



HAL
open science

Etude de la connectivité entre des friches urbaines

Alexi Marchal

► **To cite this version:**

Alexi Marchal. Etude de la connectivité entre des friches urbaines. Sciences de l'environnement. 2014.
hal-01835077

HAL Id: hal-01835077

<https://hal.univ-lorraine.fr/hal-01835077>

Submitted on 11 Jul 2018

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

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



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-memoires-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

2013-2014

MASTER FAGE

Biologie et Ecologie pour la Forêt, l'Agronomie et l'Environnement

Spécialité FGE

ÉTUDE DE LA CONNECTIVITE ENTRE DES FRICHES URBAINES



Alexi MARCHAL

Mémoire de stage, soutenu à Nancy le 03/09/2014

Maître de stage : Sébastien BONTHOUX, maître de conférences.

Tuteur universitaire : Nadia MICHEL, maître de conférences.



UMR 7324 CITERES (CNRS) ; équipe IPAPE
MSH Val de Loire, quartier des Deux Lions, 37000 Tours.

Remerciements

J'adresse mes remerciements à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire.

En premier lieu mes remerciements vont à Sébastien Bonthoux, enseignant chercheur à l'école de la nature et du paysage de Blois. En tant que tuteur de stage il a su m'orienter et me guider tout au long de mon stage.

Disponible et prêt à répondre à mes questions il a également été d'une aide précieuse pour la rédaction de ce mémoire grâce à ses conseils avisés.

Je remercie aussi Marion Brun, étudiante en thèse sur le projet DUE, pour ses précieux conseils notamment pour la réalisation de la carte d'occupation du sol.

De même je remercie Francesca Di pietro, directrice du projet DUE, pour les conseils et le suivi de l'avancement de mon stage.

Pour finir je tiens aussi à remercier le personnel ainsi que tous les étudiants de l'ENSNP pour leur accueil chaleureux au sein de leur école.

Merci à tous.

Sommaire

Introduction	1
Matériels et Méthodes	5
I. Sites d'étude	5
II. Données floristiques.....	5
III. Représentation du paysage.....	5
1. Images satellites et NDVI.....	5
Effet résolution spatiale.....	7
Effet date d'acquisition	8
2. Carte d'occupation du sol.....	9
IV. Calcul de la connectivité structurelle	9
1. À partir des cartes NDVI	9
2. À partir de la carte d'occupation du sol	9
V. Evaluation de la distance floristique.....	11
VI. Corrélations entre distance physique et distance floristique avec le test de Mantel.....	11
Résultats	12
I. Données floristiques.....	12
II. Effet date	12
III. Effet résolution	15
IV. Carte d'occupation du sol.....	17
Discussion	19
I. Images Landsat8 à différentes dates	19
II. Image Pleiade à différentes résolutions	20
III. Carte d'occupation du sol.....	21
Conclusion	23
Bibliographie	24

Introduction

Ce rapport présente les travaux et les résultats obtenus au cours de mon stage de Master 2 FAGE spécialité Fonctionnement et Gestion de l'Environnement (FGE), parcours Milieux Naturels (MN) qui s'est déroulé au sein de l'UMR CITERES. L'Unité mixte de recherche CITERES, rattachée à l'université de Tours, a pour thématique de recherche « Villes et Territoires », son objectif est d'analyser les dynamiques spatiales et territoriales des sociétés. Pour cela elle est composée de quatre équipes de recherche intervenant dans des domaines très variés, L'équipe Construction politique et Sociale des Territoires (CoST), Monde arabe et Méditerranée (EMAM), le Laboratoire Archéologie et Territoires (LAT) et l'équipe Ingénierie du Projet d'Aménagement, Paysage et Environnement (IPA-PE). C'est dans cette dernière que j'ai effectué mon stage.

Ce stage faisait partie intégrante du projet de recherche DUE (Délaissés Urbains et Espèces envahissantes) qui vise à développer la compréhension du rôle des délaissés urbains dans la trame verte urbaine, comme réservoir de biodiversité et d'espèces envahissantes, actuellement et dans un contexte de changement climatique. Le projet cherche à proposer un cadre référentiel pour la prise en compte des délaissés urbains dans la conception de la trame verte urbaine à l'échelle locale, afin de favoriser leur contribution à la biodiversité urbaine, tout en limitant la propagation d'espèces envahissantes. D'une durée de 3 ans (2012-2015) ce projet est articulé autour de 10 tâches, allant du choix des délaissés urbains à l'étude de la banque de graine, en passant par l'étude de la perception des friches par les gestionnaires municipaux et les habitants. Ce programme réunit 7 partenaires académiques et non académiques (UMR CITERES, École nationale sup. de la nature et du paysage, bureau d'étude Biotope, Agence d'urbanisme de l'agglomération de Tours, Agglopolys Blois, Société botanique Ligérienne, Fédération des conservatoires d'espaces naturels)

L'objectif de mon stage était d'analyser la connectivité entre des friches urbaines et de voir quelle représentation du paysage permet de caractériser au mieux cette connectivité.

Contexte de l'étude

La croissance de la population humaine au cours du dernier siècle a amené à un recouvrement urbain de près de 2% de la surface terrestre totale (Grimm et al., 2000). Cette croissance continue va conduire à une expansion des villes sur les milieux naturels (Meyer & Turner, 1992). En parallèle, on observe une densification des milieux urbains ce qui va avoir pour effet de limiter l'étalement des villes (Forman, 2008) mais également de diminuer la proportion d'espaces naturels dans l'emprise des villes. L'urbanisation est un changement d'occupation du sol très peu réversible, de plus elle a souvent lieu dans des zones de haute production primaire où la richesse spécifique est très grande (Araujo et al., 2003; Luck, 2007). L'urbanisation a un impact plus ou moins important sur la biodiversité, selon les groupes taxonomiques et en fonction des caractéristiques écologiques des organismes (McKinney, 2008). De plus les activités humaines ont tendance à éliminer des villes les espèces autochtones et à faciliter l'installation d'espèces invasives. Cela va avoir pour effet de diminuer la biodiversité au sein de la ville (McKinney, 2002).

L'impact de l'urbanisation sur la biodiversité est aussi présent en périphérie des centres urbains à cause d'effets très variés comme l'installation de structures linéaires liées aux communications et aux transports qui va provoquer une fragmentation des milieux ou bien la production de déchets et la pollution de l'eau qui va entraîner une diminution de la qualité de l'environnement (Clergeau et al., 1998; McKinney, 2002). L'urbanisation est donc une cause majeure de la diminution de la biodiversité (Shochat et al., 2010), d'une part à cause de la destruction des milieux naturels, d'autre part par une fragmentation de ces milieux (Alberti, 2005). La fragmentation des habitats est devenue un problème majeur de la biologie de la conservation (Meffe & Carroll, 1997).

Une augmentation de la fragmentation amène à une diminution de la connectivité physique entre les habitats, or c'est cette connectivité qui permet de conserver une forte biodiversité puisqu'elle permet les mouvements des individus et entre populations, et donc un brassage génétique. En effet une plus grande diversité génétique permet aux espèces de pouvoir s'adapter plus rapidement dans un environnement changeant, c'est le cas dans le contexte actuel de changement climatique. Cela permet également le maintien de grandes métapopulations et donc de mettre les espèces à l'abri de l'extinction (Baguette et al., 2013).

C'est dans ce contexte qu'ont été mises en place les trames vertes et bleues (TVB). Ces TVB ont pour objectif de maintenir ou de recréer les connections entre les différentes taches d'habitat isolées afin de préserver la biodiversité. Les TVB s'appliquent à toutes les échelles, du niveau de la commune au niveau national. Les TVB sont divisées en différentes sous-trames qui regroupent des milieux semblables. Selon l'échelle et le type de trame à mettre en place, on peut avoir des approches variées, soit en maintenant les continuités propres à une liste d'espèces que l'on souhaite protéger, soit en se focalisant sur un type d'habitat et en protégeant les espèces qui lui sont inféodées.

La connectivité paysagère est définie comme le degré auquel le paysage favorise ou empêche le déplacement des espèces entre deux taches d'habitat (Taylor et al., 1993). On distingue deux types de connectivité ; d'une part la connectivité fonctionnelle qui lie des éléments éco-paysagers entre eux, du point de vue de l'individu, de l'espèce, de la population ou bien d'une association de ces entités, elle prend en compte les mouvements des individus. C'est une notion relative qui va différer selon l'espèce ou la population étudiée, en effet elle dépend des caractéristiques biologiques du sujet d'étude comme sa capacité à traverser des zones de non-habitat (Sieving et al., 1996). Ainsi deux milieux peuvent être connectés pour une espèce mais ne pas l'être pour une autre. D'autre part la connectivité structurelle ou connectivité physique, qui ne dépend que de la structure du paysage, c'est-à-dire la distance entre les patchs et la perméabilité de la matrice (Beier and Noss, 1998). La connectivité structurelle peut donc être différente de la connectivité fonctionnelle, elle va aussi être différente selon le mode de représentation du paysage utilisé.

La connectivité structurelle peut être évaluée en analysant la structure du paysage à partir de données comme des images satellites ou des cartes d'occupation du sol. En revanche pour mesurer la connectivité fonctionnelle il est nécessaire d'intégrer le comportement des espèces dans l'analyse du paysage, donc de bien connaître la biologie des espèces cibles (Taylor et al., 1993). De plus, la vérification sur le terrain de la connectivité réelle nécessite des moyens qui peuvent être coûteux mais surtout chronophages (réalisation

de relevés floristiques complets sur tous les différents sites d'étude), notamment lorsque l'on travaille sur une grande zone d'étude (Ribeiro et al., 2010).

Il existe actuellement un débat sur la meilleure façon pour décrire les paysages (Sheeren et al., 2014 ; Muratet et al., 2013). En écologie, le paysage est habituellement représenté de manière discrète, comme une mosaïque de taches d'habitat, à travers une carte d'occupation du sol. Ces cartes peuvent être accessibles pour chaque commune lorsqu'elles existent sinon on peut les produire à partir d'ortho-photographies mais cela demande du temps. Une alternative consiste à se servir d'images satellites brutes afin d'avoir une représentation continue du paysage. Différentes métriques peuvent être calculées à partir de ces images. Le « Normalized Difference Vegetation Index » (NDVI) est un indice caractérisant l'activité photosynthétique de la végétation et qui est souvent utilisé en écologie (Muratet et al., 2013). Les images satellites ont l'avantage de couvrir une grande partie du globe, de plus elles sont accessibles facilement sur internet et sont en grande partie gratuites, cependant les images à fine résolution peuvent s'avérer coûteuses (Gottschalk et al., 2011). Ces images nécessitent un faible traitement via un logiciel de SIG. On peut obtenir des images satellites d'une zone à différents moments de l'année, permettant ainsi de disposer d'une évolution temporelle des paysages et des métriques qui en découlent. Les images satellites peuvent aussi varier au niveau de leur résolution spatiale (i.e. surface du pixel), faisant disparaître les éléments les plus fins du paysage (i.e. alignement d'arbres, bosquets) aux résolutions les plus grossières.

