POLYTECH
TOURS
Département Aménagement

Ecole d'ingénieurs
polytechnique
de l'université de Tours

CITERES
UMR 6173
Cités, Territoires,
Environnement et Sociétés

Equipe IPA-PE
Ingénierie du Projet
d'Aménagement, Paysage,
Environnement

Projet de Fin d'Etudes

Evaluation de la structure de la Trame Verte Urbaine au travers des communautés de micromammifères



KLINGELSCHMIDT Florian

KNOEPFFLER Valentin

SENÉ Damien

2013-2014

Directeurs de recherche :

ISSELIN-NONDEDEU Francis & PHILIPPE Marc-André

Evaluation de la structure de la Trame Verte Urbaine au travers des communautés de micromammifères

Directeurs de recherche :

ISSELIN-NONDEDEU Francis & PHILIPPE Marc-André

Auteurs :

KLINGELSCHMIDT Florian, KNOEPFFLER Valentin, SENÉ Damien

Année : 2013-2014

AVERTISSEMENT

Cette recherche a fait appel à des lectures, enquêtes et interviews. Tout emprunt à des contenus d'interviews, des écrits autres que strictement personnel, toute reproduction et citation, font systématiquement l'objet d'un référencement.

L'auteur (les auteurs) de cette recherche a (ont) signé une attestation sur l'honneur de non plagiat.

FORMATION PAR LA RECHERCHE ET PROJET DE FIN D'ETUDES

EN GENIE DE L'AMENAGEMENT

La formation au génie de l'aménagement, assurée par le département aménagement de l'Ecole Polytechnique de l'Université de Tours, associe dans le champ de l'urbanisme et de l'aménagement, l'acquisition de connaissances fondamentales, l'acquisition de techniques et de savoir faire, la formation à la pratique professionnelle et la formation par la recherche. Cette dernière ne vise pas à former les seuls futurs élèves désireux de prolonger leur formation par les études doctorales, mais tout en ouvrant à cette voie, elle vise tout d'abord à favoriser la capacité des futurs ingénieurs à :

- Accroître leurs compétences en matière de pratique professionnelle par la mobilisation de connaissances et de techniques, dont les fondements et contenus ont été explorés le plus finement possible afin d'en assurer une bonne maîtrise intellectuelle et pratique,
- Accroître la capacité des ingénieurs en génie de l'aménagement à innover tant en matière de méthodes que d'outils, mobilisables pour affronter et résoudre les problèmes complexes posés par l'organisation et la gestion des espaces.

La formation par la recherche inclut un exercice individuel de recherche, le projet de fin d'études (P.F.E.), situé en dernière année de formation des élèves ingénieurs. Cet exercice correspond à un stage d'une durée minimum de trois mois, en laboratoire de recherche, principalement au sein de l'équipe Ingénierie du Projet d'Aménagement, Paysage et Environnement de l'UMR 6173 CITERES à laquelle appartiennent les enseignants-chercheurs du département aménagement.

Le travail de recherche, dont l'objectif de base est d'acquérir une compétence méthodologique en matière de recherche, doit répondre à l'un des deux grands objectifs :

- Développer toute ou partie d'une méthode ou d'un outil nouveau permettant le traitement innovant d'un problème d'aménagement
- Approfondir les connaissances de base pour mieux affronter une question complexe en matière d'aménagement.

Afin de valoriser ce travail de recherche nous avons décidé de mettre en ligne les mémoires à partir de la mention bien.

REMERCIEMENTS

Nous adressons tout d'abord un remerciement particulier à nos tuteurs de projet, qui ont su nous accompagner et répondre à nos questions tout au long du projet :

- M. ISSELIN-NONDEDEU Francis, enseignant-chercheur, maitre de conférences
- M. PHILIPPE Marc-André, enseignant-chercheur, maitre de conférences

Nous remercions également l'ensemble des personnes suivantes, qui ont contribué à la bonne avancée de notre projet de fin d'études :

- M. ROUSSILLE Raphaël, ingénieur d'études UMR CITERES
- M. DAVO Michel, propriétaire de l'Arboretum de la Martinière, à Veigné.
- Mme. POLOMBO Nadine, enseignante chercheuse
- Mme. CHASSEGUET Christine, directrice du service des Parcs et Jardins de la mairie de Tours
- M. BOIDIN Michel, directeur du service des ressources humaines et des moyens de la Préfecture d'Indre-et-Loire
- M. MARTIN Laurent, directeur des services techniques du jardin Botanique
- M. PORTUGUEZ Laurent, chef jardinier des jardins de Villandry

- Ainsi que l'ensemble des jardiniers et personnes rencontrés sur le terrain.

Enfin, un remerciement tout particulier est adressé à nos confrères Marion CHEREUL et Léa GOLFIER pour l'aide apportée et la convivialité dont elles ont fait preuve tout au long de ce PFE.

SOMMAIRE

Introduction 10

I. La ville, un milieu plutôt hostile aux espèces animales et végétales 11

II. L'émergence du concept de trame verte urbaine 15

III. L'impact de la dynamique d'isolement des espaces verts sur la biodiversité actuelle 20

IV. Le modèle biologique des micromammifères 22

Matériels et méthodes 24

I. Le périmètre d'étude 25

II. Les sites d'étude 26

III. Méthode d'échantillonnage 44

IV. Méthodes d'analyse des données 46

Résultats 52

I. Résultats généraux des captures 53

II. Relations entre les caractéristiques des espaces verts et les captures de micromammifères 58

III. Relations entre la structure du paysage urbain autour des espaces verts et les données de captures 66

IV. Relations entre la dynamique passée d'isolement des espaces verts et les données de capture 71

Discussion 79

I. Un faible succès de piégeage, mais un taux de recapture et une richesse spécifique relativement élevés 80

II. Relations entre la présence d'espèces et les caractéristiques des espaces verts 83

III. Relations entre la présence d'espèces et l'environnement actuel des espaces verts 85

IV. Relations entre la présence d'espèces et la dynamique d'isolement des espaces verts au cours du temps 86

V. Vers l'utilisation de nouvelles techniques pour faire évoluer l'étude des trames vertes urbaines 91

Conclusion 92

Bibliographie 94

Tables des illustrations 101

Annexes 106

Table des matières 122

Introduction

Depuis plus d'un siècle, et plus particulièrement au cours des dernières décennies, l'urbanisation a provoqué une fragmentation des espaces naturels situés en périphérie des villes. Ainsi, certains parcs et jardins autrefois connectés aux écosystèmes des milieux naturels se sont retrouvés isolés au sein d'une matrice urbaine relativement imperméable au déplacement des espèces animales et végétales. Tous ces espaces verts accueillent aujourd'hui une certaine biodiversité, que les pouvoirs publics souhaitent désormais préserver et développer, notamment par l'intégration de ces éléments au sein de trames vertes urbaines. Pour cela, il est essentiel de comprendre quels sont les facteurs influant sur la richesse écologique de ces sites. Nous tenterons plus particulièrement d'établir un lien entre l'état actuel des populations à l'intérieur des espaces verts et la dynamique passée ayant conduit à l'isolement de ceux-ci.

I. La ville, un milieu plutôt hostile aux espèces animales et végétales

1. Les caractéristiques du milieu urbain

La ville est une matrice très défavorable à la biodiversité. Elle est particulièrement imperméable et entrave le développement des espèces ainsi que leur mobilité. A ce titre, les mouvements effectués par les animaux entre les différents patchs d'habitat sont souvent limités par la distance entre les patchs mais également par la perméabilité de la matrice environnante (FISCHER, LINDENMAY, 2002). En conséquence, en milieu urbain, à cause de l'artificialisation des sols, des espèces sont souvent absentes d'un habitat qui pourrait a priori leur convenir, faute de pouvoir s'y rendre.

En outre, si la qualité des ressources utilisables pour la faune naturelle est directement liée à la présence de la végétation, un grand nombre de variables, inhérentes à l'écosystème urbain, vont également influencer l'écologie en ville.

Tout d'abord, le climat urbain est différent de celui du milieu rural. L'insolation y est de 5 à 15% inférieure, et jusqu'à 40% en été (RAMADE, 1974). La nébulosité est elle de 5 à 10% plus élevée, les précipitations de 5 à 15% plus abondantes et les températures souvent supérieures de 1 à 2 °C à celles observées en milieu rural. En ce qui concerne le vent, il est de 20 à 30% inférieur en milieu urbain. La pollution, enfin, est quant à elle bien plus présente en ville qu'à la campagne.

Outre le climat, le dérangement humain est un des facteurs influençant la biodiversité en ville. L'être humain, par ses pratiques, peut perturber, sur une échelle de temps plus ou moins longue, la faune présente sur certains sites. Concernant les populations d'eider à duvet (*Somateria mollissima*), la période au cours de laquelle a lieu la perturbation par l'être humain a une influence sur le succès de nidification de l'espèce étudiée (BOLDUC, GUILLEMETTE, 2003).

Le bruit est également une des caractéristiques de la matrice urbaine à prendre en compte, même si ses effets sur la faune restent encore méconnus (CLERGEAU, 2007).

La lumière, quant à elle, est particulièrement présente en ville. La lumière nocturne aurait pour effet de modifier complètement le comportement cyclique de la faune et de la flore (CLERGEAU, 2007).

La qualité des sols est un des critères fondamentaux influençant la présence de la faune et de la flore en ville. En effet, le sol est un biotope qui abrite une grande partie de la biodiversité de la planète (CLUZEAU, & coll., 2012). En outre, la richesse du sol est corrélée à la biodiversité (GARDI, & coll., 2002). En ville, les sols sont très souvent imperméabilisés par le goudronnage, mais également fréquemment remaniés. Compact et généralement déstructuré, le sol urbain n'offre au final pas les mêmes conditions de vie que le sol rural, rendant l'installation d'espèces floristiques et faunistiques plus difficile. Le sol est aussi le réceptacle de diverses pollutions urbaines (métaux lourds, sel, etc.) en lien avec l'accentuation des phénomènes de lessivage sur des sols artificialisés. A ce sujet, une étude sur des populations de pigeons (*Columba sp.*) a été menée à Paris (FRANTZ, & coll., 2012). En étudiant le taux de métaux lourds présents dans leur organisme et en le comparant à ceux présents en agglomération parisienne et aux environs, ils ont mis en exergue l'adaptation des pigeons parisiens à leur milieu. En effet, outre des taux de métaux plus importants dans leur organisme, ces derniers ont également tendance à limiter leurs déplacements à une échelle restreinte. Ces recherches illustrent ainsi les modifications que peut apporter l'écosystème urbain à la fois sur les comportements et sur les métabolismes des espèces considérées.

Une autre caractéristique concernant la matrice urbaine est qu'elle n'est pas homogène. Il existe un gradient d'urbanisation s'étendant depuis le milieu rural jusqu'au centre ville. Si la biodiversité urbaine est caractérisée par un haut niveau d'hétérogénéité, elle se retrouve toutefois souvent organisée le long de ce gradient.

La matrice urbaine peut donc être divisée en quatre grandes catégories. Ces dernières ont communément été adoptées au niveau international (voir par exemple MARZLUFF, & coll., 2001) :

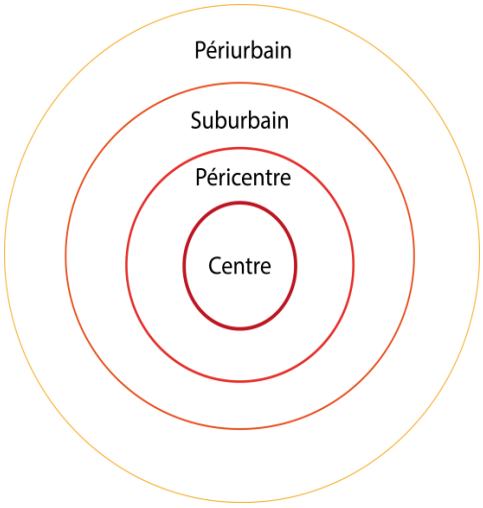


Figure 1: Le gradient d'urbanité selon Marzluff et coll. ; Réalisation personnelle

- Le centre ville, bâti ancien, présente moins de 15% de surface de végétation.
- Le péricentre, qui correspond à une couronne d'habitation où les jardins sont fréquents, peut contenir jusqu'à 40% de végétation.
- Le suburbain, où la végétation est présente à travers les jardins des lotissements mais aussi sous forme de grandes surfaces de pelouse entre les immeubles, les parcs, cimetières et terrains de sports, peut atteindre 70% d'espaces végétalisés.
- La séparation entre l'urbain et le périurbain, est quant à elle généralement déterminée par une distance moyenne entre habitation inférieure à 200m. Dans les faits, cela reste compliqué à distinguer pour la plupart des villes. Les limites extérieures du périurbain sont aussi de plus en plus difficiles à définir tant les grandes villes s'étendent loin et ont tendance à se rejoindre entre elles.

Au final, ces caractéristiques évoquées précédemment font de l'écosystème urbain un milieu où les conditions de vie sont significativement différentes de celles que les espèces faunistiques ou floristiques retrouvent à la campagne. Ces différences vont influencer la présence, la diversité ou le comportement de ces espèces lorsqu'elles se retrouvent en milieu urbain. Pour autant, biodiversité et milieu urbain ne sont pas incompatibles. En effet, dans la ville méditerranéenne d'Ioannina en Grèce, des plantes présentent un intérêt en termes de conservation et habitent également les milieux anthropiques et semi-naturels (KANTSA, & coll., 2013). Cette découverte illustre ainsi la fonction de refuge que peuvent potentiellement exercer les villes.

2. Les espèces animales présentes dans les espaces verts urbains

Les espaces verts urbains peuvent représenter des réservoirs de biodiversité végétale et animale remarquables, bien que ce paramètre dépende fortement du mode de gestion que l'on opère sur ces sites (utilisation de produits phytosanitaires ou non, tonte régulière ou non, etc.). De plus, l'écosystème urbain dans sa globalité abrite une faune composée de deux grands types d'espèces que l'on peut différencier par leur sensibilité et leur exigence relative aux habitats (CLERGEAU, 2007).

Les espèces généralistes, d'une part, vont facilement supporter un grand nombre d'habitats différents, qu'ils soient ou non perturbés par l'activité humaine. Ces dernières se divisent en deux sous catégories (BLAIR, 1996) :

- Les espèces tolérantes (*urban exploiters*) peuvent s'adapter en milieu urbain et causer des nuisances pour les citadins. C'est le cas par exemple du rat surmulot (*rattus norvegicus*) ou de l'étourneau sansonnet (*sturnus vulgaris*).
- Les espèces dites *urban adapters* sont capables d'utiliser le milieu naturel ou le milieu urbain de manière indifférenciée. Ces espèces sont caractérisées par une plasticité environnementale vis-à-vis de leur habitat et de leur alimentation. On retrouve par exemple dans cette sous-catégorie le mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*) et la corneille (*Corvus sp*.) (OUIN, 2000).

Les espèces généralistes peuvent survivre dans des patchs d'habitat très restreints, car elles sont capables d'utiliser également les ressources des milieux alentours (ANDREN, 1994).

Au contraire des espèces généralistes, les espèces spécialistes (*urban avoiders*) ne vivent que dans un type d'habitat spécifique, et y sont particulièrement bien adaptées et inféodées. Cependant, ces espèces supportent mal les modifications du paysage et la fragmentation des habitats et ne sont capables de s'adapter à de nouveaux habitats qu'après plusieurs générations. Ces dernières vont donc avoir tendance à reculer face à l'urbanisation et à l'artificialisation des terres (exemple des pics ou des martres) (CLERGEAU, 2007).

Les études écologiques et les travaux d'inventaires réalisés sur la faune en ville sont encore peu nombreux par rapport aux études menées sur le domaine rural et restent encore relativement récents. Les principales études effectuées jusqu'alors ont eu pour but la mise en relation de la composition des peuplements d'animaux et leur organisation au sein du tissu urbain le long d'un

gradient d'urbanisation, ainsi que la comparaison de ces résultats avec ceux d'autres pays (notamment le Canada, la Finlande ou encore la France).

C'est le cas par exemple des espèces d'oiseaux, qui ont fait l'objet de nombreuses recherches (notamment BLAIR, 1996 ; CLERGEAU, 2013). Les résultats de ces études montrent que les communautés d'oiseaux sont avant tout sensibles aux variations de la qualité de l'habitat le long du gradient d'urbanisation (types de strates, ressources trophique présentes dans l'habitat, etc.) plutôt qu'à la structure même du paysage urbain (fragmentation de l'habitat) dans la mesure où leur capacité de dispersion est importante.

En ce qui concerne les insectes, le projet de recherche ECORURB (CLERGEAU, BUTET & CROCI entre 2004 et 2005 à Rennes et Angers), focalisé sur les communautés de carabes (coléoptères carabidés) ont montré que ces derniers sont principalement sensibles à la structure du paysage urbain dans un rayon de 600m autour de l'espace considéré. Cela s'explique par la faible capacité de cheminement de cette espèce, la rendant sensible à la fragmentation des habitats fragmentés en milieu urbain.

En ce qui concerne les mammifères, enfin, un recensement à été réalisé dans le même cadre grâce à plusieurs campagnes de piégeages en 2004 et 2005 à Rennes et Angers. L'observation principale tirée de ces campagnes de piégeage est qu'il y a moins d'espèces et moins d'individus en centre-ville qu'en périurbain et que le secteur suburbain présente un fort taux d'espèces et d'individus mais également une très forte variabilité. Cependant, le faible nombre d'espèces recensées n'a pas permis d'établir une relation nette entre les communautés de micromammifères et les caractéristiques de l'espace urbain (qualité de l'espace urbain et/ou structure du paysage). Néanmoins, on peut supposer que la richesse et l'abondance des espèces animales et végétales est influencée par le degré de fragmentation du secteur étudié.

3. La fragmentation des espaces naturels par l'urbanisation

Il est communément admis que l'extension de la ville a de fortes répercussions sur les espaces naturels. La croissance urbaine va d'une part artificialiser les sols, qu'ils soient agricoles ou naturels, et d'autre part provoquer un processus de fragmentation des espaces naturels restants, désormais entourés par la ville.

Ce processus relativement connu, et dont on essaie de limiter l'impact aujourd'hui, a des conséquences directes sur les espèces faunistiques et floristiques. La communauté scientifique considère en effet que la fragmentation écologique est devenue une des premières causes d'atteinte à la biodiversité, avant la pollution (voir par exemple LINDENMAYER, FRANKLIN & FISCHER, 2006). A ce titre, la fragmentation d'un habitat naturel est une forme de destruction de l'habitat qui (sauf pour quelques espèces ubiquistes et banales) affecte d'abord la taille des populations en augmentant les risques d'extinction (SISK, HADDAD, 2002).

Cependant, on manque à l'heure actuelle d'informations quant à l'influence de la vitesse à laquelle se produit ce phénomène d'insularisation des habitats et des espèces y vivant, ni à la durée depuis laquelle un tel espace est fragmenté. C'est dans ce sens qu'est orientée notre étude.

Nous avons vu que le milieu urbain était de manière générale peu propice au développement de la biodiversité, notamment en raison de la fragmentation et de l'isolement des espaces naturels. Nous allons maintenant nous intéresser aux solutions envisagées par les aménageurs pour répondre à cet enjeu de continuité écologique.

II. L'émergence du concept de trame verte urbaine

1. Historique et objectifs des coulées vertes en aménagement urbain

Dès 1887, à Kansas City (Etat du Missouri), la municipalité décide d'implanter des *greenways* reliant les différents parcs de la ville. On ne parle pas encore de trame verte, la traduction française étant « voie verte » ou « coulée verte ». En Europe, la notion de trame verte est née en Allemagne dans les années 1920, portée par l'Office du Logement *Ruhrkohlenbezirk* (RENARD, 1999). En France, l'idée est entrevue à partir des années 1940 à Paris, avec l'idée de relier entre eux les espaces verts par des voies piétonnes et cyclables, dans une perspective initialement hygiéniste. Aujourd'hui, la « coulée verte » est un terme couramment utilisé par les urbanistes pour créer des chemins paysagers plantés de diverses espèces végétales. La promenade du paillon, à Nice, ou encore les bords de Vienne à Limoges sont des exemples de coulées vertes.

Le concept de trame verte est donc une idée appliquée par les aménageurs depuis plusieurs décennies maintenant. Toutefois, leur objectif initial n'était pas la protection de la nature. Il s'agissait pour les urbanistes d'un moyen pour que les citadins puissent profiter d'un cadre de vie vert et d'activités alternatives (sport, pêche…). En sus de cet objectif récréatif, elles permettaient aux citoyens de développer un certain sens du respect de la nature. De même, les premiers corridors ont été pensés pour permettre aux habitants de passer d'un parc à l'autre en utilisant des boulevards plantés, et aucunement pour favoriser une faune ou une flore locale.

L'autre enjeu de taille est celui de la prise en compte des modalités de transport. Les trames vertes urbaines correspondent parfaitement à ce qu'attendent les piétons ou les cyclistes pour rejoindre différents quartiers sans avoir à utiliser les grands axes déjà fréquentés par les véhicules motorisés. C'est notamment le cas à Amsterdam où des itinéraires de la sorte, empruntant ruelles, parcs et jardins publics sont prévus dès la conception du quartier (CLERGEAU, 2007).

Un autre enjeu du maillage vert urbain est celui de développement du lien social. De nombreuses expériences positives ont été menées, comme à Rennes ou Montréal par exemple, où les habitants se réunissaient autour de l'idée de l'appropriation d'espaces publics (le parc de leur

quartier, ou la bande enherbée devant leur immeuble) grâce à un investissement personnel en ce qui concerne leurs gestions et leurs entretiens (CLERGEAU, 2007).

Enfin, la trame verte a montré des effets bénéfiques en ville pour la santé humaine (KEESING, & coll., 2006). En effet, une haute diversité faunistique peut réduire la transmission de plusieurs maladies pathogènes liées à des multi-hôtes ou à certains vecteurs.

Au final, la trame verte urbaine a d'abord été développée pour répondre à des problématiques humaines sans rapport avec les espèces animales et végétales. Aujourd'hui cependant, le milieu urbain est devenu un véritable territoire d'enjeu pour la protection de la biodiversité. Les urbanistes doivent donc désormais s'intéresser aux modèles produits par les écologues afin de comprendre de quelle manière ils peuvent agir dans ce domaine.

2. Les prémices du concept de réseau écologique

Depuis près d'un demi-siècle, la recherche en écologie a montré la nécessité, pour la plupart des espèces, d'avoir des continuités utilisables comme moyens de déplacement, de dispersion des individus ainsi que d'échanges génétiques entre populations.

L'influence de l'organisation de l'espace sur la distribution des espèces a été abordée en premier lieu dans le cadre de la théorie de la biogéographie insulaire (MAC ARTHUR & WILSON, 1963, 1967). Selon celle-ci, la richesse spécifique d'une île est fonction de sa superficie et de son éloignement du continent. Ces deux critères influent sur les taux d'immigration et d'extinction et permettent de calculer le nombre d'espèces pour lequel un équilibre est atteint. Par extrapolation, cette théorie peut s'appliquer aux écosystèmes urbains en considérant les espaces verts comme des îles au milieu d'une matrice anthropisée hostile.

La théorie des métapopulations reprend quelques années pus tard les mêmes principes (LEVINS, 1969). On considère chaque patch d'habitat d'une espèce comme une île abritant une population. L'ensemble de ces populations, connectées entre elles par des mouvements de dispersion, forme une métapopulation. Le nombre de patchs occupés par l'espèce en question dépend alors de la taille des patchs et de leur éloignement les uns des autres. Ce modèle peut être adapté pour prendre en compte différents paramètres tels que les caractéristiques spécifiques de chaque patch ou la résistance du milieu qui les sépare.

Ces deux modèles forment une part essentielle du corpus théorique utilisé par la recherche en écologie du paysage, qui a notamment conduit à l'élaboration du concept de réseau écologique. (voir notamment BENNETT, 1991, 2004 et JONGMAN, 2004) L'application de ce concept à l'écosystème urbain a donné naissance à la trame verte urbaine telle que nous l'étudions.

3. La trame verte urbaine, un croisement entre aménagement urbain et écologie du paysage

Les modèles écologiques que nous venons d'évoquer commencent actuellement à être utilisés dans la gestion des espaces naturels. Cela se traduit aujourd'hui en ville par le concept de trame verte urbaine, que l'on peut voir comme un croisement entre l'aménagement urbain et l'écologie spatiale, comme l'illustre la figure suivante.

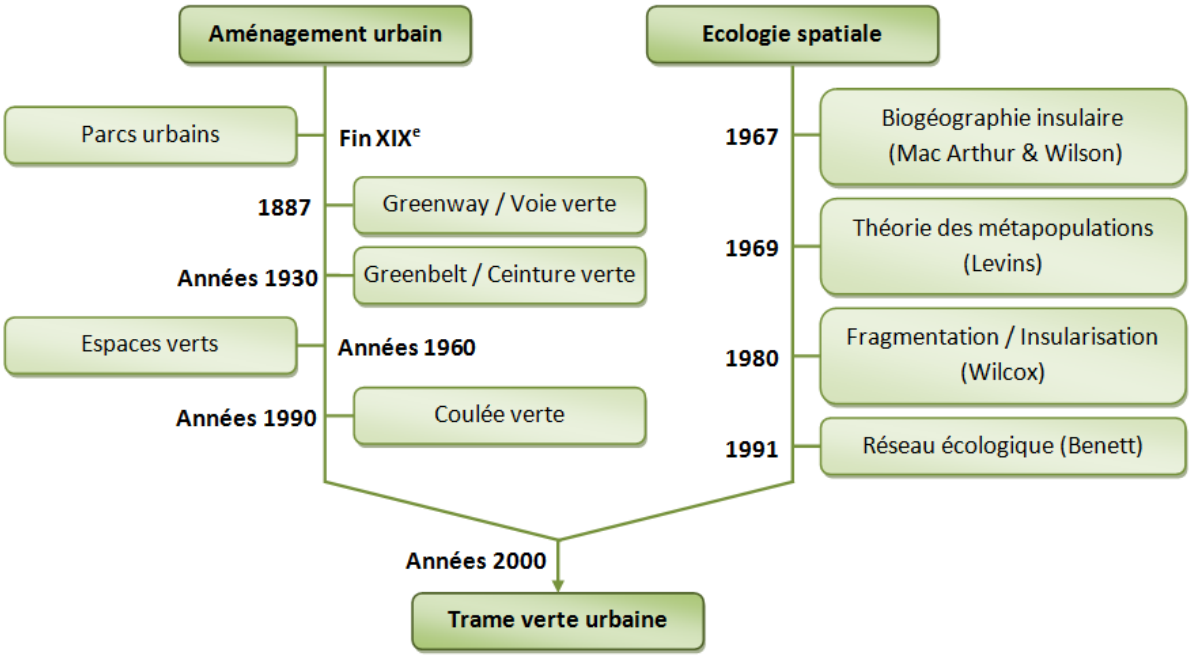


Figure 2: Chronologie des concepts ayant abouti à la notion de trame verte urbaine ; Réalisation personnelle

En France plus particulièrement, les lois Grenelle et Grenelle II, parues respectivement en octobre 2008 et juillet 2010, placent l'enjeu de la préservation de la biodiversité au premier plan, en introduisant de façon réglementaire le concept de trame verte et bleue (TVB) :

« *La trame verte et la trame bleue ont pour objectifs d'enrayer la perte de la biodiversité en participant à la préservation, à la gestion et à la remise en bon état des milieux nécessaires aux continuités écologiques » (Article L371-1 du code de l'environnement).*

La TVB se traduit concrètement par l'élaboration d'un Schéma Régional de Cohérence Ecologique dans chaque région. Les continuités ainsi identifiées font l'objet d'une inscription et d'une prise en compte obligatoire dans les documents d'urbanisme et de planification (SCOT, PLU, etc.). Ce document est assorti de mesures d'accompagnement encourageant et finançant les projets de restauration ou de création de continuités écologiques. Pour la première fois, l'aménagement du territoire doit donc systématiquement veiller à la préservation de la biodiversité sur l'ensemble du territoire français.

Dans le cas du milieu urbain, la TVB se décline sous la forme d'une trame verte urbaine. Celle-ci se conçoit comme un ensemble de continuités écologiques reliées entre elles, qui permettent aux espèces animales et végétales de traverser la ville, voire d'y rester. Elle s'organise selon les mêmes types d'éléments constitutifs du paysage définis par FORMAN & GODRON en 1986. Ceux-ci comprennent d'une part des espaces à forte valeur écologique, permettant l'accomplissement du cycle de vie de nombreuses espèces, qualifiés de réservoirs de biodiversité, et, d'autre part, des liaisons permettant le déplacement des espèces animales ou végétales d'un réservoir à l'autre : les corridors écologiques.

En théorie, on peut considérer l'ensemble des espaces verts urbains comme des réservoirs de biodiversité potentiels. Notre étude permettra notamment de montrer dans quelle mesure ce postulat se vérifie dans l'agglomération tourangelle. Ces espaces verts peuvent être définis comme l'ensemble des espaces végétalisés, arborés ou non, privés ou publics, ouverts ou fermés aux habitants, qui prennent place dans l'espace urbain (CERTU, 2009). Ils comprennent donc entre autres l'ensemble des parcs, tout comme l'ensemble des jardins, qu'ils soient privés ou publics, mais également l'ensemble des autres espaces pouvant faire office de lieu d'accueil ou de refuge de biodiversité (murs d'enceinte, toits terrasses, caves, vides-sanitaires, friches, berges de cours d'eau…) de la ville. Ces espaces verts sont donc très hétérogènes en ce qui concerne leur forme, leur composition et leur gestion. Tout ceci contribuera au type de faune et de flore que l'on retrouvera, ou non, dans ces espaces (CAMERON, & coll., 2012, SAVARD & coll., 2000).

Parmi les réservoirs ou tâches d'habitat, on peut distinguer les espaces ayant une superficie et une qualité écologique suffisamment importantes pour abriter une grande richesse spécifique, dits réservoirs primaires, et des espaces plus restreints, occupés par des espèces plus adaptables, appelés réservoirs secondaires. Central Park, à New York, est par exemple considéré comme un réservoir primaire. Le parc urbain, qui se situe sur la route atlantique des oiseaux migrateurs qui s'y arrêtent, rassemble 250 000 arbres et arbustes, et possède une zone de protection de la vie sauvage (COSTE, 2003). Il faut toutefois noter qu'il est rare de trouver des réservoirs primaires au sein de la ville et que les tâches d'habitat urbain sont donc le plus souvent alimentées par des réservoirs situés à l'extérieur de la ville (BLANC, CLERGEAU, & coll., 2013).

Les corridors écologiques ont quant à eux vocation à permettre le déplacement des espèces entre deux tâches d'habitat et ainsi favoriser les échanges et les flux géniques des espèces végétales et animales. La connectivité qu'ils engendrent entre les différentes tâches d'habitat est donc un facteur fondamental pour la persistance des populations sur ces aires (RETHO, & coll., 2008). En effet, de nombreuses expériences empiriques ont déjà montré des relations entre les corridors existants et la présence de micromammifères. Ainsi, des taux d'extinction réduits et des taux de colonisation plus forts ont été relevés dans des patchs reliés à des corridors par rapport aux autres (HENDERSON, WEGNER, MERRIAM, 1985).

On peut distinguer différents types de corridors : le corridor linéaire correspond à une bande continue présentant des caractéristiques proches de celles des zones d'habitat (ex : bande boisée, berges d'une rivière…), tandis que le corridor paysager est constitué de surfaces possédant une certaine perméabilité au passage d'espèces (ex : zone agricole, pelouse...). Enfin, le corridor en pas

japonais se compose d'un ensemble de tâches d'habitat isolées mais suffisamment proches les unes des autres pour qu'un individu puisse passer de l'une à l'autre pour se déplacer (ex : alignements d'arbres, cours intérieures végétalisées, etc.) Ces différents corridors sont illustrés en figure 3.

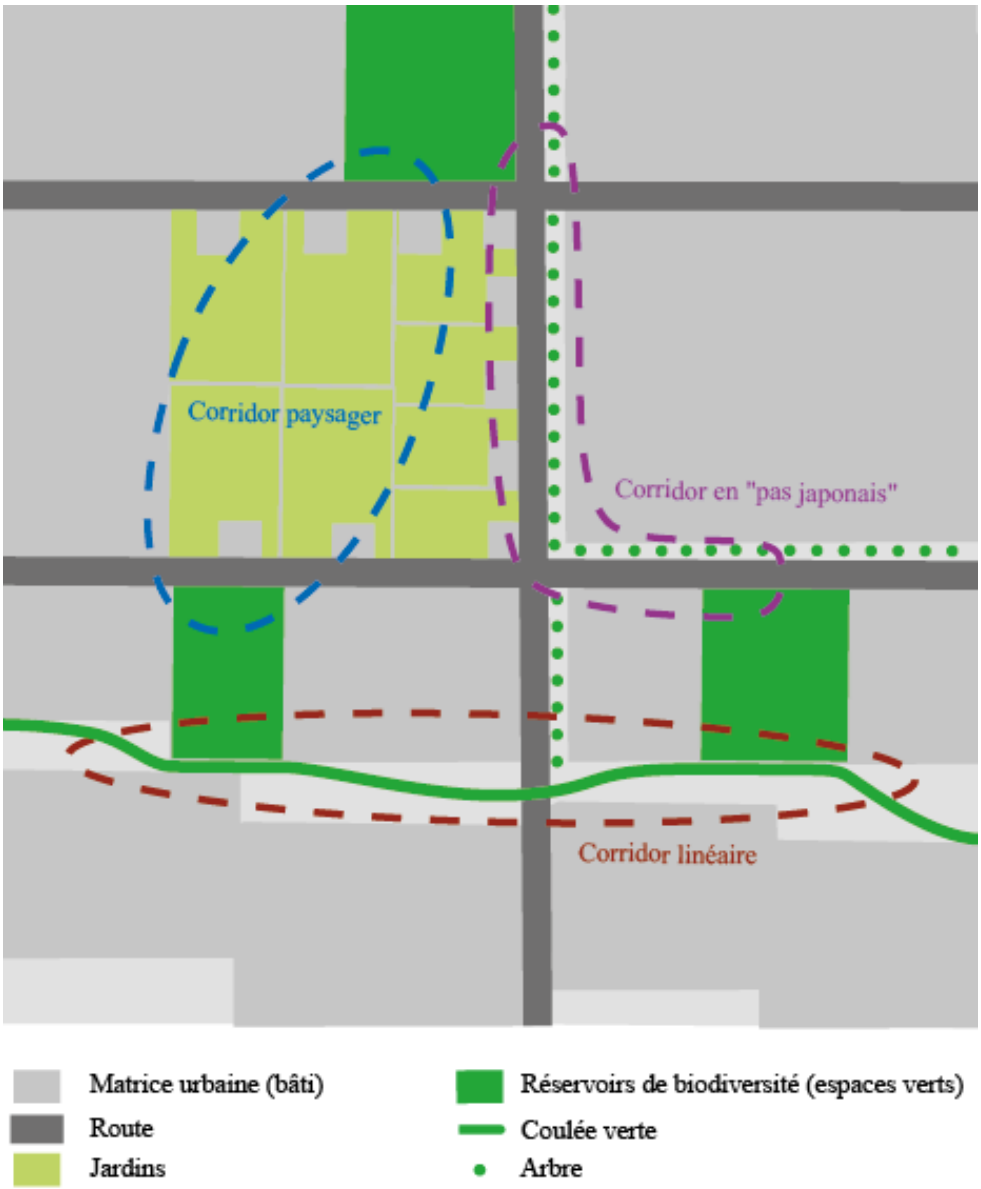


Figure 3: Les éléments de la trame verte urbaine : réservoirs de biodiversité et types de corridors ; Réalisation personnelle

Chaque espèce perçoit le paysage selon ses propres caractéristiques (physiques, anatomiques, comportementales …). De plus toutes les espèces n'ont pas les mêmes besoins en termes d'habitats, ni les mêmes capacités de dispersion (BLOEMMEN, VAN DER SLUIS, 2004). La définition et la cartographie d'un réseau écologique nécessite donc de choisir une approche ciblée soit sur certaines espèces ou groupes d'espèces, soit sur certains types d'habitats. S'il est clair qu'il y a aujourd'hui une volonté des aménageurs et des pouvoirs publics de préserver la nature en ville, tout l'enjeu est alors de déterminer à quelles espèces la trame verte et bleue urbaine doit être destinée.

