7-15 p. 258). À ce stade, nous pouvions donc identifier ceux qui jouaient un rôle important dans la connectivité potentielle du réseau global, pour lesquels une suppression entraînerait une perte de connectivité importante. Il s'agissait des réservoirs boisés localisés du Paléficat, du parc de la Marouine et le long du cours d'eau de la Sausse. Mais quel secteur préserver ou restaurer en priorité si des choix doivent s'imposer ? L'objectif du croisement entre ces deux cartes (figure 7-15 et figure 8-10) est ainsi d'identifier parmi ces réservoirs importants ceux qui présentent un enjeu fort d'urbanisation, en d'autres termes, ceux pour lesquels une action de prévention devrait être prioritairement envisagée par les aménageurs et urbanistes.

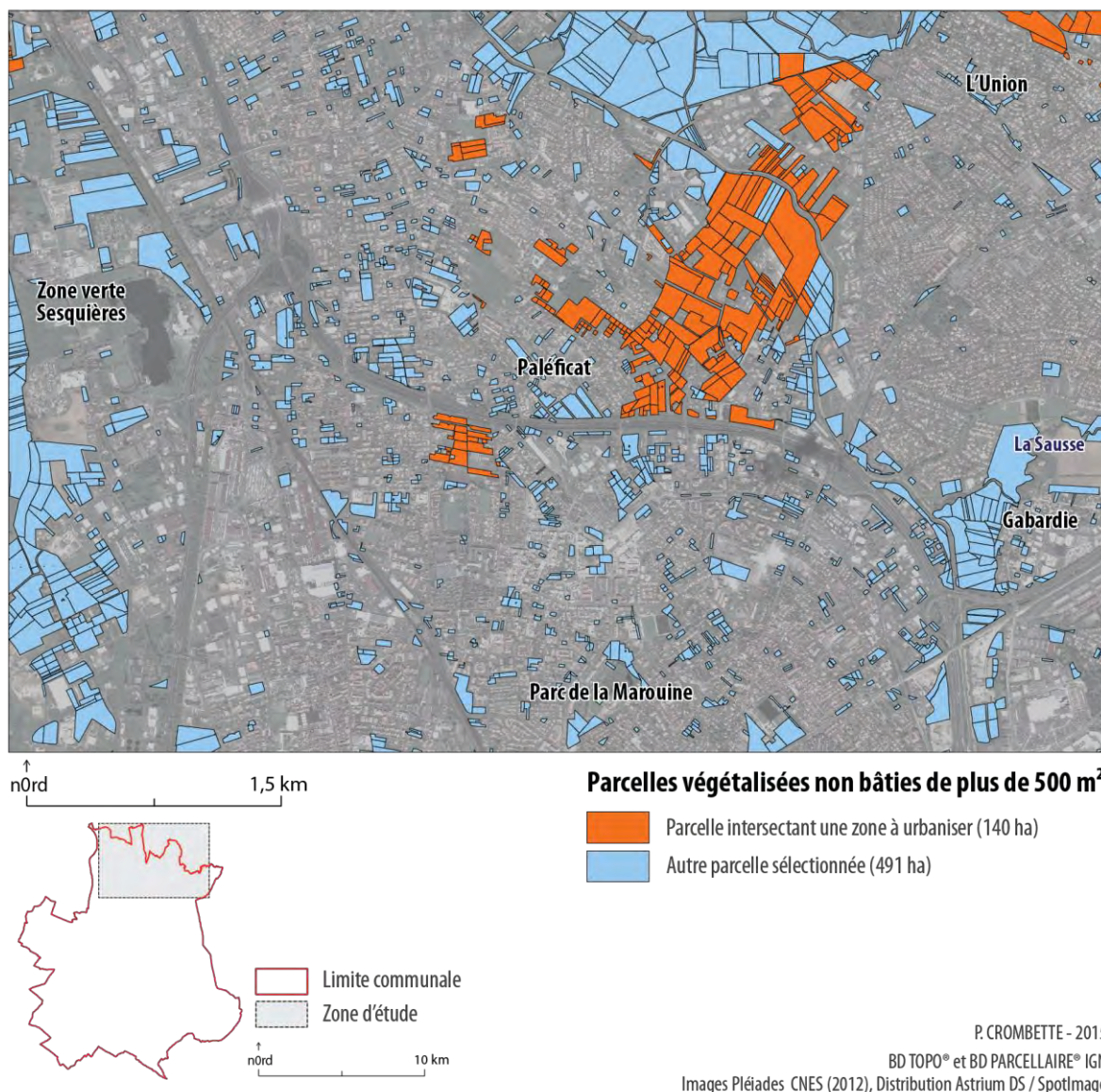


Figure 8-10. Localisation des parcelles potentiellement d'intérêts intersectant une zone à urbaniser.

Le résultat de cette analyse bivariée est présenté sur la figure 8-11. Nous avons pour cela intersecté les réservoirs de biodiversité précédemment identifiés avec les limites parcellaires afin d'y affecter le niveau d'importance de l'habitat le plus élevé lorsque plusieurs réservoirs de biodiversité étaient présents sur une même parcelle. Ces habitats peuvent occuper tout ou partie de la parcelle, le taux d'occupation n'a pas été pris en compte dans cette analyse : nous admettons qu'à partir du moment où un réservoir intersecte une parcelle, le changement d'occupation de cette parcelle peut impacter la connectivité globale. Le niveau d'importance utilisé est celui obtenu après modélisation de la connectivité potentielle selon un seuil de dispersion d'un kilomètre, autrement dit pour un scénario d'une espèce fictive mobile. Aucune tache de niveau d'importance 5 n'intersecte de parcelles classées en zone AU, cette valeur n'est donc pas représentée. Les parcelles, tous zonages confondus, n'intersectant pas de réservoirs de biodiversité ne présentent donc pas d'enjeu notable pour le maintien ou la restauration de la biodiversité. Ces parcelles ont dans ce contexte un niveau d'importance nulle.

Nous observons alors que les parcelles présentant les enjeux les plus forts sont majoritairement situées au centre de la zone, autour du secteur du Paléficat (figure 8-12). Les parcelles situées le long de la Sausse présentent également un enjeu fort de maintien de la biodiversité, mais ne semblent pas directement menacées d'urbanisation.

Cette analyse permet également d'offrir des alternatives aux décideurs et aux acteurs du territoire comme les bureaux d'études. Ainsi, face à des budgets parfois serrés, les résultats peuvent orienter les études et les inventaires floristiques et faunistiques à mener sur un secteur d'intérêt en vue de projets d'aménagements urbains.

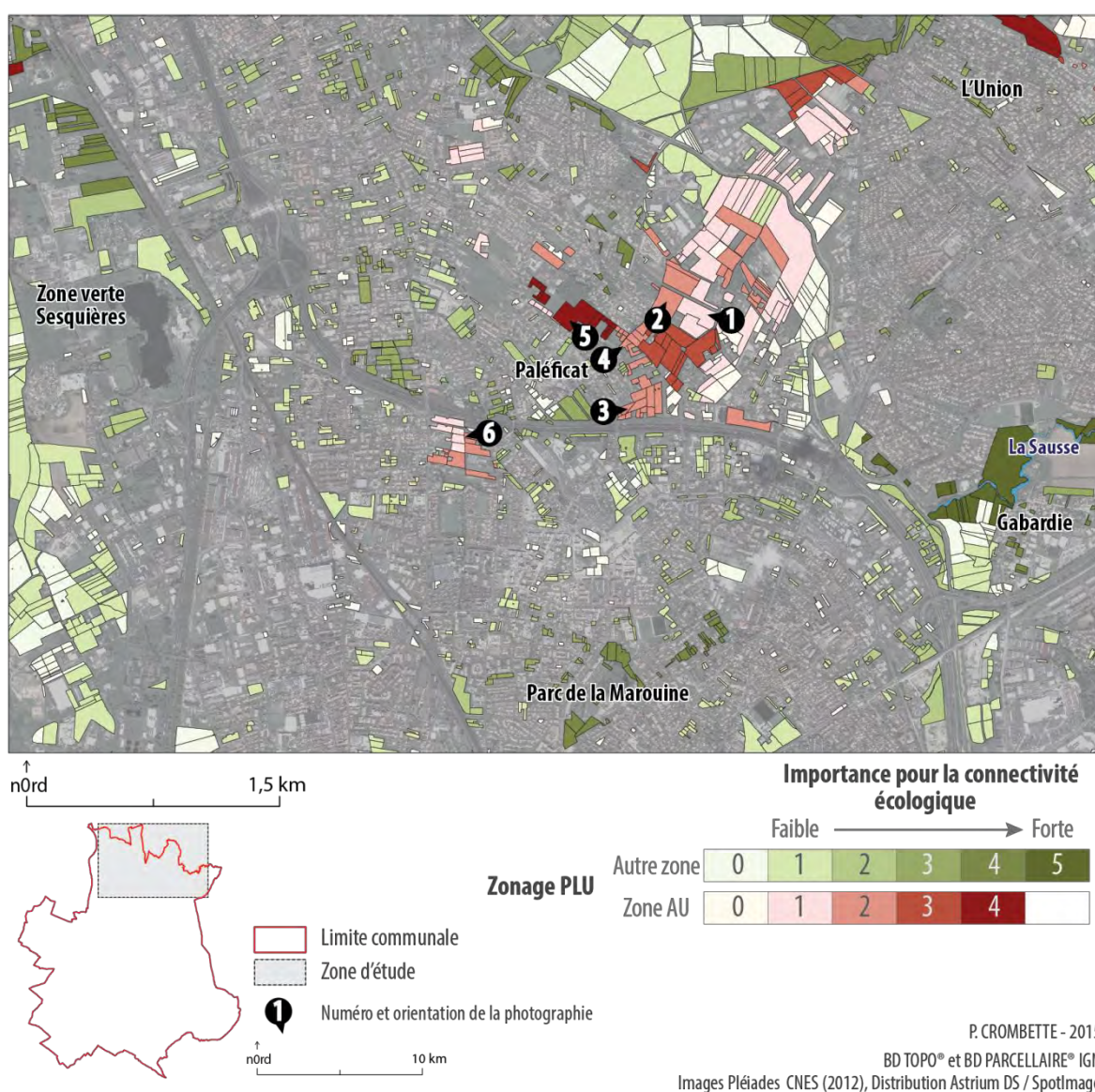


Figure 8-11. Cartographie des parcelles à fort enjeu d'urbanisation et de connectivité écologique.



Figure 8-12. Photographies de quelques espaces identifiées comme présentant un fort enjeu.

8.3.1.2. Représentation carroyée

En complément de cette représentation parcellaire, nous avons appliqué la même méthode afin de représenter ces zones d'enjeux selon un carroyage. L'utilisation d'une grille régulière facilite alors la restitution des résultats de l'étude aux acteurs locaux et aux habitants.

Au-delà du choix de la forme de la maille, cette représentation exige également de définir leur largeur. Ainsi, comme nous l'évoquions déjà lors de la phase de modélisation de la connectivité (cf. § 7.4.4, p. 263), le pas de la grille a été lié à la configuration matérielle. Aujourd'hui, la puissance de calcul permet d'employer des mailles de moins de 50 mètres lorsque celles-ci étaient plutôt supérieures à 500 mètres dans les années 1980. Malgré tout, la taille de la maille pourra dépendre de l'étendue de la zone d'étude, de l'échelle de travail, des données à représenter et de l'existence d'une maille de référence.

L'objet de cette thèse se penche avant tout sur l'apport de ce mode de représentation et la possibilité de réaliser des études scalaires par l'agrégation des données. Une recherche détaillée sur l'influence de la taille de la maille devra donc être envisagée dans de prochains travaux.

Nous avons arbitrairement choisi un pas de 20 et 50 mètres, des valeurs multiples de la grille de l'INSEE et de la taille de pixels des images Pléiades utilisées pour l'extraction de la végétation. Les résultats cartographiques sont présentés sur la figure 8-13.

De plus, la méthode d'agrégation telle que nous la proposons est pour le moment assez simple et s'appuie sur la présence/absence d'un phénomène. Cette approche peut donc amener à des surreprésentations du phénomène au sein des mailles. La méthode d'agrégation proposée par Vimal et al. (2011) propose une stratégie différente qui « *fait en sorte que l'indicateur (I) prenne en compte à la fois la densité (D) d'éléments considérés, mais aussi, pour les mailles de superficie plus importante, la répartition (R) de ces éléments dans la maille* » tel que :

$$\text{Pour la maille de référence : } I = D$$

$$\text{Pour la maille de niveau supérieur : } I = D * R$$

Comme évoqué précédemment, la répartition (R) s'appuie alors sur un indice d'uniformité dérivé de l'indice de Shannon, compris entre 0 et 1 (cf. § 3.4.4.3, p. 85) qui évalue l'homogénéité (proche de 1) ou l'hétérogénéité (proche de 0) des valeurs pour un indicateur au sein de la maille.

Cette démarche optimise alors l'information géographique et permettrait à terme d'orienter nos travaux vers l'utilisation de statistique spatiale afin de tirer profit de la distribution et l'organisation spatiale des indicateurs au sein des différentes mailles.

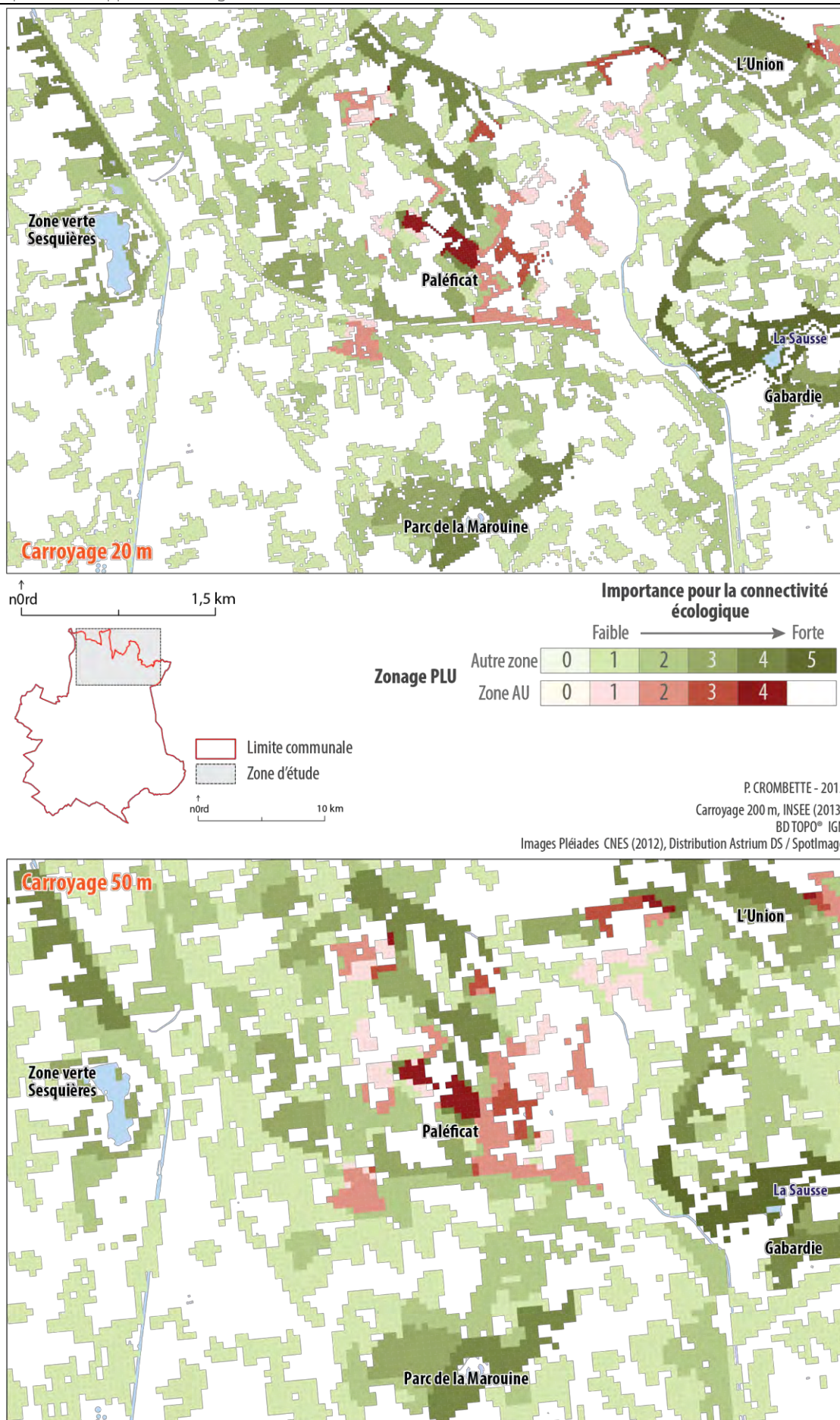


Figure 8-13. Représentation carroyée des enjeux selon une maille de 20 m et 50 m sur la zone Toulouse-Nord.

8.4. Synthèse et perspectives

Comme nous l'avons évoqué dans le premier chapitre, les lois Grenelles de l'Environnement ont impulsé une nouvelle gestion de l'espace. D'un côté, ces lois ont abouti à un ensemble de mesures destinées à mieux prendre en compte les effets de l'urbanisation sur la biodiversité dans les politiques d'aménagement du territoire avec la mise en place des TVB. Chaque intercommunalité se doit de tenir compte de la préservation de la biodiversité lors de la réalisation de ses documents de planification et d'urbanisme. D'un autre côté, ces mêmes espaces urbains sont soumis à d'autres réglementations visant à aboutir à une gestion économe de l'espace (loi relative à la Solidarité et au Renouvellement Urbains (SRU) du 13 décembre 2000 confortée par la loi Grenelle II). Il s'agit alors d'inciter à la densification des espaces vacants en zones déjà urbanisées ou en périphérie, en limitant toutefois l'extension urbaine. Ces objectifs peuvent nous apparaître comme antinomiques et dès lors, nous avons cherché au cours de ce huitième chapitre à répondre à la question suivante : la densification des espaces vacants végétalisés en milieux urbains et périurbains ne va-t-elle pas à l'encontre de la volonté de préservation de la biodiversité inscrite dans une TVB ?

D'autant que la forte pression immobilière sur le foncier disponible ou en voie de mutation ainsi que la rareté terrains constructibles ont généralement tendance à faire augmenter le prix des terres, complexifiant alors le maintien d'espaces végétalisés sur les franges urbaines. Dans un tel contexte, nous avons proposé d'identifier certains espaces conflictuels qui pourraient aider à la prise de décision des aménageurs et urbanistes. Après avoir localisé et hiérarchisé les habitats jouant un rôle dans la connectivité potentielle, nous avons croisé ces données aux zonages du PLU afin de filtrer les zones présentant des enjeux forts. Elles peuvent être aussi bien publiques que privées, et surtout potentiellement urbanisables.

Les résultats présentés dans ce huitième et dernier chapitre sont issus d'une première phase de réflexion qu'il faudrait désormais approfondir. Nous proposons à présent quelques éléments de discussion et perspective de recherche.