L'analyse de la connectivité structurelle permet de mettre en avant des corridors écologiques potentiels susceptibles de permettre le déplacement d'un grand nombre d'espèces entre différents réservoirs de biodiversité. Elle se mesure grâce à des modélisations SIG et peut être calculée à partir de deux méthodes. L'une consiste à prendre en compte uniquement la distance entre les taches d'habitats, c'est la méthode euclidienne, facile à mettre en place et très accessible mais ne prenant pas en compte l'hétérogénéité du paysage. L'autre prend en compte la résistance de la matrice paysagère aux déplacements des espèces, c'est la distance de moindre coût (Adriaensen et al., 2003). En se basant sur des cartes SIG de type raster appelées surface de coût, cette méthode permet de calculer le chemin le plus perméable au déplacement d'une espèce entre deux taches, en prenant en compte la résistance propre à chaque type d'occupation du sol. Ainsi la longueur du chemin va varier en fonction du milieu traversé (Etherington et al., 2013).

La connectivité urbaine est généralement construite à partir de structures paysagères naturelles comme des espaces boisés ou des zones humides ou encore à partir d'espaces artificialisés comme les jardins, parcs publics et les jardins privés (Bryant, 2006 ; Stagoll et al., 2012). En contrepartie les espaces en transition sont souvent négligés, notamment les friches qui sont considérées comme des zones abandonnées où la flore se développe de manière spontanée avec des interventions humaines aléatoires. Mais malgré leur image négative elles constituent pourtant une importante source de biodiversité au cœur même des villes (Bonthoux et al. 2014 ; Maurer et al., 2000; Zerbe et al., 2003; Herbst and Herbst 2006) puisqu'elles abritent une flore riche incluant des espèces rares (Maurer et al., 2000) si bien qu'elles participent en grande partie à la diversité urbaine. Des études montrent que les friches abritent une plus grande diversité que les espaces verts gérés (El-Ghani, 2011 ; Maurer et al., 2000 ; Muratet et al., 2008). Leur rôle est néanmoins peu connu, c'est

pourquoi il est important de les étudier afin de pouvoir mieux les intégrer dans les futurs plans d'aménagement urbain (Bonthoux et al. 2014).

Les friches sont sujettes à peu de perturbation de la part de l'homme du fait de leur image négative ce qui permet l'installation d'une grande diversité floristique. Cependant leur durée de vie est généralement assez courte puisque ce sont des zones de transition qui laissent vite place à de nouveaux bâtiments ou à des parcs. Il va donc se succéder des phases d'extinction et de colonisation des milieux récemment formés créant ainsi une forte dynamique spatiale entre les friches. La composition floristique des friches peut alors être corrélée à celle des milieux voisins si la dispersion d'une friche à l'autre est faisable ou être indépendante si l'environnement ou les activités humaines limitent la dispersion. Il y a également une forte dynamique dans le temps puisque ce sont des espaces jeunes où les stades de succession s'enchaînent rapidement (Muratet et al., 2007).

Objectifs de l'étude

Le projet DUE porte sur 167 friches réparties sur les agglomérations de Blois et Tours (France). Ces deux sites d'étude ont été choisis pour tester la robustesse des résultats dans des structures urbaines différentes. Des relevés botaniques ont été effectués en 2013 dans ces friches.

L'objectif de ce stage était de quantifier la connectivité floristique entre les friches urbaines en comparant une large gamme de façons de représenter le paysage. Les questions spécifiques étaient les suivantes : Vaut-il mieux utiliser une représentation continue (i.e. image satellite et NDVI) ou discrète (i.e. carte d'occupation du sol) pour analyser la connectivité floristique entre les friches ? (2) Etant donné que la phénologie de végétation varie au cours de l'année, quel est l'effet de la date d'acquisition des images satellites pour expliquer la connectivité ? (3) Quel est l'effet de la résolution spatiale des images sur la connectivité observée ? (4) Enfin, en comparant les résultats obtenus sur les deux sites d'étude peut-on dire que la connectivité est influencée par la structure urbaine ?

Matériels et Méthodes

I. Sites d'étude

Les friches sont réparties sur deux terrains d'étude, les agglomérations de Blois (47° 35' 38" Nord, 1° 19' 41" Est) et de Tours (47° 23' 37" Nord, 0° 41' 21" Est), le climat est tempéré océanique, la température moyenne est de 4.2°C à 18.9°C pour Tours et 4.5°C à 20.1°C pour Blois avec des précipitations annuelles de 683mm pour Tours et 657mm pour Blois. Ces deux agglomérations ont à peu près la même superficie (34.6km² pour Tours, 37.4km² pour Blois) mais Tours est plus fortement urbanisée puisqu'elle possède une densité de population de 3883 hab/km² (environ 134.600 habitants) contre 1238 hab/km² pour Blois (environ 46.400 habitants). L'éloignement moyen entre les friches est de 6080m pour celles de Tours et de 4440m pour celles de Blois.

II. Données floristiques

Cette étude porte sur un ensemble de 167 friches, 72 sur l'agglomération de Blois et 95 sur Tours, on retrouve ces friches sur l'ensemble du gradient d'urbanisation, certaines sont en centre-ville, d'autres en périphérie au niveau de la frange urbaine. Des relevés floristiques ont été réalisés dans ces friches au cours du printemps/été 2013 par Marion Brun, étudiante en thèse sur le projet DUE. 10 quadrats de 1mX2m espacés régulièrement le long d'un transect longitudinal ont permis de faire les relevés. La distribution des espèces est notée en présence/absence dans chaque quadrat. Dans chaque friche et pour chaque espèce, une valeur d'abondance allant de 0 à 10 est donnée par le nombre de transects dans lesquels l'espèce est présente.

En fonction des espèces présentes au sein des friches et de leur recouvrement, celles-ci sont classées en 3 types ; typologie A : végétation homogène herbacée ; typologie C : végétation hétérogène herbacée/arbustive ; typologie D : végétation hétérogène herbacée/arbustive et arborée.

III. Représentation du paysage

La connectivité structurelle du paysage est représentée à partir de cartes SIG de type raster. On dispose de cartes décrivant le paysage de manière continue, ces cartes sont obtenues grâce à des images satellites. On possède également une carte d'occupation du sol décrivant le paysage de manière discrète.

1. Images satellites et NDVI

Une multitude de satellites de télédétection scrutent en permanence la surface de la terre. Grâce à des capteurs, ils captent le rayonnement lumineux réémis par la surface de la terre, on appelle ce rayonnement la réflectance. Ce rayonnement est capté sous différentes bandes spectrales, chaque bande spectrale correspond à une partie du spectre lumineux.

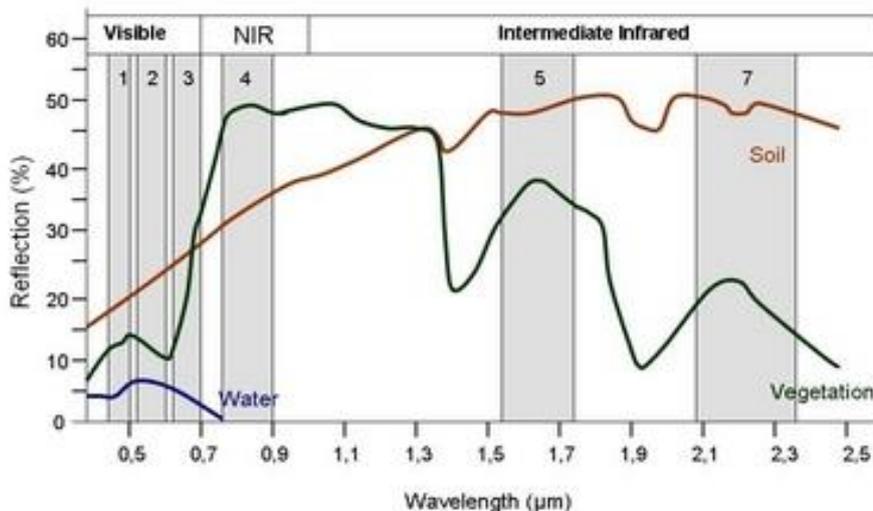


Figure 1 : Longueurs d'onde captées par les 6 premières bandes spectrales du satellite Landsat8 (11 bandes au total)

La chlorophylle est le principal pigment assimilateur des végétaux photosynthétiques, on la retrouve dans presque tous les végétaux. La chlorophylle possède une grande absorption dans la partie rouge du spectre lumineux visible (de 620 à 750nm) mais cette absorbance est plus forte dans le proche infra-rouge (750 à 3000nm). Lorsque la concentration en chlorophylle va augmenter, la quantité de lumière absorbée dans le rouge et le proche infra-rouge va également augmenter faisant ainsi diminuer la réflectance pour ces mêmes longueurs d'onde. À partir des réflectances captées par les satellites on peut calculer le NDVI (normalized difference vegetation index) qui est un indice traduisant la vigueur et la densité de la végétation (Purevdorj et al. 1998). Cet indice se calcule en combinant la bande rouge (R) et la bande proche infra-rouge (PIR).

$$\text{NDVI} = (\text{PIR} - \text{R}) / (\text{PIR} + \text{R})$$

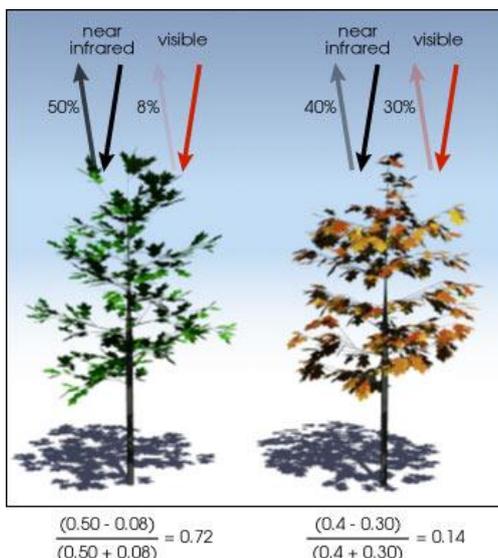


Figure 2 : Variation du NDVI en fonction de la phénologie des végétaux.