Nous avons vu que l'idée d'un réseau écologique urbain est aujourd'hui clairement envisagée par les acteurs de l'aménagement comme une solution pour redonner une place à la biodiversité en ville. De nombreux projets ont été lancés dans ce sens ; on peut notamment citer les initiatives des villes de Phoenix (COOK, 2002) ou de Wellington (NEATE, 2013). Cependant, celles-ci en sont encore au stade d'études, et aucune ville n'a réalisé un tel réseau à l'heure actuelle (OH, LEE & PARK, 2011). En effet, il y a un manque d'information quant aux caractéristiques précises que devrait remplir un tel réseau pour être efficace. Il serait inopportun d'envisager la mise en place de corridors écologiques avant même de savoir si les espaces verts urbains peuvent réellement être considérés comme des réservoirs. C'est pourquoi il est essentiel de se demander quels sont les facteurs qui influencent la capacité d'un espace vert à être un réservoir de biodiversité.

III. L'impact de la dynamique d'isolement des espaces verts sur la biodiversité actuelle

En 2012, Eva BOYER, Nouk REMOND et Raphaël ROUSSILLE ont mené une étude visant à déterminer en quoi les populations de micromammifères présentes dans les espaces verts urbains étaient dépendantes de la structure de ces espaces verts ainsi que des caractéristiques du milieu urbain environnant. Ces travaux portaient sur différents parcs et jardins de l'agglomération tourangelle et rentraient dans cadre du programme GESSOL, initié par le ministère en charge de l'écologie en 1998. Les résultats de cette étude seront évoqués et actualisés dans la partie « Résultats ».

Notre projet d'étude se situe dans le même cadre et les mêmes conditions, avec cette fois pour ambition d'étudier le lien entre les dynamiques temporelles d'insularisation des espaces verts et la présence, l'abondance et la diversité des communautés de micromammifères. En effet, la plupart des études existantes en écologie urbaine se concentrent sur la structure et l'environnement actuels des sites et outrepassent le processus ayant conduit à cette situation (RAMALHO, HOBBS, 2012). Nous nous demanderons donc si la dynamique passée d'isolement d'un espace vert influence sa capacité à être aujourd'hui un réservoir de biodiversité.

En ville, les espaces naturels conservés dans leur état initial sont plutôt rares. Pour la plupart des espèces, il a donc fallu coloniser ces espaces urbains depuis la campagne, et s'y maintenir (CLERGEAU, 2007). Pour qu'une espèce soit présente aujourd'hui dans un espace vert, il est donc nécessaire qu'il y ait eu à un moment donné une continuité avec un réservoir écologique, même si elle a disparu depuis.

Une étude portant sur les colonies de chiens de prairie (*Cynomys ludovicianus*) présents dans des patchs d'habitat naturel de l'agglomération de Denver a conclu que l'âge des patchs étudiés était, après la connectivité avec d'autres colonies, l'un des principaux facteurs expliquant la présence de cette espèce (MAGLE, CROOKS, 2009). Néanmoins, les chiens de prairies sont une espèce

particulière, dont la présence reste fortement influencée par le relief. De plus, les patchs étudiés correspondaient à des espaces naturels isolés par une urbanisation récente et peu fréquentée, et non pas à des parcs urbains soumis à une gestion humaine et à une fréquentation importantes.

Une autre étude, portant cette fois sur les populations d'oiseaux présentes dans l'aire urbaine de Chicago, a montré que la richesse spécifique était plus fortement liée à l'âge moyen du bâti environnant qu'à n'importe laquelle des variables environnementales considérées (LOSS, RUIZ, BRAWN, 2009). Ce résultat est d'autant plus intéressant que les oiseaux sont des espèces très mobiles, et donc a priori plus susceptibles de coloniser un patch naturel urbain malgré son isolement que des mammifères (chiroptères exceptés). Notre étude concernant les micromammifères, nous avons donc fait le postulat que l'historique d'un espace vert et de ses alentours directs influe plus que son état actuel sur le nombre et la diversité de micromammifères qu'il abrite.

Dans les deux cas cités, le seul paramètre temporel pris en compte était l'ancienneté d'isolement des patchs, qui ne permet pas à lui seul de décrire la mécanique d'insularisation ayant conduit à la situation actuelle. En effet, les sites les plus anciennement isolés ont généralement une faible connectivité écologique. Il est par conséquent difficile d'étudier séparément l'effet de ces deux facteurs sur la démographie des espèces (BOLGER, 1997). De plus, dans notre cas, travaillant notamment sur des parcs urbains historiques, l'ancienneté d'isolement est difficile à quantifier et a moins de sens que pour des patchs récents. Afin de rendre compte plus précisément du processus d'insularisation (illustré en figure 4), nous avons donc plutôt choisi de considérer l'évolution de la connectivité écologique au cours du temps.

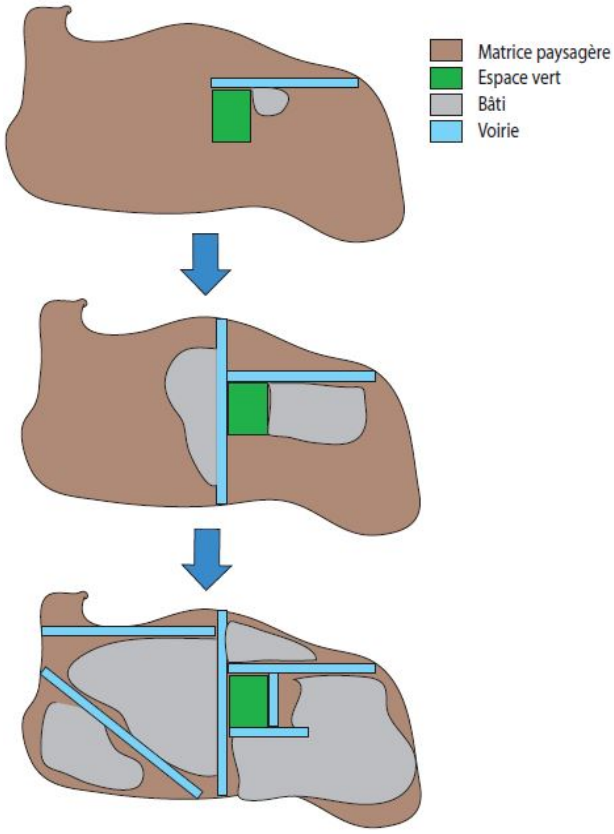


Figure 4: Exemple de fermeture d'un espace vert par l'urbain ; Réalisation personnelle

Pour vérifier notre hypothèse, nous avons réalisé en premier lieu une campagne de piégeage de type capture-marquage-recapture. Ce travail de terrain a balayé six espaces verts de l'agglomération tourangelle, répartis du centre-ville au périurbain selon un gradient d'urbanisation. A titre de témoin de l'état des populations, nous avons également procédé au même protocole de piégeage dans un espace naturel, la forêt de Chinon.

En parallèle, nous nous sommes attachés à spatialiser et quantifier le processus de fragmentation de l'environnement des espaces verts de Tours à l'aide de photographies aériennes et d'outils SIG.

IV. Le modèle biologique des micromammifères

1. Présentation

Les micromammifères constituent un groupe faunistique regroupant les mammifères de petite taille. De la Kitty à nez de porc (*Craseonycteris thonglongyai*), pesant moins de deux grammes, à la marmotte (*Marmota*), pouvant peser jusqu'à 5kg, elle comprend des rongeurs (campagnols, etc.) et des insectivores (musaraignes, etc.) (MERRITT, 2010). La majorité des scientifiques fixe la limite de la catégorie à 5kg (BOURLIERE, 1975, STODDART, 1979). Cependant, DELANY la définissait à 120g en 1974, et HEUSNER à 20kg en 1991.

On recense aujourd'hui 5416 espèces de mammifères (QUERE, LE LOUARN, 2011) et 90% de ceux-ci pèsent moins de 5kg (MERRITT, 2010). On peut donc supposer qu'il existe aujourd'hui environ 4900 espèces de micromammifères. Certains sont arboricoles (*sciurus sp*), certains peuvent voler (*chiroptera sp*.) voire planer (*pteromys sp*). Ce sont des animaux ayant une activité principalement nocturne, et un régime alimentaire très varié. En effet, ils sont omnivores et consomment de nombreux aliments végétaux comme des insectes, des fruits, des invertébrés, des champignons et même de la graisse de vertébrés (GOLLEY, PETRUSEWICZ, RYSZOWSKI, 1975). De plus, ils présentent pour la majorité une durée de vie relativement faible. A titre d'exemple, celle de la musaraigne est d'environ une année.

Leur petite taille leur confère de nombreux avantages tels:

- La possibilité de se cacher des prédateurs aériens.
- Une gamme plus variée d'alimentation
- L'utilisation de micro habitats pour parer les variations de températures
- Un fort taux de fertilité couplé à des périodes de croissance courtes

Enfin, les micromammifères sont majoritairement des espèces territoriales. Pour eux, le déplacement est souvent, selon les scientifiques, assimilé à une barrière sociale (BARRETT, PELES, 1999). Ceux-ci ont par ailleurs relié la dispersion à de nombreux autres critères.

2. Le choix d'étude des micromammifères

Nous avons choisi d'étudier les micromammifères car ceux-ci sont représentatifs de la richesse d'un site. Tout d'abord, ils sont omniprésents et en abondance. Ainsi, les micromammifères ont été le modèle de nombreuses investigations scientifiques sur la relation biodiversité/paysage (MERRITT, 2010). Par exemple, la fourchette moyenne du nombre d'individus de micromammifères par hectare en France varie entre 1 et 100 individus (QUERE, LE LOUARN, 2011). De plus, les micromammifères sont, pour la majorité, présents sur leur milieu de vie de manière naturelle (contrairement aux oiseaux ou aux batraciens), ce qui en fait des témoins fiables de la biodiversité d'un espace.

D'autre part, les micromammifères ont de bonnes capacités d'adaptation, qui garantissent leur survie dans des environnements très variés (BARRETT, PELES, 1999), bien qu'ils soient la proie de nombreuses espèces (rapaces, carnivores, etc.). Ce comportement original leur permet de faire face aux pressions de sélection présentes dans leur milieu. En outre, étant souvent à la base de la chaîne trophique, les micromammifères sont nécessaires à la survie d'autres espèces et participent ainsi à l'intégrité écologique des écosystèmes qu'ils occupent. En effet, on les considère souvent comme le lien entre les producteurs primaires et les prédateurs vertébrés (GOLLEY, PETRUSEWICZ, RYSZOWSKI, 1975).

Par ailleurs, les micromammifères sont à l'origine de services écosystémiques[1] importants. En creusant des galeries et en fouillant le sol, ils contribuent à l'aération et au mélange du sol. De plus, en enterrant leurs provisions dans le sol, ils favorisent la mycorrhization[2] (LESCROURRET, GENARD).

D'une manière générale, le comportement des micromammifères reste globalement mal connu dans leur milieu, sans parler d'espèces telles que le hérisson, l'écureuil ou le loir. Ils sont difficiles à étudier, même si de nombreuses études scientifiques en ont déjà fait leur sujet, car, rappelons-le, ils jouent un rôle essentiel dans les dynamiques des écosystèmes (GOLLEY, PETRUSEWICZ, RYSZOWSKI, 1975).

[1] Les services écosystémiques sont les bénéfices procurés par la biodiversité, souvent vitaux ou utiles pour l'être humain, les autres espèces et les activités économiques.
[2] Transformation des racines de plantes chlorophylliennes (arbres, arbustes, plantes annuelles) par association interne avec un champignon.

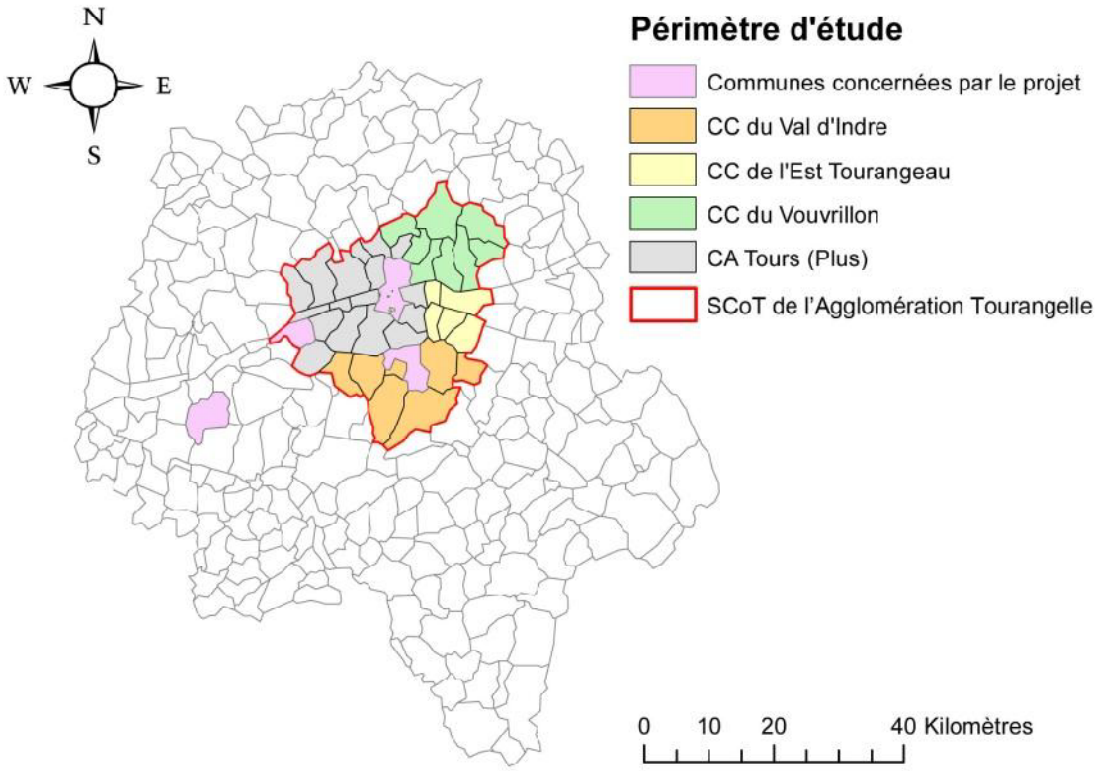
Matériels et méthodes

I. Le périmètre d'étude

Le périmètre retenu pour l'étude est celui du SCoT (Schéma de Cohérence Territoriale) de l'agglomération tourangelle. Celui-ci est à l'initiative du SMAT (Syndicat Mixte de l'Agglomération Tourangelle).

D'une superficie totale de 830 km², le territoire du SCoT rassemblait 363 000 habitants en 2010[3]. Il comprend 40 communes, regroupées en 4 EPCI (Etablissement Public de Coopération Intercommunale) :

- La Communauté d'Agglomération de Tour(s)plus, qui concentre près de 80% de la population du SCoT.
- La Communauté de Communes de l'Est Tourangeau
- La Communauté de Communes du Val de l'Indre
- La Communauté de Communes du Vouvrillon



Carte 1 : Périmètres du SCoT de l'Agglomération tourangelle, de ses EPCI et de ses communes, ainsi que des communes concernées par le projet, situés au sein du département (Indre-et-Loire) ;
Source: GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

Le périmètre d'étude bénéficie d'un climat océanique plus ou moins altéré, avec une température moyenne à l'année de 11,2°C, et des précipitations moyennes de 704mm à l'année.[4]

[3] INSEE 2010

Le choix du SCoT comme périmètre de notre étude s'est fait suivant plusieurs critères, notamment celui du gradient urbain que présente le territoire. En effet, sur ses 830km² de surface, le SCoT présente seulement 200km² de surface urbanisée. Ainsi, il couvre des profils urbains et ruraux variés, avec différents degrés d'urbanisation et des matrices paysagères diversifiées. Ce gradient urbain sera un facteur important dans l'analyse des résultats des captures.

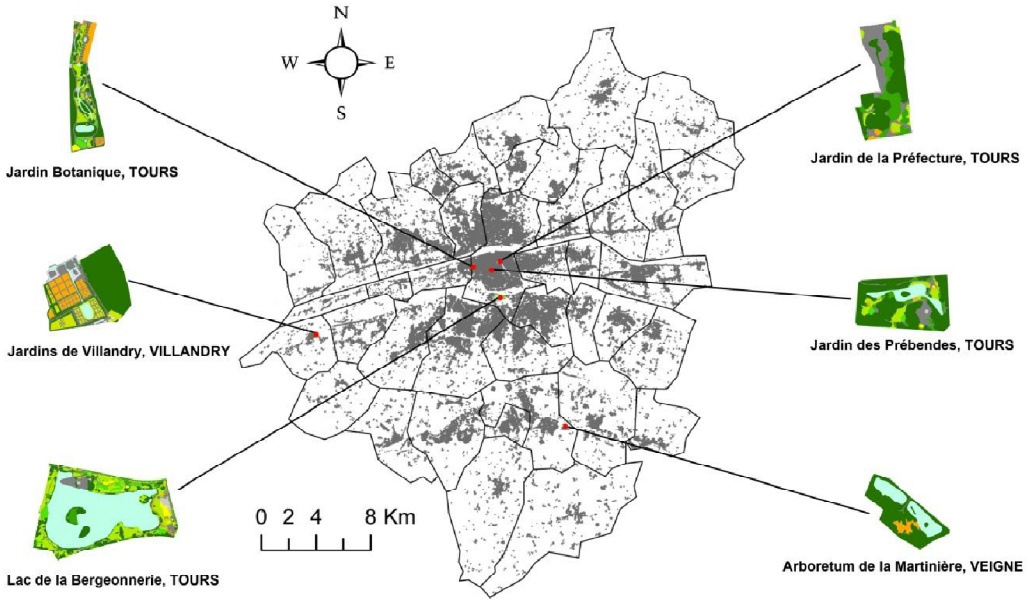
Le gradient d'urbanisation possède quatre nuances (urbain, suburbain, périurbain, rural), toutes présentes sur le territoire du SCoT. Ces nuances ont été présentées en introduction. C'est en prenant le gradient urbain comme critère principal que nous avons donc choisi nos sites d'étude.

II. Les sites d'étude

Nous avons sélectionné six sites répartis sur le SCoT de l'agglomération tourangelle suivant un gradient d'urbanisation :

- Sites urbains : Jardin des Prébendes d'Oé, Jardin Botanique, Jardin de la Préfecture.
- Site suburbain : Lac de la Bergeonnerie.
- Sites périurbains : Arboretum de la Martinière, Jardins de Villandry.

Nous avons aussi choisi un site naturel témoin, qui servira de référence et qui est situé en milieu rural : la forêt de Chinon.



Carte 2: Localisation des sites d'étude sur le territoire du SCoT ;
Sources: GEOFLAT, ATU, SCOT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

[4] Données issues du site de Météo France

1. Le jardin Botanique

- Nom: Jardin Botanique
- Date de création: 1843
- Surface: 5,5 Ha
- Secteur: Urbain

Le jardin Botanique est un parc public, propriété de la ville de Tours, créé en 1843. Situé dans le val entre la Loire et le Cher, sur un ancien marécage alimenté par le ruisseau Sainte Anne, ce parc d'environ 5,5ha est localisé à la limite ouest de la ville sur le boulevard Tonnelé, et est à la limite d'une autre commune de l'agglomération, La Riche. Le parc est imbriqué dans un tissu urbain dense, et se situe donc en « centre-ville » par rapport au gradient d'urbanisation décrit précédemment.

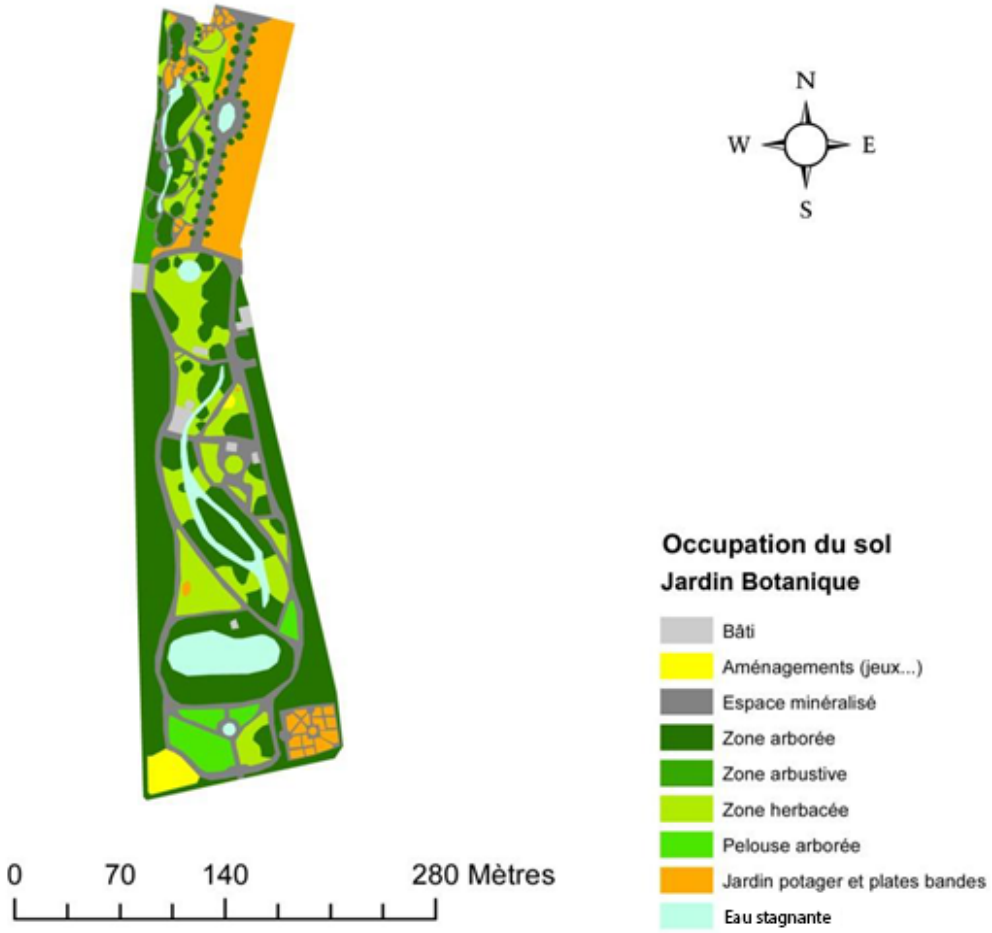


Carte 3: Localisation du jardin Botanique
Sources: IGN, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

Aménagé entre 1831 et 1843, il est l'un des plus vieux parcs de la ville. Il acquiert en 1869 quelques animaux exotiques, et se dote la même année de serres, qui depuis leur rénovation en 2007 présentent trois nouvelles thématiques : plantes menacées des flores d'Afrique du Sud, des sous-bois tropicaux, et une serre regroupant les plantes tropicales utilitaires, situées au nord du parc. Depuis 1945, le jardin a un double statut : le Service municipal des Parcs et Jardins assure la direction technique et le Laboratoire universitaire de Botanique et de Biologie Végétale de l'U.F.R. des Sciences Pharmaceutiques coordonne la direction scientifique. Cette organisation originale a permis au jardin d'obtenir l'agrément "Jardin Botanique de France et des Pays Francophones" en 2000.

En ce qui concerne l'usage et la fréquentation du parc, il est classé comme jardin historique dans le règlement des espaces verts de Tours. Avec ses cinq entrées desservant les axes qui l'encerclent, il accueille environ 400 000 personnes par an. Sa gestion est dite adaptée, c'est-à-dire qu'elle tient compte de son histoire et de sa fréquentation. La ville de Tours a choisi ce type de gestion pour préserver la nature en ville. Sur le parc, aucun produit phytosanitaire n'est aujourd'hui utilisé, et des abris à insectes ont été installés. Le Jardin Botanique reste toutefois très géré et entretenu, du fait de sa fonction.

Le jardin Botanique bénéficie d'une couverture végétale importante, puisqu'elle s'élève à environ 65%. En outre, près d'un quart du jardin est aujourd'hui minéralisé. Le détail de l'occupation du sol est représenté par les figures suivantes, qui expriment d'une part le pourcentage de chaque type de couverture, et d'autre part, la répartition des occupations sur le parc.



Carte 4: Carte d'occupation du sol du jardin Botanique
Sources : SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

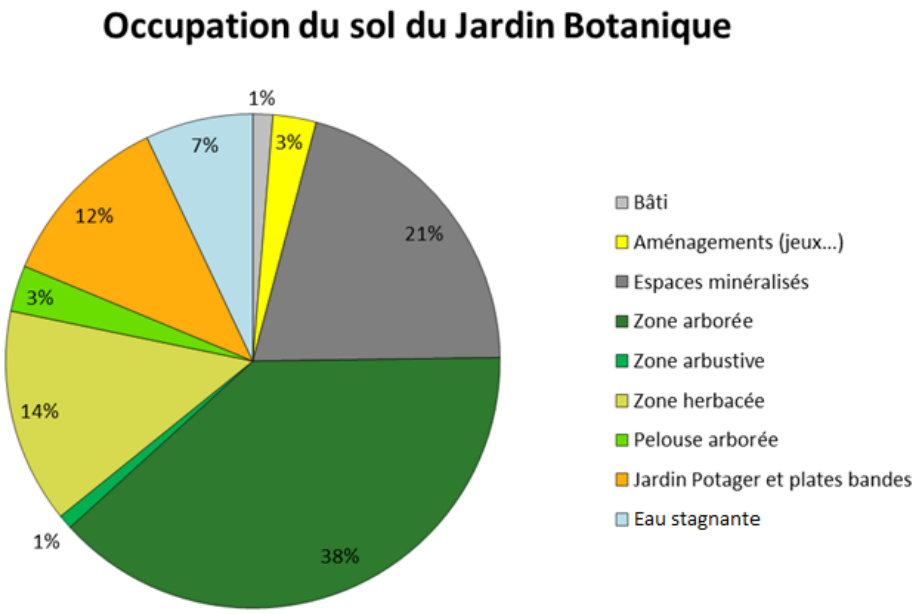
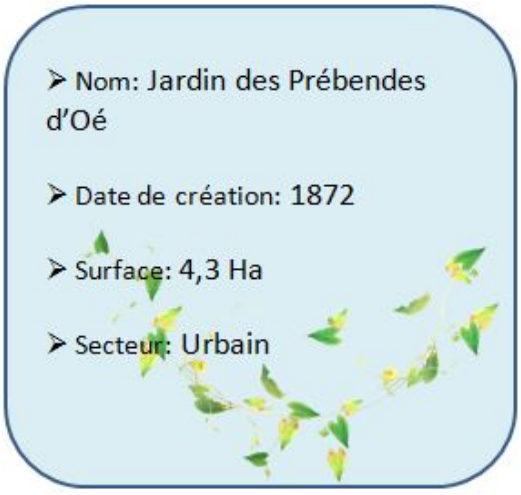


Figure 5: Pourcentages d'occupation du sol du jardin Botanique
Sources : SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

2. Le jardin des Prébendes d'Oé



Tout comme le jardin Botanique, le jardin des Prébendes d'Oé est un parc public. Créé en 1872, lui aussi situé en centre-ville, à environ 1km à l'est du Botanique. Il est donc également placé dans le val entre la Loire et le Cher, bien que beaucoup plus proche de l'hypercentre que le Botanique. Avec une superficie de 4,3 hectares, il présente un arboretum avec des arbres et conifères d'ornement, généralement disposés par groupe de même essence. Il est labellisé « Jardin remarquable ». Seuls 6 jardins en Touraine possèdent ce label, dont les jardins de Villandry que nous étudions aussi.

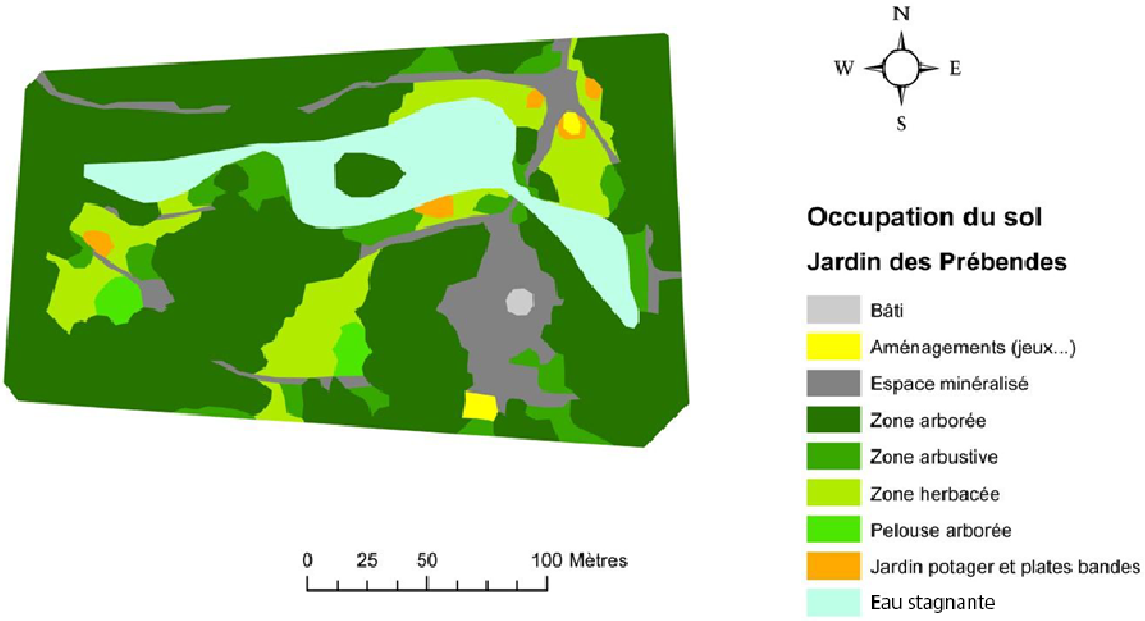


Carte 5 Localisation du jardin des Prébendes d'Oé
Sources : IGN, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

Au départ, le jardin a été créé sur un site marécageux où se trouvaient des jardins potagers dont les revenus, **les prébendes**, étaient versés au prévôt d'Oé sous l'Ancien Régime.

Souvent considéré comme un « jardin à l'anglaise », le jardin des Prébendes d'Oé s'inscrit en réalité dans le style paysager français du XIXème siècle. Il présente de grandes allées sinueuses dont l'une parcourt tout le tour du jardin. On y retrouve des cèdres du Liban, ou encore des cyprès chauves plantés dans l'île située au milieu du parc.

En ce qui concerne l'occupation du sol, le jardin des Prébendes d'Oé présente des proportions similaires au jardin Botanique (1/5 de couvert minéralisé, 4/5 de couvert végétal).



Carte 6: Carte d'occupation du sol du jardin des Prébendes d'Oé
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

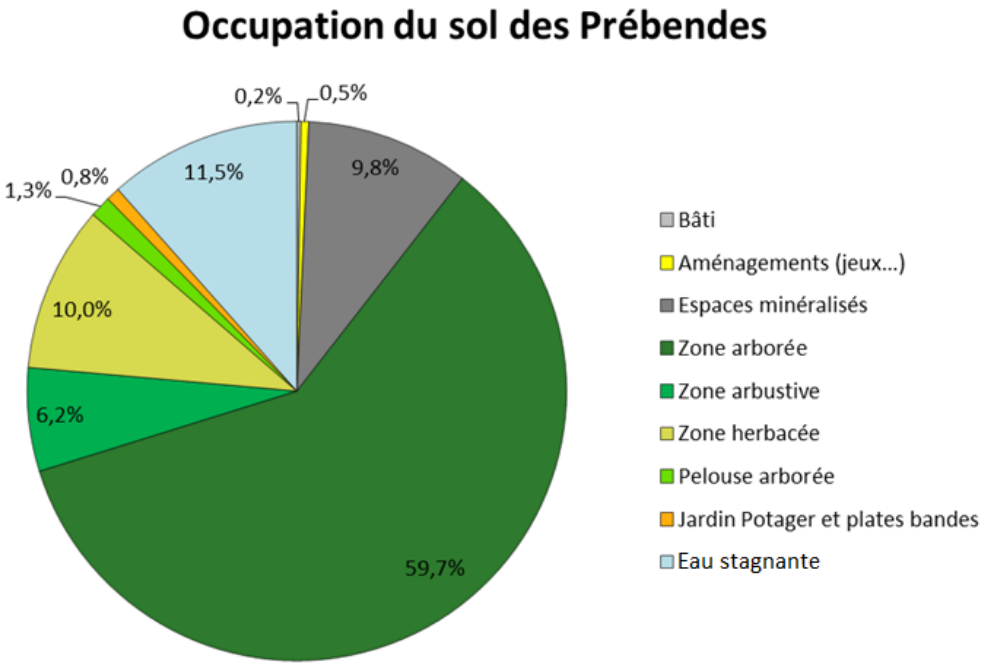


Figure 6: Pourcentages d'occupation du sol du jardin des Prébendes d'Oé
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

3. Le jardin de la Préfecture

- Nom: Jardin de la Préfecture
- Date de création: 1634
- Surface: 1,5 Ha
- Secteur: Urbain

Le Jardin de la Préfecture a été créé en 1634. Il occupe une superficie de 1,5 hectare, ce qui en fait le plus petit des jardins étudiés.