L'intégration de la trame verte dans les documents d'urbanisme

Au cours de ce chapitre, nous avons mis en avant l'importance de croiser les cartes de connectivités potentielles aux documents d'urbanisme afin d'identifier des territoires pouvant présenter des usages conflictuels. Nous n'avons en revanche pas abordé l'intégration de ces éléments dans les documents d'urbanisme. Rappelons que la Trame verte et bleue est considérée comme un outil d'aménagement du territoire et doit permettre le maintien de la biodiversité ordinaire au sein des villes, au-delà de la biodiversité remarquable déjà préservée par la mise en place de zonages. La cartographie de cette TVB constitue alors un enjeu crucial pour les communes et intercommunalités en charge de cette obligation. Dans ce cadre, le PLU (ou PLUi pour Plan Local d'Urbanisme intercommunal) qui régit l'utilisation du sol en autorisant, parfois sous conditions, ou en interdisant la construction doit être considéré comme « *un projet de territoire avec pour vocation d'intégrer les enjeux du Grenelle* » (Bertaina *et al.*, 2012). L'intérêt d'identifier et de caractériser un réseau écologique est donc de pouvoir le prendre en compte dans ces documents de planification et de gestion du territoire, et ceci aux différents stades de leur élaboration. Ainsi, la TVB peut être considérée dès la rédaction de l'état initial de l'environnement inclus dans le rapport de présentation du PLU. Elle peut ensuite faire partie des choix établis et justifiés dans le PADD ainsi que dans les Orientations

d'Aménagement et de Programmation (OAP) qui induisent une nécessité de compatibilité pour les projets à venir. Un état initial précis et détaillé permettra alors de traduire le réseau écologique dans les documents cartographiques du PLU, d'ajouter des prescriptions dans le règlement en mobilisant différents outils juridiques tels que (ibid., 2012, p. 60) :

- le zonage avec indice associé à un règlement précis (indice « co »). L'article L. 123.1-7 du code de l'urbanisme prévoit que les PLU peuvent « *identifier et localiser les éléments de paysage et délimiter les quartiers, îlots, immeubles, espaces publics, monuments, sites et secteurs à protéger, à mettre en valeur ou à requalifier pour des motifs d'ordre culturel, historique ou écologique et définir, le cas échéant, les prescriptions de nature à assurer leur protection* ». Le PLU peut alors interdire toute construction en zone agricole ou naturelle susceptible d'empêcher la libre circulation des espèces ;
- le recours aux « *emplacements réservés* » par l'article L. 123.1-5.8 du code de l'urbanisme s'il existe une volonté de maîtrise publique notamment pour des aménagements le long d'infrastructures routières ;
- la protection des terres agricoles à l'aide de l'article L. 123.1-5.9 du code de l'urbanisme
- ou le recours aux Espaces Boisés Classés en s'appuyant sur l'article L. 130-1 du code de l'urbanisme qui interdit dans ce cas « *tout changement d'affectation ou tout mode d'occupation du sol de nature à compromettre la conservation, la protection ou la création des boisements* ».

Mentionnons que lorsque les communes ne sont pas couvertes par un PLU ou un POS et sont soumises au règlement national d'urbanisme, autrement dit un peu plus de 22% des communes françaises en 2014 (MEDDE et DGALN, 2015), la création d'éléments paysagers n'est pas possible. En revanche, d'après les articles R. 421-17 et R. 421-23 du Code de l'urbanisme, le Conseil municipal peut établir après enquête publique ces éléments qui seront ensuite soumis à déclaration préalable pour toute modification ou suppression.

Notre recherche s'est donc principalement axée sur une première phase d'identification des zones pouvant présenter des enjeux dans le cadre de l'aménagement du territoire. C'est ensuite à partir de ces éléments cartographiques que des études complémentaires plus ciblées pourraient être menées afin d'intégrer ces éléments dans les documents d'urbanisme. Mais l'élaboration de ces documents donne souvent lieu à des débats sur l'usage et la vocation des sols. Ils interviennent dans le cadre d'une concertation de PLU et dans la négociation lors de leur inscription dans les droits du sol. Bien que ces conflits puissent ralentir les démarches, ils pourraient également être l'occasion de soulever clairement la question de la place des connectivités écologiques dans ces documents, tout comme cela peut déjà être le cas des activités agricoles périurbaines ou même urbaines.

L'aspect écologique doit être considéré comme une porte d'entrée importante pour l'élaboration d'une TVB, ne serait-ce que pour répondre aux impératifs de la réglementation des lois Grenelle. Malgré tout, les mesures qui en découlent doivent également reposer sur d'autres arguments (paysagers ou services rendus par la nature par exemple) afin de parler aux plus grands nombres : habitants, élus, aménageurs ou encore politiciens. Cet élément de réflexion est l'objet du paragraphe suivant.

Un espace multifonctionnel

En théorie, l'une des façons de préserver et de maintenir la biodiversité au sein d'un réseau écologique consiste à aménager stratégiquement le territoire. Or, comme nous l'avons déjà supposé, des interactions peuvent se créer entre différents usages du sol : d'un côté la préservation de la biodiversité, de l'autre la densification. Mais il existe probablement d'autres paramètres à étudier comme des critères architecturaux et patrimoniaux, ou même des critères sociaux. L'aménagement du territoire devrait alors prendre en compte un ensemble d'interactions sur des territoires qui se veulent donc multifonctionnels. Cette réflexion rejoint également la nécessité d'étudier plus en détail l'ensemble des services écosystémiques liés à l'aménagement écologique et l'élaboration de Trame verte urbaine que nous évoquions au cours du premier chapitre (p. 30). Il peut alors s'agir de services d'approvisionnement (développement de jardins partagés ou maintien d'une agriculture urbaine), de services de régulation (régulation de la température, lutte contre la pollution ou stockage du carbone) ou de services à caractère social et culturel (amélioration de la santé et du bien-être des habitants).

Une approche orientée sur les services rendus, autrement dit la contribution de la biodiversité au bien-être et aux activités sociales et économiques pourrait aider à une meilleure sensibilisation à la Trame verte (et bleue) urbaine. Quels seraient les gains et les retombées économiques (en termes d'emploi par exemple), les économies réalisées (avec la mise en place d'infrastructures de transport raisonné), ou encore les aménités (agrément, usages non marchands) liées à la préservation ou la création d'une TVB ?

Le développement d'indicateurs, autre qu'essentiellement écologique, pourrait très certainement être plus parlant pour des décideurs et participerait davantage à la prise en compte de la biodiversité dans les décisions politiques à une échelle locale. Il est important dans ce cas de recontextualiser socialement et économiquement le développement d'une TVB.

En revanche, cette réflexion laisse entrevoir de nouvelles difficultés : Comment peut-on évaluer économiquement les services écosystémiques qui n'ont pas toujours de valeur marchande, et qui, au demeurant, sont liés au contexte et au territoire étudié ? Comment peut-on spatialiser ces services ?

Élaborer une typologie

Afin d'essayer de répondre à ces questions, une perspective de recherche serait de mettre en place une typologie en croisant différentes informations et données d'ordre socio-économique.

Pour chaque parcelle ou maille, des catégories pourraient alors être définies au regard de différents critères comme l'importance écologique, le respect des règles d'urbanisme, des coûts acceptables d'élaboration ou de restauration, une maîtrise foncière, la nécessité de répondre à un service (aménité pour les habitants, infrastructures de déplacements doux). Il pourrait par exemple s'agir de caractériser :

- des espaces à protéger pour des questions environnementales, agricoles ou maraichères, ou pour des questions de sécurité face à des risques naturels,
- des réserves foncières pour des projets d'aménagement à court ou long terme,
- des réserves foncières pour la construction d'infrastructures ou d'équipements.

CONCLUSION DE LA QUATRIÈME PARTIE

Les résultats des modélisations de connectivités écologiques potentielles menées au cours du chapitre sept ont mis en évidence une fragmentation importante des espaces arborés dans les zones périurbaines où de nombreux habitats sont présents, mais de taille restreinte. Le centre urbain dense se compose de peu d'espaces arborés pour lesquels les chemins potentiels de dispersion sont également peu nombreux, contrairement aux zones périphériques moyennement ou peu urbanisées où les espaces verts sont de plus grandes tailles et moins fragmentés. En milieu urbain dense, les actions à mener sont avant tout la préservation des espaces verts existants et une réflexion sur la création de corridors permettant de relier les espaces arborés périphériques à ceux des centres urbains.

Au cours du huitième chapitre, nous avons cherché à évaluer l'impact d'un aménagement urbain, le Boulevard Urbain Nord de Toulouse, sur la connectivité potentielle globale d'un réseau écologique. La modélisation a permis de localiser les espaces arborés et les chemins de dispersion potentiels menacés par ce projet d'infrastructure multimodale. Sans aménagements et mesures de protection des espèces, celui-ci aurait pour conséquence de fragmenter un peu plus le territoire en supprimant des habitats arborés et en jouant un rôle de barrière. Les capacités de dispersion des espèces, fictives en l'occurrence, sont alors affectées. D'autre part, nous avons également montré comment le croisement des données de connectivités et de zonages issus des documents d'urbanisme fournissait des éléments de réflexion à même d'aider à l'identification de zones d'enjeux. Il peut par exemple s'agir d'espaces où connectivités écologiques fortes et volonté d'urbanisation (zone classée AU, « à urbaniser » dans le PLU) se superposent. Ces informations ont enfin été représentées cartographiquement au moyen d'une analyse parcellaire et d'un carroyage basé sur la grille de l'INSEE. La représentation parcellaire permet ainsi aux aménageurs d'identifier précisément les secteurs potentiellement intéressants dans leur stratégie de planification et d'aménagement urbains. Le carroyage représente quant à lui la donnée en s'affranchissant de limites administratives et constitue un moyen d'appréhender le caractère multiscalair de la TVB.

Les aménageurs doivent donc réfléchir à l'implantation des infrastructures en évitant les sites sensibles ou en contribuant à la création de nouvelles continuités lorsqu'il n'y a pas d'autres alternatives. L'usage de la théorie des circuits, évoquée au cours du chapitre 7, pourrait aider à la modélisation de ces parcours alternatifs en intégrant d'autres critères décisionnels comme les coûts de réalisation ou l'intérêt sociétal. En effet, la préservation de la biodiversité ne doit pas faire oublier le caractère multifonctionnel des espaces urbains et périurbains. Cette démarche devra également prendre en considération les interactions qui se créent entre les différents usages du sol.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

En complément des éléments de synthèse qui ont jalonné ce document, nous proposons maintenant de tracer un bilan global des axes de recherches explorés et d'évoquer quelques perspectives de développement.

Conclusion générale

Comme nous l'avons développé au cours de cette thèse, la TVB est un objet d'étude complexe. Elle est multifonctionnelle par les services écosystémiques qu'elle peut rendre (pp. 30 et 295). Elle est aussi multitemporelle (pp. 31 et 261), multiespèces et multihabitats (p. 262). Elle est également multiacteurs et multidisciplinaire puisqu'elle fait appel à des connaissances scientifiques (notamment en écologie du paysage, biologie, cartographie), juridiques, politiques ou encore urbanistiques. Elle est enfin multiscalaire (p. 29), multidonnées (pp. 19 et 30) et multiméthodes (chapitre 3 et chapitre 7). L'ensemble de ces éléments illustre bien la complexité qui réside dans la mise en place de la TVB.

La littérature scientifique ainsi que nos études préalables ont mis en avant les deux principales difficultés rencontrées dans l'identification et la cartographie des connectivités écologiques potentielles urbaines qui composent les TVB.

La première difficulté réside dans le manque de données géographiques adaptées aux exigences d'analyse détaillée des espaces urbains et périurbains (chapitre 4). En effet, la résolution spatiale des données de type CORINE Land Cover ou Urban Atlas n'est pas assez fine pour quantifier précisément la composition et la configuration de l'occupation des sols sur ce type de milieu. D'autre part, la couche de végétation de la BD TOPO® de l'IGN, plus précise spatialement que les données CLC ou Urban Atlas, n'est malgré tout pas assez exhaustive et actualisée, notamment sur les territoires périurbains où les espaces privés prédominent (p. 144). Or c'est sur ces mêmes zones que les espaces laissés vacants pourront devenir source d'enjeux dans l'aménagement du territoire.

La seconde difficulté consiste ensuite à identifier et cartographier les potentiels réseaux écologiques urbains. Deux types d'approches peuvent être envisagées (chapitre 3). D'un côté, il y a les méthodes qui s'appuient sur une structure paysagère avec l'identification de sous-trames. D'un autre côté se trouvent les méthodes fondées sur une entrée « espèce », plus complexes à mettre en œuvre à cause du manque de données : les connaissances scientifiques et autres inventaires faunistiques et floristiques sont encore loin d'être exhaustifs sur l'ensemble des territoires. Afin d'évaluer l'accessibilité et la reproductibilité d'une de ces méthodes, nous en avons appliqué une, dite structurelle – car bien documentée et ne nécessitant qu'une donnée d'occupation du sol – sur les bases de données vectorielles disponibles (CLC et Urban Atlas) ainsi que sur des données de végétation issues d'un traitement d'image satellite Pléiades (chapitre 5). Cette expérience nous a permis de mettre en évidence la relative complexité de transposer en l'état cette méthode au milieu urbain à grande échelle.

À l'issue de ces éléments de réflexion, le premier objectif de cette thèse a donc été de chercher à savoir si le traitement d'images Pléiades pouvait déjà répondre aux besoins

d'identification de la végétation en milieu urbain et périurbain. Ces espaces hétérogènes, généralement soumis à de rapides changements d'occupation du sol, en font effectivement des sites d'études de choix pour l'étude et le maintien de la biodiversité. Ainsi, si cet objectif est avant tout technique et vise à développer une méthode de traitement d'images satellitaires générique, libre et opérationnelle, il se double d'un second, thématique cette fois, qui consiste à identifier des connectivités potentielles écologiques pour pouvoir caractériser des zones d'enjeux en milieux urbains et périurbains.

L'apport de l'imagerie satellitaire THRS Pléiades

Afin de répondre au premier objectif technique, nous nous sommes donc attelés dans un premier temps (cf. chapitre 6) à mettre en place une chaîne de traitement opérationnelle. Elle vise à extraire la végétation ligneuse et herbacée à partir d'images satellitaires. Pour y parvenir, nous avons utilisé des images THRS de type Pléiades qui présentent un atout intéressant en matière de résolution spatiale submétrique après fusion. La recherche de simplicité, d'automatisation et de gratuité a guidé le développement de cette méthode. Elle s'appuie ainsi sur des scripts qui utilisent des outils libres de traitements d'images (OTB, GDAL/OGR) de logiciel statistique (R) et de logiciel SIG (QGIS).

Ainsi, nous proposons une méthode accessible et reproductible, initialement développée sur une image Pléiades acquise sur Toulouse. Elle ne nécessite aucune donnée d'apprentissage et s'appuie sur un seuillage par traitement statistique. Trois étapes structurent cette classification d'image. La première consiste à extraire la végétation à partir d'un indice radiométrique de végétation NDVI. La seconde étape permet de discriminer la végétation arborée et herbacée par seuillage statistique de la variance locale. Une troisième étape mobilise des données d'occupation du sol exogènes en vue de compléter cette couche de végétation obtenue par traitement d'images avec pour objectif final d'extraire six postes : végétation ligneuse et herbacée ; bâtis, routes et autres surfaces imperméables, pour les sources majeures de fragmentation du territoire ; et les surfaces en eau. Cette carte sera ensuite utilisée pour la modélisation des connectivités écologiques potentielles urbaines.

La mise en œuvre de cette chaîne de traitement sur d'autres paysages à la géographie contrastée, d'un milieu urbain très artificialisé et dense (images de Toulouse, Muret ou Strasbourg) à un territoire majoritairement végétalisé (image de Davantaygue), a permis d'évaluer sa transposabilité et sa robustesse. Au vu des résultats obtenus, il apparaît que l'imagerie satellitaire THRS Pléiades constitue un support utile pour la cartographie de la végétation urbaine.

L'identification des connectivités écologiques potentielles urbaines

Des méthodes existent pour la cartographie de la TVB des SRCE, et leur déclinaison dans les SCoT (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010; CEMAGREF, 2010). Mais reste encore la question délicate de la déclinaison dans les PLU/PLUi et du degré de précision à avoir à cette échelle. Bien souvent, les cartographies des TVB se limitent aux espaces hors des villes, comme si ces territoires artificialisés ne pouvaient pas accueillir ni autoriser le déplacement des espèces faunistiques et floristiques. Pourtant, les observations naturalistes prouvent le contraire et ces espèces sont bien présentes en ville (Clergeau, 2007). En effet, les individus ne s'appuient pas sur des zonages pour leur déplacement et peuvent tout aussi bien parcourir les milieux naturels et agricoles, que les milieux urbanisés. Il est alors nécessaire de préserver cette biodiversité urbaine en maintenant ou en créant des connexions. Ces dernières favoriseraient la dispersion

des espèces à travers la ville et relieraient les espaces végétalisés urbains aux espaces naturels périphériques.

Puisque c'est aussi dans ces secteurs urbains, qui englobent des espaces d'aménagement, que se concentrent les enjeux liés à la biodiversité, ces territoires peuvent devenir source de conflit. Zones d'urbanisation rapide, ces derniers sont ceux où la concurrence entre aménagement et préservation écologique est intense. D'un côté, les lois Grenelle imposent la préservation de certains espaces pour maintenir ou favoriser le déplacement des espèces ; tandis que d'un autre côté, les élus et aménageurs sont confrontés à une volonté de densification des espaces urbains, craignant alors que la TVB traverse une zone constructible, ou en passe de le devenir, amenant ainsi un lot de contraintes supplémentaires.

Nous avons donc réalisé un premier travail d'identification des connectivités écologiques potentielles à l'aide de la méthode des graphes paysagers (chapitre 7). Celle-ci s'adapte aux données disponibles et semble être un bon compromis entre une analyse de la connectivité structurelle et fonctionnelle. La modélisation par la théorie des graphes et le calcul de métriques de connectivité permettent ensuite de hiérarchiser les éléments constitutifs du réseau écologique et d'orienter les actions à mener. Le croisement de cette priorisation avec des documents d'urbanisme permet finalement de filtrer les espaces conflictuels présentant les enjeux les plus importants (chapitre 8).

Malgré tout, même si l'élément suivant n'a pas été étudié en détail, il est important d'attirer l'attention sur l'importance d'inscrire les stratégies d'action des collectivités dans une cohérence globale. En effet, les délimitations d'une TVB ne s'arrêtent pas aux limites administratives d'une commune ou à celles d'un zonage. D'autre part, la planification doit également tenir compte des exigences sociales et économiques afin d'optimiser l'écosystème urbain sans vouloir à tout prix maximiser un objectif écologique spécifique.

Pour résumer, ce travail de recherche a ainsi démontré l'importance de l'acquisition et l'exploitation d'images satellite THRS Pléiades pour la cartographie des espaces végétalisés urbains. Il en ressort que la méthode de traitement d'images mise en place, bien que simple et originale, suffit à répondre aux besoins évoqués dans le cadre de cette thèse.

L'usage de la théorie des graphes ouvre quant à lui des pistes de recherche intéressantes pour l'identification des connectivités écologiques urbaines. Il est fondamental de souligner que cette identification demeure potentielle et offre des éléments de réflexion afin d'approfondir et d'orienter les études à mener. La piste principale d'amélioration de la fiabilité de cette méthode doit passer par une exploitation concomitante des données géographiques et biologiques pour lesquelles il faudra une description précise des enjeux ou des espèces considérées. L'identification d'autres parcours, à l'aide de la théorie des circuits, est également une piste de recherche à approfondir afin de proposer des alternatives aux différents acteurs (p. 263).