Le calcul du NDVI grâce à l'outil « Analyse d'image » du logiciel de SIG Arcgis 10.0 produit une carte raster en attribuant à chaque pixel une valeur de NDVI comprise entre 0 et 255. Les valeurs les plus faibles (0 à 125 environ) correspondent aux surfaces autres que les couverts végétaux, comme les bâtiments, les routes, l'eau ou les nuages pour lesquelles la réflectance dans le rouge est supérieure à celle du proche infrarouge. Les valeurs les plus fortes (125 à 255) correspondent aux formations végétales, plus l'indice est fort, plus le couvert végétal est dense (Purevdorj et al. 1998). Le NDVI nous permet d'avoir facilement une image continue de la répartition de la végétation dans la matrice urbaine et peut permettre d'évaluer la connectivité à l'échelle du paysage (Muratet et al., 2013).

Effet résolution spatiale

La résolution d'une image correspond à la taille du pixel, qui est l'unité de base de l'image, c'est-à-dire le plus petit élément discernable. Cette résolution peut varier selon les performances des capteurs embarqués sur les satellites. Pour cette étude nous disposons d'images provenant de deux capteurs différents. D'une part des images pléiade de haute résolution (0,5m/pixel) accessibles via le site internet de l'institut national de l'information géographique et forestière (IGN), ces images sont disponibles uniquement pour la ville de Tours à la date du 2 août 2013. D'autre part des images du satellite Landsat8 accessibles gratuitement sur le site internet de l'U.S. geological survey (USGS) ayant une résolution plus grossière de 30m/pixel.

Afin d'obtenir une plus grande palette de résolution il est possible de diminuer la résolution d'une image en augmentant la taille du grain grâce à des routines SIG (Gottschalk et al., 2011). Ainsi, à l'aide de l'outil « ré-échantillonnage » du logiciel Arcgis 10.0 appliqué aux images pléiade, on obtient une gamme d'images de résolutions différentes (5 ; 6 ; 7 ; 8 ; 9 ; 10 ; 15 ; 20 ; 25 et 30m/pixel)

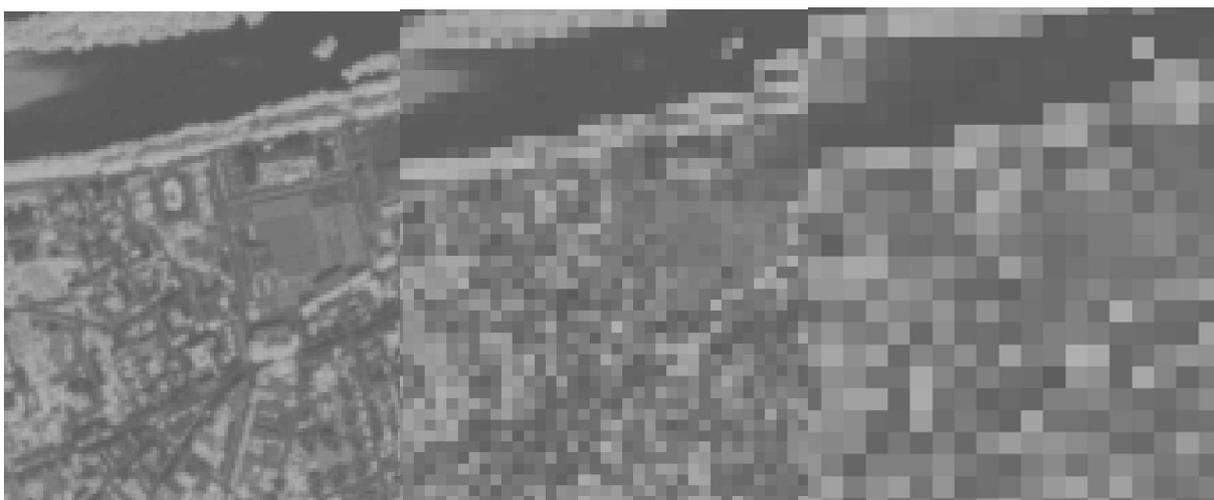


Figure 3 : Image NDVI du centre-ville de Tours issues du satellite Pléiade et ré-échantillonnées à 5m, 15m et 30m de résolution. Blanc = fort NDVI, Noir = faible NDVI

Effet date d'acquisition

Situés sous un climat tempéré, nos sites d'études sont soumis à un changement de saison au cours de l'année. Cela va impliquer la présence d'une période de végétation ainsi qu'une période de dormance. La densité et la vigueur du couvert végétal va donc varier au cours de l'année, il en sera de même pour le NDVI. Afin d'étudier l'effet de la date d'acquisition nous disposons d'images Landsat8 couvrant les villes de Blois et Tours à 7 dates réparties tout au long de l'année (14 avril 2013, 10 juillet 2013, 04 août 2013, 5 septembre 2013, 30 octobre 2013, 2 janvier 2014 et 3 février 2014). Une attention particulière a été prise afin de prendre des images ayant une couverture nuageuse minimale.

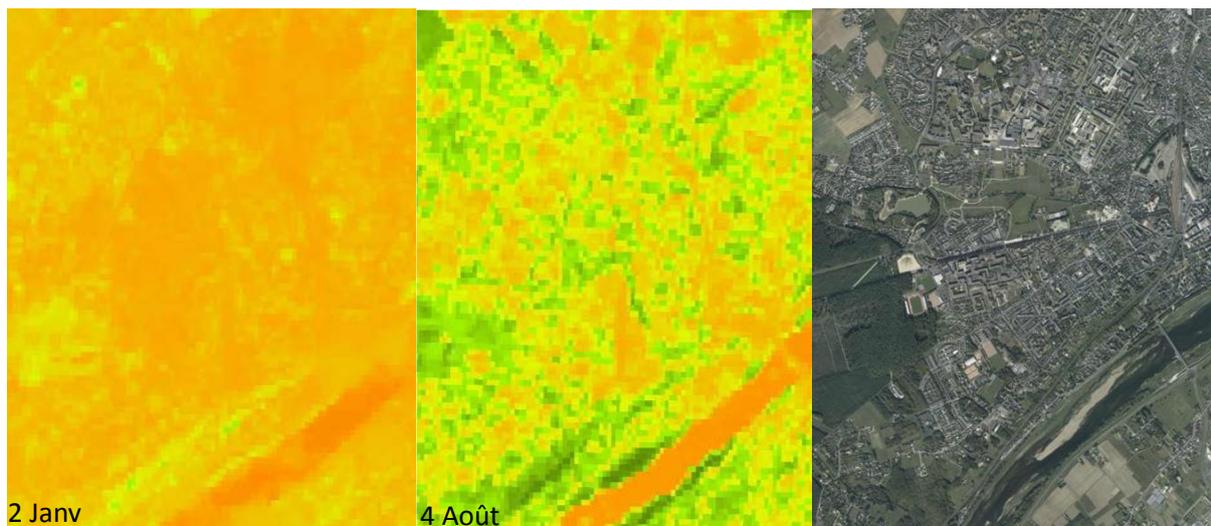


Figure 4 : Images NDVI du centre-ville de Blois issues du satellite Landsat8 à 2 dates différentes, résolution 30m. Vert = fort NDVI, Rouge = faible NDVI. Les images NDVI étant différentes, les chemins de moindre coût seront différents d'une date à l'autre. L'image du 2 janvier où il n'y a pas de végétation représente le paysage d'une manière presque homogène. Photo aérienne de Blois (image de droite).

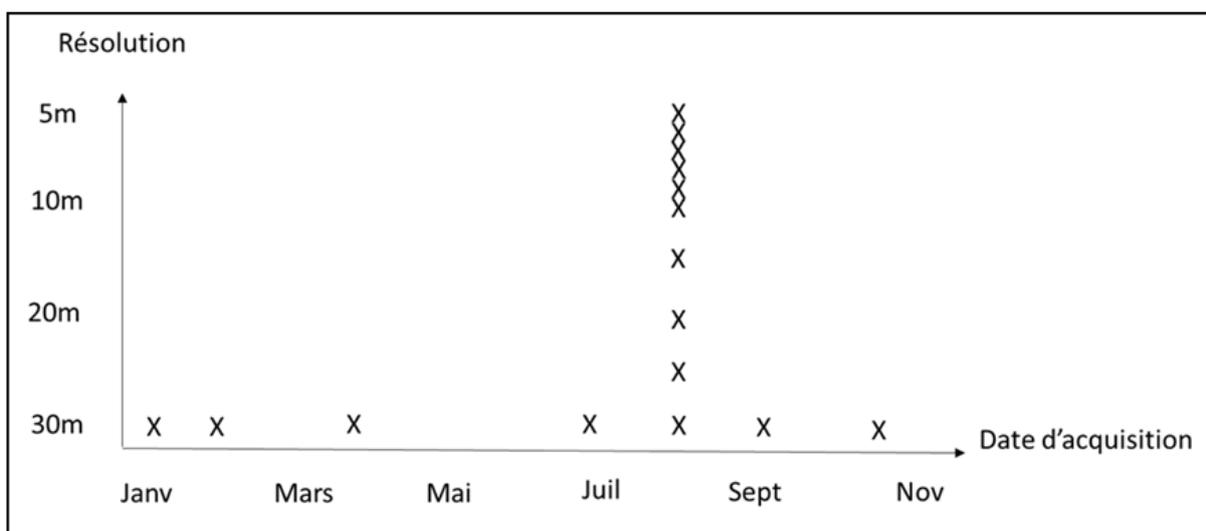


Figure 5 : Images NDVI utilisées pour la réalisation des connectivités structurelles. 7 images réparties tout au long de l'année (images Landsat8 pour Blois et Tours) et 10 images sur un gradient de résolution allant de 5m/pixel à 30m/pixel (images pléiade pour Tours).

2. Carte d'occupation du sol

Une autre façon de représenter le paysage est l'utilisation d'une carte d'occupation du sol. Le paysage est alors représenté de façon discrète sous la forme d'une mosaïque, les éléments du paysage sont classés dans différentes catégories appelées classes d'occupation du sol. Pour cette étude nous avons construit une carte d'occupation du sol sur l'agglomération de Blois en nous aidant d'informations obtenues sur le site de l'IGN (Registre parcellaire, BD Topo et ortho-photographies datées de l'année 2013).

Avec le logiciel Arcgis 10.0, on supprime du registre parcellaire les polygones dont on connaît déjà l'occupation du sol à partir de la BD Topo (outil « découper »). La BD Topo contient des informations sur les routes et les bâtiments. Ensuite on attribue une occupation du sol à chaque polygone par photo-interprétation. La carte réalisée contient 11 classes d'occupation du sol (bati bas, bati moyen, bati haut, boisement, culture, eau, route, espace vert, surface imperméable, voies ferrées, friche)

IV. Calcul de la connectivité structurelle

Le calcul des distances de moindre coût permet de construire la connectivité structurelle et se fait à l'aide du logiciel Graphab, logiciel de modélisation des réseaux écologiques basé sur les graphes paysagers (Foltête et al., 2012). Pour calculer les distances de moindre coût le logiciel nécessite une carte du paysage de type raster. Il suffit ensuite d'indiquer quelle valeur de pixel correspond aux taches d'habitat puis de renseigner les valeurs de résistance propres à chaque valeur de pixel.