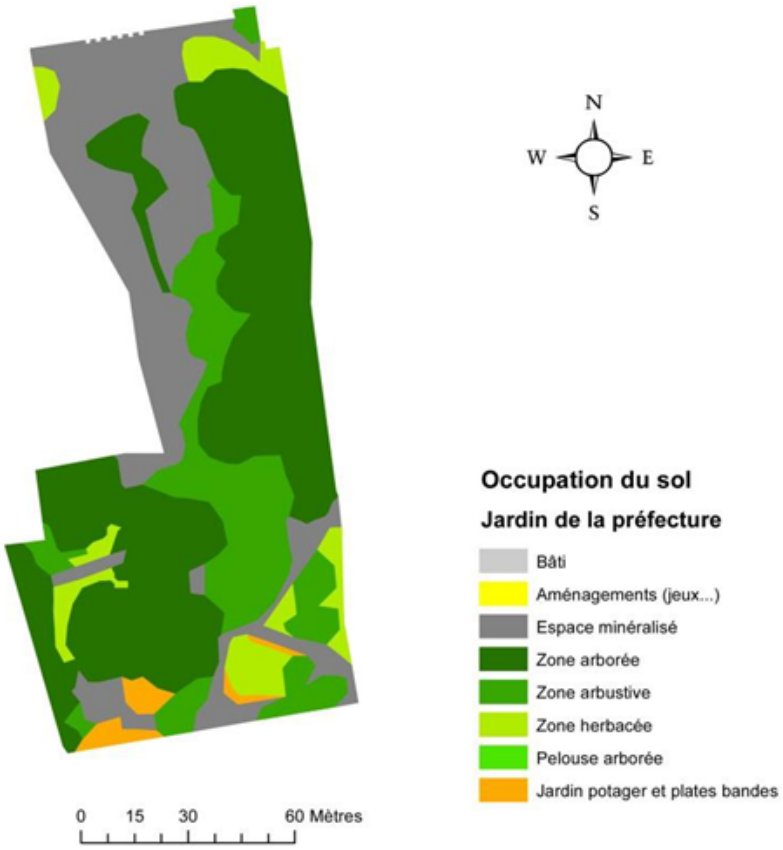
Aujourd'hui, ce parc est scindé en deux, avec du côté du boulevard Heurteloup le square public de la Préfecture, et dans la partie nord, le jardin privé du préfet. C'est dans le square que nous avons effectué notre échantillonnage.



Carte 7: Localisation du jardin de la Préfecture
Sources: SCoT, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

La réalisation du jardin fut confiée à Louis et René Decorges en 1932. Le square prit alors l'allure d'un jardin de style « composite », inspiré tout à la fois du style anglais et du jardin à la française. Aujourd'hui, il est dominé par la présence d'un platane centenaire.

Au niveau de l'occupation du sol, ce jardin garde tout de même un bon pourcentage de couverture végétale (65%), et présente une surface minéralisée assez importante avec près de 28% de sa superficie totale.



Carte 8: Carte d'occupation du sol du jardin de la Préfecture
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

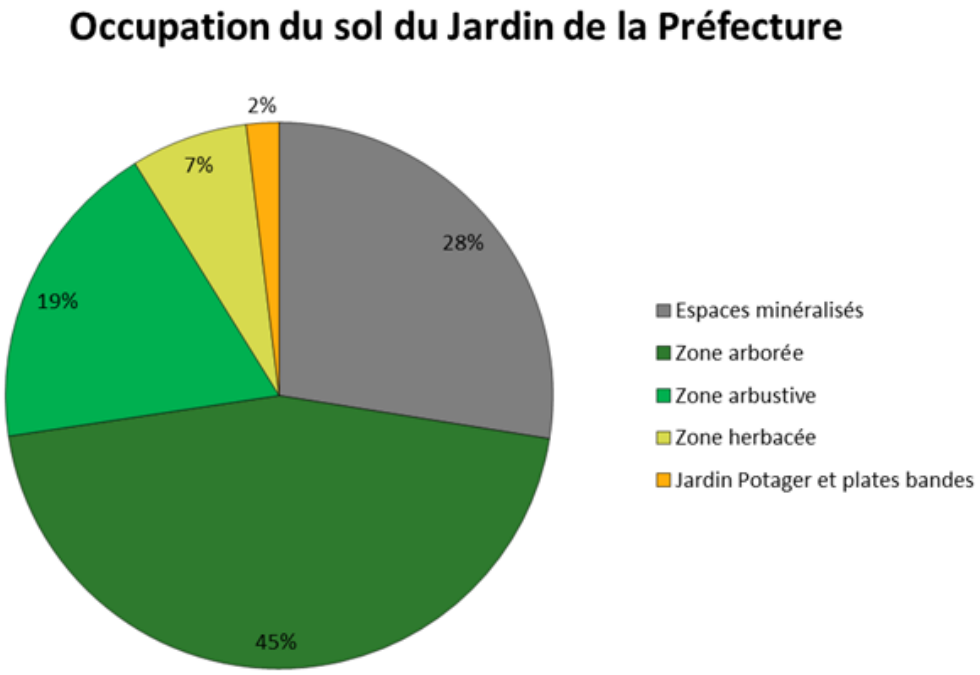


Figure 7 : Pourcentages d'occupation du sol du jardin de la Préfecture
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

4. Le Lac de la Bergeonnerie

- Nom: Lac de la Bergeonnerie
- Date de création: 1960
- Surface: 36 Ha
- Secteur: Suburbain

Créé en 1960, situé au sud de la ville de Tours, ce parc de 36 hectares, dont 18 hectares de plan d'eau, se trouve entre le Cher au nord et le petit Cher au sud. C'est un parc public, appartenant à la ville de Tours lui aussi. Principalement entouré d'habitations, avec le récent quartier des deux Lions à l'ouest, le quartier de la Bergeonnerie avec les jardins familiaux au Sud et enfin le quartier des Fontaines à l'Est.



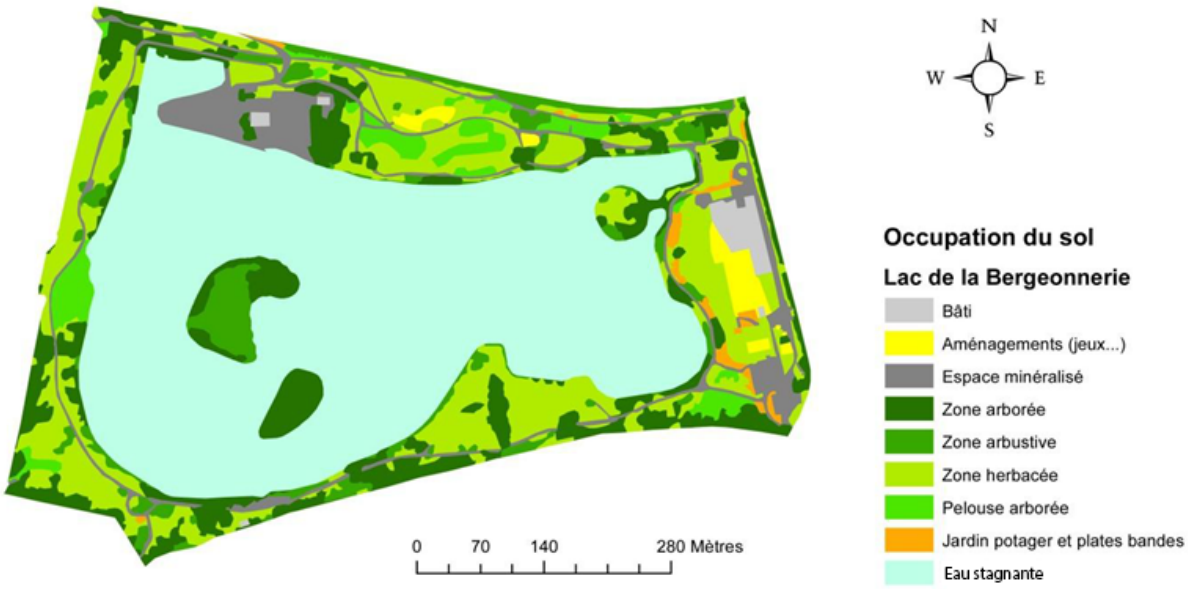
Carte 9: Localisation du lac de la Bergeonnerie
Sources: IGN, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

Le lac fut créé par extraction des matériaux nécessaires au remblaiement et aux travaux de déviation et de viabilisation du Cher. La végétation retrouvée sur le parc n'est pas spontanée, bien qu'adaptée au type de sol de ce dernier composé principalement de remblai, recouvert d'une fine couche de terre originale. Cette dernière couche est constituée d'alluvions sablo-limoneuses, provenant du lit majeur du Cher. Comme énoncé précédemment, la végétation y est donc ornementale, avec une majeure présence de saules et de peupliers pour les arbres.

En ce qui concerne la gestion des espaces verts, le lac fait l'objet d'une gestion différenciée, mais avec beaucoup plus de souplesse que pour les autres parcs urbains étudiés précédemment. La tonte n'est plus systématique, et les cycles naturels sont pris en compte. Comme souligné plus haut, le lac occupe plus de 50% de l'espace, et on retrouve environ 45% de couverture végétale, donc conséquemment très peu de couvert minéralisé.



Photographie 1: Lieu du transect au lac de la Bergeonnerie ;
Réalisation personnelle



Carte 10: Carte d'occupation du sol du lac de la Bergeonnerie
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

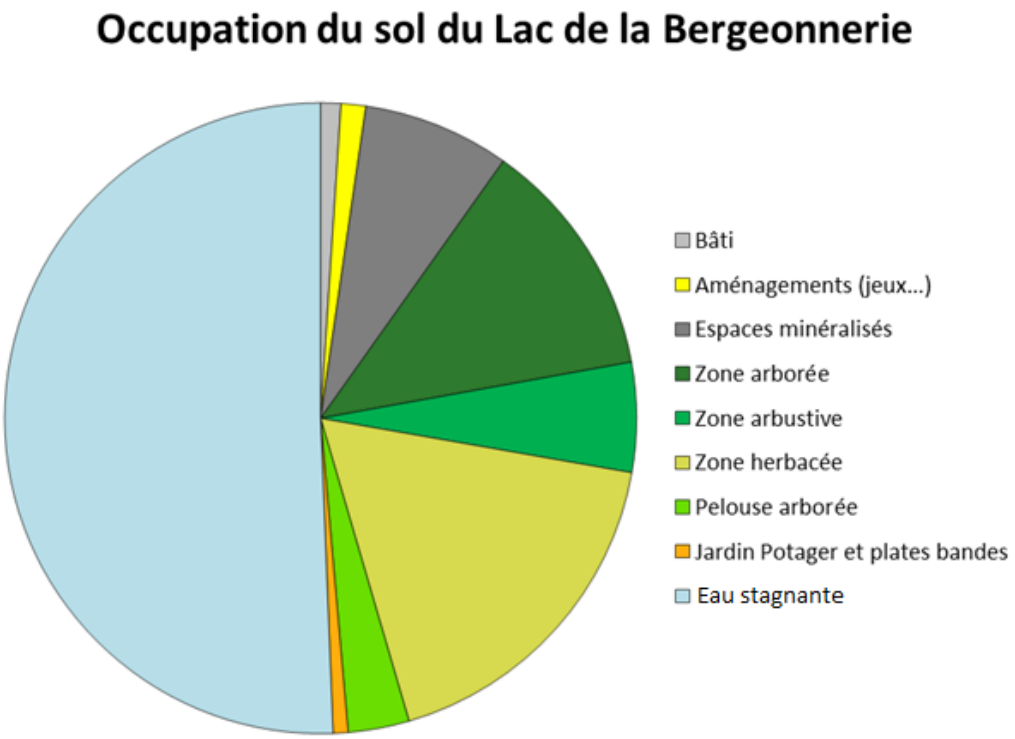


Figure 8: Pourcentages d'occupation du sol du lac de la Bergeonnerie
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

5. L'arboretum de Veigné

- Nom: Arboretum de la Martinière (Veigné)
- Date de création: 1980
- Surface: 4 Ha
- Secteur: Périurbain

Cet arboretum de près de 4 hectares, contrairement aux parcs décrits précédemment, est un espace privé. Classé pour notre étude dans la catégorie « espace périurbain », on observe effectivement sur la carte suivante que sa situation est excentrée par rapport à la ville de Veigné et que son environnement direct est principalement composé de champs ou de bois. Situé dans une ancienne carrière avec deux étangs, dans la vallée de l'Indre, proche du centre bourg de Veigné, le parc est consacré aux arbres et arbustes. On y trouve une centaine d'espèces de bambous harmonieusement intégrés dans le site.



Carte 11: Localisation de l'arboretum de Veigné
Sources: IGN, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

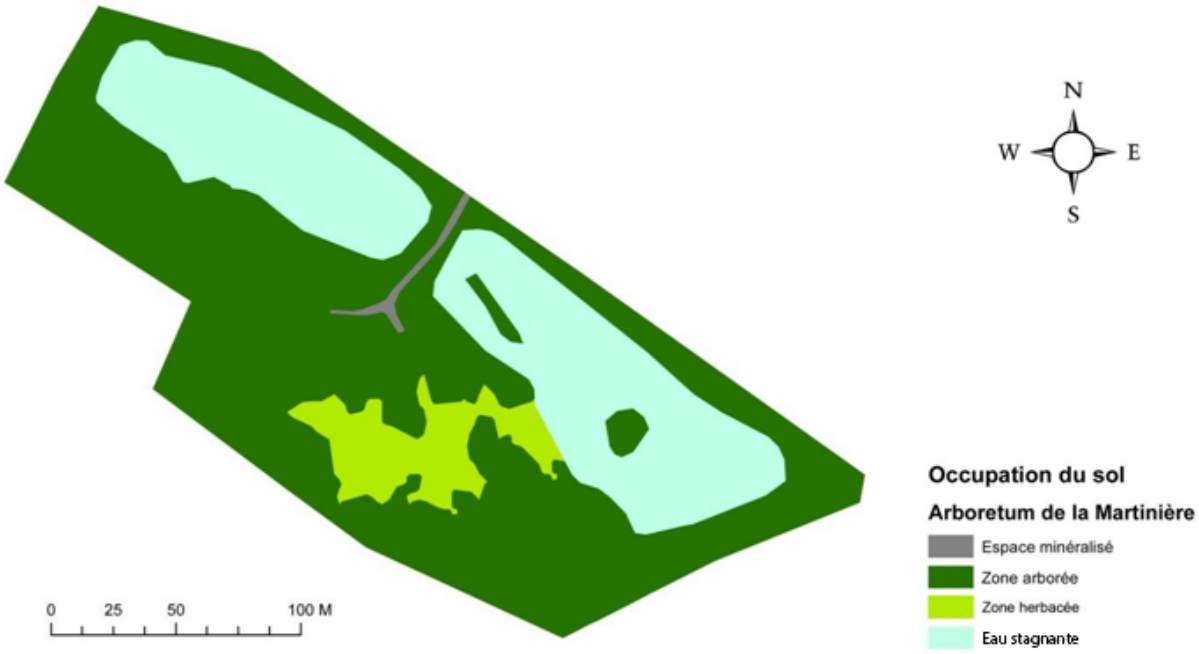
L'arboretum est ouvert au public un week-end par mois d'octobre à avril, et sur réservation pour les groupes. De plus, il bénéficie d'une gestion différenciée sans utilisation de produits phytosanitaires. Le parc possède majoritairement une couverture arborée même si une grande superficie est occupée par les bambous qui sont des graminées, toutefois classés en zone arborée du fait de leur taille importante. Le reste de l'espace est occupé par les deux étangs, et une petite zone herbacée. Enfin, c'est le seul des 6 sites à avoir un couvert végétal pour la quasi-totalité de sa surface.



Photographie 2: Une partie de notre transect;
Réalisation personnelle



Photographie 3: Un des deux étangs du site ;
Réalisation personnelle



Carte 12: Carte d'occupation du sol de l'arboretum de Veigné
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

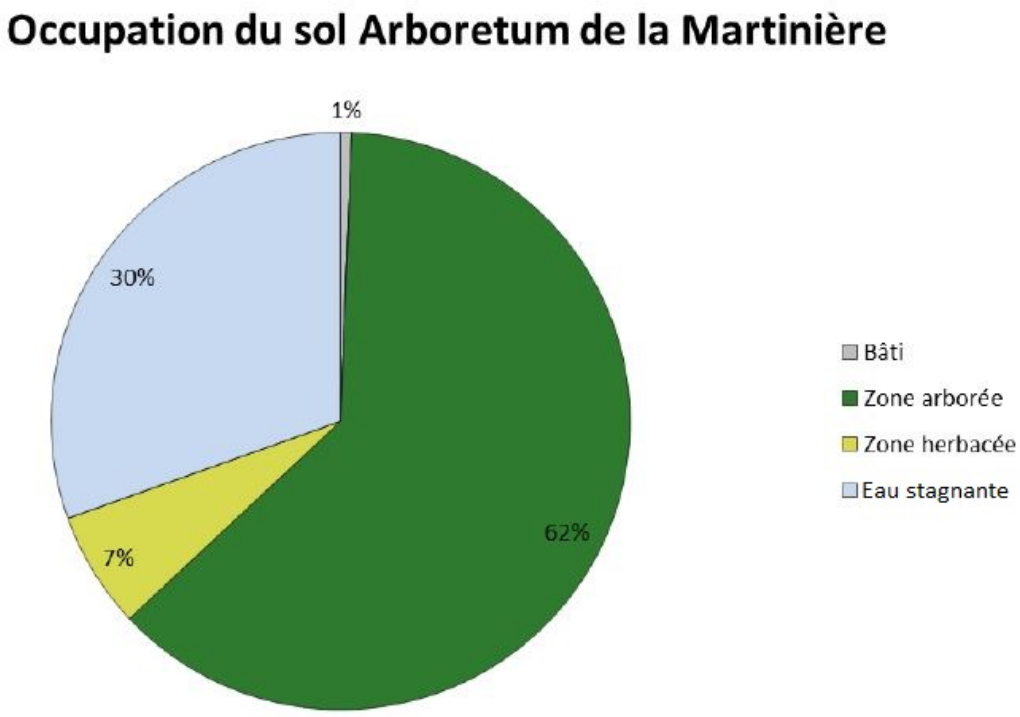


Figure 9: Pourcentage d'occupation du sol de l'arboretum de Veigné
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

6. Les jardins de Villandry

- Nom: Les jardins de Villandry
- Date de création: 1532
- Surface: 12 Ha
- Secteur: Périurbain

Les jardins du château de Villandry se situent dans la commune de Villandry, commune à la limite Ouest du SCoT. Situé en milieu périurbain comme l'arboretum de la Martinière, le parc du château s'étend sur 12 hectares dont 6 hectares de forêt, et 6 hectares d'espaces travaillés (lieu d'échantillonnage). En termes de fréquentation, le château enregistre entre 320 000 et 360 000 personnes à l'année. Depuis la construction du château de Villandry en 1532, des jardins remarquables ornementaux et potagers accompagnent l'édifice.



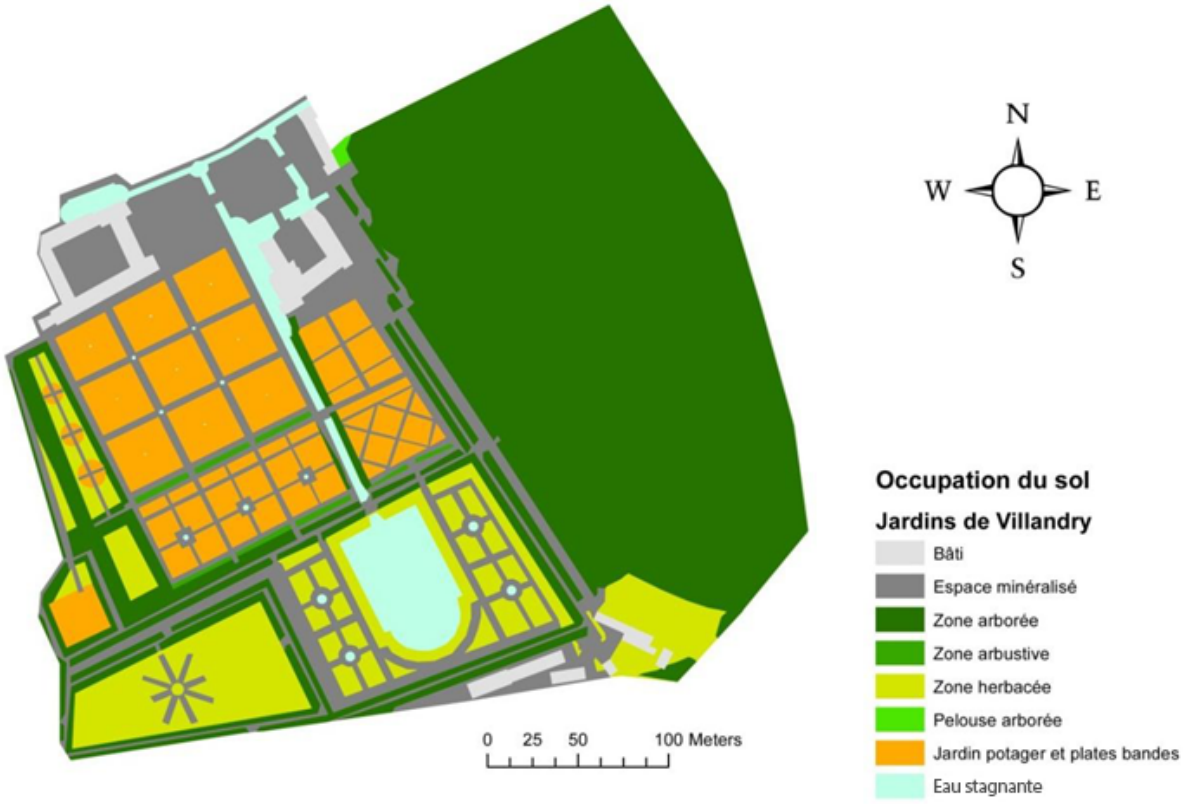
Carte 13: Localisation des jardins de Villandry
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

Les jardins sont gérés avec des désherbages thermiques et manuels, et les jardiniers utilisent des auxiliaires de culture et phytosanitaires naturels, ainsi que des engrais organiques. Le parc est très géré du fait de sa fonction ornementale, et du désir de retranscrire le style Renaissance.

Près de la moitié du parc est arborée, mais les piégeages n'ont été réalisés que dans les six autres hectares. On retrouve donc dans cette zone presque 25% de couverture végétale en comptant le potager.



Photographie 4: Lieu du transect dans les jardins de Villandry
Réalisation personnelle



Carte 14: Carte d'occupation du sol des jardins de Villandry
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

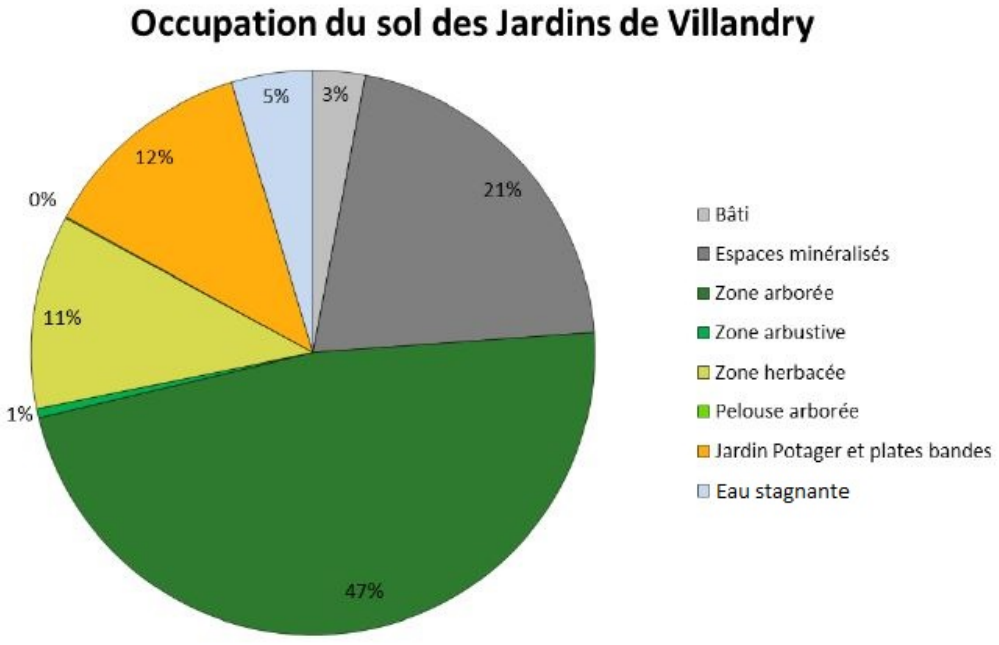
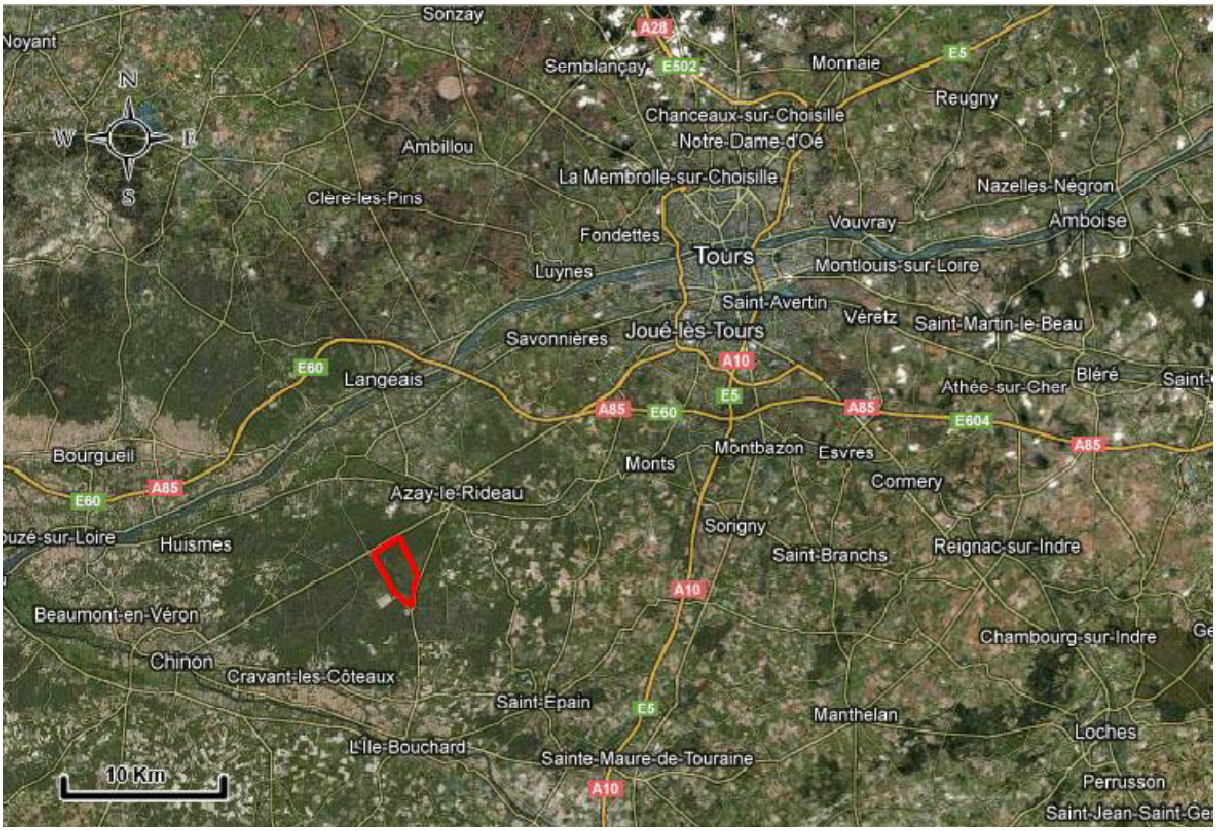


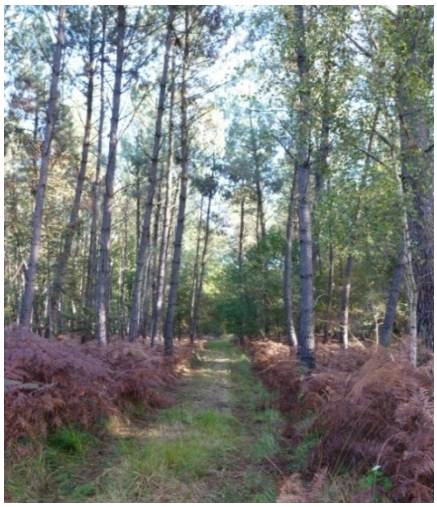
Figure 10: Pourcentages d'occupation du sol
Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

7. Un site témoin : la forêt de Chinon

La forêt de Chinon s'étend sur près de 12 000 hectares, et se divise en plusieurs zones délimitées selon le type de propriétaire : la forêt peut y être domaniale lorsqu'elle est détenue par l'ONF (Office National des Forêts) ou par l'Etat ; privée lorsqu'elle est détenue par un GDF (Groupement des Forestiers) ; ou enfin communale lorsqu'elle appartient à la commune. La forêt est ici peuplée de diverses essences ; on y retrouve principalement du pin maritime et plusieurs types de chênes.



Carte 15: Localisation de la zone de piégeage dans la forêt de Chinon.
Fond de carte : Google Maps ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE



Photographie 5: Lieu du transect dans la forêt de Chinon ; Réalisation personnelle

Le site concerné par nos observations se situe dans la commune de Saint-Benoit-la-Forêt. Le site est coupé de toute urbanisation et en pleine forêt, peu fréquenté, et c'est donc le milieu naturel choisi comme site témoin pour notre étude. Ce dernier s'étend sur 12ha, sur lesquels les essences se répartissent approximativement entre 70% de chênes (dont 1% de chêne d'Amérique), 15% de pins maritimes et 15% de pins sylvestres, tous gérés en futaie. Enfin, les sols sont de type brun ou brun lessivé.

III. Méthode d'échantillonnage

L'observation directe des micromammifères reste relativement difficile, leur activité étant principalement nocturne ou crépusculaire. En outre, leur identification précise est délicate. Nous avons donc procédé à une méthode de piégeage de capture-marquage-recapture adaptée à leur mode de vie.

La campagne de piégeage a été réalisée durant les mois de septembre, d'octobre et de novembre. L'automne est en effet la période de l'année optimale pour réaliser des piégeages puisque les micromammifères commencent à accumuler des provisions pour l'hiver. Le protocole a consisté à réaliser 3 sessions de piégeages par site, à des intervalles réguliers (2 semaines en moyenne) pour balayer différentes conditions météorologiques. Le tableau suivant détaille ce protocole.

Tableau 1: Organisation des piégeages ;
Réalisation personnelle

Semaine	1	2	3	4	5	6	7	8
Date	16-22/09	23-29/09	30/09-6/10	7-13/10	14-20/10	21-27/10	28/10-3/11	4-10/11
Site	Botanique	Villandry	Prébendes	Préfecture	Bergeonnerie	Préfecture	Bergeonnerie	Préfecture
	Prébendes	Chinon	Veigné	Villandry	Veigné	Botanique	Veigné	
		Bergeonnerie	Botanique	Chinon	Prébendes	Villandry	Chinon	
Nuits-pièges	400	600	600	600	600	600	600	200

Nous avons posé 50 pièges par site par nuit, à raison de 4 nuits consécutives par semaine, ce qui ramène à 200 nuits-pièges par site et par session, soit au total 600 nuits-pièges par site (3 sessions pour chaque site). Les pièges ont été posés suivant un transect rectiligne et alternant les deux types de pièges (voir description des pièges ci-après), pour favoriser les chances de captures. Cependant, à cause de la géométrie des sites et de leur fréquentation par le public, les pièges n'ont pas toujours pu être disposés en ligne régulière. En effet, il a fallu adapter les transects à l'architecture interne des espaces verts (pose de pièges dans des ilots de verdures peu accessibles ou peu fréquentés par le public), mais aussi camoufler les pièges pour limiter le risque de vol.

Les appâts utilisés sont des pommes, des lardons et du fromage (emmental), afin de s'adapter au régime alimentaire du plus grand nombre de micromammifères. Les marquages ont été effectués au vernis.

Deux types de piège ont été utilisés:

- Les premiers dits de **type « INRA »**. Ils présentent un mécanisme de capture à bascule en métal inséré dans une boîte en bois. Lorsque l'animal entre dans le piège, attiré par les appâts déposés au fond, il actionne un système à bascule sur son passage qui referme alors la porte. C'est un piège plus adapté aux micromammifères de petite taille qui pourraient passer à travers le grillage de l'autre type de piège utilisé (musaraignes par exemple).

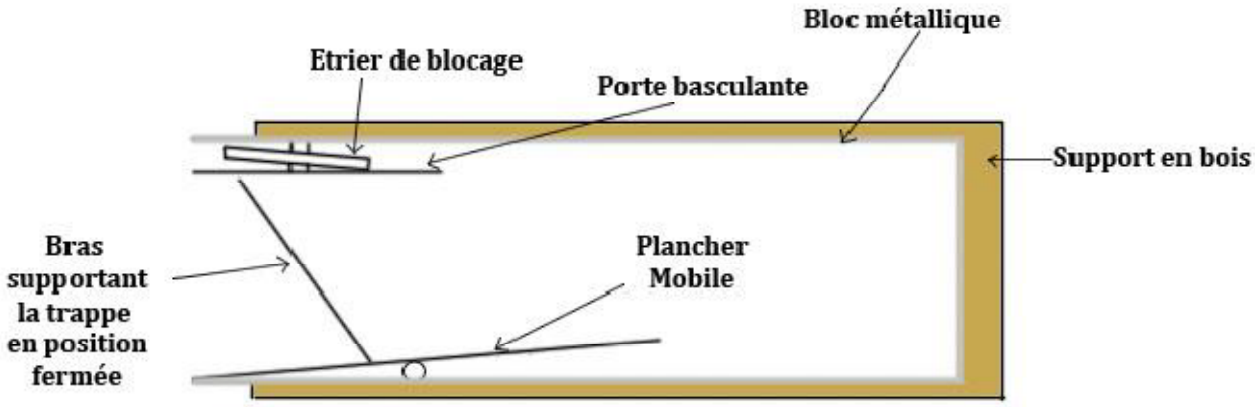


Figure 11: Vue de profil d'un piège type "INRA" ;
Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

- Le second type de piège est **grillagé** et repose sur un socle en bois. La porte se referme lorsque l'animal touche au système sensible sur lequel sont accrochés les appâts.

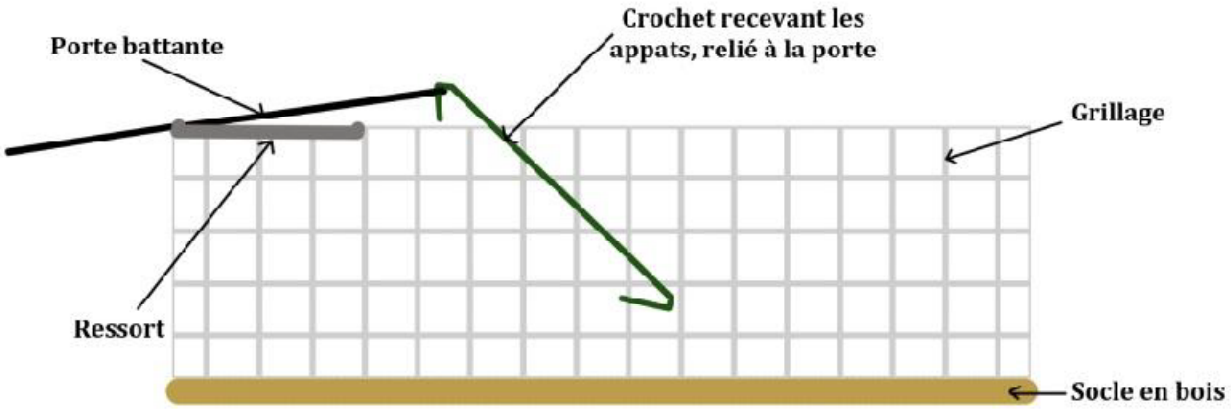


Figure 12: Vue de profil d'un piège type "grillagé" ;
Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

IV. Méthodes d'analyse des données

L'analyse des données se fera en plusieurs temps, et elle englobera toujours les résultats de la campagne de piégeage de l'année dernière. Dans un premier temps seront illustrés et analysés les résultats généraux des captures. Ensuite, nous nous attacherons à étudier les relations entre les captures de micromammifères et les caractéristiques des espaces verts, puis les relations avec la structure du paysage urbain, en confirmant ou en infirmant ainsi les conclusions de l'année dernière. Nous en viendrons ensuite à la méthode que nous avons utilisée pour vérifier notre nouvelle hypothèse, à savoir une analyse du processus d'isolement de chaque espace vert depuis 1949.