Remarques relatives au déroulement de ces travaux

La thèse s'est positionnée à la charnière entre une approche technique par la mise en place d'une méthode de traitement d'image, et une approche opérationnelle avec l'identification des connectivités écologiques urbaines et la localisation de zones d'enjeux dans le cadre de

l'aménagement du territoire. Un tour d'horizon des multiples approches a été proposé, tant pour le traitement d'images Pléiades que pour l'identification des connectivités écologiques potentielles. Mais ce travail pluridisciplinaire a nécessairement fait l'objet de choix, parfois difficiles à faire, tout en cherchant le meilleur compromis possible, l'objectif étant de fournir une méthode valorisable scientifiquement, et utile dans le cadre de l'aménagement du territoire. Les résultats de cette recherche devraient donc permettre de répondre à certains besoins des acteurs du territoire tout en fournissant une méthode généralisable.

Nous avons ainsi orienté le traitement d'image pour l'extraction de la végétation vers une approche pixels en nous limitant à des outils libres. Ces derniers ne proposent pas toujours de fonctionnalités avancées comme le feraient des logiciels propriétaires. En revanche, l'évolution parfois rapide des outils libres comme l'OTB tend à réduire ces écarts. Ce choix présentait donc le risque de mener à une impasse : nombre de travaux sur les traitements d'images THRS préconisent l'utilisation de méthodes orientées objet. Mais quand bien même cette piste se serait révélée sans issue, elle aurait constitué une réponse en soi. Finalement, elle s'est avérée intéressante à développer puisque nous sommes en mesure de proposer une méthode originale d'extraction automatique de la végétation urbaine sur de larges étendues.

D'autre part, nous avons choisi d'employer la théorie des graphes paysagers pour l'identification des connectivités écologiques. Au cours de ces premiers travaux, nous nous sommes limités à cette méthode pour laquelle nous avons abordé ses apports et ses limites. L'utilisation de méthodes complémentaires comme la théorie des circuits permettra certainement d'améliorer l'identification et les analyses de connectivités écologiques urbaines.

Intérêts pour le CNES

Cette recherche, réalisée dans le cadre d'un projet de thèse financé par le CNES et la région Midi-Pyrénées, s'inscrit dans la continuité du programme d'accompagnement ORFEO qui vise à encourager et à développer l'utilisation d'image satellitaire Pléiades pour des projets d'intérêts envers les acteurs institutionnels. L'identification des Trames vertes et bleues, et plus spécifiquement des Trames vertes urbaines, est un enjeu important pour les collectivités dans le contexte réglementaire du Grenelle de l'Environnement. Ce travail s'inscrit également dans le cadre d'une collaboration que le CNES mène avec le PCI-AST (cf. pp. 3 et 139). Ce dernier cherche à fournir des méthodes et des outils adaptés aux besoins des utilisateurs. Ainsi, la mise en place d'un démonstrateur pour l'identification de la végétation et des connectivités écologiques urbaines répond à la demande méthodologique. La mise en application et la valorisation des données de végétation dans des questions d'aménagement du territoire valident l'apport opérationnel.

C'est également au cours de ce programme d'accompagnement que le CNES a décidé d'initier le développement de l'OTB. Ce logiciel, qui n'est pas une boîte noire¹⁶⁴, a pour objectif de capitaliser les connaissances méthodologiques acquises au cours de ce programme et de promouvoir l'utilisation des images Pléiades. Nous avons ainsi pu exploiter et utiliser quelques-unes des nombreuses fonctionnalités et capacités offertes par cette bibliothèque de traitements d'image.

¹⁶⁴ « Orfeo ToolBox is not a black box » (dernière consultation le 15/09/2015) (<https://www.orfeo-toolbox.org/>)

Réflexion sur le déploiement de la chaîne de traitement d'images

Dans le cadre de cette thèse, la chaîne de traitement d'images Pléiades a été conçue sur une seule machine sous le système d'exploitation Windows. Comme cela a déjà évoqué précédemment, elle fait appel à différents outils et bibliothèques libres (chapitre 6). Initialement développée pour répondre aux objectifs de ces travaux de recherche sur la Trame verte urbaine, cette chaîne de traitement a cependant été utilisée, ou le sera prochainement, dans d'autres projets de recherche (cf. p. 304). Dès lors, quel(s) procédé(s) peut-on envisager dans l'optique de transférer cet outil aux acteurs impliqués dans l'identification de la végétation urbaine ?

Dans le monde du libre, le développement d'un logiciel peut être le fait d'un passionné ou d'une petite équipe de développeurs. Ils sont alors parfois soumis à des contraintes financières ou temporelles ne leur permettant pas de répondre rapidement aux demandes de correctifs ou d'implémentations de nouvelles fonctionnalités. Dans ce cas, le suivi et le maintien d'une chaîne de traitement faisant appel à cet outil se complexifient d'autant plus que le développement de ce dernier peut s'arrêter à tout moment. À l'inverse, lorsque la communauté d'utilisateurs, et surtout de développeurs bénévoles, est fortement active, le cycle de détection/identification/correction des bogues peut s'avérer relativement court. Le logiciel QGIS a par exemple vu trois versions stables en l'espace de 8 mois¹⁶⁵. Dans un sens, cette forte réactivité garantit une fiabilité des logiciels étant donné qu'ils peuvent être inspectés par un très grand nombre de personnes, la détection d'erreurs peut alors s'avérer plus efficace. Les logiciels que nous utilisons suivent ce second modèle. QGIS, l'OTB ou encore GDAL sont largement utilisés et bénéficient de mises à jour et d'améliorations régulières. Cette caractéristique est donc un atout pour un utilisateur régulier de ces logiciels. En revanche, elle peut complexifier le déploiement d'une solution telle que celle que nous proposons surtout si la mise à jour s'effectue automatiquement sans s'assurer au préalable que les correctifs n'impactent pas les algorithmes utilisés.

En phase de recherche, la mise à jour réfléchie des bibliothèques et outils par l'intermédiaire de l'OSGeo4W nous a permis de maintenir l'outil en état de fonctionnement, avec parfois un retour à des versions antérieures stables et opérationnelles pour nos besoins. En revanche, déployer la solution en l'état sur d'autres machines, nous expose à de potentielles mises à jour non maîtrisées, voir non désirées, de la part de l'utilisateur pouvant rendre l'outil inutilisable.

Loin d'avoir pour objectif initial d'éditer un logiciel, la question du déploiement technologique de cette méthode se pose donc malgré tout. Aujourd'hui, la solution que nous proposons est stable¹⁶⁶. Aussi, une réflexion est en cours sur l'utilisation d'une machine virtuelle sous système d'exploitation Linux afin de créer une version « figée » et opérationnelle de la chaîne de traitement. Nous envisageons également de transposer les différents algorithmes sous le langage de programmation python afin de mettre en place une IHM (cf. p. 221).

¹⁶⁵ Les versions subsidiaires en développement ne sont pas prises en compte dans cet historique. Toutes les versions stables restent disponibles au téléchargement sur cette page internet (dernière consultation le 30/07/2015) : <http://qgis.org/downloads/>

¹⁶⁶ Elle a été validée sur la version 4.2.0 de l'OTB. Néanmoins, un déploiement vers la version 5.x pourrait s'envisager.

Perspectives d'applications

La méthode de traitement d'image développée au cours de cette thèse repose sur un algorithme de classification relativement simple consistant principalement à extraire un indice radiométrique et à réaliser une analyse de texture. Cette simplicité algorithmique peut laisser envisager des applications opérationnelles assez rapides. La méthode a d'ores et déjà été appliquée avec succès sur différents territoires urbains et a mis l'accent sur le besoin d'images THRS acquises préférentiellement au printemps. D'autre part, nous avons également commencé à déployer cette méthode dans le cadre du projet MApUCE (Modélisation Appliquée et droit de l'Urbanisme : Climat urbain et Énergie) et pour un travail de recherche en collaboration avec le PCI-AST du CEREMA. Ces deux exemples de valorisation sont succinctement présentés dans les paragraphes suivants.

Projet MApUCE, programme de recherche ANR sur le changement climatique

L'objectif du projet de recherche MApUCE porté par huit laboratoires interdisciplinaires (droit de l'urbanisme, climat urbain, énergétique du bâtiment, architecture, sociologie, géographie et météorologie), dont le LISST-CIEU, est d'« *intégrer dans les politiques urbaines et les documents juridiques les plus pertinents des données quantitatives de microclimat urbain, climat et énergie* » (CNRM-GAME, s.d.). Ce projet se veut applicable à l'ensemble du territoire national, à l'échelle d'îlots. Il nécessite de fait la mise en place d'une méthode de modélisation générique. La construction des indicateurs doit s'appuyer sur des outils libres ainsi que des données nationales accessibles gratuitement pour les utilisateurs institutionnels afin d'en faciliter la reproductibilité.

Comme nous l'avons déjà évoqué dans nos travaux, le manque de données sur la végétation urbaine a également été mis en avant dans le cadre de ce projet. La méthode de traitement d'image pour l'extraction de la végétation que nous proposons répond alors à ces exigences et peut s'appliquer à différents types de territoires. Le déploiement de cette méthode a donc été envisagé dans ce cadre et intervient dans le premier volet scientifique du projet : « *méthode générique et automatique de production d'indicateurs urbains* ». Les données de végétation devraient être utilisées pour, d'une part, enrichir la base de données urbaine permettant l'élaboration des indicateurs nécessaires à la modélisation numérique du climat urbain ; d'autre part, aider à la visualisation cartographique des résultats de la modélisation.

Travail de recherche PCI-AST, identification des surfaces en eaux

Une réflexion est également menée en collaboration avec le PCI-AST dans le but de transposer notre méthode pour l'identification des surfaces en eaux. Comme pour la végétation, l'identification des surfaces en eaux peut se baser sur le seuillage d'un indice radiométrique habituellement défini empiriquement.

Au cours de nos recherches, nous avons observé que lorsque l'image présentait des surfaces en eaux notables comme sur la dalle mixte, la distribution des valeurs de NDVI laissait apparaître deux *minima* locaux (figure 6-7 p. 168) : l'un permettant de séparer la végétation et l'autre les surfaces en eaux. Nous avons donc utilisé cette propriété pour chercher à extraire ces surfaces. Nous allons également chercher à exploiter cette caractéristique pour l'identification de zones inondées.

Au-delà d'une utilisation directe pour l'étude de la biodiversité en ville, cette méthode et les données d'occupation du sol qui en découlent pourraient donc être utilisées à d'autres fins.

Finalement, les résultats de nos travaux n'apportent pas d'éléments certains sur le chemin qui pourra être emprunté par une espèce animale en milieu urbain ou périurbain. Une étude approfondie reste nécessaire pour appréhender au mieux la connectivité fonctionnelle de ces habitats artificialisés. Pour un insecte ou un petit mammifère tel qu'un hérisson, un papillon ou une libellule, l'identification du chemin lui permettant de traverser Toulouse est tout aussi compliquée qu'au début de cette thèse. En revanche, ces résultats apportent une base de connaissance et permettent de répondre aux questions que le cartographe et l'acteur du territoire s'étaient posées.

Afin de cartographier ces connectivités écologiques potentielles, le cartographe pourra ainsi s'affranchir des données vectorielles utilisées jusqu'à présent et profiter d'un contexte favorable dans le milieu du domaine spatial pour utiliser des données satellitaires THRS Pléiades et des outils libres tels que l'OTB.

Le gestionnaire chargé de l'aménagement du territoire pourra quant à lui s'appuyer sur la théorie des graphes afin de hiérarchiser l'importance des connectivités d'un réseau écologique et d'identifier les espaces vacants, urbains ou périurbains, qui joueraient un rôle déterminant pour la densification ou le maintien de la biodiversité.



Place du Capitole



Grand Rond



Jardin Japonais



Casselardit



Lardenne

BIBLIOGRAPHIE

- ADEUS** (2012). Référentiel paysager du Bas-Rhin. Secteur CUS. Synthèse. 20 p. [En ligne] consulté le 16/06/2014. http://www.bas-rhin.fr/eCommunityDocuments/E34C4D98-631D-459B-AA4E-61C91D2F7BA0/1083/document_conseil-general-bas-rhin-referentielle-paysage-cus.pdf
- ADRIAENSEN F., CHARDON J. P., DE BLUSTC G., SWINNEND E., VILLALBAD S., GULINCKD H., MATTHYSENA E.** (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233-247
- AHERN J.** (1995). Greenways as a Planning Strategy. *Landscape and Urban Planning*, 33(1-3), 131-155
- AKBARI H., ROSE L. S., TAHA H.** (2003). Analyzing the land cover of an urban environment using high-resolution orthophotos. *Landscape and Urban Planning*, 63(1), 1-14
- ALBERT P.** (2007). L'apport des images satellites dans l'analyse comparée des espaces périurbains des métropoles du sud-ouest européen. Université Toulouse le Mirail - Toulouse II. 418 p.
- ALLAG-DHUISME F., BARTHOD C., BIELSA S., BROUARD-MASSON J., GRAFFIN V., VANPEENE S., CHAMOUTON S., DESSARPS P. M., LANSIART M., ORSINI A.** (2010). 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 – troisième 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. MEEDDM. 76 p.
- ANDERSON G. S., DANIELSON B. J.** (1997). The effects of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. *Landscape Ecology*, 12(5), 261-271
- ANDREASSEN H. P., HALLE S., IMS R. A.** (1996). Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide. *Journal of Applied Ecology*, 33(1), 63-70
- ANDREASSEN H. P., IMS R. A.** (2001). Dispersal in patchy vole populations: Role of patch configuration, density dependence, and demography. *Ecology*, 82(10), 2911-2926
- ANGELONE S., HOLDEREGGER R.** (2009). Population genetics suggests effectiveness of habitat connectivity measures for the European tree frog in Switzerland. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 879-887
- ARRIF T., BLANC N., CLERGEAU P.** (2011). Trame verte urbaine, un rapport Nature – Urbain entre géographie et écologie. *Cybergeo : European Journal of Geography*. [En ligne] consulté le 04/05/2012. <http://cybergeo.revues.org/24862>
- ARTUS I.** (2014). Regards croisés sur l'écologie urbaine. [En ligne] consulté le 25/02/2014. <http://www.rfi.fr/mfi/20140110-regards-croises-ecologie-urbaine-environnement/>
- AVON C., BERGES L., ROCHE P.** (2014). Comment analyser la connectivité écologique des trames vertes ? Cas d'étude en région méditerranéenne. *Sciences Eaux & Territoires* (14), 14-19
- BANNARI A., MORIN D., BONN F.** (1995). A Review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*, 13(1-2), 95-120
- BANNARI A., MORIN D., HE D.-C.** (1997). *Caractérisation de l'environnement urbain à l'aide des indices de végétation dérivés des données de hautes résolutions spatiale et spectrale*. In *Téledétection des milieux urbains et périurbains, Actes des sixièmes Journées scientifiques du réseau Téledétection de l'AUF, Liège, 2-5 octobre 1995*, 47-64.
- BANQUE MONDIALE** (2001). Manuel opérationnel de la Banque mondiale. Procédures de la banque. PO 4.04 -Annexe A. 3 p. [En ligne] consulté le 07/04/2014.

-
- <http://siteresources.worldbank.org/OPSMANUAL/Resources/op404AnnexAFrench.pdf>
- BARANYI G., SAURA S., PODANI J., F. J.** (2011). Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices. *Ecological Indicators*, 11(5), 1301-1310
- BARET F., GUYOT G., MAJOR D.** (1989). *TSAVI: a vegetation index which minimizes soil brightness effects on LAI or APAR estimation*. In Geoscience and Remote Sensing Symposium. 12th Canadian Symposium on Remote Sensing and IGARSS, 1989, Vancouver, Canada, 1355-1358.
- BAUDRY J.** (1988). Approches écologiques des paysages. [En ligne] consulté le 09/04/2013. <http://www7.inra.fr/dpenv/baudrc04.htm>
- BAUDRY J., MERRIAM G.** (1988). *Connectivity and connectedness: functional vs structural patterns in landscapes*. In Proceedings of the 2nd Seminar of the International Association for Landscape Ecology, Germany, Münster, 43-51.
- BAUDRY J. P.** (2010). Sélection de modèle pour la classification non supervisée. Choix du nombre de classes. Thèse de Doctorat de Sciences Mathématiques, Université Paris Sud - Paris XI France. 248 p.
- BEIER P., NOSS R. F.** (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12(6), 1241-1252
- BELMONT L., ETIENNE R., BORDAS C., DREAL MIDI-PYRÉNÉES** (2010). Guide méthodologique de prise en compte de la Trame verte et bleue. SCoT et Biodiversité en Midi-Pyrénées. DREAL MIDI-PYRÉNÉES. 356 p.
- BENDER D. J., TISCHENDORF L., FAHRIG L.** (2003). Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology*, 18(1), 17-39
- BENEDICT M. A., MCMAHON E. T., THE CONSERVATION FUND** (2006). *Green Infrastructure. Linking Landscapes and Communities*. Washington D.C.: ISLAND PRESS, 288 p.
- BENNETT A. F.** (2003). *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK, IUCN, 254 p.
- BENZ U. C., HOFMANN P., WILLHAUCK G., LINGENFELDER I., HEYNE M.** (2004). Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 58(3-4), 239-258
- BERGOËND A., CLERGEAU P., BLANC N., CORMIER L., PROVENDIER D.** (2013). Stratégie de mise en œuvre. In CLERGEAU P. et BLANC N. (Édit.), *Trames vertes urbaines. De la recherche scientifique au projet urbain*. Paris: Editions le Moniteur, pp. 256-333.
- BERNIER A.** (2012). Réseaux écologiques à l'échelle d'un bassin versant: analyse comparative d'approches conceptuelles. Université de Sherbrooke, M.Sc. en sciences géographiques, Département de géomatique appliquée, Sherbrooke. 113 p. [En ligne] consulté le 20/07/2014. <http://www.crecq.qc.ca/upload/contenu-fichiers/Biodiversite/corridor/out.pdf>
- BERTAÏNA J., RIOU J., BELMONT L., LEMAIRE A., CARRE G.** (2012). *La Trame verte et bleue dans les Plans locaux d'urbanisme*. DREAL MIDI-PYRÉNÉES, 150 p.
- BERTHOUD G.** (2010). *Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés. Dix années d'expériences en Isère*. 139 p.
- BERTHOUD G., LEBEAU R. P., RIGHETTI A.** (2004). *ECONAT - Réseau écologique national REN. Rapport final, une vision pour l'interconnexion des espaces vitaux en Suisse*. Berne: OFFICE FÉDÉRAL DE L'ENVIRONNEMENT DES FORÊTS ET DU PAYSAGE Cahier de l'environnement n°373, 132 p.
- BERTIN J.** (1975). *Visual perception and cartographic transcription*. In Proceedings of the Seminar on Regional Planning Cartography, Enschede 12-16 May, 110-125.
- BIENEN L.** (2002). Informed decisions conservation corridors and the spread of infectious disease. *Conservation in practice*, 3(2), 10-19