1. À partir des cartes NDVI

Avant de calculer les distances de moindre coût il faut ajouter les friches sur les cartes de NDVI afin que le logiciel puisse les identifier comme taches d'habitat. Avec le logiciel Arcgis 10.0 et l'outil « polygone vers raster » on converti la couche vectorielle contenant les friches en une couche raster, on applique un code particulier aux pixels représentant les friches. Ensuite avec l'outil « mosaïque » on fusionne la couche raster contenant les friches avec la couche raster du NDVI. On obtient alors une carte du paysage où chaque pixel possède soit une valeur de NDVI soit une valeur particulière lorsque ceux-ci correspondent à l'emplacement des friches.

Le mouvement d'une espèce est plus aisé à travers une matrice qui a une structure similaire à celle de l'habitat car celle-ci permet des plus grandes distances de dispersion ainsi qu'une meilleure persistance des populations (Eycott et al., 2012). On a vu que plus la végétation est dense, plus la valeur du NDVI est importante (Purevdorj et al. 1998). En partant de l'hypothèse que plus un milieu est végétalisé plus il sera perméable à la dissémination des espèces végétales (Muratet et al. 2013), on va appliquer des résistances inverses aux valeurs de NDVI.

2. À partir de la carte d'occupation du sol

Le logiciel Graphab nécessitant une carte du paysage de type raster il faut convertir la carte d'occupation du sol de type vecteur en carte raster grâce au logiciel Arcgis 10.0 et l'outil « polygones vers raster ». On obtient alors une carte du paysage de type raster avec des pixels ayant des valeurs comprises entre 1 et 10 selon l'occupation du sol qu'ils représentent. Ensuite il suffit d'appliquer une valeur de résistance à chaque classe d'occupation du sol.

En s'inspirant d'une étude de G. Verbeylen (Verbeylen et al., 2003) 4 modèles de résistance ont été testés. Dans le modèle 1 nous avons attribué des résistances que nous pensons proches des valeurs réelles, le modèle 2 attribue une forte perméabilité aux milieux où des végétaux sont déjà installés et une forte résistance dans les autres milieux, le modèle 3 est semblable au modèle 2 mais attribue une plus faible résistance aux bâtiments de faible hauteur, le modèle 4 est du même ordre que le modèle 1 mais la différence de résistance entre milieux perméables et non perméables est plus faible.

Value	Occupation	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4
1	boisement	5	1	1	2
2	bati bas	30	100	10	6
3	espace vert	1	1	1	1
4	surfaces imperméables	50	100	100	10
5	bati haut	40	100	20	10
6	bati moyen	35	100	15	8
7	culture	20	1	1	5
8	eau	50	100	100	15
9	friche	1	1	1	1
10	route	50	100	100	10
11	voie ferrée	5	100	100	3
12	friches étudiées	1	1	1	1

Tableau 1 : Valeurs de résistance de la matrice appliquées aux différentes classes d'occupation du sol pour chaque modèle.

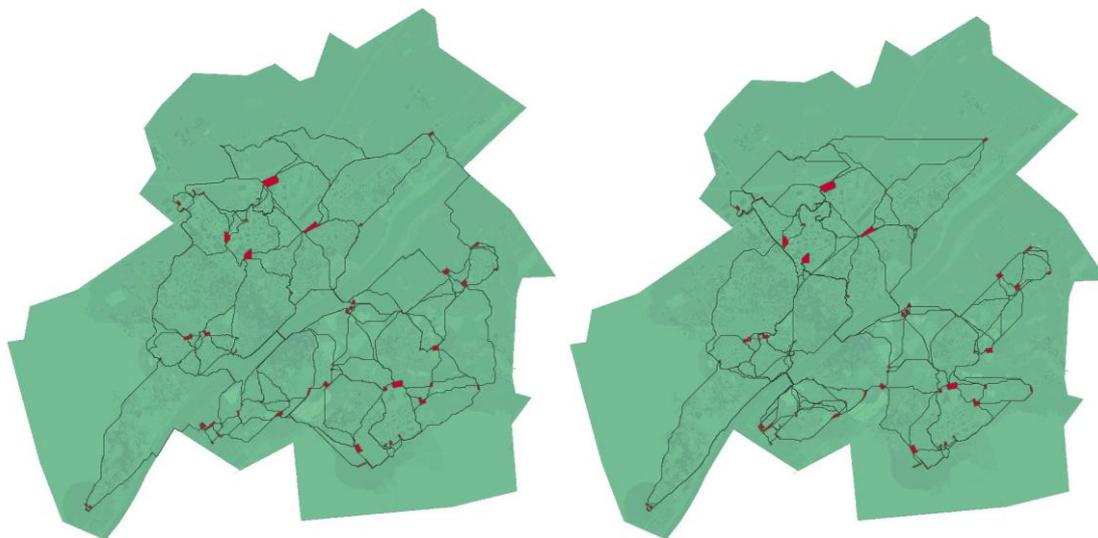


Figure 6 : Cartes des chemins de moindre coût entre les friches (taches rouges) pour les modèles de résistance 1 (gauche) et 3 (droite).

Réalisation des matrices de distance physique.

Les distances de moindre coût sont calculées pour chaque couple de friches à chaque date et pour chaque résolution des cartes NDVI ainsi que pour chaque modèle de la carte d'occupation du sol. Ces résultats sont ensuite compilés sous la forme de matrices de distance physique.

V. Evaluation de la distance floristique

La distance floristique entre les friches est mesurée à partir des données floristiques. On calcul des indices de similarité grâce au logiciel de statistiques R (package vegan). D'une part on a mesuré la diversité beta, différence de diversité floristique entre les friches, grâce à l'indice de Sorensen, à partir des données de présence-absence (Baselga 2010). D'autre part l'indice de Bray-Curtis nous renseigne sur la similarité entre les friches à partir des données d'abondance.

Ces indices sont calculés pour chaque couple de friches et compilés sous forme de matrices de distance de composition floristique.

VI. Corrélations entre distance physique et distance floristique avec le test de Mantel

Le test de Mantel (Mantel et Valand, 1970) majoritairement utilisé pour comparer la distance génétique entre des populations à leur distance géographique (Sokal, 1979) est utilisé plus généralement pour réaliser des comparaisons entre des données qui peuvent uniquement s'exprimer sous forme de distances (Legendre et Fortin, 2010). Les tests de Mantel sont réalisés grâce au logiciel R (package vegan) afin d'étudier les similarités entre les matrices de distance physique (connectivité structurelle) et les matrices de distance floristique. Le coefficient de corrélation r varie de -1 à $+1$, plus il est proche de -1 plus il y a une forte corrélation négative, plus il est proche de $+1$ plus il y a une forte corrélation positive. Une valeur proche de 0 correspond à une absence de corrélation.

Résultats

I. Données floristiques

544 espèces ont été répertoriées sur l'ensemble des friches, 375 sur Blois et 463 sur Tours. Sur les friches de Tours on observe une richesse spécifique moyenne de 61 espèces variant de 16 à 101. En ce qui concerne les friches de Blois, la richesse spécifique moyenne est de 55 et va de 18 à 101.

On retrouve des espèces herbacées et ligneuses. Parmi elles certaines sont classées comme espèces invasives, *Ambrosia artemisiifolia* présente sur 18 friches, *Buddleja davidii* (4 friches), *Reynoutria japonica* (7 friches), *Senecio inaequidens* (7 friches). Les espèces invasives sont peu représentées par rapport aux espèces indigènes. En effet 12 espèces non invasives sont observées dans plus des trois quart des sites (*Picris hieracoides*, *Daucus carota*, *Vicia sativa*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Elytrigia repens*, *Senecio jacobea*, *Convolvulus arvensis*, *Veronica arvensis*, *Plantago lanceolata*, *Geranium dissectum*, *Medicago lupulina*). Parmi les 544 espèces, 160 ne sont observées que sur un site.

Toutes ces espèces représentent une grande variété de modes de dispersion puisqu'on retrouve des espèces anémochores (*Picris hieracoides*), barochores (*Poa pratensis*), zoochores (*Festuca ovina*).

II. Effet date

Un des objectifs était de comparer l'effet de la date d'acquisition des images NDVI afin de voir laquelle permettait d'expliquer au mieux les différences de composition entre les friches.

Effet date; toutes les friches

Sorensen		14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
Blois (n=72)	r	0,04262	0,04219	0,04181	0,04191	0,04218	0,04173	0,04193	0,04128
	p-value	0,213	0,184	0,207	0,203	0,222	0,237	0,194	0,222
Tours (n=95)	r	-0,04874	-0,04979	-0,04893	-0,04823	-0,04861	-0,04675	-0,04913	-0,04897
	p-value	0,836	0,834	0,848	0,829	0,835	0,788	0,832	0,803
Bray-curtis									
Blois (n=72)	r	0,0234	0,02385	0,02342	0,02395	0,02287	0,02281	0,02298	0,0233
	p-value	0,288	0,308	0,294	0,31	0,328	0,298	0,314	0,291
Tours (n=95)	r	-0,05341	-0,05456	-0,05409	-0,05289	-0,05327	-0,05105	-0,05345	-0,05441
	p-value	0,856	0,863	0,861	0,855	0,88	0,858	0,874	0,884

Tableau 2 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen, ainsi qu'avec les données d'abondance = Bray-curtis) et des matrices de distance physique à chaque date et en distance euclidienne pour l'ensemble des friches de chaque agglomération.

Si l'on prend en compte l'ensemble des friches étudiées, les tests de Mantel ne permettent pas de mettre en évidence une corrélation (p-value > 0.05) entre distance physique et floristique, quelle que soit la date et que ce soit pour Tours ou pour Blois (Tableau 2).