1. Indicateurs de résultat des captures

Les résultats globaux des campagnes de piégeages seront exprimés dans l'ordre suivant :

- Abondance spécifique sur l'ensemble des espaces verts cumulés (nombre d'individus capturés de chaque espèce exprimé tous sites confondus).
- Abondance spécifique suivant le sexe sur l'ensemble des espaces verts cumulés (nombre d'individus capturés suivant le sexe exprimé tous sites confondus).
- Succès de piégeage[5] par espace vert (toutes espèces confondues).
- Succès de recapture[6] par espace vert (toutes espèces confondues).
- Richesse spécifique par espace vert (nombre d'espèces différentes capturées par site).
- Diagramme récapitulatif

2. Analyse des relations entre les caractéristiques des espaces verts et les captures de micromammifères

Les données numériques des caractéristiques des espaces verts sont exprimées en pourcentage pour avoir une information qualitative et quantitative relative à l'espace vert**.** Chaque espace vert est décomposé en 7 types de zones appelés, dans le tableau des résultats, Pourcentage d'Occupation au Sol des espaces verts (POS arbre, POS arbuste, POS herbe, POS pelouse arborée, POS jardins potagers et plates-bandes, POS eau et POS surface minérale). La somme de ces 7 types de zones correspond à la surface totale des espaces verts considérés.

Le pourcentage d'occupation au sol d'arbres ou d'arbustes fruitiers est également exprimé dans le tableau.

[5] Exprimé en pourcentage, il s'agit du rapport entre le nombre d'individus capturés par site et le nombre de nuits-pièges effectuées sur ce site.

[6] Exprimé en pourcentage, il s'agit du rapport entre le nombre d'individus recapturés par site et le nombre total d'individus capturés sur ce site.

Ces données sont issues d'un traitement SIG des cartographies d'occupation des sols des différents jardins étudiés. Le tableau ci-dessous résume les sources et le type de données utilisés pour tous les traitements SIG qui suivront.

Tableau 2: Sources et données utilisées pour le traitement SIG ;
Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE

Données cartographiques	Sources	Objectifs
BD Ortho 2007	IGN 2007	Modéliser sous formes d'occupations de toutes les zones vertes (Jardin privée, pelouse…) présentent en milieu urbain autours des espaces verts étudiés.
PIDUD occupation du sol Scot de Tours	Agence d'urbanisme de l'agglomération tourangelle	
Les espaces verts communaux	Agence d'urbanisme de l'agglomération tourangelle	
Espaces vert du Scot de Tours Occupation des sols	Agence d'urbanisme de l'agglomération tourangelle	Déterminer l'occupation des sols au sein des espaces verts étudiés

Les données numériques des captures sont exprimées en succès de piégeage par espèce, en succès de piégeage cumulé (somme des 4 succès de piégeage) et en richesse spécifique, toujours site par site.

Pour mettre en évidence les relations entre la surface des sites et les captures réalisées sur ces derniers nous avons mis en relation :

- La richesse spécifique de chaque site en fonction de la surface (m²) des sites.
- Le succès de piégeage ramené en nombre de capture moyen par nuit en pourcentage toujours en fonction de la surface de chaque site.

Afin de répondre aux objectifs de l'étude, la méthode de l'ACP (Analyse en Composantes Principales) a été adoptée pour mettre en relation les données issues des campagnes de capture et celles de l'analyse spatiale des espaces verts où les captures ont été réalisées.

Grâce à la méthode de l'ACP, les corrélations plus ou moins fortes entre variables permettent de comprendre l'incidence des caractéristiques physiques des espaces verts et de la structure du paysage urbain sur les communautés de micromammifères le long du gradient d'urbanisation considéré.

Aussi, pour exprimer les relations entre les caractéristiques des espaces verts et les captures de micromammifères, deux ACP ont été réalisées :

- La première vise à corréler les caractéristiques des espaces verts avec les succès de piégeage par espèce.
- La deuxième vise à corréler les caractéristiques des espaces verts avec la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé.

3. Analyse des relations entre la structure du paysage urbain autour des espaces verts et les captures de micromammifères

Les données numériques relatives à la structure du paysage urbain sont exprimées en m². Elles quantifient, site par site, les différents types de couvert végétal dans des buffers de 700, 350 et 100 mètres autour des espaces verts. Les différents types de couvert végétal sont : les jardins privatifs, les milieux ouverts à végétation basse, les autres espaces verts, les jardins ouvriers, les zones agricoles et la forêt.

Une analyse spatiale par SIG va mettre en évidence l'occupation des sols autour de chaque espace vert par la réalisation de buffer. Deux traitements SIG ont du être réalisés :

- A partir de l'ORTHO photo et des données de l'ATU, une réalisation d'une cartographie des zones vertes en différentes classes de couvert végétal autour des espaces verts étudiés est réalisée. Une occupation au sol précise du couvert végétal a pu être réalisée.
- A partir d'un traitement SIG de l'occupation du sol réalisée, trois buffers de 700, 350 et 100 mètres autour de chaque espace vert étudié ont été réalisés afin de déterminer l'occupation des sols de ces trois zones tampons. Des traitements SIG pour déterminer les aires de chaque type de surface composant l'occupation des sols sont réalisés.

Les buffers étaient initialement de 900, 400 et 100 mètres, 900 mètres étant la distance maximale de déplacement des micromammifères. Cependant du fait de la proximité des jardins les plus urbains et afin que leurs buffers ne se recoupent pas, un buffer maximal de 700 m a été déterminé. Les autres buffers de 350 et 100 permettent de mettre en évidence l'importance des couverts végétaux à proximité des espaces verts qui auront plus d'influence sur les populations de micromammifères que des couverts végétaux éloignés.

Les données numériques des captures sont exprimées en succès de piégeage par espèce, en succès de piégeage cumulé (somme des 4 succès de piégeage) et en richesse spécifique toujours site par site.

Par ailleurs, afin de mettre en évidence le gradient urbain et de positionner chaque espace vert sur ce gradient, nous avons utilisé le buffer de 700 m pour évaluer la surface de couvert végétal par mètre carré autour des espaces verts. Cette surface de couvert végétal a été ramenée en pourcentage par mettre carré car la surface des buffers de 700 m est différente autour de chaque site.

Pour exprimer les relations entre ces données numériques, deux catégories d'ACP ont été réalisées :

- Une première série d'ACP permettant de corréler les différents types de couvert végétal entourant les espaces verts avec les succès de piégeage par espèce. Une ACP est réalisée par buffer (700, 350, 100).

- Une deuxième série d'ACP permettant de corréler les différents types de couvert végétal entourant les espaces verts avec la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé. De même, une ACP est réalisée par buffer (700, 350, 100).

4. Analyse des relations entre le processus d'insularisation des espaces verts et les captures de micromammifères

Pour cette partie, nous avons cherché à étudier la dynamique ayant conduit à l'isolement des espaces verts au sein de l'espace urbain. Nous avons pour cela restreint notre étude aux quatre sites situés en milieu urbain ou suburbain : le jardin Botanique, le jardin des Prébendes d'Oé, le jardin de la Préfecture et le lac de la Bergeonnerie. En effet, l'arboretum de Veigné et les jardins de Villandry n'étant pas véritablement isolés à l'heure actuelle, il serait impropre de prétendre étudier le phénomène d'insularisation sur ces sites. De plus, ceux-ci n'étant pas situés dans la même zone géographique que les autres, les dates des photographies aériennes utilisées n'auraient pas été les mêmes. Pour ces deux raisons, nous avons préféré exclure ces sites de l'étude, bien que cela réduise le nombre de données et donc la validité statistique des corrélations dégagées.

Pour mener à bien cette étude, nous avons choisi de quantifier, sur une soixantaine d'années, la proportion de couvert végétal à proximité des espaces verts considérés. Trois tailles différentes de buffer, respectivement 100m, 350m et 700m ont été choisies. Elles sont identiques à celles utilisées pour l'étude menée l'année dernière par Eva BOYER, Nouk REMOND et Raphaël ROUSSILLE. Ces dernières ont été choisies en fonction d'une part des capacités de dispersion des micromammifères étudiés, et d'autre part de la distance séparant les différents espaces verts. En effet, pour des soucis de validité statistique, il convenait de faire attention à ce qu'un espace vert ne se retrouve pas inclus dans l'un des buffers d'un autre espace vert.

Les emplacements des couverts végétaux ont été représentés par le biais d'un logiciel SIG et de photos aériennes d'époque que nous avons géoréférencées. Sept dates ont été choisies, de 1949 à 2008, date de la dernière campagne de photos aérienne de l'agglomération tourangelle, de manière à avoir une visualisation globale de l'évolution du couvert végétal au court du temps, aux alentours des espaces verts évalués.

Ne disposant pas de bases de données représentant le couvert végétal pour ces dates, il a fallu numériser ces espaces végétalisés à partir des photos d'époque. Une logique binaire a été choisie : ont été représenté de façon homogène, par des polygones, les espaces agricoles, les arbres, les zones herbacées etc. Par le biais du logiciel SIG, nous avons donc superposé à chaque espace non imperméabilisé visible sur la photographie aérienne un polygone représentant son contour.

Par le biais de ce procédé, les surfaces de couvert végétal, et par opposé les surfaces imperméabilisées, ont pu être calculées pour chaque année. Néanmoins la méthodologie employée est directement dépendante de la résolution d'image de l'époque. D'une manière générale, l'étude des surfaces imperméabilisées a révélé que ces dernières ont eu tendance à croitre avec le temps. Cependant, une chute nette de cette surface a pu être observée en 2002. Cela s'explique par l'introduction à cette date de photographies couleur, bénéficiant d'un traitement faisant ressortir

nettement le couvert végétal. Ainsi, la surface végétalisée observable est bien plus élevée que pour les années précédentes, bien que la surface réelle soit en fait probablement inférieure. Afin de corriger partiellement cette erreur, nous avons effectué une régression linéaire sur nos données qui limite l'écart observé. De manière générale, la numérisation manuelle du couvert végétal à partir de photographies comporte une part d'incertitude liée à la résolution des images, à la période de prise de vue et à la subjectivité de l'opérateur. Les données produites ne sont donc pas à prendre comme une mesure exacte de la surface végétalisée, mais reflètent néanmoins des tendances suffisamment claires pour être exploitées dans un traitement statistique.

A partir de ces résultats, nous avons exprimé la surface d'espaces verts perdue au cours du temps au sein de chaque buffer. Nous avons également pu calculer pour chaque buffer le pourcentage moyen d'imperméabilisation au cours de la période 1949-2008. Pour ce faire, nous avons représenté le taux d'imperméabilisation (rapport des surfaces imperméabilisées sur la surface totale du buffer) en fonction du temps, puis nous avons calculé l'intégrale de cette fonction entre 1949 et 2008 et rapporté le résultat obtenu à l'intervalle de temps (59 années). Ce taux d'imperméabilisation moyen au cours du temps a ensuite été mis en relation avec les données des captures et les autres facteurs explicatifs (couvert végétal actuel dans et autour des espaces verts) dans une Analyse en composantes principales (ACP).

Résultats

I. Résultats généraux des captures

Les campagnes de piégeage ont été réalisées selon le même protocole sur six espaces verts entre la zone périurbaine et le centre-ville de Tours ainsi que dans la zone témoin de la Forêt de Chinon (voir partie Méthodes). Les résultats généraux de ces campagnes de piégeage montrent des tendances nettes notamment en termes d'abondance et de richesse spécifique aussi bien sur l'ensemble des espaces verts confondus que site par site. Les résultats sont exprimés pour 2012, pour 2013 et pour les deux années cumulées.

1. Abondance et richesse spécifiques sur l'ensemble des sites étudiés

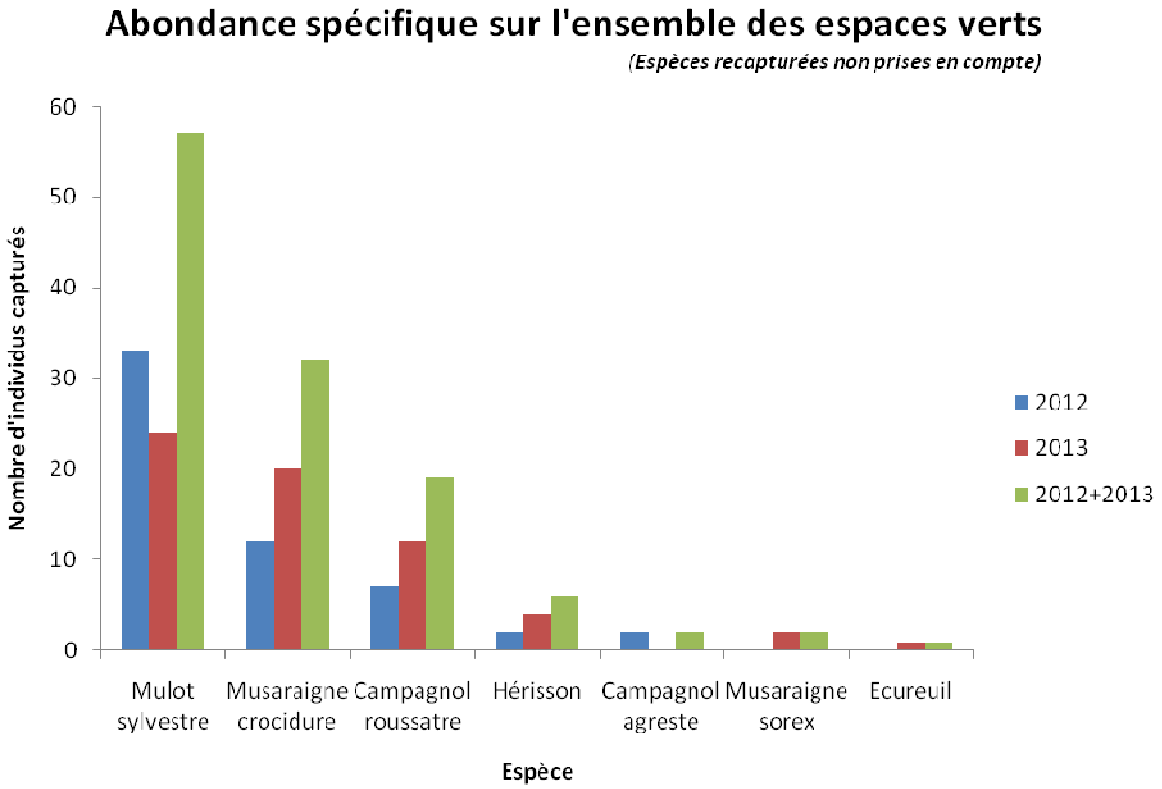


Figure 13: Abondance spécifique sur l'ensemble des espaces verts ; Réalisation personnelle

Au cours des campagnes de piégeage de 2013, 63 individus ont été capturés, contre 56 en 2012. Ce résultat sera relativisé par la suite puisque le nombre de nuits-pièges effectuées a été plus important.

En 2013, 6 espèces différentes ont été capturées : 24 mulots sylvestres (*Apodemus sylvaticus*), 20 musaraignes crocidures (*Crocidura leucodon*), 12 campagnols roussâtres (*Clethrionomys glareolus*), 4 hérissons (*Erinaceus europaeus*), et 2 espèces qui n'avaient pas été capturées en 2012 : 2 musaraignes sorex (*Sorex sp.*) et 1 écureuil (*Sciurus vulgaris*). En revanche, nous n'avons pas capturé de campagnol agreste (*Microtus agrestis*) contrairement à 2012. Dans la suite des résultats, nous ne prendrons pas en compte les hérissons et l'écureuil, les pièges utilisés n'étant pas adaptés à leur gabarit.

Les captures de 2013 suivent la même tendance qu'en 2012, à savoir que le mulot sylvestre est nettement majoritaire, devant la musaraigne crocidure et le campagnol roussâtre. La capture d'autres espèces demeure moins fréquente.

2. Abondance et richesse spécifiques par site étudié

Dans cette partie, nous exprimons l'abondance de toutes les espèces confondues sous la forme du succès de piégeage qui est le rapport entre le nombre d'individus capturés et le nombre de nuits-pièges effectué. Le succès de piégeage est exprimé en pourcentage.

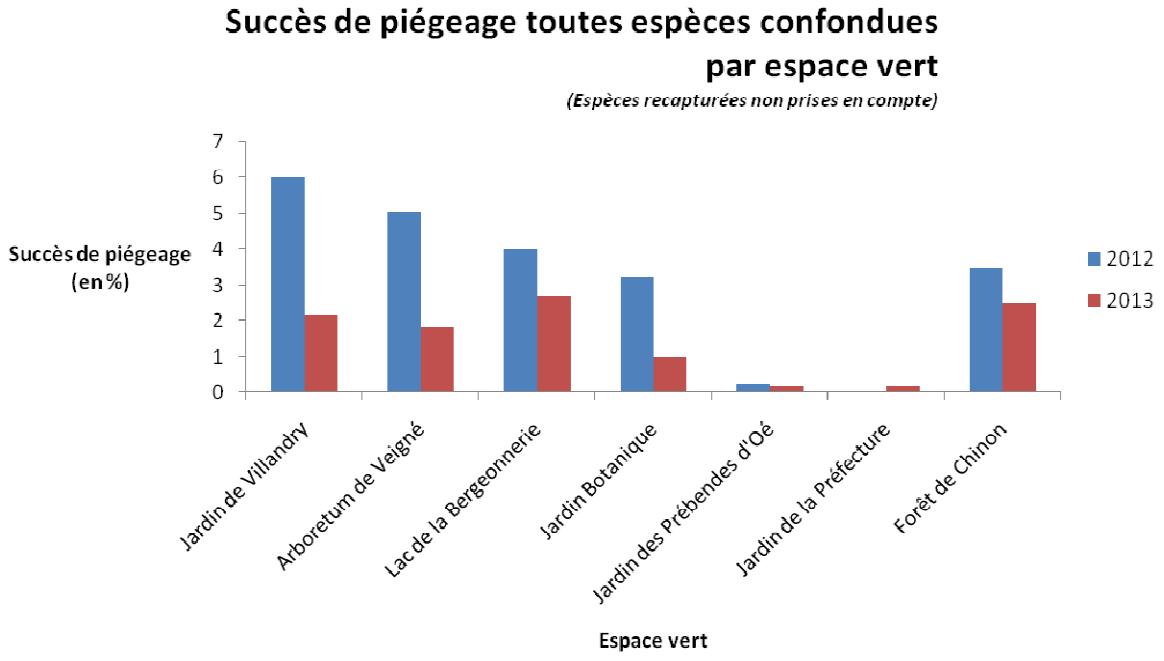


Figure 14 : Succès de piégeage toutes espèces confondues par espace vert ; Réalisation personnelle

Nous pouvons d'ores et déjà remarquer que le succès de piégeage diminue très nettement sur l'ensemble des espaces verts (hormis le Jardin de la Préfecture, mais une seule capture y a été effectuée en 2013). Dans les jardins de Villandry par exemple, il a presque été divisé par trois. Ainsi, le succès de piégeage global obtenu en 2013 est de 1,5%, alors que celui de 2012 est de 2,84%.

Là aussi, les succès de piégeage obtenus en 2013 suivent globalement la même tendance qu'en 2012, à savoir qu'ils diminuent graduellement selon le gradient d'urbanisation. Seul le Lac de la Bergeonnerie ne suit pas cette règle, puisqu'il a été l'espace vert le plus fructueux en 2013 (2,67% de succès de piégeage). A noter que les trois espaces verts situés en milieu urbain présentent tous un succès de piégeage compris entre 0,17 et 1%.

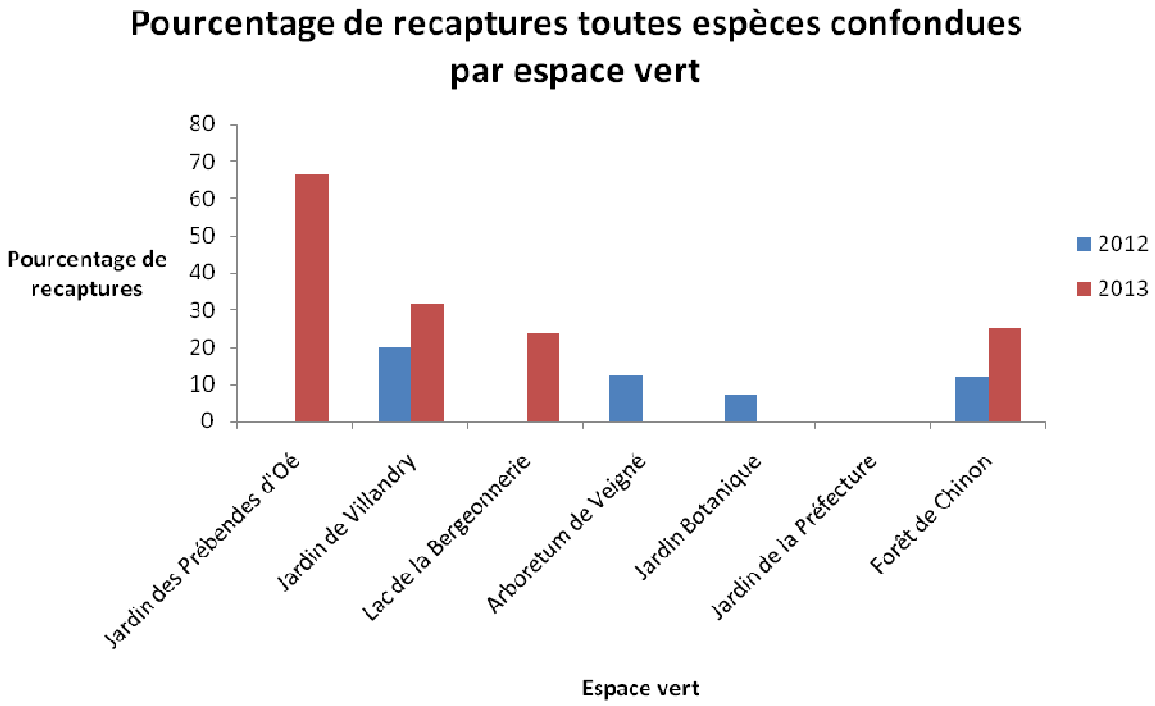


Figure 15: Pourcentage de recaptures toutes espèces confondues par espace vert ; Réalisation personnelle

Le pourcentage de recaptures observé au Jardin des Prébendes d'Oé est à nuancer puisque qu'un seul individu a été capturé, lequel a été recapturé deux fois par la suite.

Nous pouvons souligner des taux de recaptures importants dans les sites qui ne sont pas situés en milieu urbain, hormis pour l'arboretum de Veigné. Par exemple, dans les Jardins de Villandry, une capture sur trois est une recapture. Néanmoins, en comparant avec les résultats de 2012, il est difficile d'établir une tendance nette corrélée au gradient d'urbanisation.

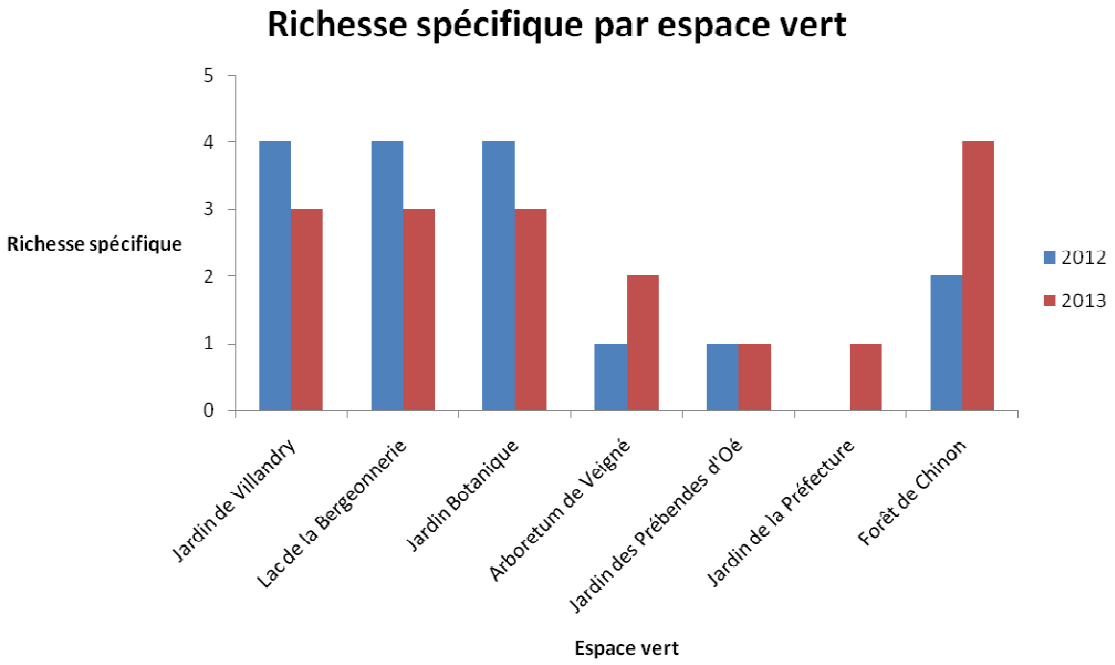


Figure 16: Richesse spécifique par espace vert ; Réalisation personnelle

La richesse spécifique observée par espace vert en 2013 suit la même tendance qu'en 2012. A noter qu'elle a doublé sur le site témoin, la Forêt de Chinon.

Ainsi, la richesse spécifique est faible dans les espaces verts situés en milieu très urbain (elle est comprise entre 0 et 1 au Jardin des Prébendes d'Oé et de la Préfecture), contrairement aux autres.

Enfin, la richesse spécifique de l'Arboretum de Veigné, site situé en milieu périurbain, n'est que de 2 en 2013, ce qui confirme la faible richesse spécifique observée en 2012.

3. Synthèse

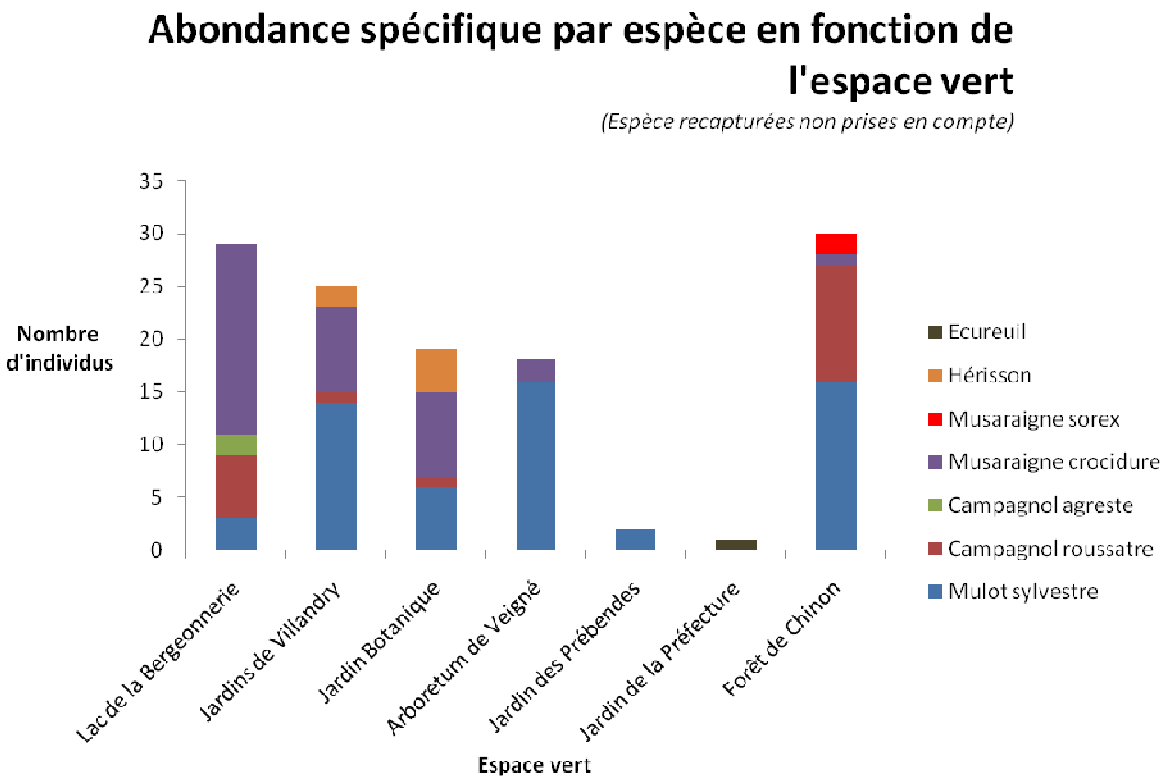


Figure 17: Nombre d'individus par espèce capturés en fonction du site en 2012 et 2013 ; Réalisation personnelle

Le diagramme présenté ci-dessus synthétise l'ensemble des résultats cumulés pour 2012 et 2013 et permet de tirer des conclusions globales :

- Le nombre d'individus capturés semble être corrélé au gradient d'urbanisation : il est important dans les espaces verts périurbains et suburbains et très faible dans les sites urbains. A noter le nombre de captures assez important réalisé au Lac de la Bergeonnerie, situé en suburbain.
- La richesse spécifique suit plus ou moins la même tendance, et en 2013, elle a été particulièrement importante sur le site témoin, égale à 4 espèces.
- Les espèces capturées sont les mêmes qu'en 2012, à peu près dans les mêmes proportions. A noter que la musaraigne sorex n'a été capturée qu'en 2013.

II. Relations entre les caractéristiques des espaces verts et les captures de micromammifères

Les variables relatives aux caractéristiques des espaces verts considérés permettent d'évaluer la qualité de ces tâches d'habitat pour les micromammifères. Le but de cette partie est de voir s'il est possible de corréler certaines caractéristiques des espaces verts avec nos résultats de capture.

1. Données numériques des caractéristiques des espaces verts et des captures

Tableau 3: Pourcentages d'Occupation au Sol des différents types de couvert par rapport à la surface totale de chaque espace vert ;
Réalisation personnelle d'après BOYER, REMOND, ROUSSILLE

Espaces vert	Pourcentage d'Occupation au Sol des espaces verts							
	POS arbres	POS arbustes	POS herbe	POS pelouse arborée	POS Jardin Potager	POS eau	POS surface minérale	POS fruitiers
Jardin Botanique	38,5	0,9	14,5	3,0	**11,7**	3,6	27,7	**15,9**
Jardin des Prébendes	**59,5**	6,2	9,9	1,3	0,8	11,7	10,5	4,1
Jardin de la Préfecture	**45,1**	**18,6**	6,9	0	0,8	0	28,7	2,0
Lac de la Bergeonnerie	10,4	4,3	**17,7**	3,1	0,8	**53,7**	9,9	0,4
Arboretum de Veigné	**61,4**	0	6,5	0	0	31,5	0,6	4,9
Jardins de Villandry	15,8	0,8	**17,8**	0,1	**19,8**	7,3	**38,4**	11,7
Forêt de Chinon	**98,2**	0,4	1,3	0	0	0,1	0	91,7

Hormis la Forêt de Chinon qui est caractérisée par sa strate arborescente, l'Arboretum de Veigné compte un pourcentage d'occupation au sol d'arbres majoritaire (61,4 %) au même titre que le Jardin des Prébendes (59,5 %). Le Lac de la Bergeonnerie et le Jardin de Villandry comptent quant à eux un pourcentage d'occupation au sol d'herbe important (plus de 17 %), même si le premier se caractérise par une surface en eau majoritaire (près de 54 %) et le second par d'importantes surfaces minérales (38,4 %). Enfin, le Jardin Botanique, en plus d'un POS d'arbres assez important, est caractérisé par un grand nombre de fruitiers (environ 16 % de sa surface).

Tableau 4: Succès de piégeage et richesse spécifique par espace vert sur 2012-2013 ; Réalisation personnelle

Espaces verts	Variables captures 2012 + 2013						
	Succès de piégeage Mulot sylvestre (%)	Succès de piégeage Campagnol roussâtre (%)	Succès de piégeage Campagnol agreste (%)	Succès de piégeage Musaraigne crocidure (%)	Succès de piégeage Musaraigne sorex (%)	Richesse spécifique	Succès de piégeage cumulé (%)
Jardin Botanique	0,6	0,1	0	0,8	0	**4**	**1,5**
Jardin des Prébendes d'Oé	0,2	0	0	0	0	**1**	**0,2**
Jardin de la Préfecture	0	0	0	0	0	**1**	**0**
Lac de la Bergeonnerie	0,38	0,75	0,25	1,63	0	**4**	**3,01**
Arboretum de Veigné	2,17	0	0	0,27	0	**2**	**2,44**
Jardin de Villandry	1,75	0,13	0	1	0	**4**	**2,88**
Forêt de Chinon	1,54	1,06	0	0,1	0,19	**4**	**2,89**

Le tableau des variables de captures uniquement pour l'année 2012 est consultable en Annexe 1. A noter que, dans le tableau ci-dessus, les hérissons et l'écureuil ne sont pas pris en compte dans les succès de piégeage, mais le sont dans la richesse spécifique.

Comme évoqué précédemment, les succès de piégeage sont nettement moins importants en 2013 par rapport à 2012. En prenant en compte les deux années cumulées, le succès de piégeage est logiquement le plus important dans les espaces verts suburbains, périurbains et ruraux où il varie entre 2,44 et 3,01. A l'inverse, il est compris entre 0 et 1,5 dans les sites urbains.

2. Relation entre la surface des espaces verts et les données de capture

La surface d'un espace vert représente une variable explicative importante justifiant la présence ou l'absence de micromammifères dans un espace. L'analyse va s'attacher à comparer les données de capture et la surface des sites étudiés.