- BINARD M., COLLETTE B.** (1993). Traitement contextuel en post-classification pour l'élaboration d'une spatiocarte destinée à la gestion et à l'aménagement du territoire. In RÉSEAU TÉLÉDÉTECTION JOURNÉES SCIENTIFIQUES (Édit.), *Télédétection appliquée à la cartographie thématique et topographique*. Québec: Presses de l'université du Québec, pp. 285-295.
- BIRCH C., OOM S., BEECHAM J.** (2007). Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological Modelling*, 206(3-4), 347–359
- BLASCHKE T., STROBL J.** (2001). What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. *GeoBIT/GIS*, 6, 12-17. [En ligne] consulté le 04/05/2012. <http://courses.washington.edu/cfr530/GIS200106012.pdf>
- BODIN O., SAURA S.** (2010). Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling*, 221(19), 2393-2405
- BOITANI L., FALCUCCI A., MAIORANO L., RONDININI C.** (2007). Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, 21(6), 1414-1422
- BOLUND P., HUNHAMMAR S.** (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301
- BONNIN M.-A.** (2008). *Les corridors écologiques : vers un troisième temps du droit de la conservation de la nature ?* Paris: L'HARMATTAN, 270 p.
- BOUFFIER J., HEBRARD D., CHADOURNE FACON L., MINGAM B.** (2012). Apport potentiel de l'imagerie satellitaire pour la caractérisation fine de la densité urbaine CETE SO/DALETT/SCGSI. 10 p. [En ligne] consulté le 16/05/2014. http://www.cete-sud-ouest.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Synthese_-_L_imagerie_Satellitaire_pour_la_caracterisation_de_la_densite_urbaine.pdf
- BROUARD-MASSON J., CHERET M., LETESSIER L.** (2013). Trame verte et bleue et documents d'urbanisme - Guide méthodologique. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE). 54 p. [En ligne] consulté le 14/10/13. http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/trame_verte_et_bleue_et_documents_durbanisme_-_guide_methodologique.pdf
- BRUNET R.** (1987). *La carte, mode d'emploi*. Paris: Fayard-Reclus, 272 p.
- BÜCKNER J., PAHL M., STAHLHUT O., LIEDTKE C.-E.** (2001). *GeoAIDA - A knowledge-based automatic image data analyser for remote sensing data*. In ICSC Congress on Computational Intelligence Methods and Applications 2001 - CIMA 2001, Bangor, Wales, UK., p. 6.
- BUNN A. G., URBAN D. L., KEITT T. H.** (2000). Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59(4), 265-278
- BUREL F., BAUDRY J.** (1999). *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Paris: TEC & DOC, 362 p.
- CADORET A.** (1985). *Protection de la nature. Histoire et idéologie. De la nature à l'environnement*. Paris, l'Harmattan, 245 p.
- CALABRESE J. M., FAGAN W. F.** (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10), 529-536
- CALOZ R., COLLET C.** (2001). *Précis de télédétection (Vol. 3). Traitements numériques d'images de télédétection*. PRESSES DE L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC et AGENCE UNIVERSITAIRE DE LA FRANCOPHONIE, 398 p.
- CAMERONA R. W., BLANUŠAB T., TAYLORC J. E., SALISBURYB A., HALSTEADB A. J., HENRICOTB B., THOMPSOND K.** (2012). The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(2), 129-137
- CARLSON T. N., RIPLEY D. A.** (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 62(3), 241-252

- CARR D., OLSEN A., WHITE D.** (1992). Hexagon mosaic maps for display of univariate and bivariate geographical data. *Cartography and Geographic Information Systems*, 19(4), 228-236
- CASSANET J.** (1984). *Satellites et capteurs*. Caen: Paradigme, 128 p.
- CAUVIN C., REYMOND H., SERRADJ A.** (1979). *Discretisation et représentation cartographique*. Montpellier: GIP Reclus, 116 p.
- CEMAGREF** (2010). Étude de l'intégration des continuités écologiques dans les SCoT en 2009 avant l'approbation de la loi Grenelle 2. 146 p. [En ligne] consulté le 12/11/2013. http://www.parcs-naturels-regionaux.tm.fr/upload/doc_telechargement/grandes/Fiches_d%27expiance_etude_TVb_SCOT_Cemagref2.pdf
- CENTRE DE RESSOURCES POUR LA MISE EN ŒUVRE DE LA TRAME VERTE ET BLEUE** (s.d.). Avancement. [En ligne] consulté le 16/02/2015. <http://www.tramevertetbleue.fr/presentation-tvb/avancement>
- CERTU** (2001). *Composer avec la nature en ville, Lyon*. Collection du CERTU (Centre d'Etudes sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les Constructions Publiques), 376 p.
- CERTU** (2008). Les fichiers fonciers standards delivres par la DGI. Appelés communément fichiers MAJIC II. 64 p.
- CERTU** (2011). Traitements géomatiques par carreaux pour l'observation des territoires. EDITIONS DU CERTU. 135 p.
- CHAPUIS R.** (1995). L'espace périurbain : une problématique à travers le cas bourguignon. *L'information géographique*, 113-125
- CHARDON J. P., ADRIAENSEN F., MATTHYSEN E.** (2003). Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). *Landscape Ecology*, 18(6), 561-573
- CHEN Y., WEN D., JING L., SHI P.** (2007). Shadow information recovery in urban areas from very high resolution satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 28(15), 3249-3254
- CHORLEY R. R. E.** (1987). Handling Geographic Information. Report of the Committee of Enquiry chaired by Lord Chorley. *International Journal of Geographical Information Systems*, 1(2), 191-192
- CHUBEY M. S., FRANKLIN S. E., WULDER M. A.** (2006). Object-based analysis of Ikonos-2 imagery for extraction of forest inventory parameters. *Journal of the American Society for Photogrammetry and Remote Sensing*, 72(4), 383-394
- CLERGEAU P.** (2007). *Une écologie du paysage urbain*. Paris: Editions Apogée, 137 p.
- CLERGEAU P.** (2013). Réflexions transversales sur les enjeux écologiques. In CLERGEAU P. et BLANC N. (Édit.), *Trames vertes urbaines. De la recherche scientifique au projet urbain*. Paris: Editions le Moniteur, pp. 191-199.
- CLERGEAU P., BLANC N.** (2013a). Pourquoi des trames vertes dans la ville ? In CLERGEAU P. et BLANC N. (Édit.), *Trames vertes urbaines. De la recherche scientifique au projet urbain*. Paris: Editions Le Moniteur, pp. 15-23.
- CLERGEAU P., BLANC N.** (2013b). *Trames vertes urbaines. De la recherche scientifique au projet urbain*. Paris: Editions Le Moniteur, 340 p.
- CLERGEAU P., DÉSIÉ G.** (1999). Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique. *Mappemonde*, 3, 19-23
- CLERGEAU P., HUBERT-MOY L.** (2011). L'émergence d'une problématique scientifique en relation avec une demande sociétale. In CLERGEAU P. (Édit.), *Ville et biodiversité. Les enseignements d'une recherche pluridisciplinaire*. Rennes: Presses Universitaires de Rennes, pp. 1,9-27.
- CNRM-GAME** (s.d.). MApUCE. Modélisation Appliquée et droit de l'Urbanisme : Climat urbain et Énergie. [En ligne] consulté le 28/08/2015. <http://www.cnrn.meteo.fr/spip.php?article787>
- COGIS O., ROBERT C.** (2003). *Théorie des graphes: Au-delà des ponts de Königsberg, Problèmes, théorèmes, algorithmes*. Vuibert, 251 p.

- COMMUNAUTÉ URBAINE DE STRASBOURG** (2013). Atelier de projet : quelles orientations pour le PNU de Strasbourg ? [En ligne] consulté le 16/06/2014. http://media.strasbourg.eu/alfresco/d/a/workspace/SpacesStore/0d13e603-d032-4d44-8262-35a84d09fe43/plaquette_PNU.pdf
- COPERNICUS PROGRAMME** (2015). CORINE Land Cover. [En ligne] consulté le 09/10/2015. <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>
- CORLATTI L., HACKLANDER K., FREY-ROOS F.** (2009). Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23(3), 548-556
- CORMIER L., CARCAUD N.** (2009). Les trames vertes : discours et/ou matérialité, quelles réalités ? *Projets de paysage*. [En ligne] consulté le 04/05/2012. http://www.projetsdepaysage.fr/fr/les_trames_vertes_discours_et_ou_materialite_quelles_realites_
- COSTA G. A. O. P., FEITOSA R. Q., FONSECA L. M. G., OLIVEIRA D. A. B., FERREIRA R. S., CASTEJON E. F.** (2010). Knowledge-base interpretation of remote sensing data with the InterIMAGE system. Major characteristics and recent developments. In 3rd International Conference on Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA 2010), 29 juin - 2 juillet, Ghent, Belgium, p. 6.
- COUDERCHET L., AMELOT X.** (2010). Faut-il brûler les ZNIEFF ? *Cybergeographie : European Journal of Geography, Espace, Société, Territoire, document 498*. [En ligne] consulté le 15/10/2013. <http://cybergeographie.revues.org/23052>
- COURNOT A.-A.** (1851). *Essai sur les fondements de nos connaissances et sur les caractères de la critique philosophique*. Paris: HACHETTE L., 246 p.
- CROMBETTE P., LE CORRE S., TINEL C.** (2014a). Détermination des potentialités écologiques urbaines à l'aide d'images THRS Pléiades. In Spatial Analysis and GEomatics (SAGEO)'14, Grenoble, p. 4.
- CROMBETTE P., LE CORRE S., TINEL C.** (2014b). Traitement d'images satellitaires à Très Haute Résolution Spatiale et identification de zones à enjeux dans l'aménagement des Trames Vertes urbaines. *Revue Française de photogrammétrie et de Télédétection* (208), 19-25
- CRPF** (s.d.). Qu'est ce que la ripisylve ? <http://www.ofme.org/crpf/documents/fiches/234001.pdf>
- CYR L., BONN F., PESANT A.** (1995). Vegetation indices derived from remote sensing for an estimation of soil protection against water erosion. *Ecological modelling*, 79(1-3), 277-285
- DALE M. R. T., FORTIN M.-J.** (2010). From graphs to spatial graphs. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 21-38
- DAMM A., HOSTERT P., SCHIEFER S.** (2005). Investigating urban railway corridors with geometric high resolution satellite data. In 5th International Symposium Remote Sensing of Urban Areas (URS 2005), Tempe, 14-16 mars, p. 5.
- DANIEL H., LE BOT J. M., BEAUJOUAN V., PHILIP F., TOUBLANC M., BONIN S., MONTEBAULT D., HUBERT-MOY L., OLLIVIER C.** (2013). Espaces arborés dans les paysages urbains de trois agglomérations de l'ouest de la France. In CLERGEAU P. et BLANC N. (Édit.), *Trames vertes urbaines. De la recherche scientifique au projet urbain*. Editions du Moniteur, pp. 125-153.
- DEBINSKI D. M., HOLT R. D.** (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14(2), 342-355
- DEJOUX J. F., DEDIEU G., HAGOLLE O., DUCROT D., MENAUT J. C., ET AL.** (2012). Kalideos OSR MiPy : un observatoire pour la recherche et la démonstration des applications de la télédétection à la gestion des territoires. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 197, 17-30
- DELATTRE T., PICHANCOURTA J. B., BUREL F., KINDLMANN P.** (2010). Grassy field margins as potential corridors for butterflies in agricultural landscapes: A simulation study. *Ecological Modelling*, 221(2), 370 - 377

-
- DI GIULIO M., HOLDEREGGER R., TOBIAS S.** (2009). Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *Journal of Environmental Management*, 90(10), 2959-2968
- DI GREGORIO A., JANSEN L. J. M.** (2000). Land cover classification system (LCCS). Classification concepts and user manual. FAO. 91 p.
- DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT DU NORD-PAS-DE-CALAIS, BIOTOPE GREET** (2008). Analyse des potentialités écologiques du territoire régional. 66 p. [En ligne] consulté le 11/01/2012. <http://www.nord-pas-de-calais.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/analyse-des-potentialites-ecologiques-region-59-62.pdf>
- DOUGLAS D., PEUCKER T.** (1973). Algorithms for the reduction of the number of points required to represent a digitised line or its caricature. *The Canadian Cartographer* (10), 112-122
- DURAN P.** (2010). *Penser l'action publique*. Paris: LGDJ-LEXTENSO ÉDITIONS, 247 p.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY** (2011). Mapping Guide for a European Urban Atlas. 31 p. [En ligne] consulté le 21/04/2013. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/urban-atlas/>
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY** (2014). Terrestrial habitat mapping in Europe: an overview. 154 p. [En ligne] consulté le 27/02/14. <http://www.eea.europa.eu/publications/terrestrial-habitat-mapping-in-europe>
- EVANS I. A.** (1977). The selection of class intervals. *Transactions of the Institute of British Geographers, New Series*, 2(1), 98-124
- FÁBOS J. G.** (2004). Greenway planning in the United States: its origins and recent case studies. *Landscape and Urban Planning*, 68(2-3), 321-342
- FACULTY OF GEO-INFORMATION SCIENCE AND EARTH OBSERVATION** (2015). ITC's database of Satellites and Sensors. [En ligne] consulté le 17/02/2015. <https://www.itc.nl/research/products/sensordb/searchsat.aspx>
- FAGAN W. F., CALABRESE J. M.** (2006). Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. In CROOKS K. R. et SANJAYAN M. (Édit.), *Connectivity conservation*. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press, pp. 297-317.
- FAHRIG L.** (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution and systematics*, 34, 487-515
- FAHRIG L., MERRIAM G.** (1985). Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66(6), 1762-1768
- FALL A., FORTIN M.-J., MANSEAU M., O'BRIEN D.** (2007). Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems*, 10(3), 448-461
- FEINSTEIN A. R., CICCETTI D. V.** (1990). High agreement but low kappa: I. The problems of two paradoxes. *Journal of Clinical Epidemiology*, 43(6), 543-549
- FISCHER J., LINDENMAYER D. B.** (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265-280
- FISHER W. D.** (1958). On grouping for maximum homogeneity. *Journal of the American Statistical Association*, 53(284), 789-798
- FOLKE C., HAHN T., OLSSON P., NORBERG J.** (2005). Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 30, 441-473
- FOLTÊTE J. C., CLAUZEL C., GIRARDET X., TOURNANT P., VUIDEL G.** (2012). La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. *Revue internationale de géographie*, 22(4), 641-658
- FOLTÊTE J. C., CLAUZEL C., VUIDEL G.** (2012). A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 38, 316-327
- FORMAN R. T.** (1995). *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge: Cambridge University Press, 656 p.
- FORMAN R. T. T., GALLI A. E., LECK C. F.** (1976). Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. *Oecologia*, 26(1), 1-8

- FORMAN R. T. T., GODRON M.** (1986). *Landscape ecology*. New-York: John Wiley and Sons, 640 p.
- FORSTER B. C.** (1985). An examination of some problems and solutions in monitoring urban areas from satellite platforms. *International Journal of Remote Sensing*, 6(1), 139-151
- FRANCE A.** (1925). *Balthasar*. Edition A. Ferroud, Paris,
- FRANKE J., ROBERTS D., HALLIGAN K., MENZ G.** (2009). Hierarchical multiple endmember spectral mixture analysis (MESMA) of hyperspectral imagery for urban environments. *Remote Sensing of Environment*, 113(8), 1712-1723
- FREEMAN C., BUCK O.** (2003). Development of an ecological mapping methodology for urban areas in New Zealand. *Landscape and Urban Planning*, 63(3), 161-173
- FROCHEN C.** (2012). Le BUN, nouveau lien territorial. Pièce E. Dossier d'étude d'impact. ARCADIS - SCE - ATITICA. 538 p.
- GALPERN P., MANSEAU M., FALL A.** (2011). Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation*, 144(1), 44-55
- GAME E. T., KAREIVA P., POSSINGHAM H. P.** (2013). Six Common Mistakes in Conservation Priority Setting. *Conservation Biology*, 27(3), 480-485
- GAO J., SKILLCORN D.** (1998). Capability of SPOT XS data in producing detailed land-cover maps at the urban-rural periphery. *International Journal of Remote Sensing*, 19(15), 2877-2891
- GARDNER R. H., MILNE B., TURNER M. G., O'NEILL R. V.** (1987). Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(1), 19-28
- GARZELLI A.** (2002). Wavelet-based fusion of optical and SAR image data over urban area. *International Archives of Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 34, 59-62
- GAUTHIEZ B.** (2003). *Espace urbain : Vocabulaire et Morphologie*. Paris, Monum, éditions du patrimoine, coll. « Principes d'analyse scientifique », 493 p.
- GÉHU J. M.** (2006). *Dictionnaire de Sociologie et Synécologie Végétales*. Inter-Phyto Nouvion-En-Ponthieu, 899 p.
- GERMAINE M.-A., PUISSANT A., BARNÉRIAS C.** (2008). Intérêt des données images et des SIG pour l'extraction et l'identification des formations végétales arborées en milieu bocager. Exemples bas-normands. *Revue Forestière Française*(5), 646-651
- GILL D. E.** (1978). The metapopulation ecology of the red-spotted newt, *Notophtalmus viridescens* (Rafinesque). *Ecology monographs*, 48(2), 145-166
- GIMONA A., POGGIO L., BROWN I., CASTELLAZZI M.** (2012). Woodland networks in a changing climate: Threats from land use change. *Biological Conservation*, 149(1), 93-102
- GIRARD M. C., GIRARD C. M.** (2004). *Traitement des données de télédétection*. Paris: Dunod, 529 p.
- GIRARDET X., FOLTÊTE J. C., CLAUZEL C.** (2013). Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures. *Environmental Impact Assessment Review*, 42, 10-17
- GIRRES J.-F., TOUYA G.** (2010). Quality assessment of the french openstreetmap dataset. *Transactions in GIS*, 14(4), 435-459
- GODET L.** (2010). La « nature ordinaire » dans le monde occidental. *L'Espace Géographique* 4/10, 295-308
- GONZALES E. K., GERGEL S. E.** (2007). Testing assumptions of cost surface analysis-a tool for invasive species management. *Landscape Ecology*, 22(8), 1155-1168
- GOODWIN B. J., FAHRIG L.** (2002). How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos*, 99(3), 552-570
- GRASLAND C., MADELIN M.** (2006). Project ESPON 3.4.3. The modifiable areal unit problem, final report. 254 p. [En ligne] consulté le 25/05/2015. http://www.espon.eu/export/sites/default/Documents/Projects/ESPON2006Projects/StudiesScientificSupportProjects/MAUP/espon343_maup_final_version2_nov_2006.pdf