Effet date; typologies

Typologie	Ville	Sorensen	14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
A	Blois (n=40)	r	0,1361	0,1368	0,1374	0,1386	0,1374	0,1374	0,1382	0,1435
		p-value	0,039	0,038	0,032	0,038	0,035	0,033	0,047	0,034
C	Blois (n=18)	r	-0,02338	-0,02225	-0,02569	-0,02708	-0,02117	-0,02245	-0,02266	-0,01259
		p-value	0,6	0,585	0,576	0,623	0,573	0,562	0,588	0,563
D	Blois (n=14)	r	-0,08472	-0,08783	-0,08772	-0,08509	-0,08825	-0,09521	-0,08769	-0,07295
		p-value	0,668	0,666	0,681	0,677	0,691	0,699	0,666	0,657
Typologie	Ville	Sorensen	14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
A	Tours (n=50)	r	-0,04007	-0,04204	-0,04227	-0,04263	-0,03949	-0,03794	-0,03964	-0,0406
		p-value	0,667	0,687	0,688	0,706	0,668	0,666	0,681	0,693
C	Tours (n=27)	r	0,1234	0,1201	0,1257	0,1304	0,1225	0,1238	0,125	0,1286
		p-value	0,142	0,146	0,127	0,122	0,122	0,126	0,121	0,144
D	Tours (n=18)	r	-0,02814	-0,01801	-0,01797	-0,01806	-0,01962	-0,02801	-0,02991	-0,02992
		p-value	0,559	0,541	0,551	0,548	0,54	0,566	0,584	0,549
Typologie	Ville	Bray-Curtis	14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
A	Blois (n=40)	r	0,1616	0,162	0,1636	0,1649	0,1628	0,1628	0,1633	0,1695
		p-value	0,011	0,013	0,01	0,01	0,014	0,01	0,018	0,008
C	Blois (n=18)	r	-0,04611	-0,04194	-0,04459	-0,04328	-0,04226	-0,04314	-0,04256	-0,03093
		p-value	0,649	0,64	0,66	0,636	0,646	0,666	0,637	0,581
D	Blois (n=14)	r	-0,1117	-0,119	-0,1218	-0,1197	-0,1185	-0,1269	-0,116	-0,1056
		p-value	0,736	0,768	0,776	0,765	0,764	0,754	0,75	0,742
Typologie	Ville	Bray-Curtis	14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
A	Tours (n=50)	r	-0,01191	-0,01324	-0,01224	-0,01337	-0,01184	-0,00956	-0,01196	-0,01155
		p-value	0,54	0,523	0,528	0,565	0,56	0,526	0,548	0,515
C	Tours (n=27)	r	0,03923	0,03641	0,04049	0,04505	0,03968	0,04151	0,04229	0,0418
		p-value	0,307	0,327	0,288	0,286	0,313	0,296	0,309	0,29
D	Tours (n=18)	r	0,02679	0,03392	0,035	0,03601	0,03464	0,02444	0,02472	0,02448
		p-value	0,421	0,399	0,361	0,365	0,383	0,405	0,38	0,396

Tableau 3 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen, ainsi qu'avec les données d'abondance = Bray-curtis) et des matrices de distance physique à chaque date et en distance euclidienne pour chaque type de fiche. Fiches de Blois et de Tours.

En revanche si l'on trie les friches selon leur typologie on observe une corrélation positive significative (en moyenne, Mantel statistics $r = 0.138$, $p\text{-value} = 0.037$) entre distance géographique et distance floristique pour les friches de typologie A (homogène herbacé), cela uniquement sur l'agglomération de Blois. Une faible corrélation (en moyenne, Mantel statistics $r = 0.163$, $p\text{-value} = 0.012$) est observée aussi entre la distance géographique et les données d'abondance floristiques. Par contre il n'y a pas de différence significative entre les différentes dates qui sont elles mêmes semblables à la distance euclidienne. Aucun résultat significatif n'est observé pour les friches de l'agglomération de Tours (Tableau 3).

Effet date; surface>2500m²

Sorensen		14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
Blois (n=50)	r	0,01253	0,009574	0,009397	0,01046	0,01246	0,01332	0,01324	0,01045
	p-value	0,351	0,408	0,431	0,41	0,409	0,375	0,366	0,4
Tours (n=74)	r	-0,02895	-0,03036	-0,02845	-0,02687	-0,02882	-0,02718	-0,02866	-0,02981
	p-value	0,66	0,67	0,664	0,626	0,678	0,67	0,692	0,684

Effet date; surface>5000m²

Sorensen		14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
Blois (n=31)	r	0,06496	0,0626	0,06444	0,06386	0,06569	0,06608	0,06678	0,06333
	p-value	0,214	0,208	0,194	0,205	0,187	0,197	0,178	0,216
Tours (n=54)	r	-0,09469	-0,09666	-0,0941	-0,09176	-0,09492	-0,0936	-0,09524	-0,09613
	p-value	0,939	0,948	0,932	0,926	0,92	0,952	0,928	0,936

Effet date; surface>7500m²

Sorensen		14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
Blois (n=20)	r	0,1655	0,165	0,1669	0,1649	0,165	0,1655	0,1673	0,1631
	p-value	0,025	0,025	0,032	0,022	0,033	0,033	0,033	0,032
Tours (n=37)	r	-0,1198	-0,1216	-0,12	-0,1211	-0,1214	-0,1203	-0,123	-0,1202
	p-value	0,955	0,947	0,945	0,958	0,953	0,954	0,957	0,952

Tableau 4 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen) et des matrices de distance physique à chaque date et en distance euclidienne pour chaque catégorie de friche selon leur surface. Friches de Blois et de Tours.

Une seconde approche consistait à différencier les friches en fonction de leur surface. A. Muratet trouve que la similarité de composition floristique est négativement corrélées à la distance géographique pour les friches de grande taille (>2500m²) (Muratet et al., 2007) nous avons donc sélectionné les friches d'une surface supérieure à 2500m² (n=50 pour Blois, n=74 pour Tours) mais aucune corrélation significative n'a été trouvée. En sélectionnant uniquement les friches de plus de 5000m² (n=31 pour Blois, n=54 pour Tours) il n'y a pas non plus de résultats significatifs. Par contre en étudiant seulement les friches d'une surface supérieure à 7500m² (n=20 pour Blois, n=37 pour Tours) on observe une faible corrélation significative entre distance géographique et distance de composition sur les friches de Blois (en moyenne, Mantel statistics r = 0.165, P = 0.029) mais ces corrélations ne sont pas significativement différentes entre les dates. Il n'y a pas de résultat significatif pour les friches de Tours (Tableau 4).

Effet date; surface>7500m²; Typologie A

Sorensen		14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
Blois (n=10)	r	0,4574	0,4539	0,4597	0,4599	0,4549	0,4586	0,458	0,4551
	p-value	0,009	0,008	0,005	0,01	0,008	0,008	0,004	0,01
Tours (n=22)	r	-0,08541	-0,09169	-0,092	-0,09244	-0,08658	-0,08776	-0,08515	-0,09013
	p-value	0,729	0,753	0,733	0,735	0,751	0,731	0,736	0,738

Tableau 5 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen) et des matrices de distance physique à chaque date et en distance euclidienne pour les friches de typologie A ayant une surface supérieure à 7500m². Friches de Blois et de Tours.

Si on combine les deux approches, c'est-à-dire si on sélectionne seulement les friches appartenant à la typologie herbacée et faisant plus de 7500m² (n=10 pour Blois) alors on obtient des corrélations significatives qui sont plus grandes que si l'on prend chaque approche séparément (en moyenne, Mantel statistics $r = 0.457$, $P = 0.008$). Cependant aucune différence significative n'est observée entre les différentes dates (Tableau 5).

Effet date; espèces invasives

Sorensen		14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
Blois (n=14)	r	-0.003155	0.01343	0.005602	0.004861	0.00759	-0.009321	-0.006608	-0.005872
	p-value	0.495	0.459	0.454	0.482	0.434	0.513	0.501	0.49
Tours (n=40)	r	-0.01911	-0.02299	-0.02284	-0.02434	-0.02169	-0.02121	-0.01994	-0.02211
	p-value	0.597	0.649	0.626	0.655	0.656	0.601	0.619	0.628
Bray-curtis		14-avr.	10-juil.	04-août	05-sept.	30-oct.	02-janv.	03-févr.	Euclidienne
Blois (n=14)	r	0.01367	0.02437	0.0191	0.01847	0.01864	0.005239	0.01115	0.01055
	p-value	0.415	0.392	0.421	0.42	0.393	0.461	0.453	0.462
Tours (n=40)	r	-0.003167	-0.007139	-0.007133	-0.007483	-0.005477	-0.004216	-0.00349	-0.005449
	p-value	0.517	0.569	0.494	0.522	0.522	0.505	0.533	0.557

Tableau 6 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition en espèces invasives (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen, ainsi qu'avec les données d'abondance = Bray-curtis) et des matrices de distance physique à chaque date et en distance euclidienne. Fiches de Blois et de Tours.

Le projet DUE vise aussi à comprendre le rôle des friches dans la prolifération des espèces invasives, il est donc intéressant d'étudier la connectivité entre les friches uniquement à partir des données floristiques des espèces invasives. En ne prenant que les friches dans lesquelles on retrouve des espèces classées comme invasives (n=14 pour Blois, n=40 pour Tours) on n'observe aucun résultat significatif, que ce soit pour Blois ou pour Tours (Tableau 6).

Date	03-févr	02-janv	30-oct	05-sept	04-août	10-juil	14-avr	Euclidienne
03-févr								
02-janv	0,9993							
30-oct	0,9993	0,9996						
05-sept	0,9986	0,9991	0,9988					
04-août	0,9985	0,9989	0,9987	0,9997				
10-juil	0,9967	0,9971	0,9978	0,9976	0,9984			
14-avr	0,9989	0,9994	0,9994	0,9987	0,9987	0,9974		
Euclidienne	0,9966	0,9957	0,9962	0,9959	0,9960	0,9946	0,9960	

Tableau 7 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre les matrices de distance physique aux différentes dates et euclidiennes. Fiches de surface supérieure à 7500m² de Blois. (p-value < 0.001 pour chaque test, n=20)

Si on compare uniquement les matrices de distance physique entre elles on constate qu'elles sont toutes fortement corrélées (Mantel statistic $r > 0.99$) entre dates. Il est également intéressant de noter que les matrices de distance physique à chaque date sont très corrélées à la matrice de distance euclidienne.

III. Effet résolution

Pour tester la seconde hypothèse nous avons voulu comparer les corrélations entre connectivité structurelle et fonctionnelle en fonction de la résolution des images satellites utilisées. Les cartes aux différentes résolutions ont été obtenues à partir d'images haute résolution (0,5m/pixel) du satellite pléiade qui ont été ré-échantillonnées à différentes

résolutions (5 ; 6 ; 7 ; 8 ; 9 ; 10 ; 15 ; 20 ; 25 et 30m). Les images pléiade couvrent uniquement l'agglomération de Tours c'est pourquoi seules les friches de Tours ont été étudiées pour cette analyse.

Effet résolution; toutes les friches

Sorensen		5m	6m	7m	8m	9m	10m	15m	20m	25m	30m	Euclidienne
Tours	r	-0.05157	-0.05079	-0.05107	-0.05062	-0.05197	-0.05067	-0.05081	-0.05028	-0.05013	-0.05057	-0.04897
(n=95)	p-value	0.831	0.845	0.837	0.842	0.851	0.835	0.841	0.839	0.837	0.829	0.836
Bray-curtis		5m	6m	7m	8m	9m	10m	15m	20m	25m	30m	Euclidienne
Tours	r	-0.057	-0.0562	-0.05672	-0.05637	-0.05806	-0.05675	-0.05602	-0.05552	-0.05532	-0.05581	-0.05441
(n=95)	p-value	0.861	0.894	0.866	0.883	0.891	0.88	0.877	0.886	0.876	0.889	0.866

Tableau 8 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen, ainsi qu'avec les données d'abondance = Bray-curtis) et des matrices de distance physique pour chaque résolution et en distance euclidienne. Friches de Tours.