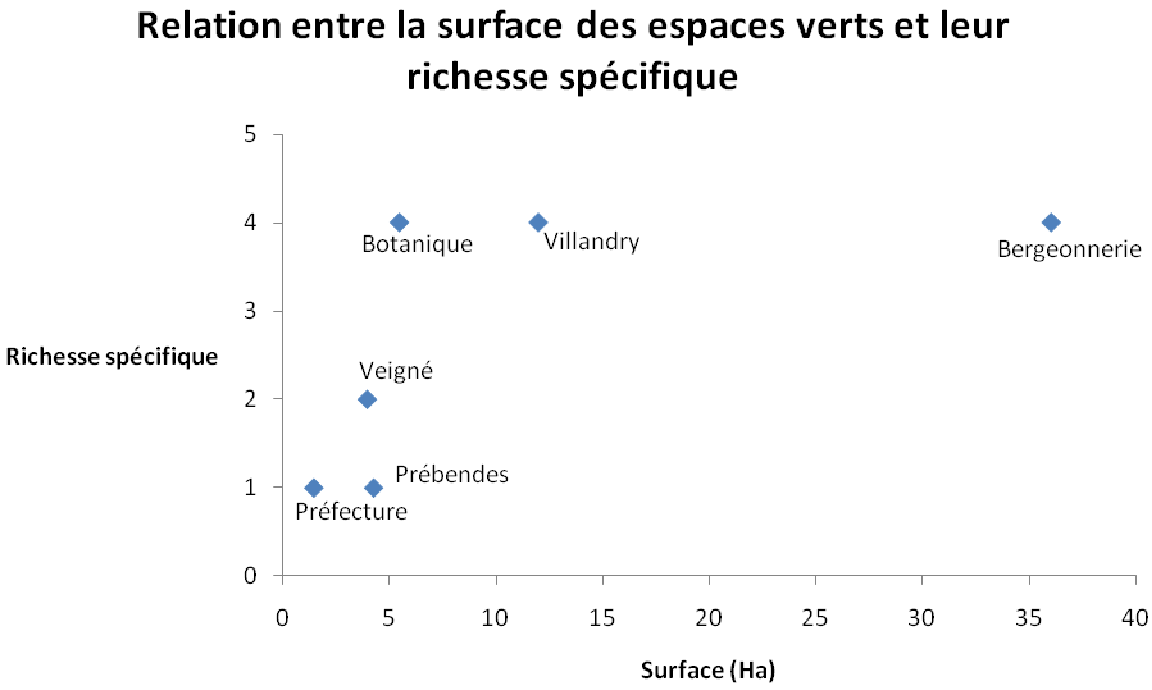


Figure 18: Relation entre la surface des espaces verts et leur richesse spécifique de 2012 et 2013 ; Réalisation personnelle

Nous pouvons remarquer que globalement la richesse spécifique devient plus importante quand la surface augmente. De plus, un seuil apparait à partir duquel la richesse spécifique devient plus importante : 5 hectares. Au delà de ce seuil, les espaces verts ont en effet une richesse spécifique égale à 4, alors qu'elle ne dépasse pas 2 lorsque les espaces verts ont une surface inférieure à 5 hectares.

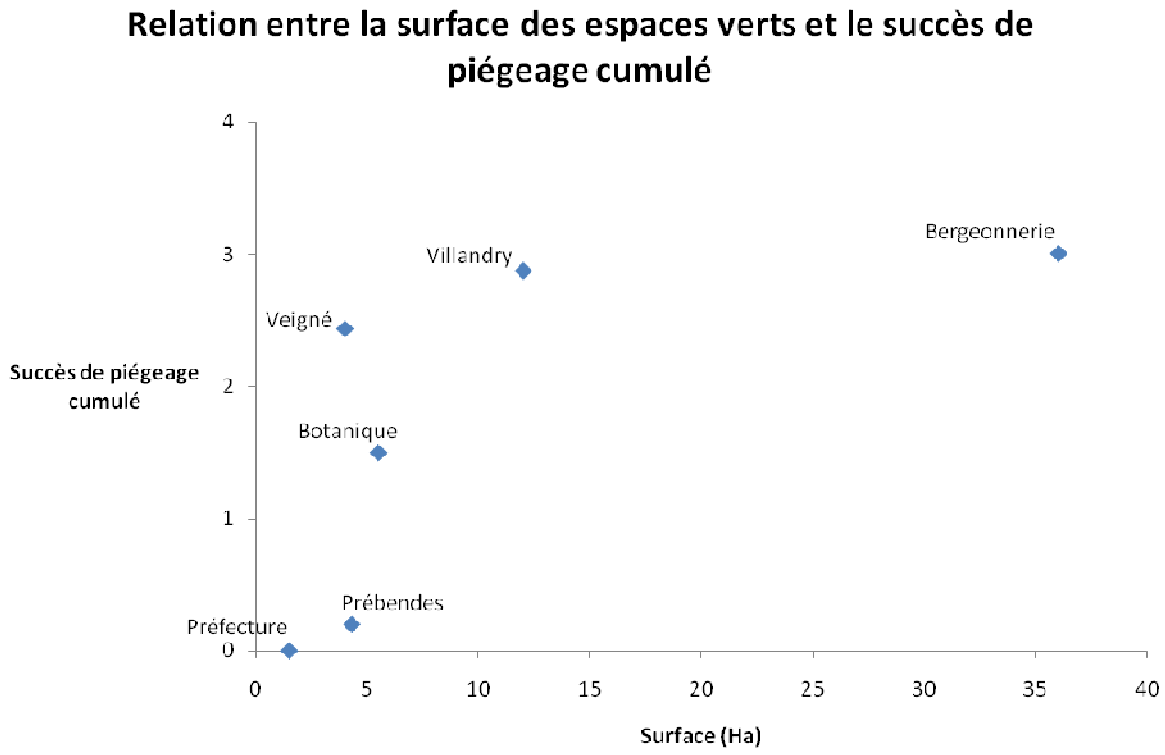


Figure 19: Relation entre la surface des espaces verts et le succès de piégeage cumulé de 2012 et 2013 ; Réalisation personnelle

Le nuage de points possèdent globalement le même profil que dans le graphique précédent, à savoir que le succès de piégeage cumulé devient plus important quand la surface augmente. En outre, comme pour la richesse spécifique, on peut remarquer qu'il y a un seuil qui équivaut à la surface de 5 hectares.

Notons que l'Arboretum de Veigné, malgré une surface de 4 hectares, présente un succès de piégeage plus élevé que dans certains autres jardins de plus grande taille. La situation géographique de cet espace vert, en zone plus rurale, peut être un facteur expliquant ce décalage.

3. Décomposition des relations entre les caractéristiques des espaces verts et les données de piégeage

a. Relations entre les caractéristiques des espaces verts et le succès de piégeage

L'analyse du cercle de corrélation suivant (figure 20), dont la matrice de corrélation se situe en Annexe 2, permet de voir que :

- ✓ Les valeurs propres F1 et F2 totalisent 73,6% de la variabilité, ce qui permet aux deux composantes principales F1 et F2 d'exprimer une bonne corrélation entre variables et de déduire les éléments suivants.
- ✓ L'axe des abscisses F1 peut représenter le type de couvert : de gauche à droite, le milieu va du plus fermé (zone arborée) au plus ouvert (zone herbacée). L'axe des ordonnés F2 n'exprime en revanche pas de tendance nette.
- ✓ Le campagnol roussâtre et la musaraigne crocidure sont fortement liés à des espaces ouverts. En effet, le coefficient de corrélation entre la présence de campagnol roussâtre et le POS d'herbe est de 0,978 (0,914 avec le POS de pelouse arborée). De même, le coefficient de corrélation entre la musaraigne crocidure et le POS d'herbe est de 0,901.
- ✓ Le mulot sylvestre est plus faiblement corrélé avec un des types de couvert étudiés (aucun coefficient de corrélation supérieur à 0,4). Cela révèle son caractère ubiquiste. En revanche, on peut voir qu'il est fortement opposé au POS d'arbustes (coefficient de corrélation égal à -0,790). Cela peut expliquer le fait que l'on en est capturé très peu au Lac de la Bergeonnerie, où le POS d'arbustes est assez important.

L'analyse de la position des espaces verts en fonction des composantes principales (figure 21) permet de voir que :

- ✓ Les différents espaces verts sont répartis de gauche à droite en fonction de leur ouverture ou non, du plus fermé à gauche au plus ouvert à droite.
- ✓ Le Jardin de la Préfecture, L'Arboretum de Veigné et le Jardin des Prébendes d'Oé sont tous les trois des espaces verts relativement fermés, caractérisés par des strates arborées et arbustives significatives.
- ✓ Le Jardin Botanique et de Villandry sont plus ouverts et comptent des jardins potagers, des plates-bandes et des fruitiers en nombre.
- ✓ Enfin, le Lac de la Bergeonnerie est un espace vert très ouvert, caractérisé par de nombreuses pelouses arborées et une importante surface d'eau. On peut voir par sa position sur le graphique qu'il est fortement corrélé au succès de piégeages des musaraignes crocidure et des campagnols roussâtre, ce qui a bien été le cas lors de nos captures.

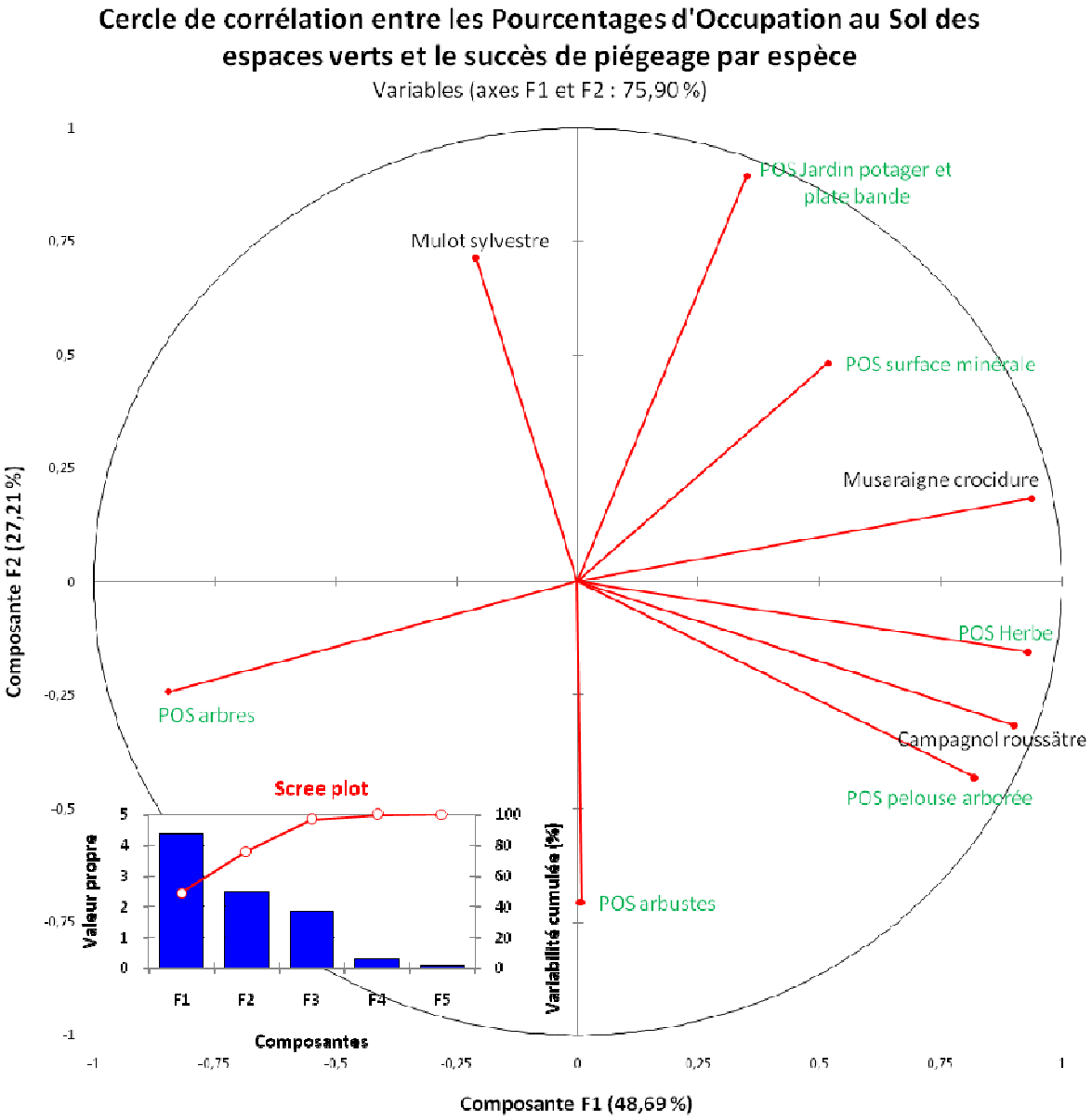


Figure 20: Cercle de corrélation issu de l'ACP entre le POS des différents couverts (%) et le succès de piégeage (%) de 2012 et 2013. Matrice de corrélation en Annexe 2 ;
Réalisation personnelle

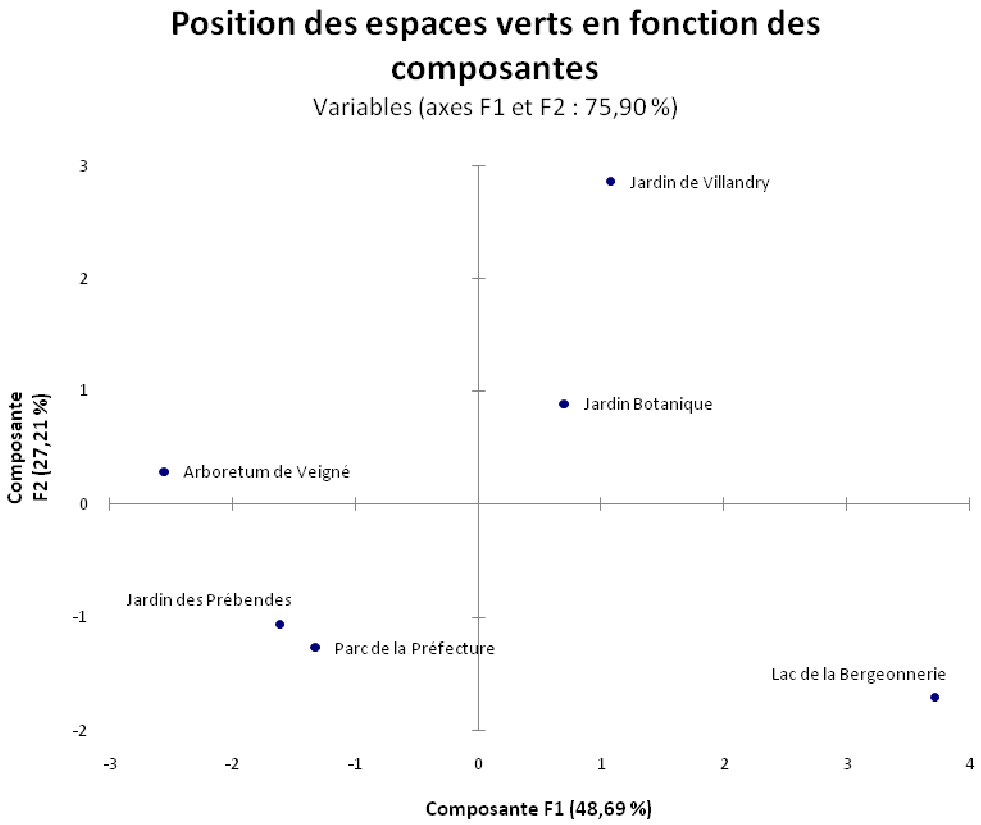


Figure 21: Représentation de la position des différents espaces verts en fonction des succès de piégeage par espèce de 2012 et 2013 sur le plan factoriel ;
Réalisation personnelle

b. Relations entre les caractéristiques des espaces verts, la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé

L'analyse du cercle de corrélation suivant (figure 22), dont la matrice de corrélation se situe en Annexe 3, permet de voir que :

- ✓ Les valeurs propres F1 et F2 totalisent 68,9% de la variabilité, ce qui permet aux deux composantes principales F1 et F2 d'exprimer une corrélation convenable entre variables.
- ✓ L'axe des abscisses F1 représente toujours le type de couvert : de gauche à droite, le milieu va du plus fermé au plus ouvert. L'axe des ordonnés F2 n'exprime quant à lui pas de tendance nette.
- ✓ La richesse spécifique, ainsi que le succès de piégeage cumulé ne sont pas directement corrélés avec une quelconque occupation du sol. Il faut se référer à la matrice de corrélation (disponible en Annexe 3). Dans celle-ci, on remarque que la richesse spécifique est quand même assez corrélée au milieu ouvert (pourcentages de corrélation compris entre 0,382 et 0,493 avec les POS d'herbe, fruitiers, potager et plate bande). Il en est de même pour le succès de piégeage cumulé, avec néanmoins des coefficients un peu moins importants. La matrice de corrélation nous confirme enfin que la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé sont fortement opposés aux milieux ouverts, incarnés par le POS d'arbres et le POS d'arbustes.

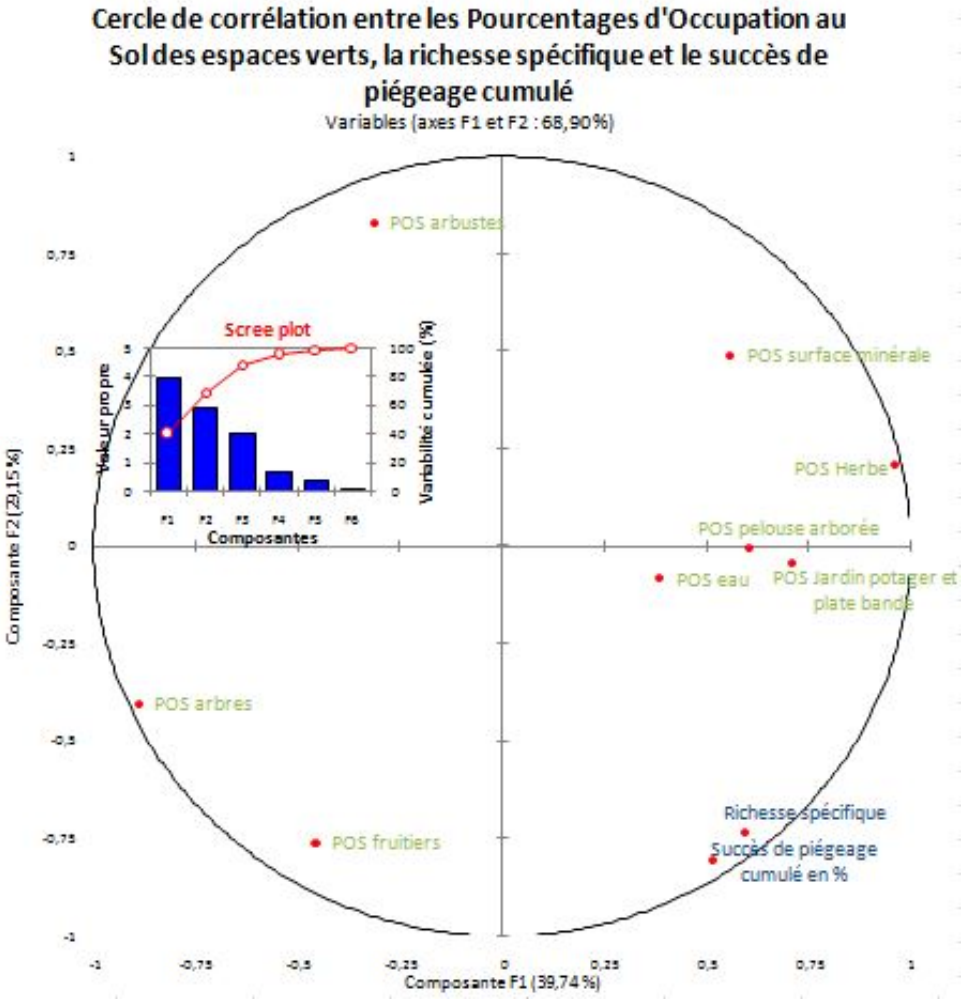


Figure 22: Cercle de corrélation issu de l'ACP entre le POS des différents couverts (%), la richesse spécifique et le succès de piégeage (%). Matrice de corrélation en Annexe 3 ;
Réalisation personnelle

III. Relations entre la structure du paysage urbain autour des espaces verts et les données de captures

La structure actuelle du paysage urbain entourant les espaces verts, en considérant les différents couverts végétaux qui les composent, peut expliquer la présence ou non des micromammifères dans les espaces verts.

1. Données numériques relatives à la structure du paysage urbain et aux captures

Vous trouverez en Annexes 4, 5, et 6 les surfaces (m²) des différents types de couverts végétaux entourant les espaces verts dans des buffers de 700, 350, puis 100 mètres.

Le choix des espaces verts étudiés s'est fait suivant une logique de gradient urbain avec d'une part des espaces verts situés en milieu très urbanisé et d'autre part des espaces verts situés en zone plus rurale (cf. partie Méthodes). Ce gradient d'urbanisation peut être mis en évidence grâce au pourcentage de couvert végétal entourant l'espace vert dans un buffer de 700 mètres (cf. Figure 23).

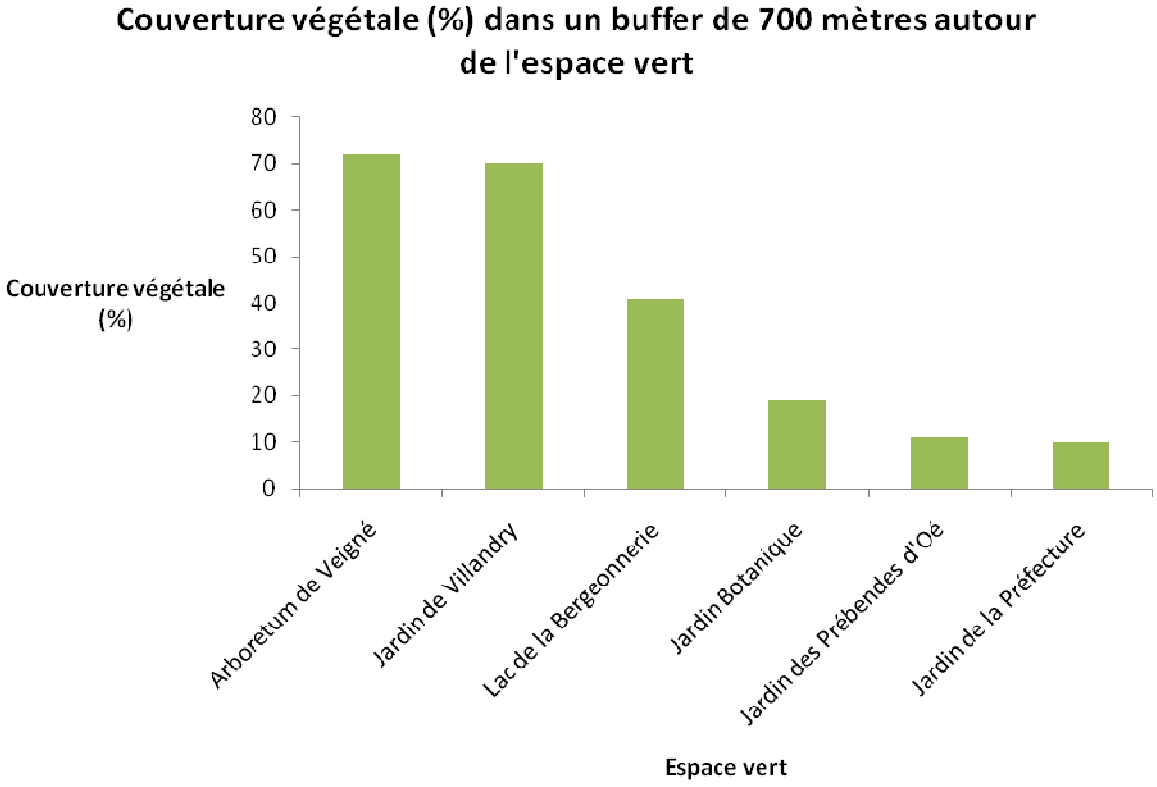


Figure 23: Couverture végétale (%) dans un buffer de 700m autour de l'espace vert ; Réalisation personnelle

2. Décomposition des relations entre la structure du paysage urbain entourant les espaces verts et les données de captures

a. Relation avec le succès de piégeage par espèce

La figure 24 présente les cercles de corrélation entre la surface (m²) des différents types de couverts végétaux dans des buffers de 700, 350 et 100m et le succès de piégeage par espèce. La pertinence de ces variables externes dans l'explication de la présence ou non de micromammifères sera plus forte dans un rayon de 100 voire 350m que dans un rayon de 700 étant donné la faible capacité de dispersion du modèle biologique. Vous trouverez les matrices de corrélation en Annexes 7, 8 et 9.

Les valeurs propres F1 et F2 totalisent respectivement 90,27%, 85,13%, et 83,29% de la variabilité, ce qui permet à ces deux composantes d'exprimer une bonne corrélation entre variables.

L'analyse des cercles de corrélation amène à plusieurs conclusions, notamment sur les milieux privilégiés par certaines espèces :

- ✓ La présence du mulot sylvestre est fortement corrélée au milieu forestier (coefficient de corrélation de 0,885 dans un buffer de 100m), ainsi qu'aux zones agricoles (coefficient de 0,717 dans un buffer de 100m). Cette corrélation est évidente puisqu'elle apparait sur les trois cercles. De plus, la présence du mulot sylvestre est fortement corrélée au milieu à végétation basse dans les buffers de 700 et 350m (coefficient de corrélation de 0,781, puis 0,691), mais ne l'est pas du tout dans le buffer de 100m (coefficient de 0,042). A noter qu'il n'y a pas de corrélation entre le mulot sylvestre et la présence des autres espèces.
- ✓ Les présences de musaraigne crocidure, des campagnols roussâtre et agreste sont fortement corrélées entre elles (les coefficients de corrélation entre leurs présences sont toujours supérieurs à 0,725). En outre, leur présence, surtout celle des campagnols, est corrélée à des milieux tels les jardins, privatifs ou ouvriers. En effet, les coefficients de corrélation entre leur présence et ces milieux sont toujours supérieurs à 0,5. Pour finir, au contraire du mulot sylvestre, la présence de ces trois espèces n'est pas du tout corrélée avec les milieux à basse végétation dans les buffers de 700 et 350m, mais l'est fortement dans celui de 100m.

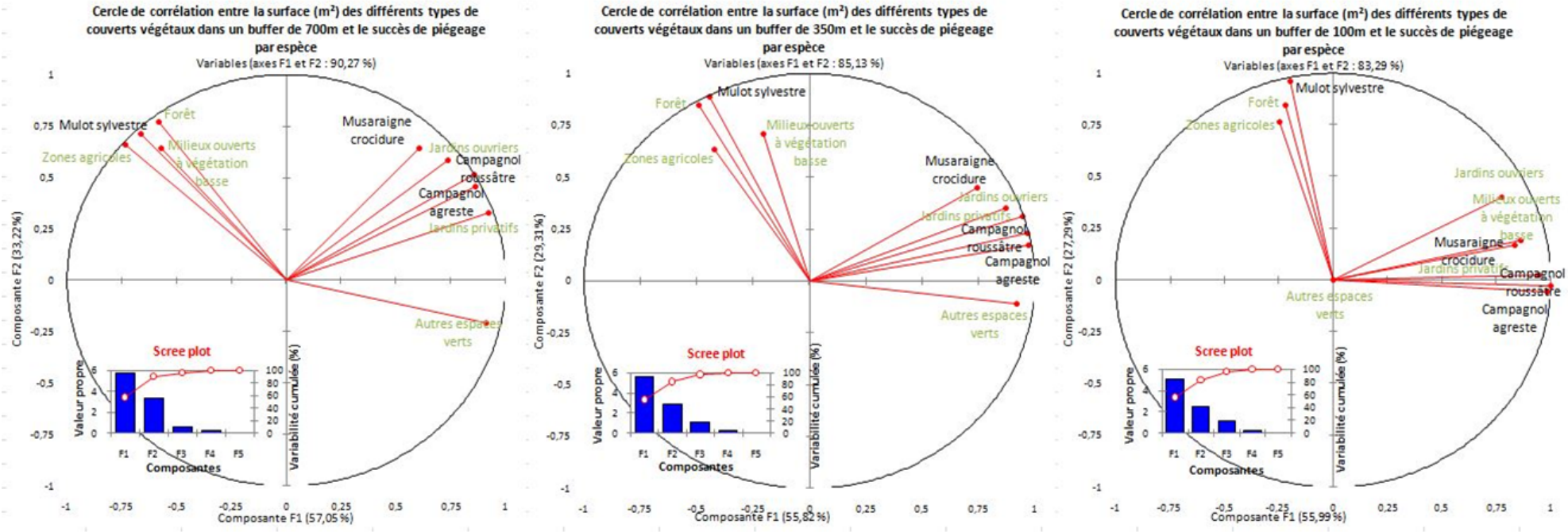


Figure 24: Cercles de corrélation entre la surface (m²) des différents types de couverts végétaux dans des buffers de 700, 350 et 100m et le succès de piégeage par espèce. Matrices de corrélation en Annexes 7,8 et 9 ;
Réalisation personnelle

b. Relation avec la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé

La figure 25 présente les cercles de corrélation entre la surface (m²) des différents types de couverts végétaux dans des buffers de 700, 350 et 100m, la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé. La pertinence de ces variables externes dans l'explication de la présence ou non de micromammifères sera plus forte dans un rayon de 100 voire 350 mètres que dans un rayon de 700 étant donné la faible capacité de dispersion du modèle biologique. Vous trouverez les matrices de Pearson en Annexes 10, 11 et 12.

Les valeurs propres F1 et F2 totalisent respectivement 86,03%, 78,52%, et 73,70% de la variabilité, ce qui permet à ces deux composantes d'exprimer une bonne corrélation entre variables.

L'analyse des cercles de corrélation amène à plusieurs conclusions :

- ✓ Si l'on se place dans le buffer de 700m, la richesse spécifique ne semble pas être plus corrélée avec un couvert végétal qu'avec un autre. Par contre, elle s'affine dans le buffer de 350m pour être plus corrélée avec les jardins et milieux à végétation basse (coefficients de corrélation supérieurs à 0,4). Enfin, dans le buffer de 100m, la richesse spécifique est très corrélée aux milieux à végétation basse (coefficient de corrélation de 0,678). Au contraire, la richesse spécifique est très peu corrélée aux zones agricoles et au milieu forestier.
- ✓ Le succès de piégeage cumulé montre les mêmes tendances puisqu'il est aussi fortement corrélé aux jardins et aux milieux à basse végétation (coefficients de corrélation toujours situés entre 0,4 et 0,7), et ce pour les trois buffers. Par contre, à la différence de la richesse spécifique, le succès de piégeage cumulé est fortement corrélé, dans les trois buffers, au milieu forestier.
- ✓ Les zones agricoles n'expriment pas de corrélation nette avec les deux paramètres.

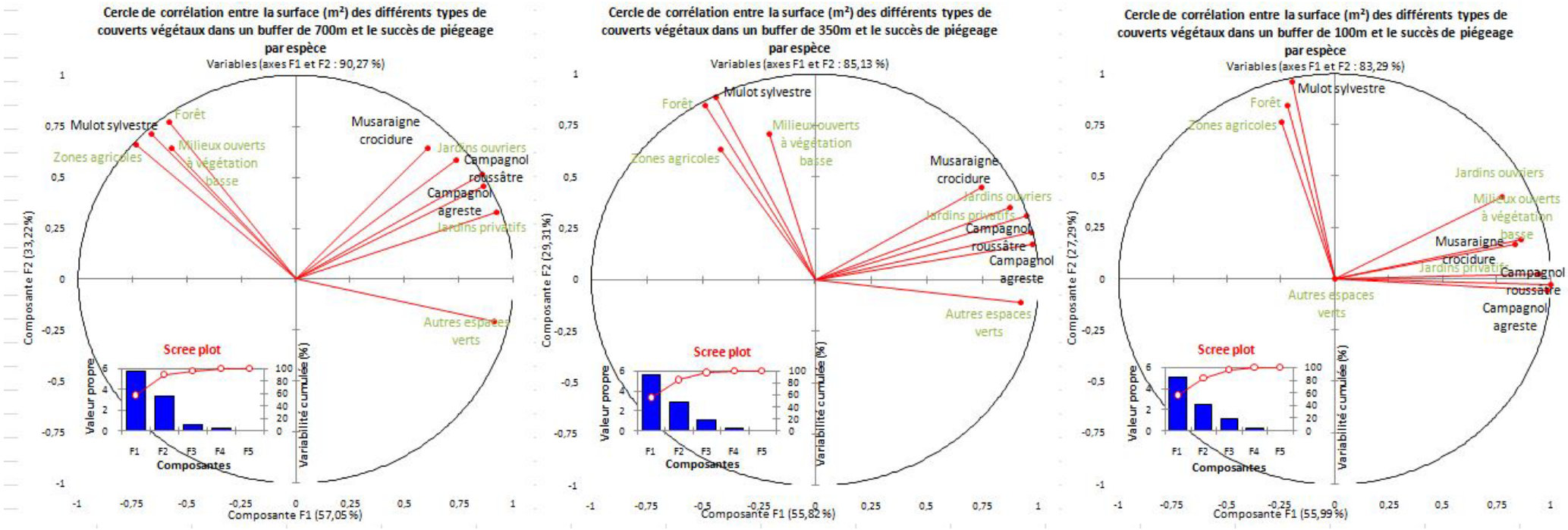


Figure 25: Cercles de corrélation entre la surface (m²) des différents types de couverts végétaux dans des buffers de 700, 350 et 100m, la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé. Matrices de corrélation en Annexes 10, 11 et 12 ;
Réalisation personnelle

IV. Relations entre la dynamique passée d'isolement des espaces verts et les données de capture

1. Processus d'insularisation des espaces verts entre 1949 et 2008

Notre travail de cartographie permet de visualiser, pour chacun des 4 espaces verts considérés, l'évolution du couvert végétal alentour sur une soixantaine d'années. A titre d'exemple, les figures 26 et 27 illustrent respectivement l'évolution des surfaces végétalisées dans un buffer de 700m autour du Jardin Botanique et du Parc de la Bergeonnerie. Des figures analogues pour chacun des sites sont présentées en annexe 13, 14, 15, 16, 17 et 18.

Pour le Jardin Botanique, on observe une diminution régulière des surfaces végétalisées au cours du temps, en particulier à l'ouest du jardin. Cela correspond à l'urbanisation de la commune de La Riche qui s'est faite au détriment des vastes étendues de terres agricoles qui existaient en 1949. Le processus d'insularisation est ici flagrant, puisque l'espace vert passe d'une situation où il était bordé par un couvert végétal quasi continu à un relatif isolement. Les espaces végétalisés restants sont constitués uniquement de petits patchs, ce qui signifie que les seules espèces susceptibles de se déplacer vers et depuis le jardin sont celles capables d'utiliser un corridor « en pas japonais ».

Dans le cas du Parc de la Bergeonnerie, l'avancée de l'urbanisation est encore plus visible puisqu'elle s'est faite via des zones d'aménagement faisant sortir de terre un quartier entier en peu de temps (quartier des Fontaines, quartier des 2 Lions). La perte de connectivité est donc très nette : le buffer, qui était intégralement couvert de surfaces agricoles ou naturelles en 1949, est quasiment entièrement urbanisé en 2008, hormis une zone située au sud du parc. Par ailleurs, la variation du périmètre du buffer visible sur la carte s'explique par le détournement du cours du Cher qui a eu lieu dans les années 1960. Nous avons choisi de réduire la superficie étudiée après 1960 afin d'éviter que la perte de terres émergées ne vienne fausser le calcul des taux d'imperméabilité.

Pour les deux autres sites, à savoir le jardin des Prébendes d'Oé et celui de la Préfecture, la situation n'est pas comparable. En effet, ceux-ci sont situés en plein centre-ville et sont donc entourés par un bâti dense depuis plus d'un siècle. Par conséquent, le couvert végétal est déjà très réduit en 1949 et sa variation au cours du temps est donc moins perceptible. On observe tout de même une légère régression des surfaces végétalisées, mais celle-ci est à nuancer au regard de la marge d'erreur imposée par notre méthode de cartographie.