- GREEN D. G.** (1994). Connectivity and complexity in landscapes and ecosystems. *Pacific Conservation Biology*, 1(3), 194-200
- GREMILLET M., KUHN C.** (2012). La CUS dans la dynamique des migrations résidentielles. INSEE. 9 p. [En ligne] consulté le 16/06/2014. http://insee.fr/fr/insee_regions/alsace/themes/ch_revue/cpa2012_29/cpa2012_29.pdf
- GRIFFITH D., ARNRHEIN C.** (1983). An evaluation of correction techniques for boundary effects in spatial statistical analysis: Traditional methods. *Geographical Analysis*, 15, 352-360
- GROSS J. L., YELLEN J.** (2006). *Graph Theory and Its Applications (2e éd.)*. CRC Press, 585 p.
- GSH** (2008). Synthèse sur l'imagerie hyperspectrale. 90 p. [En ligne] consulté le 08/08/2014. http://www.sfpt.fr/hyperspectral/wp-content/uploads/2013/01/GSH_Rapport_Final_Nov2008.pdf
- GUINOCHET M.** (1973). *Phytosociologie*. Paris: Masson et cie, 227 p.
- HADDAD N. M.** (2000). Corridor length and patch colonization by a butterfly, *Junonia coenia*. *Conservation Biology*, 14(3), 738-745
- HAILLOT E.** (2014). Boulevard Urbain Nord : des réglages pour continuer. *La Dépêche*. [En ligne] consulté le 28/08/2015. <http://www.ladepeche.fr/article/2014/10/12/1970272-boulevard-urbain-nord-des-reglages-pour-continuer.html>
- HANSKI I.** (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 63(1), 151-162
- HEROLD M., LIU X., CLARKE K. C.** (2003). Spatial metrics and image texture for mapping urban land use. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69(9), 991-1001
- HUETE A. R.** (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309
- HUETE A. R., JUSTICE C. O., VAN LEEUWEN W. J. D.** (1999). MODIS Vegetation Index (MOD 13). Version 3. Algorithm Theoretical Basis Document. 129 p. [En ligne] consulté le 08/08/2014. http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf
- ICHTER J., SAVIO L., PONCET L.** (2012). Programme CarHAB. Synthèse des expériences européennes de cartographie de la végétation. Rapport final. Service du Patrimoine Naturel (SPN). 116 p. [En ligne] consulté le 07/04/2014. http://spn.mnhn.fr/servicepatrimoinenaturel/docs/rapports/SPN%202013%20-%201%20-%20SPN-2013-01_RAPPORT_final_Synthese_europeenne_vf.pdf
- IFEN** (2006). Les territoires. In TRÉGOUËT B. (Édit.), *L'environnement en France. Édition 2006*, pp. 311-370.
- IGN** (2011). BD TOPO® Version 2.1 Descriptif de contenu. 172 p. [En ligne] consulté le 29/04/2013. http://professionnels.ign.fr/sites/default/files/DC_BDTOPO_2-1.pdf
- IGN** (2013a). Guide IGN Pléiades. 20 p. [En ligne] consulté le 24/02/2014. <http://professionnels.ign.fr/sites/default/files/20130801-v1.2-Guide%20IGN%20Pl%C3%A9iades.pdf>
- IGN** (2013b). ORTHO-SAT® Version 1. Descriptif de contenu. 13 p.
- IGN** (2013c). Un nouveau modèle économique. *IGN Magazine*, 71, 12-13
- IGN** (2014). France Raster® Version 4. Descriptif de contenu. 37 p. [En ligne] consulté le 18/02/2015. http://professionnels.ign.fr/sites/default/files/DC_FranceRaster_4.pdf
- INGLADA J.** (2015). Proposition de recherche scientifique spatiale pour 2016. 31 p. [En ligne] consulté le 08/05/2015. http://tully.ups-tlse.fr/jordi/theia_cesoso/blob/master/proposition/proposition_cesoso_2016.pdf
- INSEE** (2014). Unité urbaine. [En ligne] consulté le 12/02/2014. <http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/unite-urbaine.htm>
- INTERNATIONAL TELEPHONE AND TELEGRAPH EXELIS** (2008). ENVI feature extraction module user's guide. Gilching, Germany: Exelis Visual Information Solutions. 78 p.

- IOVAN C., BOLDO D., CORD M.** (2007). *Automatic extraction of urban vegetation structures from high resolution imagery and digital elevation model*. In URBAN, GRSS/ISPRS Joint Workshop on Data Fusion and Remote Sensing over Urban Areas, Paris, France, 1-5.
- JAEGER J. A. G.** (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15(2), 115-130
- JAIN A. K., MURTY M. N., FLYNN P. J.** (1999). Data clustering: A review. *ACM Computing Surveys*, 31(3), 264-232
- JALABERT G.** (1999). Petite histoire d'une équipe de recherche : le Centre Interdisciplinaire d'Etudes Urbaines (CIEU). Les Papiers du CIEU. 46 p.
- JENKS G. F.** (1967). The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography*, 7, 186-190
- JENKS G. F.** (1977). Optimal data classification for choropleth maps. *Occasional paper*, 2, 24
- JENSEN J. R.** (2000). *Remote sensing of the environment: an Earth resource perspective*. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall, 544 p.
- JENSEN J. R., COWEN D. C.** (1999). Remote sensing of urban/suburban infrastructure and socio-economic attributes. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 65(5), 611-622
- JOHNSON C. J., GILLINGHAM M. P.** (2004). Mapping uncertainty: sensitivity of wildlife habitat ratings to expert opinion. *Journal of Applied Ecology*, 41(6), 1032-1041
- JOLY G.** (1984). *Les données images*. Caen: Paradigme, 133 p.
- JONGMAN R. H. G., KULVIK M., KRISTIANSEN I.** (2004). European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning*, 68(2-3), 305-319
- JORDAN C. F.** (1969). Derivation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, 50(4), 663-666
- JOURNET M., BERGER A.** (2014). Recensement des usages et études locales s'appuyant sur les Fichiers fonciers. CEREMA. 39 p. [En ligne] consulté le 17/02/2015. http://www.geoinformations.developpement-durable.gouv.fr/fichier/pdf/EtudesetudesCeremaVdef_cle7bfd6f.pdf?arg=177831228&cle=8982849093dd4fe407b6f2bb6cad7c9e18c7d3f0&file=pdf%2FEtudesetudesCeremaVdef_cle7bfd6f.pdf
- JUFFE-BIGNOLI D., BURGESS N. D., BINGHAM H., BELLE E. M. S., DE LIMA M. G., ET AL** (2014). Protected Planet Report 2014. Tracking progress towards global targets for protected areas. UNEP-WCMC: Cambridge, UK. 80 p.
- JULIER V.** (2011). Élaboration d'une méthode automatisée pour l'identification de corridors écologiques. Méthode « FUP »: fragmentation urbaine et perturbations. LPO Isère. 101 p.
- KAUFMAN Y. J., TANRÉ D.** (1992). Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30(2), 261-270
- KAUTZ R., KAWULA R., HOCTOR T., COMISKEYC J., JANSEN D., JENNINGSE D., KASBOHMF J., MAZZOTTIG F., MCBRIDEH R., RICHARDSONI L., ROOTJ K.** (2006). How much is enough? Landscape scale conservation for the Florida panther. *Biological Conservation*, 130(1), 118-133
- KEITT T., URBAN D., MILNE B.** (1997). Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 1(4). [En ligne] consulté le 10/03/2014. <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4/>
- KINDLMANN P., BUREL F.** (2008). Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*, 23(8), 879-890
- KIRCHNER F., FERDY J.-B., ANDALO C., COLAS B., MORET J.** (2003). Role of corridors in plant dispersal: an example with the endangered *Ranunculus nodiflorus*. *Conservation Biology*, 17(2), 401-410
- LAITA A., KOTIAHO J. S., MÖNKKÖNEN M.** (2011). Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology*, 26(7), 951-967
- LAJOIE G.** (1989). Analyse de l'environnement urbain : exploitation du carroyage pour la statistique spatiale. Thèse de géographie - Université de Rouen. 360 p.

- LAJOIE G.** (1998). Du maillage territorial au carroyage. Problématique de la désagrégation d'informations zonales. *Bulletin du Comité français de cartographie*, 158, 5-15
- LANG S.** (2008). Object-based image analysis for remote sensing applications: modeling reality-dealing with complexity. In BLASCHKE T., LANG S. et HAY G. (Édit.), *Object-Based Image Analysis. Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*. New York: Springer Berlin Heidelberg, pp. 3-27.
- LE CORRE S.** (2001). Intégration et évaluation de l'Information Géographique Numérique dans le cadre des procédures des observatoires autoroutiers. Démarche appliquée à l'A20 et à la RN 88. Université Toulouse le Mirail - Toulouse II. 205 p.
- LÉVÊQUE C.** (1994). *Environnement et diversité du vivant*. Paris, Pocket, 127 p.
- LEVINS R.** (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15(3), 237-240
- LI X.-J., ZHANG C., LI W., RICARD R., MENG Q., ZHANG W.** (sous presse). Assessing Street-Level Urban Greenery Using Google Street View and a Modified Green View Index. *Urban Forestry & Urban Greening*
- LILLESAND T. M., KIEFER R. W., CHIPMAN J. W.** (2004). *Remote sensing and image interpretation (5e éd.)*. New York: J. Wiley & Sons, 763 p.
- LIMPENS H., TWISK P., VEENBAAS G.** (2005). Bats and road construction. Rijkswaterstaat, Dienst Wegen Waterbouwkunde, Delft, The Netherlands and the Verenigin voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Arnhem, Pays-Bas. 24 p. [En ligne] consulté le 24/06/2015. <http://publicaties.minienm.nl/documenten/bats-and-road-construction>
- LIZÉE M. H.** (2011). Diversité, organisation spatiale et fonctionnelle des communautés de Papillons (Lépidoptères, Rhopalocères) en milieu urbain et périurbain. Rôle des espaces artificialisés en termes de conservation et de connectivité. Thèse de doctorat, Université de Provence, Marseille. p.
- LIZÉE M. H., MANEL S., MAUFFREY J. F., TATONI T., DESCHAMPS-COTTIN M.** (2012). Matrix configuration and patch isolation influences override the species-area relationship for urban butterfly communities. *Landscape Ecology*, 27(2), 159-169
- LORO M., ORTEGA E., ARCE R. M., GENELETTI D.** (2015). Ecological connectivity analysis to reduce the barrier effect of roads. An innovative graph-theory approach to define wildlife corridors with multiple paths and without bottlenecks. *Landscape and Urban Planning*, 139(0), 149-162
- LPED** (2012). Atlas analytique de la Trame Verte de Marseille. Restitution des travaux de recherche réalisés dans le cadre du Programme Interdisciplinaire de Recherche Ville Environnement. 68 p.
- LU D., WENG Q.** (2007). A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, 28(5), 823-870
- MACARTHUR R. H., WILSON R. H.** (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press, 203 p.
- MALHER F., LESAFFRE G., ZUCCA M., COATMEUR J.** (2010). *Oiseaux nicheurs de Paris. Un atlas urbain*. Delachaux et Niestlé, 240 p.
- MARCO A., DUTOIT T., DESCHAMPS-COTTIN M., MAUFFREY J. F., VENNETIER M., BERTAUDIÈRE-MONTES V.** (2008). Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. *Comptes Rendus Biologies*, 331(6), 452-465
- MARTIN S., BERTRAND N., ROUSIER N.** (2006). Les documents d'urbanisme, un outil pour la régulation des conflits d'usage de l'espace agricole périurbain ? *Géographie, économie, société*, 8(3), 329-349

-
- MARTINOTY G., BOLDO D., LE MEN H., JACQUEMOUD S.** (2005). Effets radiométriques en milieu urbain à grande échelle et correction des ombres. *Revue Française de photogrammétrie et de Télédétection*, 4(176), 54-66
- MARZLUFF J. M., BOWMAN R., DONNELLY R.** (2001). *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Boston: Academic Publishers, 585 p.
- MATHIEU R., FREEMAN C., ARYAL J.** (2007). Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 179-192
- MAYIS A.** (2014). Mise en oeuvre de traitements automatiques sur images satellites pour caractériser l'occupation des sols. Rapport de stage, CEREMA. 67 p.
- MCGARICAL K., MARKS B.** (1995). FRAGSTATS : Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. 141 p.
- MCINTYRE N. E., WRIGHT C. K., SWAIN S., HAYHOE K., LIU G., SCHWARTZ F. W., HENEHRY G. M.** (2014). Climate forcing of wetland landscape connectivity in the Great Plains. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(1), 59-64. [En ligne] consulté le 2015/06/18.
- MCKINNEY M. L.** (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247-260
- MCRAE B.** (2006). Isolation by resistance. *Evolution*, 60(8), 1551-1561
- MCRAE B. H., DICKSON B. G., KEITT T. H., SHAH V. B.** (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712-2724. [En ligne] consulté le 20/04/2015. http://www.circuitscape.org/Circuitscape/Pubs_files/McRae_et_al_2008_Ecology.pdf
- MEDDE, DGALN** (2015). Plan Local d'Urbanisme. [En ligne] consulté le 25/07/2015. <http://www.datar.gouv.fr/observatoire-des-territoires/fr/plan-local-durbanisme-plu>
- MEDDTL** (2011a). Les plans et programmes que les documents d'urbanisme doivent prendre en compte. Ministère de l'Écologie du Développement Durable des Transports et du Logement (MEDDTL). 8 p. [En ligne] consulté le 10/01/2013. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/F10_MEDDTL_Fiches_Guide_Ev_Env_Doc_Urba_BD_nov2011.pdf
- MEDDTL** (2011b). Première synthèse suite à l'analyse de 12 PLU. Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement. 36 p. [En ligne] consulté le 03/03/14. http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/etu_de_cete_tvbdanslesplu_final.pdf
- MEEDDAT** (2009). CORINE Land Cover, France. Guide d'utilisation. Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire. 22 p. [En ligne] consulté le 29/04/2013. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Donnees_en_ligne/Environnement/CLC_guide_d-utilisation.pdf
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT** (2005a). Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. ISLAND PRESS, Washington DC. 155 p. [En ligne] consulté le 10/02/2014. <http://www.unep.org/maweb/documents/document.354.aspx.pdf>
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT** (2005b). Introduction and conceptual framework. In ALCAMO J. et BENNETT E. M. (Édit.), *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*: Island Press, p. 250.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE** (2014a). Document cadre. Orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques. 71 p. [En ligne] consulté le 09/02/2014. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/20131008_doc_cadre_ONTVB.pdf

- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE** (2014b). Publication du décret adoptant les orientations nationales pour la préservation et la remise en état des continuités écologiques. [En ligne] consulté le 06/02/2014. http://www.developpement-durable.gouv.fr/spip.php?page=article&id_article=37284
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE (MEDDE)** (2014). L'Atlas de la biodiversité communale (ABC). [En ligne] consulté le 10/05/2015. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-Atlas-de-la-biodiversite.html>
- MINISTÈRE DE L'ÉGALITÉ DES TERRITOIRES ET DU LOGEMENT (METL)** (2015). Présentation générale du SCoT. [En ligne] consulté le 16/04/2015. <http://www.territoires.gouv.fr/schema-de-coherence-territoriale-scot>
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT (MEDDTL)** (2011). Quelles applications satellitaires pour répondre aux besoins du MEDDTL à l'horizon 2015 ? 96 p.
- MINOR E. S., LOOKINGBILL T. R.** (2010). A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conservation Biology*, 24, 1549-1558
- MINOR E. S., URBAN D.** (2007a). A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology*, 22(2), 297-307
- MINOR E. S., URBAN D.** (2007b). Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecological Applications*, 17(6), 1771-1782
- MNHN** (s.d.). Premières analyses. [En ligne] consulté le 09/07/2015. <http://sauvagesdemarue.mnhn.fr/les-premieres-donnees-chiffrees>
- MOILANEN A.** (2011). On the limitations of graph-theoretic connectivity in spatial ecology and conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1543-1547
- MOILANEN A., NIEMINEN M.** (2002). Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, 83(4), 1131-1145
- MURATET A.** (2006). Diversité végétale en milieu urbain : l'exemple des Hauts-de-Seine. Thèse de doctorat, Université Paris VI, Paris. 238 p.
- NATIONS UNIES** (1992). Convention sur la diversité biologique. 32 p. [En ligne] consulté le 16/01/14. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf>
- NATUREPARIF** (2011). Biodiversité en Île-de-France. Etat de santé et résilience. 15 p.
- NICOT B. H.** (2005). Urbain-rural : de quoi parle-t-on ? 11 p. [En ligne] consulté le 12/02/2014. <http://www.sirius-upvm.net/doc/geo/urbain-rural.pdf>
- NOWAK D. J., MCHALE P. J., IBARRA M., CRANE D. E., STEVENS J. C., LULEY C. J.** (1998). Modeling the effects of urban vegetation on air pollution. In GRYNING S. et CHAUMERLIAC N. (Édit.), *Air pollution modeling and its application XII* (Vol. 22). New York: Springer US, pp. 399-407.
- O'NEILL R. V., MILNE B., TURNER M. G., GARDNER R. H.** (1988). Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology*, 2(1), 63-69
- OKE T. R.** (1997). Urban climates and global environmental change. In THOMPSON R. D. et PERRY A. (Édit.), *Applied climatology: principles & practices*. New York: Routledge, pp. 273-287.
- OPENSHAW S., TAYLOR P. J.** (1979). A million or so correlation coefficients: three experiments on the modifiable areal unit problem. *Statistical applications in the spatial sciences*, 21, 127-144
- OPENSTREETMAP WIKI CONTRIBUTORS** (2015a). Map Features. [En ligne] consulté le 20/07/2015. http://wiki.openstreetmap.org/w/index.php?title=Map_Features&oldid=1192685#Building
- OPENSTREETMAP WIKI CONTRIBUTORS** (2015b). WikiProject France/Cadastre/Import semi-automatique des bâtiments. [En ligne] consulté le 20/07/2015. http://wiki.openstreetmap.org/wiki/WikiProject_France/Cadastre/Import_semi-automatique_des_b%C3%A2timents

- OPENSTREETMAP WIKI CONTRIBUTORS** (2015c). WikiProject France/Tracer des bâtiments. [En ligne] consulté le 20/07/2015. http://wiki.openstreetmap.org/w/index.php?title=WikiProject_France/Tracer_des_b%C3%A2timents&oldid=1169490
- OVERNEY J.** (2014). À la recherche des crapauds pour aider la science. [En ligne] consulté le 22/05/15. <http://actu.epfl.ch/news/a-la-recherche-des-crapauds-pour-aider-la-science-2/>
- PALLAS P.** (2013). Le Boulevard urbain nord (BUN) va couper leur ferme en deux. *Actu côté Toulouse*. [En ligne] consulté le 25/08/2015. http://actu.cotetoulouse.fr/le-boulevard-urbain-nord-bun-va-couper-leur-ferme-en-deux_3581/
- PASCUAL-HORTAL L., SAURA S.** (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21(7), 959-967
- PAULEIT S., ENNOS R., GOLDING Y.** (2005). Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change—a study in Merseyside, UK. *Landscape Urban Planning*, 71(2-4), 295-310
- PEET R. K.** (1974). The measurement of species diversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 5(1), 285-307
- PFLÜGER F. J., BALKENHOL N.** (2014). A plea for simultaneously considering matrix quality and local environmental conditions when analyzing landscape impacts on effective dispersal. *Molecular Ecology*, 23(9), 2146-2156
- PHILLIPS S. J., WILLIAMS P., MIDGLEY G., ARCHER A.** (2008). Optimizing dispersal corridors for the Cape Proteaceae using network flow. *Ecological Applications*, 5(18), 1200-1211
- PICKETT S. T. A., CADENASSO M. L., GROVE J. M., NILON C. H., POUYAT R. V., ZIPPERER W. C., COSTANZA R.** (2008). Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. In MARZLUFF J., SHULENBERGER E., ENDLICHER W., ALBERTI M., BRADLEY G., RYAN C., ZUMBRUNNEN C. et SIMON U. (Édit.), *Urban Ecology. An international perspective on the interaction between humans and nature*. New York: Springer US, pp. 99-122.
- PINHO C., SILVA F., FONSECA L., MONTEIRO A.** (2008). *Intra-urban land cover classification from high-resolution images using the C4.5 algorithm*. In The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Vol. XXXVII. Part B7, Beijing, 695-699.
- PINTO N., KEITT T. H.** (2009). Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology*, 24(2), 253-266
- PINTY B., VERSTRAETE M. M.** (1992). GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetation*, 101(1), 15-20
- PLAZA A., BENEDIKTSSON J. A., BOARDMAN J. W., BRAZILE J., BRUZZONE L., CAMPS-VALLS G., CHANUSSOT J., FAUVEL M., GAMBA P., GUALTIERI A., MARCONCINI M., TILTON J. C., TRIANNI G.** (2009). Recent advances in techniques for hyperspectral image processing. *Remote Sensing of Environment. Imaging Spectroscopy Special Issue*, 113, 110-122
- POHL C., VAN GENDEREN J. L.** (1998). Multisensor image fusion in remote sensing: concepts, methods and applications. *International Journal of Remote Sensing*, 19(5), 823-854
- PROCHES S., WILSON J., VELDTMAN R., KALWIJ J., RICHARDSON D., CHOWN S.** (2005). Landscape corridors: possible dangers? *Science*, 310(5749), 779-783
- PUISSANT A.** (2003). Information géographique et image à très haute résolution. Utilité et applications en milieu urbain. Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur Strasbourg 1, Strasbourg. 349 p. [En ligne] consultée le 07/05/2014. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00467474/>
- PULLIAM** (1988). Source, sinks and population regulation. *American Naturalist*, 132(5), 652-661