Aucune corrélation significative ($p\text{-value} > 0.05$) n'apparaît entre composition floristique et distance géographique si on étudie l'ensemble des friches de Tours (Tableau 8).

Effet résolution; typologies

Typologie		Sorensen	5m	6m	7m	8m	9m	10m	15m	20m	25m	30m	Euclidienne
A	Tours	r	-0,04129	-0,03987	-0,03985	-0,0397	-0,04044	-0,03908	-0,03768	-0,03889	-0,03688	-0,03584	-0,0406
	(n=50)	p-value	0,71	0,685	0,666	0,663	0,661	0,666	0,656	0,665	0,661	0,641	0,648
C	Tours	r	0,1254	0,1237	0,1255	0,1249	0,1135	0,127	0,1244	0,1239	0,1229	0,1202	0,1286
	(n=27)	p-value	0,122	0,146	0,134	0,135	0,147	0,125	0,138	0,139	0,112	0,146	0,136
D	Tours	r	-0,03282	-0,03339	-0,03179	-0,03129	-0,03228	-0,03154	-0,03016	-0,02613	-0,02633	-0,02876	-0,02992
	(n=18)	p-value	0,588	0,589	0,598	0,61	0,606	0,612	0,594	0,57	0,576	0,543	0,555
Typologie		Bray-Curtis	5m	6m	7m	8m	9m	10m	15m	20m	25m	30m	Euclidienne
A	Tours	r	-0,01288	-0,01095	-0,01336	-0,01271	-0,0144	-0,01158	-0,009663	-0,01119	-0,009559	-0,008537	-0,01155
	(n=50)	p-value	0,54	0,548	0,529	0,562	0,548	0,504	0,517	0,538	0,511	0,514	0,53
C	Tours	r	0,04052	0,0393	0,04084	0,04012	0,02808	0,04212	0,03979	0,03987	0,03999	0,03561	0,0418
	(n=27)	p-value	0,308	0,288	0,291	0,321	0,368	0,307	0,305	0,287	0,309	0,331	0,299
D	Tours	r	0,0212	0,0242	0,02474	0,02427	0,02002	0,02414	0,02562	0,02803	0,03031	0,02397	0,02448
	(n=18)	p-value	0,428	0,417	0,417	0,427	0,429	0,375	0,421	0,429	0,386	0,396	0,402

Tableau 9 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen, ainsi qu'avec les données d'abondance = Bray-curtis) et des matrices de distance physique pour chaque résolution et en distance euclidienne pour chaque typologie de friche. Friches de Tours.

Si on distingue les friches selon leur typologie, les résultats ne sont pas non plus significatifs ($p\text{-value} > 0.05$), peu importe la typologie (Tableau 9).

Effet résolution; surface > 2500m²

Sorensen		5m	6m	7m	8m	9m	10m	15m	20m	25m	30m	Euclidienne
Tours	r	-0.03272	-0.03193	-0.03274	-0.03232	-0.03196	-0.03169	-0.03155	-0.03207	-0.03166	-0.03234	-0.02981
(n=74)	p-value	0.699	0.668	0.681	0.705	0.69	0.679	0.679	0.709	0.673	0.675	0.684

Effet résolution; surface > 5000m²

Sorensen		5m	6m	7m	8m	9m	10m	15m	20m	25m	30m	Euclidienne
Tours	r	-0.09762	-0.09606	-0.09793	-0.09723	-0.09812	-0.09722	-0.09755	-0.09801	-0.09892	-0.09802	-0.09613
(n=54)	p-value	0.934	0.932	0.943	0.949	0.937	0.937	0.933	0.936	0.957	0.929	0.936

Effet résolution; surface > 7500m²

Sorensen		5m	6m	7m	8m	9m	10m	15m	20m	25m	30m	Euclidienne
Tours	r	-0.1227	-0.1214	-0.1238	-0.1223	-0.1229	-0.123	-0.1241	-0.1231	-0.125	-0.1212	-0.1202
(n=37)	p-value	0.96	0.953	0.964	0.965	0.953	0.961	0.943	0.953	0.951	0.959	0.945

Effet résolution; surface > 7500m²; Typologie A

Sorensen		5m	6m	7m	8m	9m	10m	15m	20m	25m	30m	Euclidienne
Tours	r	-0.09026	-0.08562	-0.0909	-0.0889	-0.08832	-0.08878	-0.08909	-0.08863	-0.09087	-0.0857	-0.09013
(n=22)	p-value	0.75	0.746	0.757	0.74	0.748	0.731	0.768	0.749	0.759	0.732	0.738

Tableau 10 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen) et des matrices de

distance physique pour chaque résolution et en distance euclidienne pour chaque catégorie de friche selon leur surface ainsi que pour les friches de typologie A et de surface supérieure à 7500m². Friches de Tours.

Aucune corrélation significative n'apparaît selon la taille des friches (p-value>0.05, tableau 10).

Résolution	5m	6m	7m	8m	9m	10m	15m	20m	25m	30m	Euclidienne
5m											
6m	0,9966										
7m	0,9968	0,9998									
8m	0,9967	0,9997	0,9999								
9m	0,9928	0,9897	0,9896	0,9898							
10m	0,9964	0,9994	0,9996	0,9996	0,9898						
15m	0,9963	0,9993	0,9995	0,9995	0,9896	0,9996					
20m	0,9961	0,9992	0,9994	0,9993	0,9894	0,9993	0,9993				
25m	0,9958	0,9988	0,9989	0,999	0,9892	0,9991	0,9993	0,9991			
30m	0,9955	0,9986	0,9987	0,9987	0,9891	0,9989	0,9989	0,9989	0,9989		
Euclidienne	0,9945	0,9977	0,9977	0,9977	0,9882	0,9976	0,9976	0,9978	0,9976	0,9974	

Tableau 11 : Tableau 12 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre les matrices de distance physique aux différentes résolutions et euclidiennes. Friches de Tours. (p-value < 0.001 pour chaque test, n=95).

Si on compare les matrices de distance physique entre elles on constate qu'elles sont toutes très fortement corrélées (Mantel statistic $r > 0.98$). À noter également que pour chaque résolution la distance physique est très fortement corrélée à la distance euclidienne (Mantel statistic $r > 0.99$) (Tableau 11).

IV. Carte d'occupation du sol

On cherche également à évaluer si la distance floristique entre les friches peut être expliquée à partir d'une carte d'occupation du sol. 4 modèles de résistance ont été réalisés afin d'évaluer la connectivité structurale, chacun de ces modèles attribue des valeurs de résistance différentes aux classes d'occupation du sol. Ne disposant que d'une carte d'occupation du sol pour la ville de Blois seules les friches de Blois ont été étudiées dans cette analyse.

Carte d'occupation du sol; toutes les friches

Sorensen	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4	Euclidienne
Blois (n=75) r	0,05447	0,05	0,05343	0,05663	0,04128
p-value	0,117	0,107	0,103	0,143	0,222

Tableau 13 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen) et des matrices de distance physique pour chaque modèle de résistance du paysage et pour la distance euclidienne. Friches de Blois.

Les tests de Mantel, en prenant en compte toutes les friches, ne donnent pas de résultats significatifs (Tableau 13).

Carte d'occupation du sol; surface>2500m²

Sorensen		Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4	Euclidienne
Blois	r	0,01513	-0,01678	-0,01212	0,004668	0,01045
(n=50)	p-value	0,375	0,59	0,573	0,434	0,4

Carte d'occupation du sol; surface>5000m²

Sorensen		Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4	Euclidienne
Blois	r	0,0335	0,01839	0,01539	0,02822	0,06333
(n=31)	p-value	0,329	0,396	0,395	0,343	0,216

Carte d'occupation du sol; surface>7500m²

Sorensen		Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4	Euclidienne
Blois	r	0,1404	0,131	0,1405	0,1299	0,1631
(n=20)	p-value	0,06	0,069	0,064	0,084	0,032

Tableau 14 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen) et des matrices de distance physique pour chaque modèle de résistance du paysage et pour la distance euclidienne selon la surface des friches. Friches de Blois.

La distinction entre les friches selon leur surface ne donne pas de corrélation significative (p-value > 0.05, tableau 14). Seule la distance euclidienne pour les friches de plus de 7500m² présente une corrélation significative mais modérée (p-value=0.032, Mantel statistic r = 0.1631).

Carte d'occupation du sol; surface>7500m²; typologie A

Sorensen		Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4	Euclidienne
Blois	r	0,4544	0,4458	0,4704	0,3935	0,4551
(n=10)	p-value	0,014	0,013	0,006	0,025	0,01

Tableau 15 : Résultats des tests de Mantel (999 permutations) effectués entre des matrices de distance de composition végétale (Réalisées avec les données de présence/absence = Sorensen) et des matrices de distance physique pour chaque modèle de résistance du paysage et pour la distance euclidienne pour les friches de typologie A et de surface supérieure à 7500m². Friches de Blois.

En revanche si l'on sélectionne uniquement les friches de typologie A et ayant une surface supérieure à 7500m² on observe une corrélation positive entre distance de composition et distance physique (p-value < 0.05). Le modèle 3 est celui qui donne la plus grande corrélation entre connectivité structurelle et distance floristique (Mantel statistic r = 0.4704). Par contre cette corrélation est proche de celle que l'on obtient avec la distance euclidienne (Mantel statistic r = 0.45) (Tableau 15).

Discussion

Nous avons étudié 167 friches sur les agglomérations de Tours et de Blois dans le but de déterminer si les connectivités structurelles et fonctionnelles étaient corrélées. Des relevés floristiques réalisés au printemps 2013 ont permis d'avoir une indication de la connectivité fonctionnelle, c'est-à-dire les liens qui relient les friches du point de vue de leur composition végétale. Cette connectivité est à nuancer, en effet nous ne disposons de données floristiques uniquement pour une année et à une seule saison. Ainsi un certain nombre d'espèces peuvent ne pas être identifiées alors qu'elles sont probablement présentes mais ne pas être en période de végétation. Egalement nous n'avons aucune idée de la façon dont se dispersent les propagules dans la matrice urbaine.

Pour déterminer la connectivité structurelle deux approches sont possibles, soit l'utilisation d'une représentation continue du paysage avec l'utilisation d'images NDVI soit l'utilisation d'une représentation discrète du paysage grâce à une carte d'occupation du sol. Deux paramètres des images NDVI ont été étudiés, leur date d'acquisition (images Landsat8 acquises à plusieurs moments de l'année) et leur résolution (images Pléiade ré-échantillonnées à plusieurs tailles de grain).