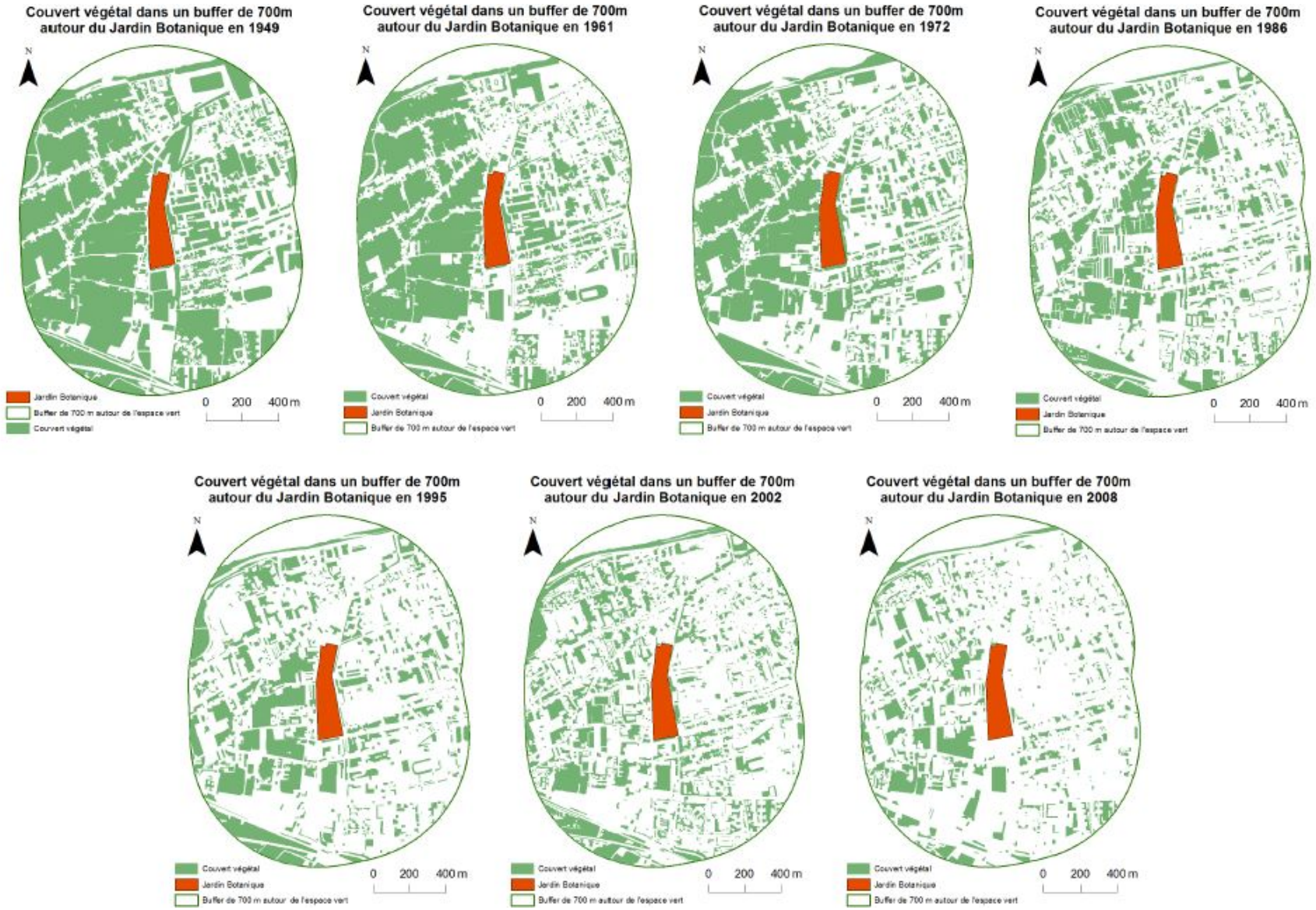


Figure 26: Chronoséquence montrant l'évolution du couvert végétal dans un buffer de 700m autour du Jardin Botanique entre 1949 et 2008 ; Réalisation personnelle d'après les photographies de l'IGN

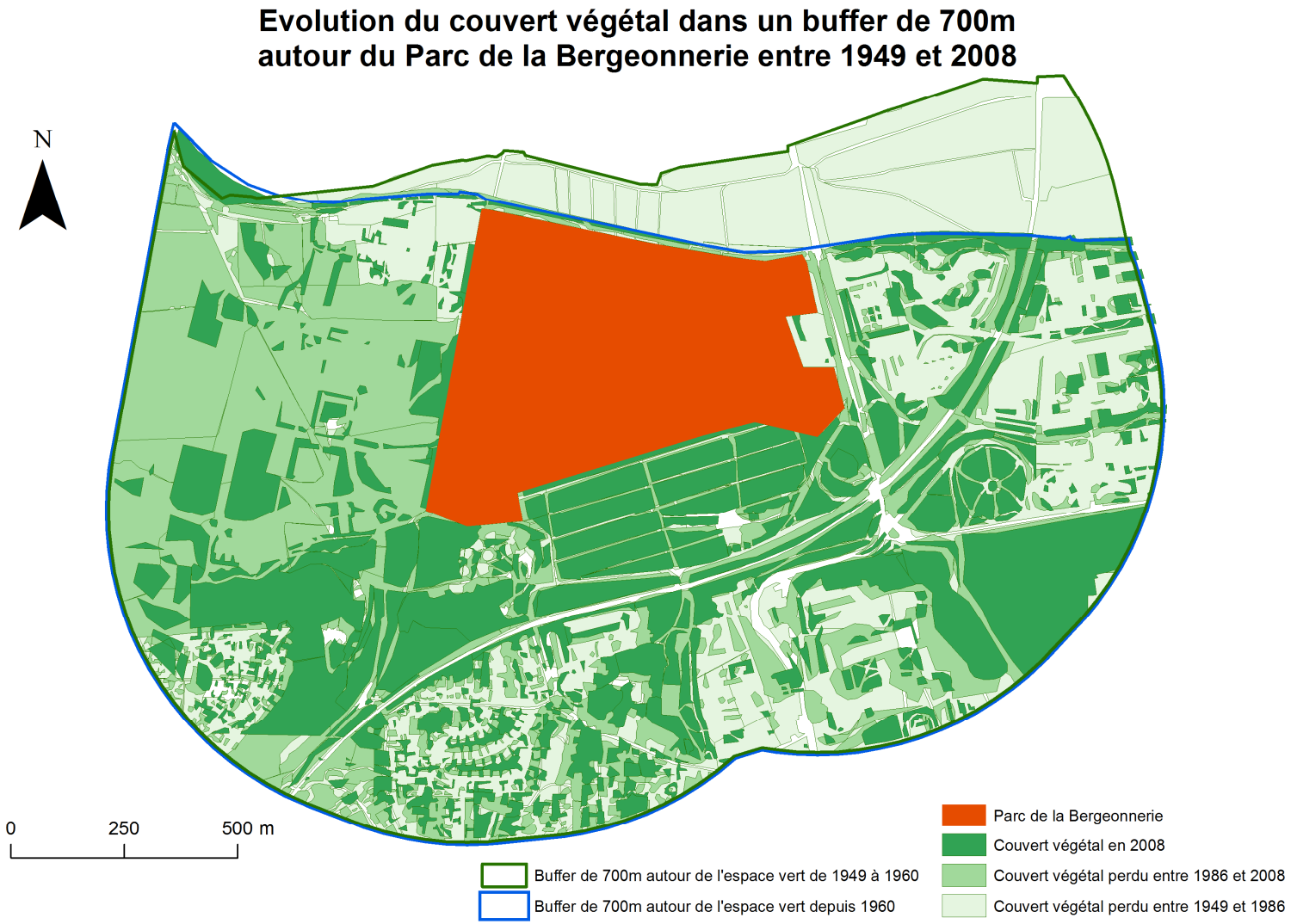


Figure 27: Evolution du couvert végétal dans un buffer de 700m autour du Parc de la Bergeonnerie entre 1949 et 2008 ; Réalisation personnelle

A partir des cartes présentées ci-dessus, nous avons pu calculer pour chaque buffer (100, 350 et 700m) et pour chaque espace vert la surface totale imperméabilisée à 7 dates différentes. Nous avons ensuite converti ce résultat en un taux d'imperméabilité, corrigé à l'aide d'une régression linéaire (voir exemple en figure 28). Les données chiffrées sont présentées dans le tableau 5 ci-dessous.

Tableau 5: Evolution du taux d'imperméabilité des buffers de chaque espace vert de 1949 à 2008 ; Réalisation personnelle

Espace vert	Buffer	Taux d'imperméabilité par année						
		1949	1961	1972	1986	1995	2002	2008
Parc de la Bergeonnerie	100m	6%	13%	25%	34%	41%	46%	50%
	350m	8%	16%	28%	39%	46%	51%	56%
	700m	7%	16%	28%	40%	48%	54%	59%
Jardin Botanique	100m	43%	51%	59%	68%	74%	79%	83%
	350m	40%	47%	55%	64%	70%	74%	78%
	700m	43%	50%	57%	66%	72%	76%	80%
Jardin de la Préfecture	100m	79%	81%	83%	86%	87%	88%	89%
	350m	83%	84%	86%	88%	89%	90%	91%
	700m	84%	85%	87%	89%	90%	91%	91%
Jardin des Prébendes d'Oé	100m	84%	85%	86%	88%	88%	89%	90%
	350m	84%	85%	86%	88%	89%	89%	90%
	700m	83%	85%	86%	89%	90%	91%	92%

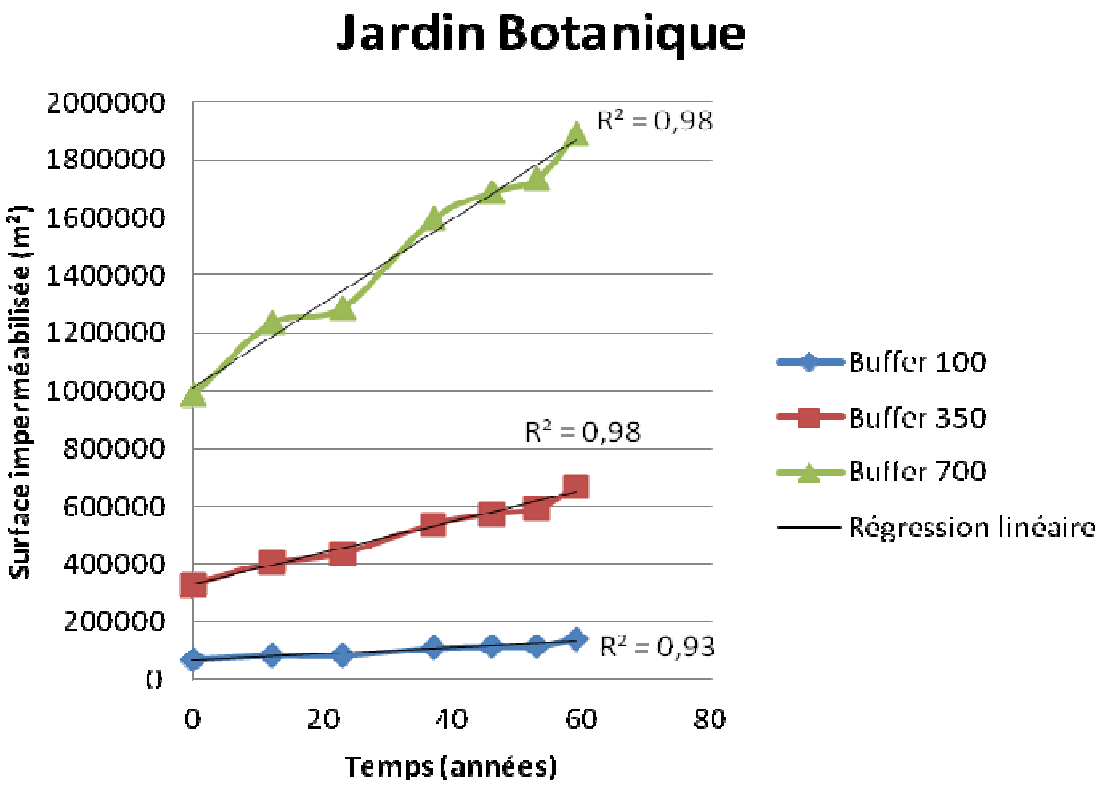


Figure 28: Régression linéaire effectuée pour corriger l'évolution de la surface imperméabilisée autour du Jardin Botanique. L'année 0 correspond à l'année de départ de l'étude (1949) ; Réalisation personnelle

La représentation graphique de l'évolution des taux d'imperméabilité au cours du temps (voir l'exemple du buffer de 700m en figure 29) a ensuite permis de calculer un taux d'imperméabilité moyen sur l'ensemble de la période 1949-2002 à partir des aires sous les courbes. Les valeurs de 2008 n'ont pas été prises en compte dans ce calcul pour éviter une redondance des données dans les ACP effectuées par la suite. Le tableau 6 ci-dessous donne la valeur de ce taux moyen pour chaque espace vert et chaque buffer.

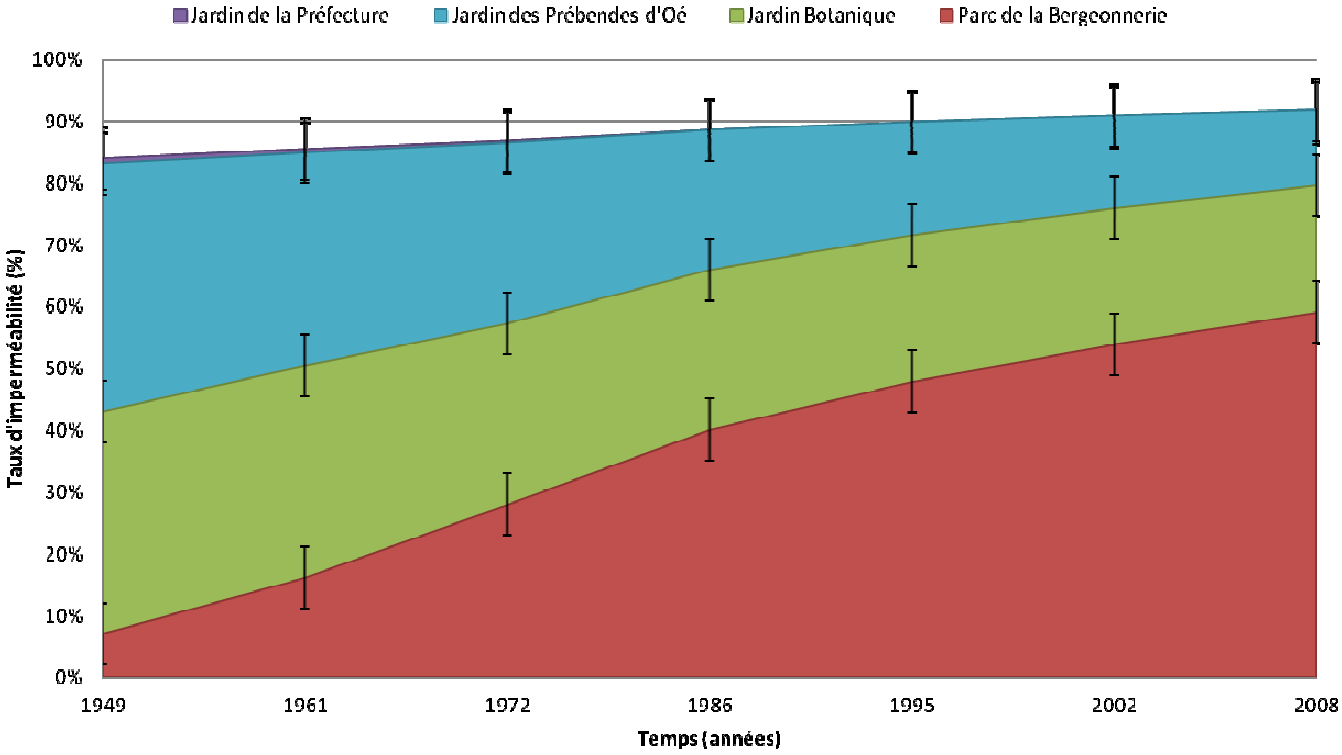


Figure 29: Evolution du taux d'imperméabilité des buffers de 700m autour de chaque espace vert. Les barres verticales donnent une marge d'erreur de 5% ;
Réalisation personnelle

Tableau 6: Taux d'imperméabilité moyen sur la période 1949-2002 pour chaque buffer. Ce taux est calculé en divisant l'aire sous la courbe d'évolution de l'imperméabilité par la période de temps étudiée (53 ans);
Réalisation personnelle

Espace vert	Taux d'imperméabilité moyen entre 1949 et 2002		
	Buffer 100m	Buffer 350m	Buffer 700m
Parc de la Bergeonnerie	*33%*	*37%*	*39%*
Jardin Botanique	*65%*	*61%*	*63%*
Jardin de la Préfecture	*81%*	*83%*	*84%*
Jardin des Prébendes d'Oé	*83%*	*83%*	*84%*

Les valeurs confirment l'impression donnée par les représentations cartographiques : on observe une augmentation très forte du taux d'imperméabilité pour le Jardin Botanique et le Lac de la Bergeonnerie. Au contraire, l'évolution est quasiment négligeable pour le Jardin de la Préfecture et celui des Prébendes d'Oé si l'on tient compte de la marge d'erreur issue des imprécisions de la méthode. On peut aussi remarquer que les valeurs des taux d'imperméabilité moyens sont relativement proches pour les différents buffers d'un même espace vert, ce qui indique que l'urbanisation se fait de manière assez homogène sur l'ensemble de la surface, excepté pour le Parc de la Bergeonnerie.

2. Décomposition des relations entre la dynamique passée d'isolement des espaces verts et les données de capture

La figure 30 présente les cercles de corrélation entre la surface (m^2) des différents types de couverts végétaux dans des buffers de 700, 350 et 100m, la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé, l'imperméabilisation mesurée en 2008, ainsi que le pourcentage d'imperméabilisation moyen des buffers des espaces verts sur la période 1949-2002. Ce chiffre permet de considérer d'une part la vitesse de fragmentation du buffer, c'est-à-dire la vitesse d'isolement de l'espace vert. D'autre part, il tient compte du degré d'imperméabilisation en 1949, année de départ de notre étude. La pertinence de ces variables externes dans l'explication de la présence ou non de micromammifères sera plus forte dans un rayon de 100 voire 350m que dans un rayon de 700m étant donné la faible capacité de dispersion de ce modèle biologique. Les matrices de corrélation correspondantes sont disponibles en Annexes 19, 20 et 21.

Les valeurs propres F1 et F2 totalisent 85,48% de la variabilité pour les buffers de 700 et 350m. Pour le buffer de 100m, il en exprime 85,46%. Cela consolide la validité des corrélations effectuées.

De l'analyse des cercles de corrélation, plusieurs conclusions sont énonçables :

- ✓ On constate tout d'abord une très forte anti-corrélation entre le pourcentage moyen d'imperméabilisation (sur 53 ans) et le succès de piégeage (-0,97 pour les buffers de 100m et -0,99 pour les buffers de 350m et de 700m). Ce résultat montre que l'abondance en micromammifères d'un espace vert dépend de la dynamique avec laquelle ce dernier s'est retrouvé isolé.
- ✓ Une importante anti-corrélation est observable entre les pourcentages moyens d'imperméabilisation et la richesse spécifique (respectivement -0,89, -0,90 et -0,83). Ce chiffre aurait tendance à montrer que la dynamique d'isolement d'un espace vert a une influence sur la richesse spécifique en micromammifères des espaces verts considérés. Toutefois, ce résultat est à nuancer par l'analyse des données via Xlstat, selon laquelle les pourcentages observés sont à la limite de la significativité statistique. A noter que, à la fois pour l'abondance et la richesse spécifique, on constate une faible diminution du coefficient de corrélation lorsque les buffers de 100m sont considérés, comparés aux buffers de 350m et de 700m.

- ✓ L'ACP montre que la corrélation est plus importante entre les données de captures et le pourcentage moyen de surface imperméabilisée sur la période 1949-2002, qu'avec le pourcentage d'imperméabilité en 2008.
- ✓ La corrélation est plus importante entre les données de captures et le pourcentage moyen de surface imperméabilisée sur la période 1949-2002 qu'avec les données correspondantes aux caractéristiques morphologiques internes des espaces verts.

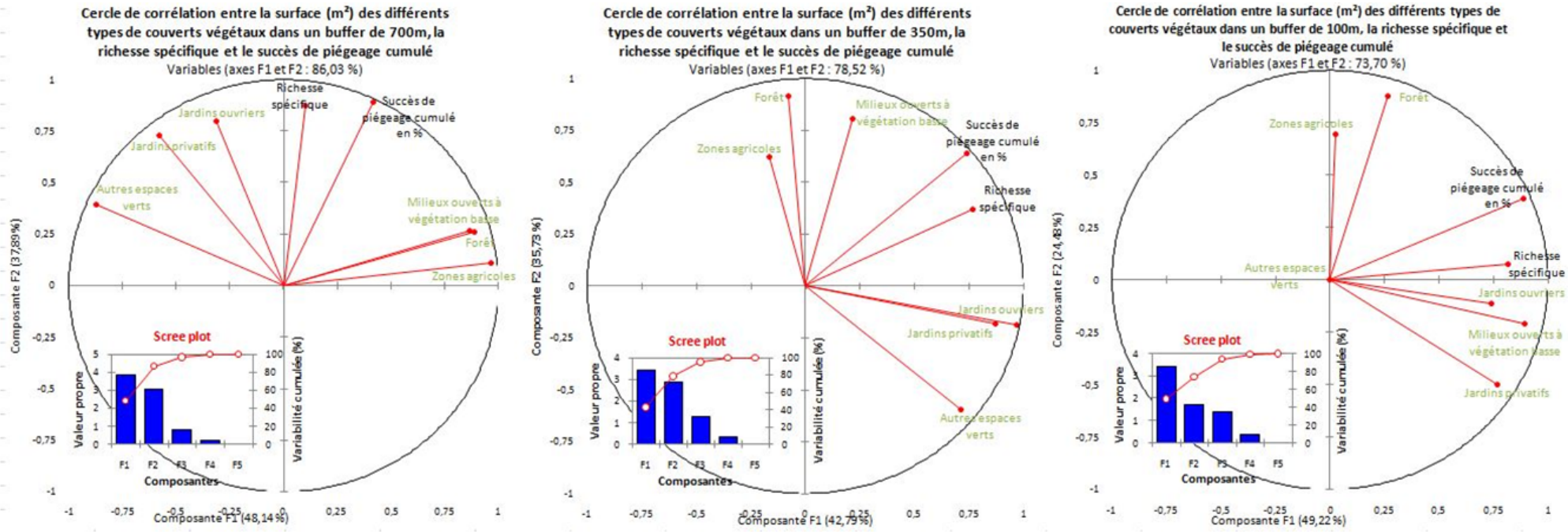


Figure 30: Cercles de corrélation entre les POS, le pourcentage d'imperméabilisation en 2008, le pourcentage moyen, la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé dans des buffers de 100, 350 et 700m. Matrices de corrélation en Annexes 19, 20 et 21 ;
Réalisation personnelle

Discussion

I. Un faible succès de piégeage, mais un taux de recapture et une richesse spécifique relativement élevés

1. Un faible succès de piégeage

Les résultats de la campagne de piégeage en 2013 sont faibles comparés à ceux de 2012. 63 individus ont été capturés cet automne, contre 56 l'année dernière. Cependant, le nombre de nuits-pièges a été cette année bien plus conséquent (4191 en 2013 contre 1973 en 2012), aboutissant à un succès de piégeage particulièrement faible pour 2013, s'élevant à 1,5%. La campagne de piégeage menée par Eva BOYER, Nouk REMOND et Raphaël ROUSSILLE l'an passé sur l'agglomération tourangelle a quand à elle abouti à un succès de piégeage de 2,84%.

Sur les deux années, ce succès de piégeage global s'élève donc à 1,93%. A titre de comparaison, les campagnes de piégeage de G. DUPUY, B. GROSBETY et P.A. DEJAIFVE réalisées entre 1998 et 2003 dans la Réserve Naturelle Nationale du Val d'Allier ont donné un succès de piégeage moyen de 6,7 % par cage. De même, les campagnes de piégeage de S. CROCI, P. CLERGEAU et A. BUTET, réalisées en 2004 et 2005 à Rennes, ont donné un succès de piégeage moyen de 7% par cage.

Au-delà du milieu urbain, on retrouve également un faible nombre de captures en milieu naturel. En effet, notre site témoin, placé en forêt de Chinon, a donné un succès de piégeage moyen sur les deux années de 3,57%.

Quelques hypothèses pourraient expliquer en partie les faibles résultats obtenus durant cette campagne de piégeage :

- L'agglomération tourangelle, tout d'abord, a connu sur les deux dernières années des conditions climatiques particulières. Concernant l'année 2012, le mois de février a été, selon Météo France, plus froid que la moyenne des 60 dernières années, avec une température moyenne inférieure de 3,8°C à la normale saisonnière en France. Le mois d'août a quant à lui été particulièrement sec et chaud, avec des déficits en précipitations dépassant les 80%. En outre, la température sur l'ensemble du pays et du mois a été supérieure de 1,3 °C à la normale de ce mois sur 60 ans. La fin de l'année 2012 ainsi que la première moitié de l'année 2013 ont quant à elles été marquées par des évènements pluvieux intenses. L'hiver 2012 à été caractérisé sur l'ensemble du territoire français par une pluviométrie supérieure à la normale de plus de 15%. Il en va de même avec les dix premiers mois de l'année 2013. En effet, selon Météo France, le cumul moyen annuel de précipitations est ainsi déjà atteint au 1er novembre en région Centre. Ces précipitations particulièrement intenses et s'étant étendues sur une longue période ont pu avoir un effet négatif sur la richesse biologique des espaces verts et zones naturelles étudiées. En effet, la musaraigne est un mammifère

terricole, et les sols gorgés d'eau durant la majeure partie de l'année 2013 peuvent avoir détruit son habitat et ainsi concouru à son faible taux de capture.

Les articles scientifiques traitant de la valence écologique des micromammifères ne prennent pas en compte l'influence de conditions climatiques particulières sur les populations (BOYER, REMOND, ROUSSILLE, 2012). Pourtant, la reproduction du mulot sylvestre, des campagnols roussâtre et agreste se déroule principalement entre Février et Juin ou entre Août et Novembre, et il parait probable qu'une baisse nette des températures ou une forte hausse des précipitations durant ces périodes puisse compromettre leur reproduction et donc leur abondance (QUERE, Le LOUARN, 2011).

- La période à laquelle a débuté la campagne de piégeage, combinée avec les conditions météorologiques particulièrement chaudes du début d'automne 2013, peuvent également être un facteur explicatif du faible succès de piégeage. Vous pouvez consulter les données météorologiques sur l'ensemble des semaines de piégeages en Annexe 22.

  Durant les trois premières semaines, les captures, sur l'ensemble des sites, se sont révélées particulièrement faibles. Les micromammifères ont en effet plutôt tendance à s'activer dans leur recherche de nourriture à des périodes où la température commence à décroitre. Ce constat s'est vérifié dans notre cas, et les piégeages quotidiens ont été les plus importants les nuits où les températures étaient les plus faibles. Nous avons pris les trois sites où le nombre de captures est assez significatif (Lac de la Bergeonnerie, Forêt de Chinon, Jardins de Villandry) et avons représenté l'évolution des captures en fonction des températures relevées, et il semblerait en effet qu'une hausse de la température influence négativement le succès de piégeage. Il semble même qu'il y ait un seuil, au-delà de 20°C, pour lequel les captures sont significativement affectées.

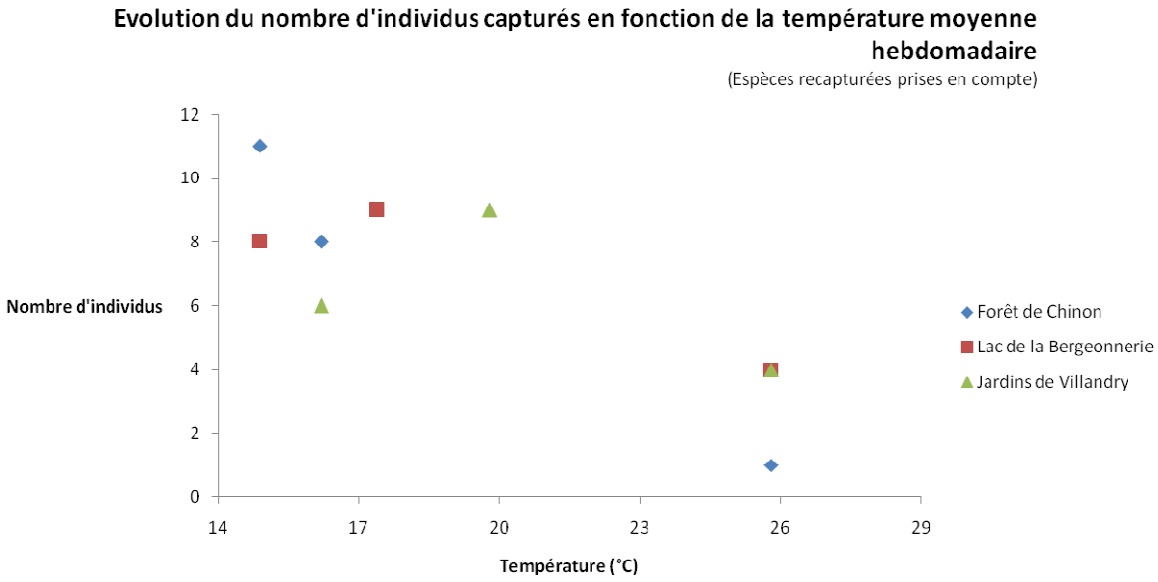


Figure 31: Evolution du nombre d'individus capturés par session en fonction de la température moyenne hebdomadaire relevée cette semaine ;
Réalisation personnelle

- D'autres hypothèses comme la présence plus ou moins forte de ressources trophiques, l'isolement plus ou moins important des espaces verts ou encore la façon, la dynamique dans laquelle s'est passé cet isolement peuvent également expliquer le faible taux de capture. Ces points seront abordés dans la suite de la discussion.

Cependant, et malgré ce faible succès de piégeage, l'espèce la plus capturée en 2013 reste le mulot sylvestre. 24 individus ont été capturés dans l'ensemble des espaces verts hormis le parc de la Préfecture, ce qui confirme les résultats des campagnes de piégeages de micromammifères réalisées par CLERGEAU & coll. ou encore BOYER, REMOND et ROUSSILLE en 2012. On retrouve cette espèce tout le long du gradient d'urbanisation, ce qui va de pair avec le fait que ce soit une espèce ubiquiste (OUIN, 2000).

2. Un taux de recapture élevé mais toujours pas significatif

Par rapport à 2012, la campagne de piégeage de cet automne a montré des taux de recapture particulièrement élevés, pouvant aller, dans le cas des Jardins de Villandry, jusqu'à 33%. Le taux de recapture moyen de cette année, toutes espèces confondues, est de 29%. Il n'était que de 13% l'an passé. Si l'on considère que capturer un individu une première fois n'influe pas sur la probabilité de la capturer une seconde fois, on peut à priori supposer que des taux de recapture plus élevés témoignent d'une diminution de l'abondance de ces espèces depuis l'année dernière.

Cependant, le nombre d'individus capturés et recapturés est encore trop faible pour appliquer une méthode statistique de calcul d'effectif de populations pour les sites étudiés, comme par exemple la méthode de LINCOLN-PETERSEN. Cette dernière impose, pour être représentative de la réalité, que le nombre d'individus recapturés entre deux sessions soit au minimum de 20, seuil non atteint au cours de nos sessions de piégeage.

3. Une richesse spécifique relativement élevée

L'ensemble de nos campagnes de piégeage sur les 7 sites étudiés pour l'année 2013 nous a permis de capturer 6 espèces différentes. Trois d'entres elles l'ont été de façon significative. Il s'agit des espèces : A*podemus sylvaticus*, *Clethrionomys glareolus et Crocidura sp. Les espèces Erinaceus europaeus*, *Sorex sp et Sciurus vulgaris,* bien que peu capturées (respectivement 4, 2 et une fois), contribuent à cette richesse spécifique.

La richesse spécifique de la campagne précédente s'élevait quant à elle à 5, avec notamment la capture de deux M*icrotus agrestis.* Au total, la richesse spécifique de l'ensemble des piégeages menés sur l'agglomération tourangelle au cours des deux années s'élève donc à 7.

A titre de comparaison, les campagnes de piégeage de S. CROCI, P. CLERGEAU et A. BUTET, réalisées en 2004 et 2005 à Rennes et à Angers, ont permis de capturer 4 espèces différentes (à

Rennes : mulot sylvestre, campagnol roussâtre, musaraigne crocidure et musaraigne sorex ; à Angers : mulot sylvestre, campagnol roussâtre, campagnol agreste et musaraigne crocidure).

La richesse spécifique de nos campagnes de piégeage se révèle donc plus élevée que dans d'autres études du même type, et semble indiquer que si l'abondance de micromammifères dans l'agglomération tourangelle est faible, sa diversité en termes d'espèces est quant à elle relativement élevée.

II. Relations entre la présence d'espèces et les caractéristiques des espaces verts

D'une manière générale, les résultats de la campagne de l'automne 2013 viennent confirmer les tendances observées en 2012 par Eva BOYER, Nouk REMOND et Raphaël ROUSSILLE. Cette partie les reprend point par point.

1. Influence de l'ouverture du milieu et des ressources trophiques

Les ACP (Analyses en Composantes Principales) mettant en relation les captures réalisées et les différentes caractéristiques morphologiques des espaces verts étudiés révèlent tout d'abord que campagnols roussâtres et musaraignes crocidures sont plus présents dans des espaces verts composés majoritairement de zones herbacées. Ces corrélations observées semblent être en accord avec ce que l'on connait des modes de vie et des habitats de ces micromammifères (REDEKER, & coll., 2006).

Cependant, on ne trouve pas de corrélation significative entre la présence du mulot sylvestre et celle d'un quelconque type de couvert végétal. En dépit de son nom, faisant référence à son attrait pour les milieux arborés, ce résultat confirme d'une part, le caractère ubiquiste de cette espèce, et d'autre part, le fait que les relations entre les caractéristiques de l'habitat et l'abondance de cette espèce restent sujets à controverse (ALCANTARA, DIAZ, 1996 ; HARE, 2005 ; CHURCHFIELD, & coll., 1997).

De plus, il semble, d'après les corrélations entre variables, que plus le milieu est ouvert et composé de couverts végétaux variés, plus l'abondance et la richesse spécifique en micromammifères sont importantes comme nous avons pu le voir par exemple dans les jardins de Villandry ou encore au Lac de la Bergeonnerie.

La corrélation reste malgré tout faible et tend à s'atténuer avec l'ajout des données de 2013, en sus de celles de 2012. En outre, parmi les sites étudiés, la forêt de Chinon peut être considérée comme le milieu le plus fermé. Malgré cette caractéristique, c'est ce site qui possède l'abondance la

plus importante. La corrélation entre l'abondance et l'ouverture du milieu demande donc à être confirmée par l'étude d'autres sites présentant les mêmes caractéristiques.