- QI J., CHEHBOUNI A., HUETE A. R., KERR Y. H.** (1994). Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI). *Remote Sensing of Environment*, 48, 119-126
- RAMADE F.** (2002). *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. 1100 p.
- RAY N.** (2005). Pathmatrix: a geographical information system tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes*, 5(1), 177-180
- RAYFIELD B., FORTIN M.-J., FALL A.** (2010). The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology*, 25(4), 519-532
- RAYFIELD B., FORTIN M.-J., FALL A.** (2011). Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology*, 92(4), 847-858
- REDPATH S. M.** (1995). Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. *Journal of Animal Ecology*, 64(5), 652-661
- RICHARDS J. A.** (2013). *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction (5e éd.)*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 494 p.
- RICHARDS J. A., JIA X.** (1999). *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction*. Springer Berlin Heidelberg, 455 p.
- RICHARDSON A. J., WIEGAND C. L.** (1997). Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43, 1541-1552
- RICOTTA C., STANISCI A., AVENA G. C., BLASI C.** (2000). Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Community Ecology*, 1(1), 89-94
- RIEDEL T., THIEL C., SCHMULLIUS C.** (2008). Fusion of multispectral optical and SAR images towards operational land cover mapping in Central Europe. In BLASCHKE T., LANG S. et HAY G. (Édit.), *Object-Based Image Analysis. Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*. New York: Springer Berlin Heidelberg, pp. 493-511.
- RIESENFELD R. F.** (1975). On Chaikin's algorithm. *Computer graphics and image processing*, 4(3), 304-310
- ROBBINS C. S., DAWSON D. K., DOWELL B. A.** (1989). Habitat area requirements of the breeding forest birds of the middle Atlantic states. *Wildlife Monographs*, 103, 1-34
- ROBERGE J. M., ANGELSTAM P.** (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18(1), 76-85
- RONDEAUX G.** (1995). Vegetation monitoring by remote sensing : A review of biophysical indices. *Photo-interprétation*, 3, 197-216
- ROUSE J. W., HAAS R. H., SCHELL J. A., DEERING D. W.** (1974). *Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS*. In Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, NASA SP-351, Washington, D.C., 309-317.
- RUBIO L., SAURA S.** (2012). Assessing the importance of individual habitat patches as irreplaceable connecting elements: an analysis of simulated and real landscape data. *Ecological Complexity*, 11, 28-37
- RUCKELSHAUS M., HARTWAY C., KAREIVA P.** (1997). Assessing the Data Requirements of Spatially Explicit Dispersal Models. *Conservation Biology*, 11(6), 1298-1306
- RUDD H., VALA J., SCHAEFER V.** (2002). Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: A connectivity analysis of urban green spaces. *Restoration ecology*, 10(2), 368-375
- S.N.** (2013). Méthodologie retenue pour l'identification des composantes de la Trame verte et Bleue du SRCE de Picardie. 40 p. [En ligne] consulté le 28/03/2014. http://www.enviroscop.fr/tvb-picardie/wp-content/uploads/2013/09/Methodo_AMS_guildes_SRCE-Picardie_final_29072013.pdf
- S.N.** (2014). Rôle des espaces privés dans le bon fonctionnement de la biodiversité, notamment en contexte urbain dense. [En ligne] consulté le 16/02/2014. <http://parisestunjardin.unblog.fr/2014/02/14/role-des-espaces-prives-dans-le-bon-fonctionnement-de-la-biodiversite-notamment-en-en-contexte-urbain-dense/>

- SANDSTRÖM U. G., ANGELSTAM P., MIKUSINSKI G.** (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*, 77(1-2), 39-53
- SAURA S., ESTREGUIL C., MOUTON C., RODRÍGUEZ-FREIRE M.** (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407-416
- SAURA S., PASCUAL-HORTAL L.** (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2-3), 91-103
- SAURA S., RUBIO L.** (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33(3), 523-537
- SAURA S., TORNÉ J.** (2009). Conefor sensinode 2.2 : A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software*, 24(1), 135-139
- SCHIEWE J., TUFTE L., EHLERS M.** (2001). Potential and problems of multi-scale segmentation methods in remote sensing. *GeoBIT/GIS*, 6(01), 34–39
- SCHOPFER E., LANG S., BLASCHKE T.** (2004). *A "Green Index" Incorporating Remote Sensing and Citizen's Perception of Green Space*. In Joint Symposia URBAN - URS 2005, Tempe, AZ, USA, p. 6.
- SCHUMAKER N. H.** (1996). Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology*, 77(4), 1210-1225
- SELF P.** (2002). The evolution of the Greater London Plan 1944–1970. *Progress in planning*, 57(3-4), 145-175
- SERRETA H., RAYMOND R., FOLTÊTE J. C., CLERGEAU P., SIMON L., MACHON N.** (2014). Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France. *landscape Urban Planning*, 131, 27-35
- SERVICE DES JARDINS ET ESPACES VERTS** (2008). Cahier de l'espace public. Les espaces verts. Mairie de Toulouse. 142 p. [En ligne] consulté le 24/04/2015. http://www.toulouse.fr/documents/106907/209357/05_espaces_verts/6c057ec1-b71a-44b0-a6d9-4b4af3f1f797
- SHACKELFORD A. K., DAVIS C. H.** (2003). A combined fuzzy pixel-based and object-based approach for classification of high-resolution multispectral data over urban areas. *Geoscience and Remote Sensing*, 41(10), 2354-2363
- SHAH V., MCRAE B.** (2008). *Circuitscape: A tool for landscape ecology*. In Proceedings of the 7th Python in Science Conference (SciPy 2008), 19-24 Août, Pasadena, CA, 62-66.
- SHEEREN D., BASTIN N., OUIN A., LADET S., BALENT G., LACOMBE J.-P.** (2009). Discriminating small wooded elements in rural landscape from aerial photography: a hybrid pixel/object-based analysis approach. *International Journal of Remote Sensing*, 30(19), 4979-4990
- SIMBERLOFF D., COX J.** (1987). Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, 1, 63-71
- SKLANSKY J.** (1978). Image segmentation and feature extraction. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions*, 8(4), 237 - 247
- SORDELLO R., ROGEON G., TOUROULT J.** (2014). La fonctionnalité des continuités écologiques. Premiers éléments d'illustration et de compréhension. Service du Patrimoine Naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris. 33 p.
- STEINIGER S., HAY G.** (2009). Free and open source geographic information tools for landscape ecology. *Ecological Informatics*, 4(4), 183-195
- STEVENS V., BAGUETTE M.** (2013). Fragmentation, métapopulations et trames verte et bleue. Présentation Powerpoint, école thématique CNRS « Approche interdisciplinaire de la trame verte et bleue », du 16 au 20 septembre 2013, à Le Tronchet (35).

- SVAB A., OSTI K.** (2006). High-resolution Image Fusion: Methods to Preserve Spectral and Spatial Resolution. *Photogrammetric Engineering Remote Sensing*, 72(5), 565-572. [En ligne] consulté le 05/07/2012. <http://www.asprs.org/a/publications/pers/2006journal/may/abstracts.html>
- TAUBMAN D., MARCELLIN M.** (2002). *JPEG2000 Image compression fundamentals, standards and practice*. Springer US, 777 p.
- TAYLOR P. D., FAHRIG L., HENEIN K., MERRIAM G.** (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571-573
- TAYLOR P. D., FAHRIG L., WITH K. A.** (2006). Landscape connectivity: a return to the basics. In CROOKS K. R. et SANJAYAN M. (Édit.), *Connectivity conservation* (Vol. 14). Cambridge, U.K.: Cambridge University Press, pp. 29-43.
- TEWKSBUURY J. J., LEVEY D. J., HADDAD N. M., SARGENT S., ORROCK J. L., WELDON A., DANIELSON B. J., BRINKERHOFF J., DAMSCHEN E. I., TOWNSEND P.** (2002). Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(20), 12923-12926
- THALER L.** (1998). L'espèce : type ou population ? *Université Montpellier II, Institut des sciences de l'évolution, Sauve qui peut !* [En ligne] consulté le 20/07/2015. <http://www7.inra.fr/dpenv/theses/thales10.htm>
- TINEL C.** (2014). Éditorial. *Revue Française de photogrammétrie et de Télédétection*, 208, 1-3
- TISCHENDORF L., FAHRIG L.** (2000). How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 15(7), 633-641
- TOULOUSE MÉTROPOLE** (s.d.). Boulevard Urbain Nord. [En ligne] consulté le 16/04/2015. <http://www.toulouse-metropole.fr/projets/boulevard-urbain-nord>
- TOUZET T.** (2013). Nomenclature. Couche occupation du sol à grande échelle de l'IGN. IGN. 27 p. [En ligne] consulté le 10/02/2014. http://professionnels.ign.fr/sites/default/files/SBV-OCS-NT-Nomenclature_%20IGN%20OCS%20GE_Ed1.2.pdf
- TOWNSEND P. A., LEVEY D. J.** (2005). An experimental test of whether habitat corridors affect pollen transfer. *Ecology*, 86(2), 466-475
- TRAINOR A. M., WALTERS J. R., MORRIS W. F., SEXTON J., MOODY A.** (2013). Empirical estimation of dispersal resistance surfaces: a case study with red-cockaded woodpeckers. *Landscape Ecology*, 28(4), 755-767
- TUIA D., CAMPS-VALLS G.** (2011). Urban Image Classification with Semisupervised Multiscale Cluster Kernels. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 4(1), 65-74
- UEZU A., METZGER J. P., VIELLIARD J. M. E.** (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123(4), 507-519
- UNITED NATIONS OFFICE FOR OUTER SPACE AFFAIRS (UNOOSA)** (2015). GIS and remote sensing software. [En ligne] consulté le 15/09/2015. <http://www.un-spider.org/links-and-resources/gis-rs-software>
- URBAN D., KEITT T.** (2001). Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), 1205-1218
- URBAN D., MINOR E. S., TREML E. A., SCHICK R. S.** (2009). Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, 12(3), 260-273
- VAN APELDOORN R. C., OOSTENBRINK W. T., VAN WINDEN A., VAN DER ZEE F. F.** (1992). Effects of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape. *Oikos*, 65(2), 265-274
- VIGNAL C.** (2015). De nouveaux usages : le plan d'applications satellitaires. (L'imagerie et le positionnement par satellites, outils au service des politiques publiques - MEDDE/MLETR). [En ligne] consulté le 25/08/2015. <http://www.geoinformations.developpement-durable.gouv.fr/seminaire-du-11-mai-2015-sur-les-applications-a3102.html>

-
- VIMAL R.** (2010). Des aires protégées aux réseaux écologiques: science, technique et participation pour penser collectivement la durabilité des territoires. Thèse de doctorat, Université Montpellier II. 312 p.
- VIMAL R., BERNARD C., LETOURNEAU A., BERNIER A., THOMPSON J.** (2011). Trame verte et bleue : quelle approche spatiale pour quel réseau écologique ? CEFÉ, Montpellier. 65 p. [En ligne] consulté le 26/11/12. http://www.cefe.cnrs.fr/images/stories/DPTGouvernance/dynamique-systemes-socio-ecologiques/chercheurs/ruppert_vimal/Vimal_et_al_Rapport_2011.pdf
- VOGT P., RIITERS K. H., IWANOWSKI M., ESTREGUIL C., KOZAK J., WADE T. G., WICKHAM J. D.** (2007). Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology*, 22(2), 171-177
- VOSS M., SUGUMARAN R.** (2008). Seasonal effect on tree species classification in an urban environment using hyperspectral data, LiDAR, and an object-oriented approach. *Sensors*, 8(5), 3020-3036
- WANIA A., WEBER C.** (2007). *Hyperspectral imagery and urban green observation*. In Urban Remote Sensing Joint Event, 11-13 avril 2007, Paris, France, 1-8.
- WEBER C.** (1995). *Images satellitaires et milieu urbain*. Paris: Hermès, 185 p.
- WILSON E. O.** (1993). *La diversité de la vie*. Paris: JACOB O., 496 p.
- WITH K. A., GARDNER R. H., TURNER M. G.** (1997). Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, 78(1), 151-169
- XIAO Q., AUSTIN S. L., MCPHERSON E. G., PEPER P. J.** (1999). *Characterization of the structure and species composition of urban trees using high resolution AVIRIS data*. In Proceedings AVIRIS Workshop, Pasadena, CA, p. 10.
- YONGHONGA J., S. B. R.** (2008). *A fusion method of SAR and optical images for urban object extraction*. In The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Beijing, 1257-1260.
- ZELLER K. A., MCGARIGAL K., WHITELEY A. R.** (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777-797

LISTE DES FIGURES

Figure 0 - 1. Plan organisationnel de la thèse.	7
Figure 1-1. Les deux éléments constitutifs de la TVB selon la réglementation des lois Grenelle.....	16
Figure 1-2. Rapport hiérarchique entre les différentes normes juridiques.....	18
Figure 1-3. Processus d'emboîtement des échelles de représentation des connectivités écologiques potentielles.....	20
Figure 1-4. Les éléments de base des continuités écologiques selon un modèle écologique.....	23
Figure 1-5. État d'avancement des régions métropolitaines dans l'adoption des SRCE, au 25 juin 2015.	26
Figure 1-6. Une connectivité écologique face à quatre problématiques.....	29
Figure 1-7. Schéma théorique d'une Trame verte urbaine	35
Figure 2-1. Les quatre sites d'étude et leur occupation du sol simplifiée selon la BD OSM.	40
Figure 2-2. Pays couverts par une mise à disposition des données CORINE Land Cover 2012.....	41
Figure 2-3. Évolution de l'occupation du sol entre 1998 et 2012, un exemple d'espace vert urbain à l'est de Toulouse.....	43
Figure 2-4. Un ensemble d'éléments hydrographiques et végétalisés structurants l'espace toulousain.....	44
Figure 2-5. Photographies de quelques éléments verts toulousains.....	45
Figure 2-6. Cartographie des éléments hydrographiques et végétalisés structurants Muret.	47
Figure 2-7. Cartographie des éléments hydrographiques et végétalisés structurant Strasbourg.....	49
Figure 2-8. Schéma organisationnel des outils libres utilisés pour nos traitements.....	53
Figure 2-9. Évolution croissante du nombre de téléchargements mensuels de l'OTB.....	55
Figure 2-10. Emprises des différentes images Pléiades acquises en 2012 et 2013.....	61
Figure 2-11. Emprise de l'image SPOT-5 acquise en mai 2012.....	62
Figure 2-12. Les trois étapes de prétraitement des images.	63
Figure 2-13. Résultat obtenu après fusion de deux images Pléiades MS et P orthorectifiées.....	66
Figure 3-1. Exemple de Trame verte et bleue composée de sous-trames écologiques spécifiques.....	72
Figure 3-2. Procédure de « dilatation-érosion ».....	77
Figure 3-3. Aire de Migration Simulée des ongulés dans le secteur de Montmorency/L'Isle-Adam (95).....	82
Figure 3-4. Illustration d'un continuum forestier	83
Figure 3-5. Carte de synthèse du réseau forestier hiérarchisé par son potentiel écologique.....	84
Figure 3-6. Relation entre quantité de données et qualité d'informations selon différentes méthodes d'évaluation des connectivités	87
Figure 4-1. Représentation visuelle des UMC pour les bases de données CLC et Urban Atlas.	90
Figure 4-2. Disponibilité de la donnée Urban Atlas 2012 des grandes agglomérations européennes.....	93
Figure 4-3. Disponibilité de la couche végétation multithème de la BD TOPO® au 1 ^{er} janvier 2014.....	94
Figure 4-4. Disponibilité départementale de la BD Forêt® V2 de l'IGN.	96
Figure 4-5. Extraits des BD Forêt® V1 (1995) et V2 (2005).....	97
Figure 4-6. Illustration de zones boisées non cartographiées sur l'extrait de la BD Forêt® V2.....	98
Figure 4-7. Extraits des couches « Forêt » prochainement diffusées par le programme Copernicus sur la commune de Toulouse.	103
Figure 4-8. Localisation des deux zones d'étude en vue d'une comparaison des BD vectorielles.....	105
Figure 4-9. Méthode de mise en place d'une nomenclature commune aux trois bases de données selon 9 ou 7 postes.	106
Figure 4-10. Méthodologie générale pour l'évaluation des potentialités écologiques	111
Figure 4-11. Zone d'application (emprise Urban Atlas) de la méthode de base d'analyse des potentialités écologiques.....	112