I. Images Landsat8 à différentes dates

Influence de la surface des friches

Les tests de Mantel indiquent des corrélations significatives entre composition floristique et distance géographique uniquement pour les friches d'une surface supérieure à 7500m² situées à Blois. Cette corrélation est néanmoins assez faible (Mantel statistic $r = 0.165$). Pour les friches ayant une surface plus faible il n'y a donc pas de corrélation entre leur composition floristique et leur éloignement géographique, ces deux caractéristiques sont indépendantes. Le fait que l'on trouve des corrélations uniquement pour les friches de grande surface peut s'expliquer par le fait que ces friches, justement du fait de leur grande étendue, peuvent accueillir un grand nombre d'espèces végétales (Muratet et al., 2007) et donc être composées d'une grande partie des espèces présentes spontanément à cet emplacement. Ainsi ces grandes friches ont plus de chance d'avoir une composition semblable.

Influence de la typologie des friches

Ensuite si on regarde les résultats en fonction de la typologie des friches, on voit que seules les friches situées à Blois et de typologie herbacée homogène présentent une corrélation entre leur distance floristique et leur distance géographique. Toutefois cette corrélation est modérée (Mantel statistic $r = 0.138$). L'absence d'espèces ligneuses dans ces friches peut être le signe d'un stade de végétation jeune. Ainsi il y a fort à penser que ces friches possèdent toutes des communautés végétales qui sont en grande partie composées d'espèces herbacées pionnières. Ces communautés peuvent alors être relativement proches. Cependant il y a certains sols aux substrats compacts, qui ne permettent pas aux espèces

ligneuses de s'installer (Bonthoux et al. 2014). Donc des friches herbacées peuvent avoir des communautés végétales plus anciennes que d'autres donc très différentes, bien qu'elles soient également entièrement herbacées.

Influence combinée de la surface des friches et de la typologie

En sélectionnant uniquement les friches d'une surface supérieure à 7500m² et de typologie herbacée on obtient une corrélation plus importante (Mantel statistic $r = 0.45$) qu'en prenant ces paramètres séparément. Ces deux paramètres sont des facteurs déterminants pour la biodiversité au sein des friches.

Influence de la date d'acquisition des images NDVI

Dans les cas où une corrélation significative est trouvée on constate que celle-ci ne varie pas entre les différentes dates d'acquisition. De plus la corrélation est la même, que l'on se base sur le chemin de moindre coût (paysage considéré comme hétérogène) ou sur la distance euclidienne (paysage considéré homogène). On peut expliquer ces ressemblances par le fait que les matrices de distance aux différentes dates sont très fortement corrélées entre elles ainsi qu'avec la matrice de distance euclidienne (Mantel statistic $r > 0.99$). Ces fortes corrélations peuvent être dues à notre dispositif d'étude. En effet il y a un grand gradient de distance physique entre les friches, certaines sont éloignées de quelques mètres, d'autre de plusieurs kilomètres. Ainsi même si les chemins de moindre coût sont différents entre les dates, la distance sera toujours faible pour les friches proches et grande pour les friches éloignées quel que soit l'image considérée.

L'utilisation d'images NDVI pour représenter le paysage ne permet pas d'obtenir une connectivité structurelle plus proche de la connectivité fonctionnelle que l'utilisation de la distance euclidienne. C'est comme si les images NDVI donnaient une représentation homogène de la matrice paysagère, indépendamment de la date d'acquisition des images, ce qui est en contradiction avec les résultats attendu. En effet on s'attend à ce qu'une image NDVI saisie pendant l'hiver soit homogène étant donné l'absence de végétation mais ce n'est pas le cas pour une image saisie durant l'été où on voit clairement un contraste entre les zones végétalisées et celles qui ne le sont pas.

II. Image pléiade à différentes résolutions

Les tests de Mantel n'ont pas permis de mettre en évidence des corrélations significatives entre distances floristiques et distances géographiques pour les friches de Tours même après avoir sélectionné uniquement les friches supérieures à 7500m² ou de typologie herbacée, il n'est donc pas possible de comparer les résultats pour des images de résolutions différentes.

En revanche les calculs de corrélations entre les matrices de distance montrent de fortes corrélations entre chaque résolutions ainsi qu'avec la distance euclidienne (Mantel statistic $r > 0.98$). Encore une fois ces fortes corrélations peuvent être dues à notre dispositif d'étude, peu importe la résolution de l'image, la distance sera toujours faible pour les friches proches et grande pour les friches éloignées. La résolution des images NDVI a donc peu d'impact sur

la distance de moindre coût entre les friches. De nombreuses études confirment le fait que la taille du grain n'a qu'un faible impact sur la puissance du modèle voire pas du tout. Même le grain le plus grossier capture les éléments les plus détaillés du paysage qui déterminent la sélection de l'habitat par les organismes. (Gottschalk et al., 2011).

On retrouve aussi le même résultat qu'avec les images Landsat8, à savoir que les images NDVI ne permettent pas de tracer des chemins de moindre coût significativement différents des distances euclidiennes. Bien que l'image pléiade ait été prise durant l'été (2 août) le NDVI semble représenter la matrice paysagère de manière homogène avec notre dispositif d'étude.

III. Carte d'occupation du sol

L'utilisation d'une carte d'occupation du sol de l'agglomération de Blois ne semble pas présenter des corrélations plus importantes qu'une carte NDVI. En effet les 4 modèles de résistance testés ne présentent pas de corrélation entre distance physique et distance de composition floristique pour les friches de surface supérieure à 7500m² alors qu'il y a des corrélations avec les matrices de distance obtenues à partir des images NDVI.

Si on sélectionne seulement les friches d'une surface supérieure à 7500m² et de typologie herbacée, le modèle 3 (Résistance forte des milieux non végétalisés et résistance en fonction de la hauteur du bâti) est le modèle qui permet d'obtenir une plus grande corrélation entre connectivité structurelle et fonctionnelle (Mantel statistic $r = 0.4704$). Cependant ce n'est pas significativement supérieur au modèle euclidien (Mantel statistic $r = 0.4551$). Donc un modèle basé sur une carte d'occupation du sol n'est pas plus pertinent qu'un modèle basé sur une matrice homogène. On peut remarquer aussi que les résultats obtenus sont semblables à ceux obtenus à partir d'images NDVI (Mantel statistic $r = 0.45$).

Cette étude ne permet pas de mettre en évidence qu'une connectivité structurelle entre des friches urbaines basée sur un mode de représentation du paysage, qu'elle soit continue ou discrète, est plus pertinente qu'une connectivité structurelle basée sur la distance euclidienne. Cependant ces résultats doivent être discutés. D'une part à cause du modèle d'étude, les friches urbaines, qui présentent énormément de variabilité sur les facteurs locaux qui ont une influence sur la biodiversité (Bonthoux et al. 2014). Que ce soit par leur taille ou leur structure de végétation, comme on a pu le voir, mais également par l'âge de la friche (Muratet et al., 2007), la nature de son sol (De Kimpe et Morel, 2000), sa fonction passée, le microclimat (Godefroid et al., 2007), les activités anthropiques et animales au sein de la friche (certaines espèces sont plus résistantes au piétinement, d'autres sont plus sujettes à l'herbivorie) (Fisher et al., 2013).

Les résultats ont montré que la corrélation entre connectivité structurelle et fonctionnelle est plus grande lorsque l'on étudie les friches en les regroupant selon leur taille ou leur structure de végétation, deux facteurs influençant la biodiversité au sein des friches. Il serait intéressant d'aller plus loin dans cette démarche et d'étudier la connectivité entre des friches partageant davantage de caractéristiques. Notamment des friches ayant le même type de sol car c'est un des facteurs les plus discriminants pour l'installation des espèces

végétales or c'est aussi un des facteurs les plus variés au sein des friches urbaines du fait des modifications et des pollutions apportées par l'homme. Ainsi les sols des friches peuvent présenter une grande variété de substrat et être plus ou moins compactés, acides, riches en nutriments, imperméables etc.

Aussi le climat n'est pas pris en compte dans cette étude alors qu'au sein d'un paysage urbain il peut y avoir de grandes différences de température entre le centre-ville, plus chaud, et la périphérie des agglomérations, plus fraîche (Sukopp et Wurzel, 2003). De plus la circulation du vent qui permet la dissémination d'un grand nombre de graines peut être perturbée dans un centre urbain fortement bâti (Hang et al., 2009 ; Cheptou et al., 2008). La circulation routière plus dense en ville a également une influence sur la dissémination des graines, (Ansong et Pickering, 2013).

À partir des images Landsat8, qui couvrent les deux agglomérations, on trouve des corrélations significatives dans certaines conditions (surface > 7500m² ; typologie herbacée) pour les friches de Blois alors qu'il n'y en a pas pour les friches de Tours pour les mêmes conditions. Cette différence peut être causée par la structure des deux agglomérations qui n'est pas la même. Tours est une ville plus densément urbanisée que Blois, la dissémination et l'installation des graines y subissent donc davantage les perturbations provoquées par un centre urbain ce qui peut provoquer de grandes différences de composition floristique entre les friches selon leur emplacement. Les différences de résultat entre les deux agglomérations peuvent également être dues à l'éloignement moyen entre les friches qui est de 6080m pour celles de Tours et de 4440m pour celles de Blois.

De nombreuses études montrent que les caractéristiques locales et la qualité de l'habitat sont plus importantes que le contexte paysager (Meffert et al., 2012; Small et al., 2006; Strauss et Biedermann, 2006)

De plus la connectivité fonctionnelle ne peut pas correspondre à la connectivité fonctionnelle réelle entre les friches étant donné que nous ne disposons de données floristiques qu'à un moment donné de l'année. Nous n'avons donc qu'une idée des effectifs démographiques réels et nous n'avons pas de données quant au déplacement des propagules dans la matrice paysagère.

Conclusion

Au vu des résultats il semblerait que la date d'acquisition et la résolution des images NDVI utilisées pour tracer le chemin de moindre coût entre les friches n'aient aucune influence sur la pertinence du modèle. En effet les matrices de distance obtenues pour chaque date/résolution sont toutes très fortement corrélées entre elles (Mantel statistic $r > 0.98$) et lorsqu'il y a des corrélations celles-ci ne sont pas significativement différentes entre les dates.

De plus, que ce soit pour les images NDVI ou pour la carte d'occupation du sol, aucun mode de représentation du paysage ne permet d'avoir des corrélations plus importantes que l'utilisation des distances euclidiennes. C'est comme si le NDVI et la carte d'occupation du sol considéraient la matrice paysagère comme homogène.