Malgré tout, il reste admis que l'abondance et la richesse spécifique des communautés de micromammifères sont déterminées par la présence, dans un site donné, de milieux ouverts hétérogènes et de différentes types de végétations fournissant des ressources trophiques variées (CAVIA, & coll., 2009).

2. Influence de la taille de l'espace vert

L'analyse des données sur deux ans tend à confirmer que la taille des espaces verts est une variable importante expliquant l'abondance et la richesse spécifique en micromammifères dans un espace vert donné (NOSS, 2004). Le seuil de superficie pour qu'un espace vert puisse être un bon habitat pour des populations de micromammifères est de 5ha (CERTU, 2001). Cette tendance se confirme toujours dans nos résultats puisque les succès de piégeage sont élevés pour tous les parcs dépassant les 5 hectares. L'arboretum de Veigné, de surface plus faible, présente lui aussi des taux de capture importants. Sa situation géographique, sa connexion avec un environnement rural et ses caractéristiques morphologiques peuvent toutefois expliquer ce décalage. En effet, il a été démontré que les micromammifères ont la capacité de survivre dans des tâches d'habitat de petite taille (BUREL, & coll., 1997). Cependant, le Jardin des Prébendes et celui de la Préfecture ont montré des taux de captures très faibles, voire nuls. Ce constat pose ainsi le problème de la surface minimum nécessaire au maintien d'une population. D'après nos recherches, on peut supposer que des espaces verts de petite taille ne peuvent suffire à eux seuls à maintenir des populations de micromammifères en milieu urbain. Néanmoins, certaines autres variables conditionnent la présence de micromammifères sur un site donné.

3. Limites de l'étude : Influence du mode de gestion, de la fréquentation et de la prédation

Les variables suivantes n'ayant pas été évaluées de manière objective dans le cadre de notre étude, nous n'avons pas pu mesurer leur influence sur le taux de capture. On peut cependant établir quelques constats qualitatifs.

Le type de gestion des espaces verts influence les populations animales, notamment par l'utilisation de produits phytosanitaires et par la fréquence d'entretien (SAVARD, & coll., 2000). Il ressort de nos entretiens avec les jardiniers et responsables des parcs étudiés qu'aucun d'entre eux n'utilise d'intrants chimiques. Cependant, l'entretien (tailles, tontes…) diffère selon le type d'espace vert. Les données n'ont pas mis en évidence une différence significative dans le nombre de captures entre un jardin très entretenu tel que Villandry et un autre moins entretenu, comme le lac de la Bergeonnerie ou l'arboretum de Veigné.

La fréquentation de chaque site ne semble pas non plus être une variable influant sur la présence ou l'absence de micromammifères. En effet, les chiffres montrent par exemple un taux de capture

plus important dans le jardin de Villandry que dans l'arboretum de Veigné, bien que ce dernier soit beaucoup moins fréquenté. Les traits biologiques des micromammifères peuvent expliquer cette tendance. En effet, ils ont une activité principalement nocturne (QUERE, LE LOUARN, 2011), ce qui limite le contact avec l'homme et évite les dérangements.

Enfin, la prédation en ville est difficile à évaluer. Elle est essentiellement soumise à la présence des chats (MICHAEL, & coll., 2011). Ce critère n'a pas fait l'objet de véritable étude ni de véritable évaluation. Il est cependant probable que la prédation par les chats joue un rôle important dans le succès de piégeage final. Des études réalisées sur la prédation des oiseaux le long d'un gradient rural-urbain montrent que la concentration de chats en centre-ville et en zone suburbaine est plus importante qu'en zone périurbaine (LEPCZYK, & coll., 2004). Les résultats de capture montrent en effet que le nombre d'individus capturés est supérieur en zone périurbaine par rapport au centre-ville.

III. Relations entre la présence d'espèces et l'environnement actuel des espaces verts

1. Influence du couvert végétal et du gradient urbain

Les deux campagnes de piégeages ont révélé qu'une faible proportion de couvert végétal dans une zone tampon autour des espaces verts semble impacter négativement sur l'abondance en micromammifères. Ce résultat coïncide avec d'autres études réalisées précédemment, et qui font notamment état du lien entre l'abondance et la richesse spécifiques en micromammifères et la position sur le gradient rural-urbain (CAVIA, & coll., 2009).

Les campagnes de piégeages de CROCI, CLERGEAU et BUTET réalisées en 2004 et 2005 à Rennes et à Angers aboutissent aux mêmes résultats. Cependant, il apparait dans leurs études que les communautés de micromammifères dans les espaces verts en suburbain sont plus abondantes qu'en périurbain. Cette dernière tendance apparaît également dans nos campagnes de piégeage, puisque le nombre de captures a été plus élevé au Lac de la Bergeonnerie qu'à l'Arboretum de Veigné par exemple. Cependant, les sites en périurbain et suburbain sont très différents les uns des autres (au niveau de la structure des jardins et de leur environnement comme entre les jardins de Villandry et l'Arboretum de Veigné par exemple). Les grandes variations en termes de qualité d'habitat des 6 sites urbains ou périurbains étudiés expliquent d'ailleurs le fait que la richesse spécifique ne semble pas liée au gradient rural-urbain (CLERGEAU, 2011). Par ailleurs, il faut souligner que la catégorisation d'un site en urbain, suburbain ou périurbain est en partie subjective. Ainsi, selon les points de vue, le Lac de la Bergeonnerie peut être considéré comme appartenant à chacun de ces trois milieux.

Enfin, plus précisément, nos résultats viennent confirmer les tendances observées l'année dernière sur les types d'environnement préférés des espèces étudiées. La présence de la musaraigne crocidure semble assez fortement corrélée avec un environnement d'habitat constitué de jardins

ouvriers et de milieux ouverts à végétation basse. La présence des jardins privatifs dans les buffers des espaces verts considérés semble quant à elle avoir une influence assez importante sur la présence de campagnols agreste ou roussâtre. Le mulot sylvestre quant à lui semble privilégier un environnement forestier ou agricole.

2. Limite : la non prise en compte de l'effet de barrière à une échelle encore plus restreinte

Si l'étude a permis de mettre en corrélation la présence et l'abondance des micromammifères avec les diverses structures paysagères au sein de l'environnement des espaces verts, elle ne tient pas compte de la capacité qu'ont les micromammifères de se déplacer jusqu'à ces structures. Par exemple, rien ne montre qu'une musaraigne crocidure ayant son habitat naturel au lac de la Bergeonnerie puisse se déplacer jusqu'au jardin ouvrier présent à côté (malgré le lien entre la présence de la musaraigne crocidure et la présence de jardins ouvriers à proximité). Certains éléments spécifique du paysage (un petit cours d'eau, un mur, etc.) peuvent entraver leur déplacement. En effet, la musaraigne est particulièrement sensible aux variations paysagères et à l'effet de barrière, et ne traverse par exemple pas chemins et allées gravillonnées s'il n'y a pas de corridor (Clergeau, 2013).

Quelques modèles existent pour représenter les corridors et les possibilités de déplacements d'animaux au sein d'une matrice hostile. La méthode du « chemin le plus court » a notamment été employée par Nouk REMOND et Raphaël ROUSSILLE l'an passé pour tenter d'approfondir leurs résultats. Leurs recherches n'ont toutefois pas donné de résultats probants dans la mesure où la capacité de dispersion des espèces étudiées, dans les milieux étudiés, n'est pas connue. On touche donc ici l'une des limites de la méthode employée.

IV. Relations entre la présence d'espèces et la dynamique d'isolement des espaces verts au cours du temps

Après avoir confirmé les résultats obtenus par Nouk REMOND & Raphaël ROUSSILLE l'an dernier quant aux relations entre populations de micromammifères, structure interne et environnement des espaces verts, nous allons maintenant aborder la question de la fragmentation avec une perspective temporelle.

1. Evolution de la perméabilité des buffers étudiés

Le but de notre travail cartographique était de représenter l'évolution du couvert végétal entourant les quatre espaces verts étudiés dans un buffer de 700 m entre 1949 et 2008. 5 paliers de

temps, échelonnés à intervalle régulier (une dizaine d'années), ont aussi été choisis entre ces deux dates pour faire un état du couvert végétal (voir figures 26 et 27, Annexes 13 à 18).

Afin de représenter cette évolution, nous avons utilisé le logiciel SIG ArcMap et dans une logique binaire, avons représenté grâce à des polygones le couvert végétal, en différenciant donc les zones imperméabilisées de celles qui ne le sont pas. Cependant, comme nous l'avons vu précédemment, cette technique présente de nombreuses limites. Par la suite, il serait possible d'améliorer la précision de tels travaux par l'utilisation de méthodes de cartographie plus précises.

En effet, la représentation de l'évolution du couvert végétal d'une aire urbaine dans le temps a déjà fait l'objet d'une autre étude (HOFMANN, 2011). Le lieu d'étude était l'aire urbaine de Bichkek (Kirghizistan). Le but était de générer une application flexible et transférable pour cartographier les espaces verts urbains en se basant sur des données de télédétection. Pour ce faire, les chercheurs ont commandé une photo aérienne réalisée par la société d'imagerie GeoEye, et par différenciation normalisée via des infrarouges (télédétection), ont pu isoler les zones vertes de l'aire étudiée. Ensuite, en quadrillant la photo obtenue, les scientifiques ont obtenu un pourcentage d'espaces verts pour la zone en question.

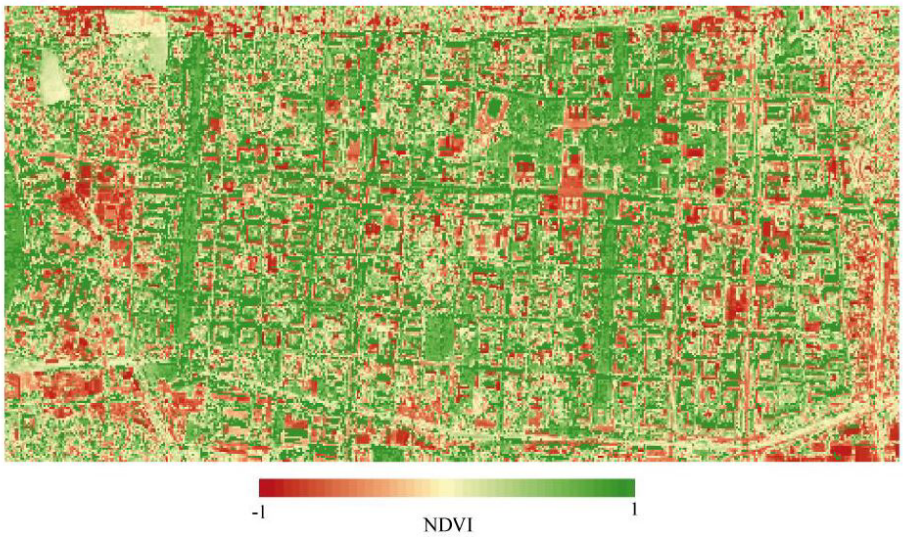


Figure 32: Image aérienne obtenue par télédétection des espaces verts ;
Source : HOFMANN 2011

Ce procédé étant trop onéreux pour notre projet de recherche, la différenciation a été effectuée à la main, c'est pourquoi sont apparues des limites à notre procédé. En effet, les vues aériennes de l'IGN les plus récentes (2002, 2008) étant de meilleure qualité, les couverts végétaux était bien plus distinguables que pour des photos aériennes de 1949 ou 1961. Ainsi, dans certaines zones, des espaces verts non distinguables lors d'une année antérieure le sont pour l'année d'après. Toutefois, cette marge d'erreur reste minime, et des tendances sont quand même relevables avec un regard d'ensemble.

Ainsi, dans les quatre espaces verts, le taux d'imperméabilisation a augmenté entre 1949 et 2008. Il faut toutefois apporter une nuance. Le pourcentage d'imperméabilisation a plus rapidement augmenté dans l'espace vert suburbain (Lac de la Bergeonnerie) et dans le site un peu éloigné de

l'hypercentre (Jardin Botanique), par rapport aux deux sites situé en milieu très urbain (Jardin des Prébendes, Jardin de la Préfecture). Ce phénomène est facilement explicable puisque à l'état initial que nous avons choisi, en 1949, ces deux sites urbains étaient déjà très imperméabilisés (taux de 84 et 83% d'imperméabilisation respectivement). A travers cette observation, on retrouve la notion de gradient urbain. En effet, on peut penser que, sur une période d'étude relativement longue comme la notre, un espace situé en périurbain ou en suburbain connaîtra une vitesse d'imperméabilisation plus importants qu'un site situé en milieu urbain.

Par conséquent, nous pouvons aussi nous demander s'il existe un seuil d'imperméabilisation maximal pour une aire donnée. Par exemple, les Jardins de la Préfecture et des Prébendes d'Oé possèdent respectivement des taux d'imperméabilisation de 91% et 92% dans un buffer de 700 m en 2008. On peut penser qu'il s'agit d'un maximum.

2. Influence de l'âge d'isolement des patchs

Comme nous l'avons déjà vu, les micromammifères ont un faible taux de dispersion. On peut ainsi penser que, dans des patchs d'habitat isolés, les communautés sont présentes depuis plusieurs générations. Cette observation justifie le fait de s'intéresser aux dynamiques passées, comme nous allons le faire dans cette partie.

A première vue, on remarque que les captures sont quasi nulles dans les sites les plus anciennement isolés (Jardin de la Préfecture et Jardin des Prébendes d'Oé), tandis que les espaces verts dont l'environnement ne s'est urbanisé que récemment (Jardin Botanique et Parc de la Bergeonnerie) présentent une richesse spécifique importante (4 espèces) et un succès de piégeage bien supérieur. Nos résultats semblent donc aller dans le même sens que les travaux respectivement menés par MAGLE (2009) et LOSS (2009) sur les chiens de prairie (Cynomys ludovicianus) et les oiseaux. En effet, ils étaient également arrivés à la conclusion que la diversité et l'abondance des espèces dans un site était liée à l'ancienneté d'isolement de celui-ci.

Cependant, notre étude montre que l'ancienneté d'isolement du site, utilisée dans les deux cas cités, n'est pas la seule variable à considérer pour rendre compte de cette histoire. Tout d'abord, cet indicateur peut difficilement être évalué de manière objective. En effet, à partir de quel moment doit-on considérer qu'un espace naturel est isolé ? Cela dépend des capacités de déplacement propres à chaque espèce. L'âge des bâtiments alentour ne donne donc qu'une idée approximative, qui ne tient pas compte des multiples évolutions possibles au cours du temps.

3. Influence de l'état initial et de la dynamique d'isolement

Comme nous l'avons vu précédemment, deux sites présentant les mêmes conditions initiales en termes de connectivité, et ayant évolué vers la même situation finale, peuvent héberger aujourd'hui des espèces différentes selon la manière dont le processus d'insularisation s'est déroulé. Cette disparité des dynamiques d'isolement est illustrée dans la figure 33. De nombreux indicateurs permettent d'évaluer ce processus de manière dynamique : par exemple, les vitesses d'évolution du nombre, de la surface et de la distance entre patchs dans un buffer autour du site étudié.

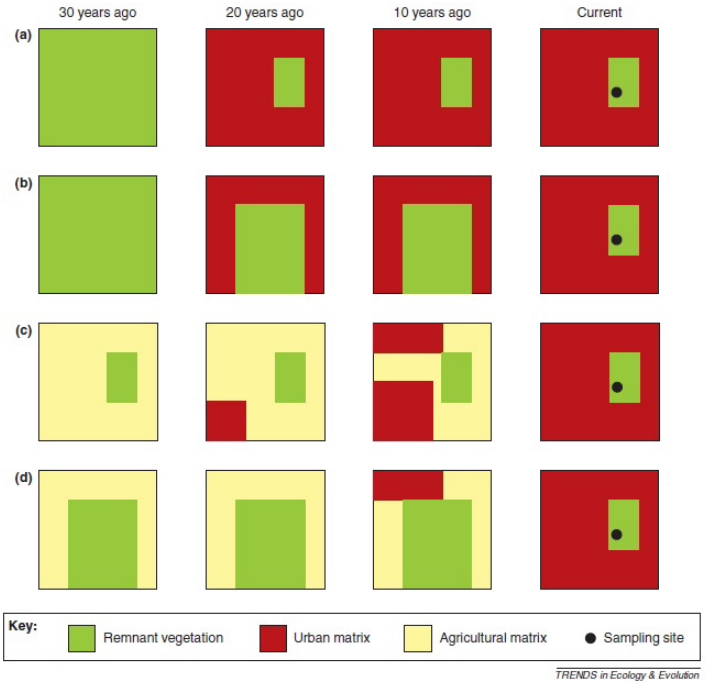


Figure 33 : Schématisation de différentes dynamiques d'insularisation menant à une situation similaire ; Source : RAMALHO, 2012.

Dans notre cas, nous nous sommes intéressés à l'évolution de la surface totale imperméabilisée dans un buffer autour de chaque espace vert. Ce paramètre reflète la vitesse de fragmentation du buffer, ou autrement dit la vitesse d'isolement de l'espace vert. Cependant, l'introduction telle quelle de la vitesse de fragmentation des buffers dans une analyse statistique nous a paru peu pertinente, dans la mesure où celle-ci dépend fortement de la situation initiale de chaque site. Or, pour les quatre espaces verts étudiés, l'état d'imperméabilité des buffers en 1949 était très différent. Etant donnée l'absence de données cartographiques avant 1949, il était donc difficile de comparer une vitesse de fragmentation entre un jardin historique enserré dans un maillage urbain depuis plus d'un siècle et un parc dont les alentours se sont urbanisés depuis à peine 10 ans. C'est pourquoi, pour s'affranchir de ce problème, nous avons évalué la dynamique d'isolement au travers d'un autre indicateur : le taux d'imperméabilité moyen du buffer sur la période 1949-2002. Bien qu'il ne témoigne pas d'une vitesse de fragmentation, celui-ci a le mérite de tenir compte de l'évolution de la

situation sur l'ensemble de la période considérée, contrairement à l'ancienneté d'isolement utilisée dans les précédentes études.

L'analyse de nos données a montré une forte corrélation négative entre l'abondance et la richesse spécifiques en micromammifères dans les espaces verts urbains d'une part, et le taux d'imperméabilité moyen sur la période d'autre part. Il est d'ailleurs intéressant de constater que le succès de piégeage est plus corrélé au taux d'imperméabilité moyen qu'à n'importe quelle autres variables étudiées (type de couvert interne des espaces verts et taux d'imperméabilité du buffer en 2008). L'état d'isolement passé d'un espace vert a donc plus d'influence sur sa qualité de réservoir de biodiversité que la situation actuelle de sa structure interne ou de son environnement.

Ce résultat constitue un élément nouveau par rapport aux recherches précédemment citées. Toutefois, il serait intéressant de prolonger le travail entamé dans cette étude en choisissant cette fois des sites ayant un état initial (et dans l'idéal également un état final) similaires sur la période de temps considérée. Ainsi, il serait possible d'évaluer plus précisément l'influence de la vitesse d'isolement sur la biodiversité actuelle, indépendamment des autres paramètres de connectivité écologique.

4. Limites

L'analyse précise de l'évolution de la structure du paysage urbain reste particulièrement chronophage et difficile à réaliser. Elle l'est d'autant plus lorsqu'elle se fait sur une vaste période, à partir de photos aériennes anciennes, laissant notre étude tributaire des technologies de l'époque. Seul un traitement global de caractéristiques générales a pu être effectué, laissant de côté certaines composantes de la structure du paysage, plus spécifiques, pouvant pourtant avoir des conséquences importantes sur les populations animales. La façon par laquelle un espace végétalisé, potentiellement susceptible d'abriter une faune urbaine, se retrouve bordé (par une route, une clôture, un mur, etc.) peut perturber la dispersion d'espèces animales. On retombe encore une fois dans cette idée d'effet de barrière impossible à prendre en compte par notre méthode. Dans notre étude, un seul paramètre a été traité, à savoir la présence ou non d'espaces verts. Un approfondissement de ces résultats pourrait être réalisé dans de futures études, en prenant cette fois-ci en compte davantage de critères.

En outre, la corrélation établie repose sur une campagne de piégeage dont les résultats plutôt maigres limitent la validité statistique des conclusions tirées.

Enfin, le faible nombre d'espaces étudiés, avec des caractéristiques parfois très différentes, reste également un problème dans le traitement statistique des liens entre ces caractéristiques et nos résultats de piégeages. Davantage de réplicas sur d'autres sites présentant des caractéristiques similaires pourraient être menés afin de consolider nos résultats.

V. Vers l'utilisation de nouvelles techniques pour faire évoluer l'étude des trames vertes urbaines

La trame verte urbaine est un outil dont l'objectif est de contribuer à la préservation de la biodiversité, mais globalement son efficacité reste encore aujourd'hui à démontrer. Dans le cas de l'agglomération tourangelle, les travaux de REMOND & ROUSSILLE l'an passé ont montré que sa structure, essentiellement en pas japonais, ne convenait vraisemblablement pas aux micromammifères. Cela pose la question de savoir à quelles espèces cette trame verte est destinée, et selon quels critères certaines d'entre elles devraient être privilégiées.

La méthode employée sur les deux années a permis de mettre en évidence certaines corrélations qui pouvaient exister entre la structure des habitats et de leur environnement, mais également les conséquences de la fragmentation des espaces verts par la ville sur l'abondance et la diversité de la faune locale. Elle se heurte toutefois à quelques limites et biais évoqués précédemment (mauvaise prise en compte de l'effet de barrière à une échelle restreinte, restrictions dues aux technologies de l'époque, faible succès de piégeage, etc.). D'autres voies peuvent être envisagées pour compléter notre méthode et entrevoir à terme la création de sous-trames urbaines efficientes.

Concernant l'étude de la fragmentation et de la connectivité de différents patchs, la méthode des analyses génétiques des micromammifères sur différents sites permettrait d'étudier le degré de parenté et donc les liens existants entre les populations à l'échelle d'une agglomération. L'intérêt de cette méthode est de pouvoir mesurer la connectivité fonctionnelle d'un réseau écologique ainsi que ses conséquences sur la faune locale, et non pas exclusivement la connectivité structurelle du paysage (SORDELLO & coll., 2012). A ce titre, une étude a par exemple montré que les principaux facteurs affectant la structure génétique des mulots rayés (*Apodemus agrarius*) vivant en zone urbaine étaient la fragmentation et l'isolement des patchs d'habitat. Ainsi, les mulots occupant les patchs les plus isolés sont ceux dont la structure génétique s'éloigne le plus de celle des populations du milieu naturel, et également ceux pour lesquels la variabilité génétique entre individus et la plus faible (GORTAT & coll., 2013). Or cette diminution de la variabilité génétique augmente le risque d'extinction pour une population isolée (FRANKHAM, 2005), ce qui conduit à affirmer que la fragmentation réduit les chances de survie d'une espèce en milieu urbain.

Le radio-tracking et la biotélémétrie constituent également des techniques pouvant permettre l'étude de l'activité et des déplacements des espèces animales. Des recherches de ce type ont déjà été effectuées sur différentes espèces animales, dont des micromammifères (OSGOOD 1980 ; HARDY & TAYLOR, 1980) et des oiseaux (ARMSTRONG & coll., 2013). Les résultats d'étude de déplacements d'animaux par radio-tracking peuvent également ensuite être corrélés à des paramètres de structure du paysage. A ce titre, une étude par radio-tracking sur les martres (*Martes martes*) a notamment pu mettre en évidence la capacité de ces micromammifères à occuper des sites forestiers présentant de hauts niveaux de fragmentation, ainsi que la réduction de l'amplitude des déplacements des martres en milieu fragmenté (MERGEY, 2007). Appliqués à la matrice urbaine, de telles méthodes permettraient de discerner les corridors réellement utilisés par l'espèce considérée, et de contribuer à l'élaboration d'une trame verte urbaine réellement fonctionnelle.

Conclusion

Mesure phare du Grenelle de l'environnement, la Trame verte et bleue est un outil d'aménagement expérimenté par les collectivités locales françaises pour participer à la protection de la biodiversité. Cependant, son adaptation à l'échelle de la ville soulève encore aujourd'hui de nombreuses questions. Quels paramètres doit-on prendre en compte pour élaborer une trame verte urbaine ? A qui doit-elle s'adresser ? Comment évaluer son efficacité ?

Durant deux années, en 2012 et 2013, nous avons mené une campagne de piégeages de micromammifères sur six espaces verts différents du SCoT de l'agglomération tourangelle, avec pour objectif final l'étude de l'influence de la trame verte urbaine sur la présence et l'abondance en mammifères de petite taille. Les sites retenus, notamment en fonction de leur position au sein du gradient d'urbanisation, on fait l'objet d'études, tant en ce qui concerne leur morphologie interne que les caractéristiques de leur environnement direct. Ces résultats ont ensuite été mis en corrélation avec ceux de nos captures.

La campagne de piégeage de cette année confirme globalement les tendances observées l'année dernière par Eva BOYER, Nouk REMOND et Raphaël ROUSSILLE. A savoir que le succès de piégeage est fonction du gradient urbain, il diminue quand l'environnement de l'espace vert devient plus minéral. De plus, les préférences des micromammifères quant à leur milieu de vie ont été confirmées. Par contre, le succès de piégeage observé en 2013 (1,5%) est nettement inférieur à celui de l'année passée (2,84%).

En 2013, nous nous sommes principalement attachés à étudier l'influence de la dynamique passée d'isolement d'un espace vert sur les caractéristiques des communautés de micromammifères présentes sur celui-ci. En effet, nous sommes partis du postulat que la dynamique d'isolement passée d'un espace vert influence aujourd'hui sa capacité à être un réservoir de biodiversité. En clair, plus la dynamique de fragmentation a été importante, plus la capacité de l'espace vert à constituer un réservoir à été altérée. Pour tester cette hypothèse, un travail de cartographie sur un logiciel de SIG a été effectué à partir de photos aériennes d'époque. De 1949 à 2008, 7 dates ont été choisies, à intervalle de temps régulier, pour représenter l'évolution de la perméabilité naturelle autour des espaces verts au cours du temps. Des données numériques issues de ce travail ont été testées et mises en corrélations avec nos données de captures.

Nous avons ainsi pu montrer que la dynamique avec laquelle un espace vert s'est retrouvé insularisé explique mieux la présence et l'abondance de micromammifères dans ces espaces que l'état d'isolement actuel du site. Elle est également davantage corrélée avec ces deux variable que ne l'est la morphologie interne de l'espace vert. Ce résultat illustre le fait qu'il est nécessaire de prendre en compte le passé dans la mise en place d'une trame verte urbaine.

Enfin, pour compléter notre étude, et rendre réellement efficace l'implantation d'une trame verte urbaine, d'autres paramètres peuvent être pris en compte, comme connaître les modèles de dispersion des micromammifères. Cela fait bien sûr appel à des moyens plus techniques, comme le recours à l'analyse génétique ou au radio tracking.

Bibliographie

- **ALCANTARA**, Manuel, DIAZ, Mario. – Patterns of body weight, body size, and body condition in the wood mouse Apodemus Sylvaticus L.: effects of sex and habitat quality [en ligne]. – Lisboa: 1996. [référence du 10 décembre 2013]. URL: http://www.arca.museus.ul.pt/ArcaSite/obj/pubsZoo/MNHNL-0001487-MB-DOC-web.PDF
- **ALCANTARA**, Manuel, TELLERIA J.L. – Habitat selection of wood mouse (Apodemus sylvaticus) in cereal steppes of Central Spain [en ligne]. – Amsterdam, 1991. [référence du 10 décembre 2013]. URL: http://www.scopus.com/record/display.url?eid=2-s2.0-0000227320&origin=inward&txGid=9707660454F60BECED50166DB79013A6.fM4vPBipdL1BpirDq5Cw%3a2
- **ANDREN**, Henrik. – Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : A review [en ligne]. – Nordic Society Oikos, 1994. [référence du 6 décembre 2013]. URL: http://mon.univ-montp2.fr/claroline/backends/download.php?url=L1REX2FuYWx5c2VfZF9hcnRpY2xlcy9BbmRyZW5fMTk1OS5wZGY%3D&cidReset=true&cidReq=M2EFP
- **ANGOLD**, P.G., & coll. - Biodiversity in urban habitat patches [en ligne]. – Elsevier, 2006. [référence du 25 septembre 2013]. URL : http://webpages.icav.up.pt/Pessoas/podarcis/BEET/Articles/urban/2937.pdf
- **ARMSTRONG,** Doug P., & coll. – Using radio-tracking data to predict post-release establishment in reintroductions to habitat fragments [en ligne].- Elsevier, 2013 [référence du 12 décembre 2013] URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320713003455
- **AULAGNIER**, Stéphane, HAFFNER, Patrick, & coll. – Guide des mammifères d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient. – Paris : Delachaux et Niestlé SA, 2010. – 271 p. – Collection Les guides du naturaliste.
- **BARRETT**, Gary W., PELES John D. – Landscape Ecology of Small Mammals [en ligne]. – Springer Edition, 1999. [référence du 17 Octobre 2013]. – URL : http://books.google.fr/books?id=6hJIVLoEVt0C&printsec=frontcover&dq=Landscape+ecology+of+small+mammals&hl=fr&sa=X&ei=1tZfUvPfDMPetAbw_oCQDg&ved=0CE0Q6AEwAA#v=onepage&q=Landscape%20ecology%20of%20small%20mammals&f=false
- **BENNETT**, Graham. – Vers un réseau écologique européen. – Institut pour une politique européenne de l'environnement, 1991. – 80 p.
- **BENNETT**, Graham. - Integrating Biodiversity Conservation and Sustainable Use: Lessons Learned from Ecological Networks [en ligne]- IUCN, 2004.- [référence du 9 décembre 2013]. URL : chttp://app.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2004-002.pdf
- **BLAIR,** R.B.- Land use and avian species diversity along an urban gradient-The Ecological Society of America, 1996.- 15p. Ecological Applications. URL: http://academic.uprm.edu/~jchinea/cursos/comunidades/refs/blair1996.pdf
- **BLOEMMEN**, M., VAN DER SLUIS, T. – Corridors: different corridor types with example projects for Europe [en ligne]. - Elsevier, 2004 [référence du 03/11/2013].
- **BOLDUC**, François, GUILLEMETTE Magella. – Human disturbance and nesting success of Common Eiders : interaction between visitors and gulls [en ligne]. - Elsevier, 2003 [référence

du 03/12/2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320702001787

- **BOLGER**, Douglas T. & coll. - Response of Rodents to Habitat Fragmentation in Coastal Southern California [en ligne]. - Ecological Society of America, 1997 [référence du 11 décembre 2013]. URL : http://www.jstor.org/stable/2269520
- **BUREL,** Françoise, & coll.- Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes [en ligne]. - Elsevier, 1998 [référence du 15 novembre 2013]. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1146609X98800076
- **CALVER,** Michael C., & coll. – Applying the precautionary principle to the issue of impacts by pet cats on urban wildlife [en ligne].- Elsevier, 2011 [référence du 10 décembre 2013]. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320711001558
- **CAMERON,** Ross W.F., BLANUSA Tijana, & coll. – Urban Forestry & Urban Greening -The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure [en ligne]. – Elsevier, 2012 [référence du 09/12/2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866712000076
- **CAVIA,** Regino, & coll. – Changes in rodent communities according to the landscape structure in an urban ecosystem [en ligne].- Elsevier, 2009 [référence du 13 novembre 2013]. URL: http://ac.els-cdn.com/S0169204608001692/1-s2.0-S0169204608001692-main.pdf?_tid=59876124-617b-11e3-aec8-00000aacb360&acdnat=1386666996_1ec45865d254ff56e565bd71af67af45
- **CERTU**. – Composer avec la nature en ville.- Lyon : Editions du CERTU, 2009.- 376 p. – Collection Références.
- **CLERGEAU**, Philippe. – Une écologie du paysage urbain. Rennes : Editions Apogée, 2007. – 137 p.
- **CLERGEAU,** Philippe, & coll. - *Ville et biodiversité: les enseignements d'une recherche pluridisciplinaire.- Rennes : PU Rennes, 2011.-235p.*
- **CLERGEAU**, Philippe, & coll. – Trames vertes urbaines : De la rechercher scientifique au projet urbain. -Paris : Editions Le Moniteur, 2013. – 339 p.
- **CLUZEAU**, Daniel, & coll. - Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types [en ligne]. - Ch. Tebbe, 2012 [référence du 03/12/2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1164556311001130
- **COOK**, Edward A. - Landscape structure indices for assessing urban ecological networks [en ligne].- ELSEVIER, 2002 [référence du 04/12/2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204601002262
- **COSTE**, Philippe. - « Happy birthday Central Park ! ». L'Express, 31/07/2003 [référence du 02/12/2013]. – URL : http://archive.wikiwix.com/cache/?url=http://www.lexpress.fr/info/societe/dossier/usasociete/dossier.asp?ida=399530&title=lire%20en%20ligne
- **DUPUY,** Gilles, GROSBETY B., DEJAIFVE, Pierre Alexandre.- Suivi par piégeages de 6 espèces de micromammifères dans la Réserve Naturelle Nationale du Val d'Allier [en ligne]- Auvergne : DIREN-Auvergne, 2004 [référence du 10 décembre 2013].- URL : http://www.lpo-auvergne.org/conservation/RN/MICROMAMMIFERES.PDF

- **FAYARD**, Armand, & coll. – Atlas des mammifères sauvages de France. – 1984. – 299 p.
- **FISCHER**, Joern, LINDENMAYER, David B. – Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia [en ligne]. - Elsevier, 2002 [référence du 01/11/2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320701002415
- **FORMAN,** Richard T. T. - Some general principles of landscape and regional ecology [en ligne]. – Amsterdam, SPB Academic, 1995 [référence du 22 octobre 2013]. URL: http://www.ege.fcen.uba.ar/materias/general/Principles%20of%20landscape%20%26%20regional%20ecology.pdf
- **FORMAN**, Richard T.T. - Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions [en ligne]. - Cambridge University Press, 1995. – [référence du 03 novembre 2013]. URL: http://books.google.fr/books?id=sSRNU_5P5nwC
- **FRANKHAM**, Richard. - Genetics and extinction [en ligne]. – ELSEVIER, 2005. – [référence du 12 décembre 2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320705002089
- **FRANTZ,** Adrien, & coll. – Contrasting levels of heavy metals in the feathers of urban pigeons from close habitats suggest limited movements at a restricted scale [en ligne]. – Elsevier, 2012 [référence du 17 novembre 2013]. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749112001844
- **GARDI**, Ciro, & coll. - Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands [en ligne]. - European Journal of Soil Biology, 2002 [référence du 03/12/2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1164556301011116
- **GOLLEY**, F. B., PETRUSEWICZ K., RYSZOWSKI L. - Small Mammals: Their productivity and population dynamics (International Biological Programme Synthesis Series) Volume 6 [en ligne]. – 1975. – [référence du 12 octobre 2013] – URL: http://books.google.fr/books?id=T6lQZivyOEcC&printsec=frontcover&dq=small+mammals&hl=fr&sa=X&ei=X_1wUqGsGe-o0wWFt4DYAw&ved=0CEMQ6AEwAg#v=onepage&q=small%20mammals&f=false7
- **GORTAT,** Tomasz, & coll. – Genetic structure in urban and rural populations of *Apodemus agrarius* in Poland [en ligne].- Elsevier, 2013 [référence du 12 décembre 2013]. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1616504712002364
- **HARDY,** A.R, TAYLOR, K.D.- Radio Tracking of *Rattus norvegicus* on Farms [en ligne].- Oxford: 1980 [référence du 12 décembre 2013]. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080249285500841
- **HARE,** Emma. - An analysis of small mammal indirect sampling methodology in hedgerows: Report for Mammals Trust UK [en ligne]. –University of London, 2005.- [référence du 8 novembre 2013] URL: http://www.ptes.org/files/1267_small_mammals_and_hedgerows-_final_report.pdf
- **HAILA**, Yrjö. - A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology [en ligne]. - The Ecological Society of America, 2002. – [référence du 12 novembre 2013]. URL: http://www.ib.usp.br/labtrop/TopicCons/Artigos/GenIslandEcolAppl2002.pdf