Figure 4-12. Représentation cartographique des infrastructures de déplacement selon les BD CORINE Land Cover et Urban Atlas.....	114
Figure 4-13. Influence de la présence du réseau routier dans la classification selon la base de données utilisée.....	115
Figure 4-14. Résultats cartographiques des quatre indices écologiques et des potentialités écologiques globales pour la base de données CLC.....	117
Figure 4-15. Résultats cartographiques des quatre indices écologiques et des potentialités écologiques globales pour la base de données Urban Atlas.....	118
Figure 4-16. Extraction de la végétation et évaluation des potentialités écologiques en centre-ville toulousain.....	123
Figure 4-17. Extraction de la végétation et évaluation des potentialités écologiques sur la commune de Pierrefite-Nestalas.....	124
Figure 5-1. Caractéristiques techniques de quelques satellites et capteurs optiques.....	130
Figure 5-2. Influence de la résolution spatiale d'une image satellitaire sur le résultat d'une classification.....	131
Figure 5-3. Une grande variété de résolutions spatiales et des domaines d'application.....	132
Figure 5-4. Illustration de quelques caractéristiques liées au contexte urbain pouvant influencer la classification d'images.....	135
Figure 5-5. Trois zones de densité de bâti et de population variées.....	145
Figure 5-6. Comparaison des surfaces bâties entre les bases de données TOPO® (2008) et OSM (2014) sur le secteur de Casselardit.....	147
Figure 5-7. Résultats de l'extraction de la végétation à partir d'images HRS et THRS et comparaison avec la couche « Végétation » de la BD TOPO® sur un extrait de deux secteurs étudiés.....	149
Figure 5-8. Évolution de la part de végétation sur les trois zones d'étude et selon différentes sources de données.....	150
Figure 5-9. Effet de la résolution spatiale à un mètre pour un objet de deux mètres de côté.....	151
Figure 6-1. Description des dalles utilisées dans l'élaboration de la méthode.....	155
Figure 6-2. Chaîne de traitement générale pour l'extraction de la végétation.....	157
Figure 6-3. Schématisation des trois phases de l'extraction de la végétation (étape 1).....	158
Figure 6-4. Extrait du résultat après calcul d'un indice NDVI sur une image fusionnée.....	161
Figure 6-5. Évolution de la valeur de l'indice TAI selon le nombre de classes.....	165
Figure 6-6. Courbes des fréquences pour la discrétisation de NDVI selon la méthode Jenks, d'un échantillonnage aléatoire de données fictives.....	166
Figure 6-7. Courbes des fréquences de la discrétisation de données NDVI des trois dalles extraites des scènes Pléiades, selon la méthode Jenks et un échantillonnage aléatoire.....	168
Figure 6-8. Représentation cartographique de la classification de la dalle mixte et de la dalle urbaine à partir des <i>minima</i> locaux.....	169
Figure 6-9. Extrait de la classification de la dalle de végétation selon la valeur moyenne du maximum local.....	171
Figure 6-10. Illustration des classes à minimum local représentant une zone de transition.....	171
Figure 6-11. Évolution des temps de traitement en fonction des deux algorithmes de classification, Jenks et Fisher, sur différentes tailles d'échantillons.....	173
Figure 6-12. Algorithme de la classification d'image en deux postes d'occupation du sol (végétation / autre OCS).....	176
Figure 6-13. Cartographie des surfaces végétalisées identifiées par traitement d'image Pléiades et comparaison avec la couche végétation de la BD TOPO® sur les trois secteurs de Toulouse.....	177
Figure 6-14. Extraits d'images panchromatiques Pléiades illustrant la diversité des types de couverts végétaux.....	180
Figure 6-15. Schématisation des trois phases de la discrimination de la végétation (étape 2).....	181
Figure 6-16. Influence de la taille de la fenêtre de voisinage sur le calcul de la variance locale et l'extraction de la végétation.....	182

Figure 6-17. Courbes des fréquences pour la discrétisation de la variance locale (Toulouse-2012)...	183
Figure 6-18. Algorithme de la classification d'image en deux postes d'occupation du sol (végétation basse/végétation arborée).....	184
Figure 6-19. Cartographie des espaces arborés et herbacés, image Pléiades Toulouse-2012.....	186
Figure 6-20. Part de végétalisation parcellaire (%) sur les trois secteurs toulousains.....	188
Figure 6-21. Photographies réalisées sur les trois secteurs d'étude.....	189
Figure 6-22. Panneau d'information sur le fauchage tardif réalisé dans le jardin du Barry.....	190
Figure 6-23. Extraits des opérations de post-traitement de la classification.....	192
Figure 6-24. Illustration des erreurs de commission de la classe 2 (végétation arborée).....	195
Figure 6-25. Effet du traitement des zones interdites par l'IGN sur la classification de la végétation.....	196
Figure 6-26. Comparaison des résultats obtenus selon la méthode du CEREMA et la méthode de classification proposée.....	199
Figure 6-27. Illustrations des différences constatées entre les deux méthodes de classification.....	200
Figure 6-28. Schématisation des étapes pour l'élaboration de la cartographie de l'OS.....	202
Figure 6-29. Règle d'affectation des pixels pour le croisement des deux rasters.....	202
Figure 6-30. Extrait de la cartographie de l'occupation du sol.....	203
Figure 6-31. Cartographie des espaces herbacés et arborés, image Pléiades Muret-2012.....	205
Figure 6-32. Courbes des fréquences obtenues sur l'image de Davantaygue-2012 pour l'extraction du seuil de NDVI.....	207
Figure 6-33. Cartographie des espaces herbacés et arborés, image Pléiades Davantaygue-2012.....	208
Figure 6-34. Cartographie des espaces herbacés et arborés, image Pléiades Strasbourg-2012.....	210
Figure 6-35. Cartographie de la végétation en 2013.....	214
Figure 6-36. Comparaison des résultats des deux classifications d'après les images 2012 et 2013.....	215
Figure 6-37. Photographie panoramique du canal de Brienne depuis la rive droite.....	216
Figure 6-38. Conséquences d'une classification de l'occupation du sol et non de l'usage du sol.....	220
Figure 7-1. Illustration de quelques types de graphes.....	231
Figure 7-2. Représentation d'une connectivité paysagère basée sur la théorie des graphes.....	232
Figure 7-3. Schématisation des étapes suivies pour l'identification des connectivités potentielles à l'aide de la théorie des graphes.....	233
Figure 7-4. Illustration de l'effet barrière d'une route dans l'attribution des coefficients de résistance en fonction de l'OCS.....	234
Figure 7-5. Illustration des différents niveaux d'échelle d'analyse de la connectivité d'un paysage.....	239
Figure 7-6. Illustration du calcul de la probabilité maximale entre deux taches.....	242
Figure 7-7. Illustration des trois différentes fractions pour une métrique <i>dPC</i>	243
Figure 7-8. Localisation des deux zones d'étude pour la réalisation de graphes paysagers sur Toulouse.....	245
Figure 7-9. Répartition des espaces végétalisés de plus d'un demi-hectare autour de Toulouse.....	247
Figure 7-10. Illustration de la carte de friction sur les deux zones d'étude.....	249
Figure 7-11. Localisation des réservoirs de biodiversité sur les deux zones d'étude.....	251
Figure 7-12. Caractéristiques des éléments constituant les trois graphes en fonction des distances maximales de déplacement d'une espèce fictive sur la zone d'étude nord.....	253
Figure 7-13. Caractéristiques des éléments constituant les trois graphes en fonction des distances maximales de déplacement d'une espèce fictive sur le secteur centre.....	254
Figure 7-14. Localisation de l'unique chemin de moindre coût franchissant le périphérique toulousain selon un scénario de déplacement limité à 1 km.....	256
Figure 7-15. Représentation topologique des valeurs normalisées de la métrique locale <i>dPC</i> et de sa fraction <i>dPCconnector</i> pour un graphe seuillé à 1 km, Toulouse-Nord.....	258
Figure 7-16. Représentation topologique des valeurs normalisées de la métrique locale <i>dPC</i> et de sa fraction <i>dPCconnector</i> pour un graphe seuillé à 1 km, Toulouse-Centre.....	259

Figure 7-17. Représentation des chemins ou des corridors de moindre coût selon la théorie des graphes ou des circuits.....	265
Figure 8-1. Projet du Boulevard Urbain Nord.	270
Figure 8-2. Les premiers travaux réalisés dans le cadre du BUN, quartier de Borderouge.....	271
Figure 8-3. Impact du BUN sur les habitats arborés de plus d'un demi-hectare intersectant le tracé.	273
Figure 8-4. Caractéristiques des éléments constituant les trois graphes sur la zone d'étude nord après simulation de l'aménagement du BUN.....	274
Figure 8-5. Représentation topologique des valeurs normalisées de la métrique locale dPC et de sa fraction dPCconnector pour un graphe seuillé à 1 km, Toulouse-nord avec le BUN.....	276
Figure 8-6. Localisation des enjeux observés sur la séquence 1 du BUN et photographies des espaces agricoles et végétalisés le long du tracé du BUN.....	278
Figure 8-7. Illustration d'un aménagement type pour le franchissement d'une route, adapté aux chauves-souris.....	279
Figure 8-8. Cartographie synthétique des zonages du PLU et des EBC sur le nord de Toulouse.	281
Figure 8-9. Localisation des parcelles non bâties potentiellement urbanisables.	284
Figure 8-10. Localisation des parcelles potentiellement d'intérêts intersectant une zone à urbaniser.	288
Figure 8-11. Cartographie des parcelles à fort enjeu d'urbanisation et de connectivité écologique. ...	289
Figure 8-12. Photographies de quelques espaces identifiées comme présentant un fort enjeu.....	290
Figure 8-13. Représentation carroyée des enjeux selon une maille de 20 m et 50 m sur la zone Toulouse-Nord.	292

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1. Données de cadrage démographiques et d'occupation du sol sur les quatre communes étudiées.....	39
Tableau 2-2. Liste non exhaustive des principaux outils de traitements d'images et de logiciels SIG sur le marché.....	51
Tableau 2-3. Dimensions des images MS et P après rééchantillonnage.....	66
Tableau 3-1. Indicateurs calculés de biodiversité et de pression.....	85
Tableau 3-2. Comparaison synthétique des différents indices de connectivité structurelle et fonctionnelle.....	87
Tableau 4-1. Avantages et inconvénients de quelques bases de données vectorielles pour l'identification des connectivités écologiques urbaines.....	100
Tableau 4-2. Attributs utilisés afin de déterminer la taille des buffers.....	107
Tableau 4-3. Superficie occupée par chaque poste d'occupation du sol des trois bases de données, après reclassement et selon les deux zones d'études (en km ²).....	108
Tableau 4-4. Principales caractéristiques des trois BD d'OCS étudiées au regard de l'identification de la végétation urbaine.....	109
Tableau 5-1. Présentation succincte de différentes méthodes de classification d'images.....	141
Tableau 5-2. Indices locaux et globaux utilisés pour évaluer la qualité d'une classification.....	142
Tableau 5-3. Résolution spatiale, spectrale et temporelle d'images satellite HRS et THRS.....	143
Tableau 5-4. Superficie totale de la végétation identifiée sur les trois zones d'étude toulousaines.....	150
Tableau 6-1. Données utilisées pour le calcul de la valeur moyenne de NDVI de la dalle mixte.....	167
Tableau 6-2. Valeurs des bornes obtenues après traitement de la dalle selon la méthode de Jenks et de Fisher pour 5 classes et différentes tailles d'échantillons.....	174
Tableau 6-3. Comparaison des superficies végétalisées (en ha) identifiées à partir de la BD TOPO® et par traitement d'image Pléiades.....	178
Tableau 6-4. Résultat du croisement entre les deux images obtenues lors des étapes 1 et 2 du traitement d'image Pléiades.....	187
Tableau 6-5. Matrice de confusion pour l'image Pléiades Toulouse-2012.....	194
Tableau 6-6. Matrice de confusion pour l'image de végétation obtenue selon la méthode de classification proposée.....	197
Tableau 6-7. Matrice de confusion pour l'image de végétation obtenue selon la méthode de classification du CEREMA.....	197
Tableau 6-8. Matrice de confusion pour l'image Pléiades Muret-2012.....	207
Tableau 6-9. Matrice de confusion pour l'image Pléiades Davantaygue-2012.....	211
Tableau 6-10. Matrice de confusion pour l'image Pléiades Strasbourg-2012.....	212
Tableau 6-11. Temps de traitement des images Pléiades acquises en 2012.....	223
Tableau 7-1. Exemple d'éléments du paysage urbain classés selon le modèle écologique « matrice-tache-corridor ».....	238
Tableau 7-2. Exemples de mesures de connectivités pour l'analyse de graphes paysagers.....	241
Tableau 7-3. Valeur de résistance attribuée à chaque OCS hors végétation.....	248
Tableau 7-4. Quelques caractéristiques des composantes de chaque secteur et scénarii de dispersion.....	252
Tableau 7-5. Valeurs de la métrique de connectivité globale <i>dPC</i> sur les deux zones d'étude et selon les trois seuils de dispersion.....	256
Tableau 8-1. Valeurs de la métrique de connectivité globale <i>dPC</i> selon les trois seuils de dispersion, avant et après simulation de l'aménagement du BUN.....	275

Tableau Annexe A-1. Changements d'occupation des sols (ha) sur Toulouse entre 1990 et 2000. ...	332
Tableau Annexe A-2. Changements d'occupation des sols (ha) sur Toulouse entre 2000 et 2006. ...	332
Tableau Annexe A-3. Changements d'occupation des sols (ha) sur Muret entre 1990 et 2000.....	333
Tableau Annexe A-4. Changements d'occupation des sols (ha) sur Muret entre 2000 et 2006.....	333
Tableau Annexe A-5. Changements d'occupation des sols (ha) sur Strasbourg entre 1999 et 2000..	333
Tableau Annexe A-6. Changements d'occupation des sols (ha) sur Strasbourg entre 2000 et 2006..	333
Tableau Annexe B-1. Caractéristiques techniques des images Pléiades.	334
Tableau Annexe D-1. Caractéristiques de trois bases de données vectorielles nationales d'occupation du sol.	337
Tableau Annexe D-2. Tableau de correspondance entre les postes d'occupation du sol des bases de données CLC, Urban Atlas et BD TOPO®.....	339

ANNEXES

Annexe A. Évolution du changement d'occupation des sols	332
Annexe B. Caractéristiques techniques des images Pléiades.....	334
Annexe C. Caractéristiques techniques du matériel informatique	335
Annexe D. Données complémentaires sur les bases de données.....	336

Annexe A.

Évolution du changement d'occupation des sols

Les tableaux suivants récapitulent l'ensemble des changements d'occupation des sols intervenus entre 1999 et 2006 sur les trois communes étudiées et selon la base de données CORINE Land Cover. Le lecteur pourra se référer au guide de référence rédigé par MEEDDAT (2009, pp. 15-24) afin d'y trouver le détail de la nomenclature associée aux codes utilisés dans les tableaux. Rappelons que le millésime 2012 français n'était pas encore disponible au moment de cette analyse, puisque diffusé en septembre 2015.

Tableau Annexe A-1. Changements d'occupation des sols (ha) sur Toulouse entre 1990 et 2000.

OCS en 1990	OCS en 2000		Total général
	112	121	
112		18,39	18,39
211	47,59	17,84	65,43
221		14,38	14,38
231		17,99	17,99
242	113,89	167,77	281,65
321	18,68	63,46	82,14
324		6,19	6,19
Total général	180,15	306,02	486,17

Tableau Annexe A-2. Changements d'occupation des sols (ha) sur Toulouse entre 2000 et 2006.

OCS en 2000	OCS en 2006			Total général
	112	121	133	
133	26,03			26,03
141	20,90			20,90
211		11,47		11,47
242	21,26	96,48	50,35	168,09
322		28,03		28,03
Total général	68,19	135,98	50,35	254,51

Tableau Annexe A-3. Changements d'occupation des sols (ha) sur Muret entre 1990 et 2000.

OCS en 1990	OCS en 2000							Total général
	121	142	211	242	311	324	512	
131	19,94			13,95		26,81	54,31	115,01
133		123,28						123,28
222			51,08					51,08
323					26,72			26,72
512						19,95		19,95
Total général	19,94	123,28	51,08	13,95	26,72	46,77	54,31	336,05

Tableau Annexe A-4. Changements d'occupation des sols (ha) sur Muret entre 2000 et 2006.

OS en 2000	OCS en 2006		
	112	121	Total général
133	6,49		6,49
211	6,5		6,5
242		20,25	20,25
Total général	12,99	20,25	33,24

Tableau Annexe A-5. Changements d'occupation des sols (ha) sur Strasbourg entre 1999 et 2000.

OS en 1990	OCS en 2000	
	121	Total général
211	24,12	24,12
242	17,61	17,61
311	9,04	9,04
Total général	50,77	50,77

Tableau Annexe A-6. Changements d'occupation des sols (ha) sur Strasbourg entre 2000 et 2006.

OS en 2000	OCS en 2006		
	121	133	Total général
211		21,26	21,26
231	11,52		11,52
Total général	11,52	21,26	32,78

Annexe B.

Caractéristiques techniques des images Pléiades

Tableau Annexe B-1. Caractéristiques techniques des images Pléiades.

	Date d'acquisition	Angle d'incidence	Élévation solaire	Couverture nuageuse	Dimension (km) Superficie utile (km²)
Toulouse	07/05/2012 (10 : 41) Bundle	25,48°	59,74°	1,6 %	24 * 20,7 490
	24/09/2013 Fusionnée (dalles)	8,03°		/	13 * 16,6 218
Muret	23/03/2012 (10 : 38) Bundle	30,92°	44,08°	1,5 %	26,6 * 21 558
Davantaygue^a	10/08/2012 (11 : 01) Bundle	8,61°	59,32°	/	7,7 * 17,4 134
Strasbourg	14/08/2012 (10 : 29) Bundle	13,9°	53,27°	1,5 %	18,9 * 30,2 575

^a Le nom de référence de l'image est Davantaygue, mais la commune concernée par notre étude est Pierrefite-Nestalas.

Annexe C.

Caractéristiques techniques du matériel informatique

Dans le domaine du traitement d'images satellites, les volumes de données traités sont de plus en plus importants avec l'augmentation des résolutions spatiales. Ces volumes influencent le stockage des données et l'organisation du travail. On ne travaille certainement pas de la même façon selon l'étendue de l'étude et la taille des données à manipuler. Derrière cet aspect, on retrouve tout l'intérêt de l'administration des données et la nécessité de pouvoir facilement découper, extraire, agréger ou sélectionner les données nécessaires à la réalisation d'une étude localisée.

La configuration minimale d'un ordinateur nécessaire au traitement d'images satellites est difficile à évaluer, dans la mesure où la faisabilité de l'étude dépendra de la quantité de données à traiter. La technologie évoluant régulièrement, il est désormais plus simple et de moins en moins coûteux d'acquérir du matériel informatique adapté, autrement dit, une station de travail disposant à minima de 8 Go de mémoire vive (ou RAM pour *Random Access Memory*).

Le choix d'une machine pourra également se baser sur les caractéristiques du processeur, ou CPU (*Central Processing Unit*), le composant qui exécute les instructions fournies par le système d'exploitation. Dans le cadre du traitement d'images, le choix d'un CPU multi-cœur (permettant d'exécuter plusieurs tâches simultanément) avec une fréquence élevée de fonctionnement peut se justifier si les logiciels utilisés sont compatibles. Aujourd'hui, la tendance consiste également à combiner des processeurs multi-cœurs et *multi-thread*. Ce dernier peut exécuter plusieurs traitements en optimisant les ressources d'un seul et unique cœur. Les machines sont donc de plus en plus performantes.

L'allocation de mémoire joue également un rôle très important dans les temps de traitements. Plus la capacité en mémoire vive allouée est importante, plus les temps de calcul sont rapides et aboutissent à des résultats¹⁶⁷. La modification de ce paramètre n'est pas toujours envisageable selon les logiciels utilisés. L'OTB et le logiciel Graphab offrent cette possibilité.

Les différents traitements réalisés au cours de cette thèse ont été effectués sur une station de travail HP sous un système Windows 7 version 64 bits avec un processeur Intel Core 2 Duo CPU P8700 @ 2.53 GHz et 8 Go de mémoire vive. Au début de la thèse, cette machine était dans son ensemble plus puissante que la moyenne. En 2015, il est désormais plus facile d'accéder financièrement à ce type de configuration matériel pour les opérateurs tels que les collectivités.