Des corrélations entre distance de composition floristique et distance physique sont observées pour les friches de Blois mais pas pour celles de Tours. Une explication possible serait la différence de densité entre les deux villes, Tours étant plus densément urbanisée que Blois. Aussi la distance moyenne entre les friches peut jouer un rôle, les friches de Tours sont espacées en moyenne de 6080 mètres contre 4440 mètres pour celles de Blois.

De faibles corrélations apparaissent lorsque l'on sélectionne uniquement les friches ayant une surface supérieure à 7500m², il en est de même lorsque l'on sélectionne les friches de typologie A (recouvrement homogène herbacé). Les corrélations sont encore plus grandes si on sélectionne uniquement les friches qui répondent à ces deux critères (surface > 7500m² + typologie herbacée). Cela peut s'expliquer par le fait que l'on étudie un ensemble de friches ayant des caractéristiques de taille et de structure de végétation proches donc plus susceptibles d'avoir des compositions floristiques semblables.

Pour pousser l'étude plus loin dans ce sens il serait judicieux d'étudier des ensembles de friches partageant davantage de caractéristiques communes, par exemple l'âge de la friche, la nature de son sol, le microclimat. Mais aussi s'intéresser à l'usage actuel et ancien que fait l'Homme de ces friches, l'entretien qui y est fait. Tant de paramètres qui déterminent la diversité végétale au sein des friches et qui ne sont pas pris en compte dans cette étude.

Les corrélations observées pour les friches de surface supérieure à 7500m² et de typologie herbacée sont identiques que l'on se base sur des images NDVI ou sur une carte d'occupation du sol. Il semblerait donc qu'une représentation discrète du paysage ne soit pas plus pertinente qu'une représentation continue.

Également il serait nécessaire de réaliser des campagnes botaniques à plusieurs moments de l'année afin d'avoir un inventaire floristique qui se rapproche le plus des données démographiques réelles que l'on trouve dans les friches.

Bibliographie

- Abd El-Ghani, M. et al., 2011. Vegetation analysis and soil characteristics of five common desert climbing plants in Egypt. *Turkish Journal of Botany*, 35(5), pp.561–580.
- Adriaensen, F. et al., 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), pp.233–247.
- Alberti, M., 2005. The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, 28(2), pp.168–192.
- Ansong, M. & Pickering, C., 2013. Are Weeds Hitchhiking a Ride on Your Car? A Systematic Review of Seed Dispersal on Cars. *Plos One*, 8(11), p.e80275.
- Araujo, M.B., 2003. The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 12(1), pp.5–12.
- Baguette, M. et al., 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, 88(2), pp.310–326.
- Baselga, A., 2010. Multiplicative partition of true diversity yields independent alpha and beta components; additive partition does not. *Ecology*, 91(7), pp.1974–U112.
- Beier, P. & Noss, R.F., 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12(6), pp.1241–1252.
- Bonthoux, S. et al., 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning* (in press).
- Bryant, M.M., 2006. Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning*, 76(1-4), pp.23–44.
- Cheptou, P.-O. et al., 2008. Rapid evolution of seed dispersal in an urban environment in the weed *Crepis sancta*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(10), pp.3796–3799.
- Clergeau, P. et al., 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: A comparative study between two cities on different continents. *Condor*, 100(3), pp.413–425.
- De Kimpe, C.R. & Morel, J.L., 2000. Urban soil management: A growing concern. *Soil Science*, 165(1), pp.31–40.
- Dixon, P., 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 14(6), pp.927–930.
- Doody, B.J. et al., 2010. Urban realities: the contribution of residential gardens to the conservation of urban forest remnants. *Biodiversity and Conservation*, 19(5), pp.1385–1400.
- Driscoll, D.A. et al., 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(10), pp.605–613.
- Etherington, T.R. & Holland, E.P., 2013. Least-cost path length versus accumulated-cost as connectivity measures. *Landscape Ecology*, 28(7), pp.1223–1229.
- Eycott, A.E. et al., 2012. A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates. *Landscape Ecology*, 27(9), pp.1263–1278.
- Foltete, J.-C., Clauzel, C. & Vuidel, G., 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 38, pp.316–327.
- Forman, R.T.T., 2008. The urban region: natural systems in our place, our nourishment, our home range, our future. *Landscape Ecology*, 23(3), pp.251–253.
- Godefroid, S. & Koedam, N., 2007. Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, 22(8), pp.1227–1239.
- Gottschalk, T.K. et al., 2011. Influence of grain size on species-habitat models. *Ecological Modelling*, 222(18), pp.3403–3412.
- Grimm, N.B. et al., 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Bioscience*, 50(7), pp.571–584.
- Hang, J., Sandberg, M. & Li, Y., 2009a. Age of air and air exchange efficiency in idealized city models. *Building and Environment*, 44(8), pp.1714–1723.
- Hang, J., Sandberg, M. & Li, Y., 2009b. Effect of urban morphology on wind condition in idealized city models. *Atmospheric Environment*, 43(4), pp.869–878.

- Harris, K.M., Dickinson, K.J.M. & Whigham, P.A., 2014. Functional connectivity and matrix quality: network analysis for a critically endangered New Zealand lizard. *Landscape Ecology*, 29(1), pp.41–53.
- Herbst, H. & Herbst, V., 2006. The development of an evaluation method using a geographic information system to determine the importance of wasteland sites as urban wildlife areas. *Landscape and Urban Planning*, 77(1-2), pp.178–195.
- Legendre, P. & Fortin, M.-J., 2010. Comparison of the Mantel test and alternative approaches for detecting complex multivariate relationships in the spatial analysis of genetic data. *Molecular Ecology Resources*, 10(5), pp.831–844.
- Luck, G.W., 2007. A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews*, 82(4), pp.607–645.
- Mantel, N. & Valand, R.S. 1970. A technique of nonparametric multivariate analysis. *Biometrics* 26, pp.547–558
- Maurer, U., Peschel, T. & Schmitz, S., 2000. The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. *Landscape and Urban Planning*, 46(4), pp.209–215.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience*, 52(10), pp.883–890.
- Meffert, P.J. & Dziocck, F., 2012. What determines occurrence of threatened bird species on urban wastelands? *Biological Conservation*, 153, pp.87–96.
- Meyer, W. & Turner, B., 1992. Human-Population Growth and Global Land-Use Cover Change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23, pp.39–61.
- Muratet, A. et al., 2008. Evaluation of floristic diversity in urban areas as a basis for habitat management. *Applied Vegetation Science*, 11(4), pp.451–460.
- Muratet, A. et al., 2013. Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI. *Landscape Ecology*, 28(1), pp.95–105.
- Muratet, A. et al., 2007. The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the greater Paris area, France. *Ecosystems*, 10(4), pp.661–671.
- Purevdorj, T. et al., 1998. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing*, 19(18), pp.3519–3535.
- Ribeiro, A. et al., 2010. Population Structure and Genetic Diversity of Wild Helianthus Species from Mozambique. *Russian Journal of Genetics*, 46(8), pp.967–975.
- Sheeren, D., Bonthoux, S. & Balent, G., 2014. Modeling bird communities using unclassified remote sensing imagery: Effects of the spatial resolution and data period. *Ecological Indicators*, 43, pp.69–82.
- Shochat, E. et al., 2010. Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *Bioscience*, 60(3), pp.199–208.
- Sieving, K.E., Willson, M.F. & De Santo, T.L., 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *Auk*, 113(4), pp.944–949.
- Small, E., Sadler, J.P. & Telfer, M., 2006. Do landscape factors affect brownfield carabid assemblages? *Science of the Total Environment*, 360(1-3), pp.205–222.
- Sokal, R. R. 1979. Testing statistical significance of geographic variation patterns. *Syst. Zool.* 28: pp. 227 -23 1.
- La Sorte, F.A. et al., 2008. Distance decay of similarity among European urban floras: the impact of anthropogenic activities on beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 17(3), pp.363–371.
- Stagoll, K. et al., 2012. Large trees are keystone structures in urban parks. *Conservation Letters*, 5(2), pp.115–122.
- Strauss, B. & Biedermann, R., 2006. Urban brownfields as temporary habitats: driving forces for the diversity of phytophagous insects. *Ecography*, 29(6), pp.928–940.
- Taylor, P. et al., 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), pp.571–573.
- Verbeylen, G. et al., 2003. Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology*, 18(8), pp.791–805.
- With, K.A., 1997. The application of neutral landscape models in conservation biology. *Conservation Biology*, 11(5), pp.1069–1080.
- Zerbe, S. et al., 2003. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape and Urban Planning*, 62(3), pp.139–148.

Résumé

L'urbanisation croissante provoque une fragmentation des habitats naturels et donc une chute de la biodiversité. Afin de conserver ou de créer des corridors écologiques entre les taches d'habitat ont été mises en place les trames vertes et bleues. Appliquées au milieu urbain ces trames ne prennent que rarement en compte les délaissés urbains. Un des objectifs du projet DUE est d'analyser la connectivité entre les friches urbaines afin de pouvoir les intégrer dans les TVB urbaines. 168 friches des agglomérations de Blois et de Tours ont été étudiées afin de trouver des corrélations entre leur connectivité fonctionnelle et leur connectivité structurelle. La connectivité structurelle correspond au chemin de moindre coût entre les friches obtenu soit à partir d'une carte d'occupation du sol soit d'une image NDVI, les images NDVI pouvant être de plusieurs résolutions ou bien acquises à plusieurs dates au cours de l'année. Nous n'avons pas trouvé de différence entre les images NDVI aux différentes dates et aux différentes résolutions, il n'y a pas non plus de différence entre carte d'occupation du sol et image NDVI. En revanche on observe que les corrélations sont plus fortes lorsque l'on étudie des groupes de friches selon leurs caractéristiques (surface et/ou typologie). Il faudrait aller plus loin dans ce sens en étudiant des friches qui partagent les mêmes caractéristiques.

Summary

The growing urbanization causes the fragmentation of natural habitats and a fall of biodiversity. In the aim to conserve or create ecological corridors between patches, the green and blue ways have been implemented. Applied to urban areas, those ways rarely take into account the wastelands. One of the DUE project's goal is to analyze the connectivity between urban wastelands to integrate them in the green and blue ways. 168 wastelands of the agglomerations of Blois and Tours (France) have been studied in order to find correlations between functional and structural connectivity. Structural connectivity corresponds to the least-cost-path between wastelands obtained either using a land cover map or an NDVI map. NDVI maps could be of different resolutions or taken at different days during the year. We did not find any difference between NDVI maps at different day or at different resolution, there is also no difference between land cover map and NDVI maps. On the other hand better correlations can be observe when we studies groups of wastelands according to their characteristics (surface and/or typology). We should go further in this direction by studying wastelands which share the same characteristics.