En revanche, il est évident que l'utilisation d'un serveur de calcul permettrait de réduire les temps de traitement évoqués au cours de cette thèse. À terme, cet élément devra être étudié afin d'évaluer les gains possibles dans le traitement de plus grande superficie.

¹⁶⁷ Le traitement peut échouer avant sa finalisation en cas de manque de mémoire vive.

Annexe D.

Données complémentaires sur les bases de données

Le premier tableau suivant synthétise les principales caractéristiques des trois bases de données vectorielles d'occupation du sol que nous avons comparées au cours du chapitre 4 (p. 89).

Le second tableau récapitule les codes de correspondances utilisés dans notre étude comparative (p. 105).

Tableau Annexe D-1. Caractéristiques de trois bases de données vectorielles nationales d'occupation du sol.

	CLC - Niveau 2	CLC - Niveau 3	Urban Atlas - GMES	BD TOPO®
Description	Classification orientée sur l'occupation biophysique du sol		Classification détaillée orientée milieu urbain	Description vectorielle 3D (structurée en objets) des éléments du territoire et de ses infrastructures
Couverture	Européenne		Agglomérations européennes de plus de 100 000 habitants	Nationale
Nombre de postes	15	44	20	15 couches d'intérêt
Échelle	1/500 000 et 1/1 000 000	1/100 000	1/10 000	1/10 000
Données sources	Images satellitaires SPOT-4/IRS		Images satellitaires SPOT à 2,5 mètres (2006/2007)	<ul style="list-style-type: none"> - Levé GPS, - Photogrammétrie, plan ou fichier métrique - Orthophotographie, - BD CARTO® IGN
Données exogènes	<ul style="list-style-type: none"> - BD ORTHO® IGN - BD CARTO® IGN - Diverses images, bases de données 		Intégration de bases de données exogènes de classification et d'interprétation	
Unité Minimale de Collecte	25ha	25 ha	0,25 ha en urbain et 1 ha en rural,	Numérisation des bâtiments
Précision planimétrique	20 m	20 m	5 m	1,2 m
Dernière mise à jour	2012	2012	2012	Fonction de la couche thématique (2006 à 2012)
Historique	1990/2000/2006	1990/2000/2006	2006	Fonction de la couche thématique (date la plus ancienne : 1990)

	CLC - Niveau 2	CLC - Niveau 3	Urban Atlas - GMES	BD TOPO®
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> - Disponible et gratuit - Couverture européenne et nationale (permet les comparaisons temporelles et territoriales). - Plusieurs millésimes proposés. - Nomenclature multithématique et en 3 niveaux emboîtables permettant de travailler à plusieurs échelles 		<ul style="list-style-type: none"> - Disponible et gratuit - UMC (0,25 ha pour l'urbain et 1ha pour le rural) - Précision thématique : > 85 % 	<ul style="list-style-type: none"> - Précision de l'UMC - Couverture nationale - Nomenclature multithématique
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none"> - UMC (25 ha) importante ne permettant pas la prise en compte d'éléments parfois conséquents (hameaux entiers) et encore moins l'habitat diffus. - Échelle d'utilisation incompatible pour l'usage local - Rythme de mise à jour insuffisant pour des études urbaines. - Hétérogénéité de la photo-interprétation sur le territoire. - Nomenclature peu détaillée pour les milieux naturels. 		<ul style="list-style-type: none"> - Couverture restreinte à un peu plus de 300 agglomérations européennes de plus de 100 000 habitants (pour l'année de référence 2006) - Nomenclature adaptée au milieu urbain 	<ul style="list-style-type: none"> - Données payantes hors du service « public » - Mise à jour variable selon les couches d'informations thématiques - Manque d'exhaustivité sur le territoire avec une absence d'informations (données agricoles à compléter avec la base du RPG) et des espaces vacants dans la matrice urbaine.

Tableau Annexe D-2. Tableau de correspondance entre les postes d'occupation du sol des bases de données CLC, Urban Atlas et BD TOPO®.

CLC - Niveau 3		Urban Atlas		BD TOPO®	Reclassement	
Code	Libellé	Code	Libellé	Libellé	Code	Libellé
111	Tissu urbain continu	11100	Continuous Urban Fabric (S.L. > 80 %)	Bâti indifférencié	1	Artificialisé habitat
112	Tissu urbain discontinu	11210	Discontinuous Dense Urban Fabric (S.L. : 50 % - 80 %)			
		11220	Discontinuous Medium Density Urban Fabric (S.L. : 30 % - 50 %)			
		11230	Discontinuous Low Density Urban Fabric (S.L. : 10 % - 30 %)			
		11240	Discontinuous Very Low Density Urban Fabric (S.L. < 10%)			
		11300	Isolated Structures			
121	Zones industrielles et commerciales	12100	Industrial, commercial, public, military and private units	Bâti industriel Bâti remarquable Cimetière Réservoirs	2	Artificialisé industrie
122	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	12210	Fast transit roads and associated land	Routes (+ponts) Surfaces Routes (parking...) Gare Aérodrome	3	Artificialisé transport
		12220	Other roads and associated land			
		12230	Railways and associated land			
		12240	Port areas			
123	Zones portuaires	12300	Port areas			
124	Aéroports	12400	Airports			
131	Extraction de matériaux	13100	Mineral extraction and dump sites	Pas de données	4	Artificialisé sol nu
132	Décharges	13300	Construction sites			
133	Chantiers	13400	Land without current use			
141	Espaces verts urbains	14100	Green urban areas	Végétation (espaces arborés)	5	Espaces verts publics
142	Équipements sportifs et de loisirs	14200	Sports and leisure facilities	Terrain sport	6	Espaces de loisirs

CLC - Niveau 3		Urban Atlas		BD TOPO®	Reclassement	
211	Terres arables hors périmètres d'irrigation	20000	Agricultural + Semi-natural areas + Wetlands	Données issues de la couche du RPG	7	Espaces agricoles
212	Périmètres irrigués en permanence					
213	Rizières					
221	Vignobles					
222	Vergers et petits fruits					
223	Oliveraies					
231	Prairies					
241	Cultures annuelles associées aux cultures permanentes					
242	Systèmes culturaux et parcellaires complexes					
243	Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants					
244	Territoires agroforestiers					
311	Forêts de feuillus	30000	Forests	Pas de données	8	Espaces forestiers
312	Forêts de conifères					
313	Forêts mélangées					
511	Cours et voies d'eau	50000	Water bodies	Surface en eau	9	Surface en eau
512	Plans d'eau					
521	Lagunes littorales					
522	Estuaires					
523	Mers et océans					

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	I
REMERCIEMENTS.....	III
SOMMAIRE.....	V
TABLE DES SIGLES ET ACRONYMES	VII
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1

PARTIE 1. CONTEXTE DE L'ÉTUDE ET PROBLÉMATIQUE GÉNÉRALE 9

Chapitre 1. Un aménagement du territoire à l'épreuve de l'écologie11

1.1. Concepts de base et éléments clefs.....	12
1.2. La Trame verte et bleue, un concept polymorphe.....	14
1.2.1. <i>Entre la préservation de la biodiversité et l'aménagement du territoire</i>	14
1.2.2. <i>Évolution historique du concept de Trame verte et bleue</i>	23
1.3. Une connectivité pour quatre problématiques	27
1.3.1. <i>Une connectivité fonctionnelle et structurelle</i>	27
1.3.2. <i>Une représentation multiscalaire</i>	29
1.3.3. <i>Une construction multidonnées</i>	30
1.3.4. <i>Une infrastructure multifonctionnelle</i>	30
1.3.5. <i>Une connectivité multitemporelle</i>	31
1.4. Les spécificités du milieu urbain	31
1.4.1. <i>Les frontières de l'urbain</i>	31
1.4.2. <i>Un milieu artificialisé hétérogène et graduellement végétalisé</i>	32
1.4.3. <i>Éléments constitutifs de la Trame verte urbaine</i>	34
1.5. Problématique de recherche	37

Chapitre 2. Zones d'étude, logiciels et données.....39

2.1. Présentation des territoires d'étude.....	39
2.1.1. <i>Toulouse, un espace majoritairement urbain</i>	42
2.1.2. <i>Muret, une densité de bâti diffuse à prédominance rurale</i>	46
2.1.3. <i>Pierrefite-Nestalas, une petite commune rurale</i>	47
2.1.4. <i>Strasbourg, au cœur d'un réseau hydrographique et végétal dense</i>	48
2.1.5. <i>Le choix de ces sites</i>	50
2.2. Présentation des logiciels et outils	50
2.2.1. <i>Une volonté affichée d'utiliser des outils libres</i>	50
2.2.2. <i>Des outils de traitements d'images et SIG libres</i>	54
2.2.3. <i>Vers une automatisation pour une simplification de la cartographie</i>	58
2.3. Présentation des images satellitaires	59
2.3.1. <i>Images satellites Pléiades</i>	59
2.3.2. <i>Image satellite SPOT-5</i>	61
2.3.3. <i>Les prétraitements</i>	62

Conclusion de la première partie67

PARTIE 2. ÉTAT DE L'ART ET APPROPRIATION MÉTHODOLOGIQUE69

Chapitre 3. État de l'art des méthodes d'élaboration des Trames vertes et bleues71

3.1. Généralités méthodologiques	71
3.2. Les mesures de connectivités structurelles	75

3.3.	Les méthodes fonctionnelles	77
3.3.1.	<i>Les mesures de connectivités fonctionnelles potentielles.....</i>	78
3.3.2.	<i>L'observation des taux de dispersion pour une connectivité réelle</i>	80
3.4.	Recueil d'expériences	81
3.4.1.	<i>Une approche par facteurs de perturbation, méthode en négatif</i>	81
3.4.2.	<i>Une approche par dispersion, méthode de l'Aire de Migration Simulée (AMS)</i>	82
3.4.3.	<i>Une approche par habitats, méthode CRENAM et la dilatation-érosion.....</i>	83
3.4.4.	<i>Des approches d'évaluation du potentiel écologique.....</i>	83
3.5.	Le difficile choix d'une méthodologie adaptée au milieu urbain.....	86

Chapitre 4. Application d'une méthodologie structurale en milieu urbain 89

4.1.	Description de quelques BD d'OCS adaptées à la thématique des TVB.....	89
4.1.1.	<i>La base de données CORINE Land Cover</i>	91
4.1.2.	<i>La base de données Urban Atlas</i>	92
4.1.3.	<i>La base de données TOPO® de l'IGN</i>	92
4.1.4.	<i>D'autres bases de données nationales ou locales</i>	94
4.1.5.	<i>D'autres données disponibles dans un futur plus ou moins proche.....</i>	101
4.2.	Comparaison de trois bases de données d'occupation du sol.....	105
4.2.1.	<i>Méthode de comparaison</i>	105
4.2.2.	<i>Résultats quantitatifs et qualitatifs.....</i>	107
4.3.	Application de la méthode d'analyse des potentialités écologiques.....	110
4.3.1.	<i>Application de la méthode de base sur l'agglomération toulousaine</i>	110
4.3.2.	<i>Application de la méthode à une donnée de végétation obtenue par traitement d'images Pléiades 120</i>	

Conclusion de la deuxième partie.....125

PARTIE 3. EXTRACTION DE LA VÉGÉTATION DANS L'ESPACE URBAIN ET PÉRIURBAIN 127

Chapitre 5. Apport de la THRS dans l'identification de la végétation urbaine 129

5.1.	Les technologies d'acquisition d'images satellitaires	129
5.1.1.	<i>Techniques d'imagerie, quelques notions de base</i>	129
5.1.2.	<i>L'influence des différentes résolutions</i>	130
5.1.3.	<i>Les images satellites, le milieu urbain et sa végétation</i>	134
5.1.4.	<i>Une volonté accrue de collaboration et de diffusion des images satellitaires.....</i>	137
5.1.5.	<i>L'extraction d'informations et l'estimation de la qualité</i>	139
	Synthèse	143
5.2.	Impact de la résolution spatiale, étude comparative	144
5.2.1.	<i>Données, outils et méthode.....</i>	144
5.2.2.	<i>Résultats et discussion</i>	148
	Synthèse	151

Chapitre 6. Des données numériques à une carte de végétation urbaine..... 153

6.1.	Élaboration de la méthodologie	154
6.1.1.	<i>Une procédure en trois étapes</i>	154
6.1.2.	<i>Étape 1 : Extraction de la végétation</i>	158
6.1.3.	<i>Étape 2 : Distinction des formations ligneuses et herbacées.....</i>	178
6.1.4.	<i>Post-traitement et vectorisation des résultats</i>	190
6.1.5.	<i>Validation des résultats.....</i>	193
6.1.6.	<i>Étape 3 : Cartographie de l'occupation du sol hors végétation.....</i>	200
6.2.	Mise en application sur nos territoires d'étude et résultats	204

6.2.1.	<i>Commune de Muret</i>	204
6.2.2.	<i>Commune de Pierrefite-Nestalas</i>	207
6.2.3.	<i>Commune de Strasbourg</i>	211
6.2.4.	<i>Commune de Toulouse, image de 2013 fournie par l'IGN</i>	212
	Synthèse.....	216
6.3.	Discussions et perspectives	217
6.3.1.	<i>Une simplification volontaire de la méthode</i>	217
6.3.2.	<i>Les limites observées de notre méthode</i>	218
6.3.3.	<i>Perspectives de développement</i>	221
	Synthèse.....	223
	Conclusion de la troisième partie	225
	PARTIE 4. ÉVALUATION DE LA CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE POTENTIELLE DES SURFACES VÉGÉTALISÉES URBAINES	227
	Chapitre 7. Modélisation des connectivités écologiques potentielles urbaines	229
7.1.	Utilisation des graphes paysagers.....	230
7.1.1.	<i>La théorie des graphes</i>	230
7.1.2.	<i>Une mise en application dans le domaine écologique</i>	231
7.1.3.	<i>L'usage des métriques de connectivité</i>	239
7.2.	L'usage de ces métriques dans l'aménagement du territoire	243
7.3.	Construction d'un graphe paysager en milieu urbain.....	244
7.3.1.	<i>Cadre de l'expérimentation : un secteur périurbain et un centre urbain</i>	244
7.3.2.	<i>Paramètres de modélisation</i>	246
7.3.3.	<i>Présentation des résultats</i>	250
7.4.	Discussions et perspectives	260
7.4.1.	<i>Influence des cartes de rugosité et représentativité des modèles</i>	260
7.4.2.	<i>Considérer une connectivité temporelle et verticale</i>	261
7.4.3.	<i>Modéliser le déplacement d'espèces animales et végétales</i>	262
7.4.4.	<i>Choisir un niveau d'échelle pertinent</i>	263
7.4.5.	<i>Considérer les éléments ponctuels</i>	263
7.4.6.	<i>Modéliser des parcours alternatifs</i>	263
7.4.7.	<i>Intégrer des données biologiques</i>	265
	Synthèse.....	268
	Chapitre 8. Un appui à l'aménagement du territoire	269
8.1.	Scénario d'aménagement, un cas d'étude	269
8.1.1.	<i>Présentation du Boulevard Urbain Nord</i>	270
8.1.2.	<i>Mise en application de la modélisation</i>	272
8.1.3.	<i>Impact du BUN sur la connectivité potentielle</i>	272
8.2.	Identification des zones d'enjeux	279
8.2.1.	<i>Croisement avec les documents d'urbanisme de type PLU</i>	280
8.2.2.	<i>La représentation de ces données</i>	282
8.3.	Résultats croisement PLU / importance connectivité.....	287
8.4.	Synthèse et perspectives	293
	Conclusion de la quatrième partie	297
	CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES.....	299
	BIBLIOGRAPHIE.....	307

LISTE DES FIGURES.....	325
LISTE DES TABLEAUX.....	329
ANNEXES.....	331
TABLE DES MATIÈRES.....	341

RÉSUMÉ

En milieu urbain, la concurrence entre les enjeux de préservation de la biodiversité et de la densification du territoire est particulièrement développée. Dans une optique d'aide à la décision, une meilleure connaissance des zones les plus conflictuelles est requise.

Face au constat d'insuffisance et d'inadéquation des données et des méthodes nécessaires à la cartographie des Trames vertes urbaines, notre travail s'intègre en premier lieu dans une démarche technique. Celle-ci est centrée sur la mise en place d'une méthode de traitement d'images satellitaires Très Haute Résolution Spatiale Pléiades (THRS) pour l'extraction de la végétation arborée et herbacée à l'échelle fine d'une emprise urbaine. D'abord appliquée à des données fictives, cette méthode est ensuite déployée sur quatre territoires (Toulouse, Muret, Pierrefite-Nestalas et Strasbourg). Bien que fondée sur une approche pixel, la simplicité de la méthode, qui s'appuie sur des outils libres, et les résultats obtenus (indice Kappa supérieur à 85 %) garantissent sa reproductibilité sur de vastes territoires plus ou moins urbanisés.

Cette donnée de végétation est ensuite exploitée pour modéliser les connectivités écologiques potentielles du paysage urbain et périurbain toulousain. L'approche mobilise la théorie des graphes et permet d'évaluer l'impact d'un aménagement urbain sur la biodiversité. Le cas du Boulevard Urbain Nord de Toulouse est étudié. La cartographie proposée des réservoirs de biodiversité, hiérarchisés à l'aide de métriques de connectivité, est avant tout indicative. Elle est finalement confrontée à des documents d'urbanisme (Plans Locaux d'Urbanisme) afin d'obtenir une meilleure visibilité des territoires à enjeux environnementaux et urbanistiques.

En fonction des enjeux fixés par les acteurs du territoire et à travers le filtre applicatif, cette thèse propose un outil robuste d'analyse et d'aide à la décision pour la gestion et la planification du territoire.

Mots clés : Trame verte urbaine, image à très haute résolution spatiale Pléiades, aménagement du territoire, milieu urbain et périurbain, graphes paysagers, outils libres

ABSTRACT

In urban areas, competition between land development and ecological conservation is intense. To assist decision making, a better knowledge of those areas of interest is required.

Regarding inadequacy data and methods needed for ecological network mapping in urban areas, the aim of our study is to develop a method for semi-automatic vegetation extraction with Very High Spatial Resolution Pleiades imagery (VHSR). Initially applied to training samples, the process is then be deployed to four french study areas (Toulouse, Muret, Pierrefite-Nestalas and Strasbourg). The reproducibility of this method over large urbanized areas is ensured by its simplicity and the results of a pixel-based classification (kappa coefficient higher than 85 %). This extraction workflow uses free or open-source softwares.

This vegetation data is then used in order to model potential ecological connectivity in Toulouse's urban and peri-urban areas. Impacts on biodiversity due to urban planning are assessed using graph theory. The "Boulevard Urbain Nord de Toulouse" project, a road infrastructure, is studied.

Graph metrics have been calculated to assess the level of connectivity at habitat patches and landscape scales. We classified the importance of the patches which is cross-tabulated with planning documents (PLU, a local town planning) in order to locate conflict urban areas: between biodiversity preservation and urbanization.

Depending on the issues set out by local actors and through the application filter, this thesis proposes a robust analytical tool and decision-making aid for landscape management and land planning.

Keywords: urban green infrastructure, very high spatial resolution Pleiades imagery, land planning, urban and peri-urban areas, landscape graphs, open-source softwares