- **HENDERSON**, M.T, MERRIAM, Gray, WEGNER, John. – Patchy environments and species survival: Chipmunks in an agricultural mosaic [en ligne]. – Elsevier, 1985. – [référence du 13 novembre 2013]. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0006320785900436
- **HOFMANN,** Peter, & coll. - Mapping Green Spaces in Bishkek—How Reliable can Spatial Analysis Be? [en ligne] – Remote Sensing, 2011. – [reference du 11/12/2013]. URL: http://www.mdpi.com/2072-4292/3/6/1088/pdf
- **JONGMAN**, Rob H.G., & coll. – European ecological networks and greenways [en ligne]. – Elsevier, 2004. – [référence du 9 décembre 2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204603001634
- **KANTSA**, Aphrodite, & coll. – Urban biodiversity wait to get discovered: the example of the city of loannina, NW Greece [en ligne]. - Elsevier, 2013. – [référence du 23 novembre 2013]. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204613001667
- **KEESING**,F., HOLT, R.D, OSTFELD, R.S. – Effects of species diversity on disease risk [en ligne]. – Jonathan CHASE, 2006. – [référence du 18 novembre 2013]. URL: http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16623733
- **LESCROURRET**, Françoise, GENARD, Michel . - Les mammifères forestiers, agents de la mycorhization des arbres. - GEREA, Univ Bordeaux i, UER de Biologie, Talence.
- **LEVINS,** Richard. - Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control [en ligne].- Entomological Society of America, 1969. – [référence du 09 décembre 2013]. URL : http://www.ingentaconnect.com/content/esa/besa/1969/00000015/00000003/art00009
- **LEPCZYK,** Christopher A., & coll.- Landowners and cat predation across rural-to-urban landscapes [en ligne].- Elsevier, 2004. [référence du 17 novembre 2013]. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320703001071
- **LINDENMAYER**, David B., Franklin, J.F, FISCHER, J. – General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation [en ligne]. – Elsevier, 2006. [référence du 5 octobre 2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320706000814
- **LOSS**, Scott, & coll. – Relationships between avian diversity, neighborhood age, income, and environmental characteristics of an urban landscape [en ligne]. – Elsevier, 2009. [référence du 28 septembre 2013]. URL : http://www.vetmed.wisc.edu/WNV/publications/Loss%20et%20al.%20Biol%20Cons%202009.pdf
- **MACARTHUR,** Robert H., WILSON, Edward O. 6 The theory of island Biogeography.- 2001 – 224 p.
- **MAGLE**, S. B., CROOKS, K. R. - Investigating the distribution of prairie dogs in an urban landscape [en ligne]. - The Zoological Society of London, 2009. [référence du 5 décembre 2013]. URL : http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-1795.2009.00237.x/full
- **MARZLUFF,** J.M, Bowman, R., Donnely, R. .- Avian ecology and conservation in an urbanizing world.- Kluwer Academic Publishers, 2001. – 585p.
- **MERGEY,** Marina.- Réponses des populations de martres d'Europe (Martes martes) à la fragmentation de l'habitat: mécanismes comportementaux et conséquences [en ligne]. -

2007. [référence du 10 décembre 2013]. URL : http://www.cerfe.com/media/pdf/mergey07_PhD%20martre.pdf

- **MERRITT**, Joseph F. – The biology of Small Mammals [en ligne]. - Johns Hopkins University Press, 2010 [référence de 14 octobre 2013]. – URL : http://books.google.fr/books?id=LF_x_kmDjr4C&printsec=frontcover&dq=the+biology+of+small+mammals&hl=fr&sa=X&ei=LthfUorTHYmWtQaRk4DwBw&ved=0CE8Q6AEwAA#v=onepage&q=the%20biology%20of%20small%20mammals&f=false
- **MOUTOU**, François, BOUCHARDY, Christian. – Les mammifères dans leur milieu. – Maxéville : Bordas, 1992. – 255 p. – Collection Ecoguides.
- **NEATE**, Hester. - Improving functional connectivity in Wellington City's urban ecological network [en ligne].- Wellington City Council, 2013 [référence du 4 décembre 2013]. URL : http://wellington.govt.nz/~/media/about-wellington/research-and-evaluation/natural-environment/2103-improving-functional-connectivit-urban-ecological-network.pdf
- **NOSS,** Reed. - Can urban areas have ecological integrity? [en ligne]. - Shaw et coll., Eds. 2004. – [référence du 13 octobre 2013]. URL : http://cals.arizona.edu/pubs/adjunct/snr0704/snr07041a.pdf
- **NOWAK**, David, & coll. – Landscape and urban planning: Measuring and analyzing urban tree cover [en ligne]. – Elsevier, 1996. [référence du 21 septembre 2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204696003246
- **OH**, Kyushik, LEE, Dongwoo, PARK, Changsug. - Urban Ecological Network Planning for Sustainable Landscape Management. [en ligne] - Routledge, 2011. [référence du 5 décembre 2013]. URL : http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10630732.2011.648433
- **OSGOOD,** D.W. – Temperature Sensitive Telemetry Applied to Studies of Small Mammal Activity Patterns [en ligne].- Oxford: 1980. [référence du 12 décembre 2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080249285500671
- **OUIN,** Annie, & coll. – Spatial dynamics of wood mouse (Apodemus sylvaticus) in an agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay (France). [en ligne] – Elsevier, 2000. [référence du 14 novembre 2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016788099900119X
- **QUERE**, Jean-Pierre, LE LOUARN, Henri. - Les rongeurs de France : Faunistique et biologie. – Versailles : Editions Quae, 2011. – 311 p. – Collection Guide pratique.
- **RAMADE**, François. – Eléments d'écologie : Ecologie fondamentale, 3ème édition. – Dunod, 2003.- 690 p. – Sciences Sup.
- **RAMALHO,** Cristina E., HOBBS, Richard J. - Time for a change: dynamic urban ecology [en ligne]. – Elsevier, 2012. [référence du 5 novembre 2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534711003028
- **REDEKER,** Sisse, & coll. – Genetic structure, habitat fragmentation and bottlenecks in Danish bank voles (Clethrionomys glareolus). [en ligne] – Elsevier, 2006. [référence du 3 décembre 2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1616504705001291
- **REMOND,** Nouk, ROUSSILLE, Raphaël. - Etude des relations entre les communautés de micromammifères et la structure des espaces verts de l'Agglomération de Tours. – 101 p. Projet de fin d'études : Aménagement. – Université de Tours : EPU-DA, 2012.

- **RENARD**, M., IBA Emscher Park – « ». Le canard déchaîné du Kauwberg (papier), n°33, 1999.
- **RETHO,** Benjamin, GAUCHEREL, Cédric, INCHAUSTI, Pablo.- Modeling spatially explicit population dynamics of *Pterostichus melanarius* in response to changes in the composition and configuration of agricultural landscapes. [en ligne] – Elsevier, 2008. [référence du 18 octobre 2013]. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204607001818
- **SAUNDERS**, Denis, HOBBS, Richard, MARGULES, Chris. - Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review [en ligne]. – Wiley, 1991. – [référence du 27 septembre 2013]. URL: http://www.jstor.org/discover/10.2307/2386335?uid=39331&uid=3738016&uid=2&uid=39330&uid=3&uid=67&uid=62&uid=5909928&sid=21103075300087
- **SAVARD,** Jean-Pierre, et coll. - Biodiversity concepts and urban ecosystems. [en ligne] – Elsevier, 2000. [référence du 29 octobre 2013]. URL : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204600000372
- **SISK,** T.D., HADDAD, N.M. – "Incorporating the effects of habitat edges into landscapes models: Effective area models for management" [en ligne] in : LIU, J., TAYLOR, W.W. - Integrating landscape ecology into natural resource management. - Cambridge University Press, 2002. – p. 208-240. [référence du 27 octobre 213]. URL: http://www4.ncsu.edu/~haddad/Publications/Publications.html
- **SORDELLO**, Romain, AMSALLEM, Jennifer, DUBUS, Victoria.-Trame verte et bleue : Suivi et évaluation : Faisabilité d'utiliser l'outil génétique [en ligne]. - MNHN-SPN/Irstea, 2012.- 34 p. [référence du 10 décembre 2013]. URL : http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/121108_-_mnhn-irstea_cr_reunion_genetique_suivi_tvb.pdf
- **WILCOX** Bruce B. A. – "Insular ecology and conservation" [en ligne] in : SOULE, WILCOX. - Conservation biology : An evolutionary-ecological perspective. – Sinauer Associates, 1980. – p.95-117. [référence du 4 décembre 2013] URL: http://www.cabdirect.org/abstracts/19800662325.html

Tables des illustrations

Figures

Figure 1: Le gradient d'urbanité selon Marzluff et coll. ; réalisation personnelle 12
Figure 2: Chronologie des concepts ayant abouti à la notion de trame verte urbaine ; Réalisation personnelle 17
Figure 3: Les éléments de la trame verte urbaine : réservoirs de biodiversité et types de corridors ; Réalisation personnelle 19
Figure 4: Exemple de fermeture d'un espace vert par l'urbain ; Réalisation personnelle 21
Figure 5: Pourcentages d'occupation du sol du jardin Botanique Sources : SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 29
Figure 6: Pourcentages d'occupation du sol du jardin des Prébendes d'Oé Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 31
Figure 7 : Pourcentages d'occupation du sol du jardin de la Préfecture Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 33
Figure 8: Pourcentages d'occupation du sol du lac de la Bergeonnerie Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 36
Figure 9: Pourcentage d'occupation du sol de l'arboretum de Veigné Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 39
Figure 10: Pourcentages d'occupation du sol Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 42
Figure 11: Vue de profil d'un piège type "INRA" ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 45
Figure 12: Vue de profil d'un piège type "grillagé" ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE .. 45
Figure 13: Abondance spécifique sur l'ensemble des espaces verts ; Réalisation personnelle 53
Figure 14 : Succès de piégeage toutes espèces confondues par espace vert ; Réalisation personnelle 54
Figure 15: Pourcentage de recaptures toutes espèces confondues par espace vert ; Réalisation personnelle 55
Figure 16: Richesse spécifique par espace vert ; Réalisation personnelle 56
Figure 17: Nombre d'individus par espèce capturés en fonction du site en 2012 et 2013 ; Réalisation personnelle 57
Figure 18: Relation entre la surface des espaces verts et leur richesse spécifique de 2012 et 2013 ; Réalisation personnelle 60
Figure 19: Relation entre la surface des espaces verts et le succès de piégeage cumulé de 2012 et 2013 ; Réalisation personnelle 61
Figure 20: Cercle de corrélation issu de l'ACP entre le POS des différents couverts (%) et le succès de piégeage (%) de 2012 et 2013. Matrice de corrélation en Annexe 2 ; Réalisation personnelle 63
Figure 21: Représentation de la position des différents espaces verts en fonction des succès de piégeage par espèce de 2012 et 2013 sur le plan factoriel ; Réalisation personnelle 64

Figure 22: Cercle de corrélation issu de l'ACP entre le POS des différents couverts (%), la richesse spécifique et le succès de piégeage (%). Matrice de corrélation en Annexe 3 ; Réalisation personnelle 65
Figure 23: Couverture végétale (%) dans un buffer de 700m autour de l'espace vert ; Réalisation personnelle..... 66
Figure 24: Cercles de corrélation entre la surface (m²) des différents types de couverts végétaux dans des buffers de 700, 350 et 100m et le succès de piégeage par espèce. Matrices de corrélation en Annexes 7,8 et 9 ; Réalisation personnelle 68
Figure 25: Figure 29 : Cercles de corrélation entre la surface (m²) des différents types de couverts végétaux dans des buffers de 700, 350 et 100m, la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé. Matrices de corrélation en Annexes 10, 11 et 12 ; Réalisation personnelle..... 70
Figure 26: Chronoséquence montrant l'évolution du couvert végétal dans un buffer de 700m autour du Jardin Botanique entre 1949 et 2008 ; Réalisation personnelle d'après les photographies de l'IGN..... 72
Figure 27: Evolution du couvert végétal dans un buffer de 700m autour du Parc de la Bergeonnerie entre 1949 et 2008 ; Réalisation personnelle 73
Figure 28: Régression linéaire effectuée pour corriger l'évolution de la surface imperméabilisée autour du Jardin Botanique. L'année 0 correspond à l'année de départ de l'étude (1949) ; Réalisation personnelle..... 74
Figure 29: Evolution du taux d'imperméabilité des buffers de 700m autour de chaque espace vert. Les barres verticales donnent une marge d'erreur de 5% ; Réalisation personnelle..... 75
Figure 30: Cercles de corrélation entre les POS, le pourcentage d'imperméabilisation en 2008, le pourcentage moyen, la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé dans des buffers de 100, 350 et 700m. Matrices de corrélation en Annexes 13, 14 et 15 ; Réalisation personnelle 78
Figure 31: Evolution du nombre d'individus capturés par semaine en fonction de la température moyenne hebdomadaire relevée cette semaine ; Réalisation personnelle..... 81
Figure 32: Image aérienne obtenue par télédétection des espaces verts ; Source : HOFMANN 2011..... 87
Figure 33 : Schématisation de différentes dynamiques d'insularisation menant à une situation similaire ; Source : RAMALHO, 2012. 89

Cartes

Carte 1 : Périmètres du SCoT de l'Agglomération tourangelle, de ses EPCI et de ses communes, ainsi que des communes concernées par le projet ; Source: GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 25
Carte 2: Localisation des sites d'étude sur le territoire du SCoT ; Source: GEOFLAT, ATU, SCOT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 26
Carte 3: Localisation du jardin Botanique Sources: IGN, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 27
Carte 4: Carte d'occupation du sol du jardin Botanique Sources : SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 28
Carte 5 Localisation du jardin des Prébendes d'Oé Sources : IGN, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 30
Carte 6: Carte d'occupation du sol du jardin des Prébendes d'Oé Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 31
Carte 7: Localisation du jardin de la Préfecture Sources: SCoT, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 32
Carte 8: Carte d'occupation du sol du jardin de la Préfecture Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 33
Carte 9: Localisation du lac de la Bergeonnerie Sources: IGN, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 34
Carte 10: Carte d'occupation du sol du lac de la Bergeonnerie Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 36
Carte 11: Localisation de l'arboretum de Veigné Sources: IGN, GeoPortail, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 37
Carte 12: Carte d'occupation du sol de l'arboretum de Veigné Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 39
Carte 13: Localisation des jardins de Villandry Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 40
Carte 14: Carte d'occupation du sol des jardins de Villandry Sources: SCoT, ATU, GEOFLAT ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 42
Carte 15: Localisation de la zone de piégeage dans la forêt de Chinon. Fond de carte : Google Maps ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 43

Photographies

Photographie 1: Lieu du transect au lac de la Bergeonnerie réalisation personnelle 35
Photographie 2: Une partie de notre transect; Réalisation personnelle 38
Photographie 3: Une partie de notre transect traverse l'étang ; Réalisation personnelle 38
Photographie 4: Lieu du transect dans les jardins de Villandry Réalisation personnelle 41
Photographie 5: Lieu du transect dans la forêt de Chinon ; Réalisation personnelle 43

Tableaux

Tableau 1: Organisation des piégeages ; Réalisation personnelle 44
Tableau 2: Sources et données utilisées pour le traitement SIG ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 47
Tableau 3: Pourcentages d'Occupation au Sol des différents types de couvert par rapport à la surface totale de chaque espace vert ; Réalisation : BOYER, REMOND, ROUSSILLE 58
Tableau 4: Succès de piégeage et richesse spécifique par espace vert en 2012 et 2013 ; Réalisation personnelle 59
Tableau 5: Evolution du taux d'imperméabilité des buffers de chaque espace vert de 1949 à 2008 ; Réalisation personnelle 74
Tableau 6: Taux d'imperméabilité moyen sur la période 1949-2002 pour chaque buffer. Ce taux est calculé en divisant l'aire sous la courbe d'évolution de l'imperméabilité par la période de temps étudiée (53 ans); Réalisation personnelle 75

Annexes

Annexe 1 : Succès de piégeage et richesse spécifique par espace vert en 2012 ; Réalisation : BOYER Eva, REMOND Nouk, ROUSSILLE Raphael.

Espaces verts	Variables Captures					
	Succès de piégeage Mulot sylvestre en %	Succès de piégeage Campagnol roussâtre en %	Succès de piégeage Campagnol agreste en %	Succès de piégeage Musaraigne crocidure en %	Richesse spécifique	Succès de piégeage cumulé en %
Jardin Botanique	1,250	0,250	0	1,500	4	3,00
Jardin des Prébendes	0,250	0	0	0	1	0,25
Parc de la Préfecture	0	0	0	0	0	0
Lac de la Bergeronnerie	0,500	0,500	1,010	2,010	4	4,02
Arboretum de Veigné	5,012	0	0	0	1	5,01
Jardin de Villandry	4,001	0,500	0	1,000	4	5,50
Forêt de Chinon	2,520	0,920	0	0	2	3,44

Annexe 2 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 20. Réalisation personnelle.

Variables	POS arbres	POS arbustes	POS Herbe	POS pelouse arborée	POS Jardin potager et plate bande	POS surface minérale	Mulot sylvestre	Campagnol roussâtre	Musaraigne crocidure
POS arbres	**1**	-0,155	-0,629	-0,440	-0,622	**-0,884**	0,255	-0,575	-0,715
POS arbustes	-0,155	**1**	-0,042	0,064	-0,506	0,127	-0,790	0,102	-0,286
POS herbe	-0,629	-0,042	**1**	**0,874**	0,111	0,201	-0,112	**0,978**	**0,901**
POS pelouse arborée	-0,440	0,064	**0,874**	**1**	-0,145	0,016	-0,393	**0,914**	0,773
POS Jardin potager et plate bande	-0,622	-0,506	0,111	-0,145	**1**	0,780	0,385	-0,048	0,423
POS surface minérale	**-0,884**	0,127	0,201	0,016	0,780	**1**	-0,166	0,132	0,398
Mulot sylvestre	0,255	-0,790	-0,112	-0,393	0,385	-0,166	**1**	-0,220	0,089
Campagnol roussâtre	-0,575	0,102	**0,978**	**0,914**	-0,048	0,132	-0,220	**1**	**0,854**
Musaraigne crocidure	-0,715	-0,286	**0,901**	0,773	0,423	0,398	0,089	**0,854**	**1**

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Annexe 3 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 22. Réalisation personnelle.

Variables	Zone arborée	Zone arbustive	Zone Herbacée	Pelouse arborée	Jardin potager et plate bande	Surface d' eau	Surface minérale	Surface de fruitiers	Richesse spécifique	Succès de piégeage cumulé en %
Zone arborée	**1**	-0,110	**-0,938**	-0,496	-0,524	-0,449	-0,632	0,733	-0,231	-0,181
Zone arbustive	-0,110	**1**	-0,153	-0,163	-0,323	-0,209	0,304	-0,354	-0,662	**-0,790**
Zone Herbacée	**-0,938**	-0,153	**1**	0,624	0,639	0,406	0,585	-0,605	0,397	0,307
Pelouse arborée	-0,496	-0,163	0,624	**1**	0,072	0,453	0,063	-0,301	0,382	0,178
Jardin potager et plate bande	-0,524	-0,323	0,639	0,072	**1**	-0,302	**0,798**	-0,137	0,493	0,390
Surface d' eau	-0,449	-0,209	0,406	0,453	-0,302	**1**	-0,404	-0,417	0,143	0,346
Surface minérale	-0,632	0,304	0,585	0,063	**0,798**	-0,404	**1**	-0,395	0,103	-0,100
Surface de fruitiers	0,733	-0,354	-0,605	-0,301	-0,137	-0,417	-0,395	**1**	0,423	0,349
Richesse spécifique	-0,231	-0,662	0,397	0,382	0,493	0,143	0,103	0,423	**1**	**0,904**
Succès de piégeage cumulé en %	-0,181	**-0,790**	0,307	0,178	0,390	0,346	-0,100	0,349	**0,904**	**1**

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Annexe 4 : Types de couvert végétal (m²) dans un rayon de 700m autour des espaces verts. Réalisation : BOYER Eva, REMOND Nouk, ROUSSILLE Raphael.

	Couvert végétal en m² dans un rayon de 700 m autour des espaces verts					
	Jardins privatifs dans un rayon de 700 m	Milieux ouverts à végétation basse dans un rayon de 700 m	Autres espaces verts dans un rayon de 700 m	Jardins ouvriers dans un rayon de 700 m	Zones agricoles dans un rayon de 700 m	Forêt dans un rayon de 700 m
Jardin Botanique	149308	92828	41418	12060	0	11888
Jardin des Prébendes	153352	3718	13221	0	0	0
Parc de la Préfecture	116570	0	28467	0	0	0
Lac de la Bergeronnerie	316203	62282	49032	125896	0	150260
Arboretum de Veigné	97744	358673	0	39734	392390	712445
Jardin de Villandry	131942	879689	0	0	289735	455034

Annexe 5 : Types de couvert végétal (m²) dans un rayon de 350m autour des espaces verts. Réalisation : BOYER Eva, REMOND Nouk, ROUSSILLE Raphael.

	Couvert végétal en m² dans un rayon de 350 m autour des espaces verts					
	Jardins privatifs dans un rayon de 350 m	Milieux ouverts à végétation basse dans un rayon de 350 m	Autres espaces verts dans un rayon de 350 m	Jardins ouvriers dans un rayon de 350 m	Zones agricoles dans un rayon de 350 m	Forêt dans un rayon de 350 m
Jardin Botanique	41842	54337	402	11716	0	0
Jardin des Prébendes	16071	0	1419	0	0	0
Parc de la Préfecture	37162	0	12060	0	0	0
Lac de la Bergeronnerie	180630	53072	26072	125896	0	2117
Arboretum de Veigné	33772	103040	0	39734	123433	340562
Jardin de Villandry	64328	357717	0	0	10220	244056

Annexe 6 : Types de couvert végétal (m²) dans un rayon de 100m autour des espaces verts. Réalisation : BOYER Eva, REMOND Nouk, ROUSSILLE Raphael.

	Couvert végétal en m² dans un rayon de 100 m autour des espaces verts					
	Jardins privatifs dans un rayon de 100 m	Milieux ouverts à végétation basse dans un rayon de 100 m	Autres espaces verts dans un rayon de 100 m	Jardins ouvriers dans un rayon de 100 m	Zones agricoles dans un rayon de 100 m	Forêt dans un rayon de 100 m
Jardin Botanique	11295	2623	0	0	0	0
Jardin des Prébendes	16071	0	0	0	0	0
Parc de la Préfecture	5900	0	0	0	0	0
Lac de la Bergeronnerie	41594	35371	0	48626	0	0
Arboretum de Veigné	14585	0	0	30634	1442	55651
Jardin de Villandry	9869	24257	0	0	0	84106

Annexe 7 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 24 pour le buffer de 700m. Réalisation personnelle.

Variables	Jardins privatifs	Milieux ouverts à végétation basse	Autres espaces verts	Jardins ouvriers	Zones agricoles	Forêt	Mulot sylvestre	Campagnol roussâtre	Campagnol agreste	Musaraigne crocidure
Jardins privatifs dans un rayon de 700 m	**1**	-0,292	0,699	**0,864**	-0,469	-0,298	-0,401	**0,966**	**0,965**	0,749
Milieux ouverts à végétation basse dans un rayon de 700 m	-0,292	**1**	-0,662	-0,213	0,770	0,698	0,781	-0,124	-0,243	0,231
Autres espaces verts dans un rayon de 700	0,699	-0,662	**1**	0,531	-0,801	-0,687	-0,692	0,651	0,632	0,511
Jardins ouvriers dans un rayon de 700 m	**0,864**	-0,213	0,531	**1**	-0,104	0,108	-0,064	**0,912**	**0,951**	0,684
Zones agricoles dans un rayon de 700 m	-0,469	0,770	-0,801	-0,104	**1**	**0,977**	**0,961**	-0,295	-0,311	-0,080
Forêt dans un rayon de 700 m	-0,298	0,698	-0,687	0,108	**0,977**	**1**	**0,944**	-0,116	-0,117	0,041
Mulot sylvestre	-0,401	0,781	-0,692	-0,064	**0,961**	**0,944**	**1**	-0,220	-0,281	0,089
Campagnol roussâtre	**0,966**	-0,124	0,651	**0,912**	-0,295	-0,116	-0,220	**1**	**0,976**	**0,854**
Campagnol agreste	**0,965**	-0,243	0,632	**0,951**	-0,311	-0,117	-0,281	**0,976**	**1**	0,725
Musaraigne crocidure	0,749	0,231	0,511	0,684	-0,080	0,041	0,089	**0,854**	0,725	**1**

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Annexe 8 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 24 pour le buffer de 350m. Réalisation personnelle.

Variables	Jardins privatifs	Milieux ouverts à végétation basse	Autres espaces verts	Jardins ouvriers	Zones agricoles	Forêt	Mulot sylvestre	Campagnol roussâtre	Campagnol agreste	Musaraigne crocidure
Jardins privatifs dans un rayon de 350 m	**1**	0,073	**0,852**	**0,908**	-0,235	-0,194	-0,153	**0,986**	**0,966**	**0,839**
Milieux ouverts à végétation basse dans un rayon de 350 m	0,073	**1**	-0,334	-0,161	0,111	0,647	0,691	-0,012	-0,152	0,352
Autres espaces verts dans un rayon de 350	**0,852**	-0,334	**1**	0,801	-0,338	-0,473	-0,531	**0,833**	**0,898**	0,482
Jardins ouvriers dans un rayon de 350 m	**0,908**	-0,161	0,801	**1**	0,077	-0,093	-0,063	**0,912**	**0,951**	0,683
Zones agricoles dans un rayon de 350 m	-0,235	0,111	-0,338	0,077	**1**	**0,823**	0,768	-0,292	-0,219	-0,263
Forêt dans un rayon de 350 m	-0,194	0,647	-0,473	-0,093	**0,823**	**1**	**0,961**	-0,292	-0,305	-0,082
Mulot sylvestre	-0,153	0,691	-0,531	-0,063	0,768	**0,961**	**1**	-0,220	-0,281	0,089
Campagnol roussâtre	**0,986**	-0,012	**0,833**	**0,912**	-0,292	-0,292	-0,220	**1**	**0,976**	**0,854**
Campagnol agreste	**0,966**	-0,152	**0,898**	**0,951**	-0,219	-0,305	-0,281	**0,976**	**1**	0,725
Musaraigne crocidure	**0,839**	0,352	0,482	0,683	-0,263	-0,082	0,089	**0,854**	0,725	**1**

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Annexe 9 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 24 pour le buffer de 100m. Réalisation personnelle.

Variables	Jardins privatifs	Milieux ouverts à végétation basse	Autres espaces verts	Jardins ouvriers	Zones agricoles	Forêt	Mulot sylvestre	Campagnol roussâtre	Campagnol agreste	Musaraigne crocidure
Jardins privatifs dans un rayon de 100 m	**1**	0,717		**0,853**	-0,075	-0,283	-0,187	**0,923**	**0,960**	0,669
Milieux ouverts à végétation basse dans un rayon de 100 m	0,717	**1**		0,545	-0,328	0,205	0,042	**0,864**	0,790	**0,859**
Autres espaces verts dans un rayon de 100 m										
Jardins ouvriers dans un rayon de 100 m	**0,853**	0,545		**1**	0,402	-0,036	0,160	0,746	**0,817**	0,512
Zones agricoles dans un rayon de 100 m	-0,075	-0,328		0,402	**1**	0,426	0,717	-0,282	-0,200	-0,281
Forêt dans un rayon de 100 m	-0,283	0,205		-0,036	0,426	**1**	**0,885**	-0,232	-0,307	0,067
Mulot sylvestre	-0,187	0,042		0,160	0,717	**0,885**	**1**	-0,220	-0,281	0,089
Campagnol roussâtre	**0,923**	**0,864**		0,746	-0,282	-0,232	-0,220	**1**	**0,976**	**0,854**
Campagnol agreste	**0,960**	0,790		**0,817**	-0,200	-0,307	-0,281	**0,976**	**1**	0,725
Musaraigne crocidure	0,669	**0,859**		0,512	-0,281	0,067	0,089	**0,854**	0,725	**1**

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Note : Les cases grisées n'ont pu être remplies car aucun couvert végétal ne correspond à la catégorie « Autres espaces verts » dans les buffers de 100 m.

Annexe 10 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 25 pour le buffer de 700m. Réalisation personnelle.

Variables	Jardins privatifs	Milieux ouverts à végétation basse	Autres espaces verts	Jardins ouvriers	Zones agricoles	Forêt	Richesse spécifique	Succès de piégeage cumulé en %
Jardins privatifs	**1**	-0,292	0,699	**0,864**	-0,469	-0,298	0,474	0,353
Milieux ouverts à végétation bass	-0,292	**1**	-0,662	-0,213	0,770	0,698	0,439	0,602
Autres espaces verts	0,699	-0,662	**1**	0,531	-0,801	-0,687	0,324	0,024
Jardins ouvriers	**0,864**	-0,213	0,531	**1**	-0,104	0,108	0,422	0,504
Zones agricoles	-0,469	0,770	-0,801	-0,104	**1**	**0,977**	0,093	0,475
Forêt	-0,298	0,698	-0,687	0,108	**0,977**	**1**	0,155	0,562
Richesse spécifique	0,474	0,439	0,324	0,422	0,093	0,155	**1**	**0,895**
Succès de piégeage cumulé en %	0,353	0,602	0,024	0,504	0,475	0,562	**0,895**	**1**

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Annexe 11 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 25 pour le buffer de 350m. Réalisation personnelle.

Variables	Jardins privatifs	Milieux ouverts à végétation basse	Autres espaces verts	Jardins ouvriers	Zones agricoles	Forêt	Richesse spécifique	Succès de piégeage cumulé en %
Jardins privatifs	**1**	0,073	**0,852**	**0,908**	-0,235	-0,194	0,600	0,566
Milieux ouverts à végétation basse	0,073	**1**	-0,334	-0,161	0,111	0,647	0,544	0,645
Autres espaces verts	**0,852**	-0,334	**1**	0,801	-0,338	-0,473	0,161	0,082
Jardins ouvriers	**0,908**	-0,161	0,801	**1**	0,077	-0,093	0,420	0,503
Zones agricoles	-0,235	0,111	-0,338	0,077	**1**	**0,823**	-0,183	0,240
Forêt	-0,194	0,647	-0,473	-0,093	**0,823**	**1**	0,087	0,474
Richesse spécifique	0,600	0,544	0,161	0,420	-0,183	0,087	**1**	**0,895**
Succès de piégeage cumulé en %	0,566	0,645	0,082	0,503	0,240	0,474	**0,895**	**1**

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

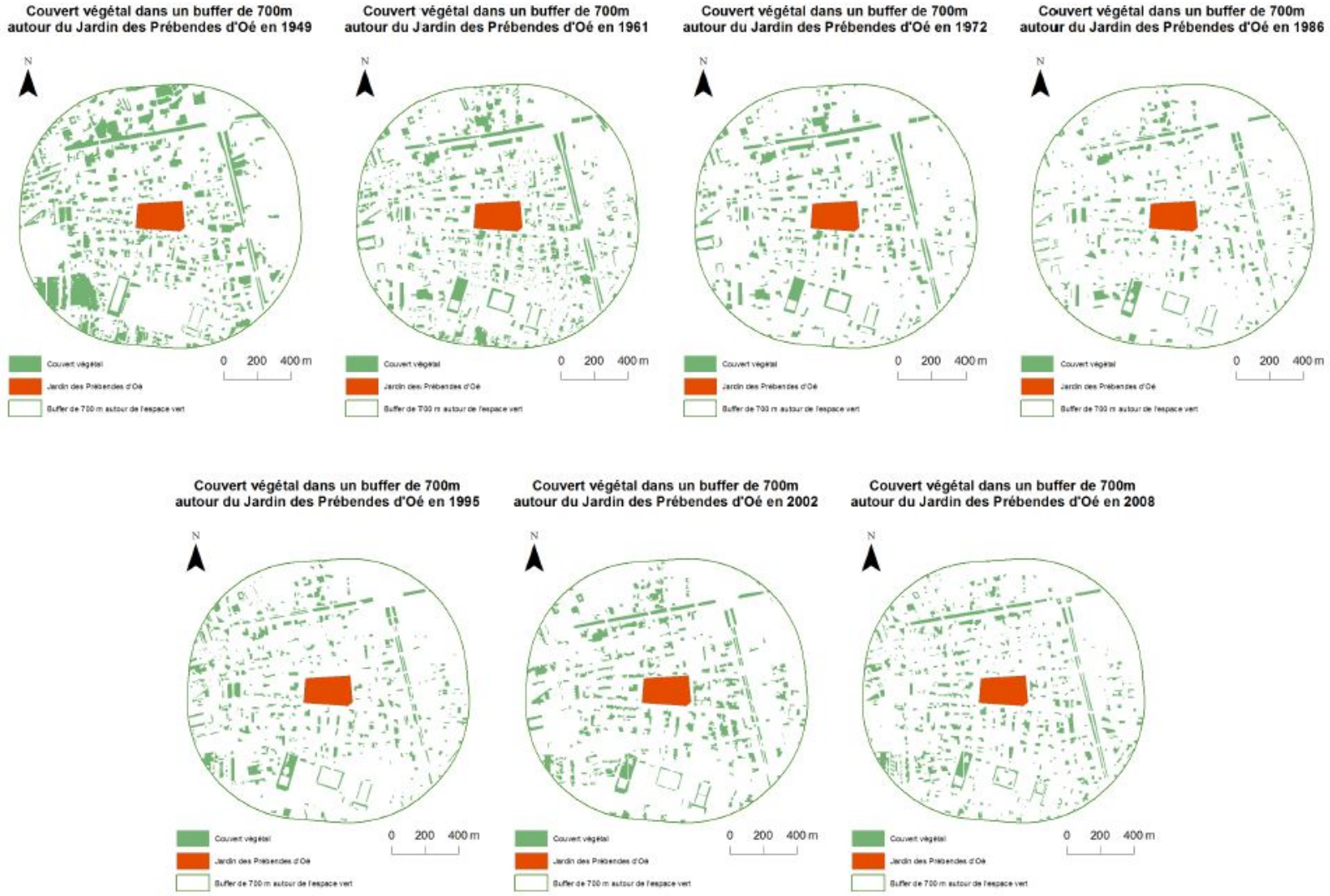
Annexe 12 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 25 pour le buffer de 100m. Réalisation personnelle.

Variables	Jardins privatifs	Milieux ouverts à végétation basse	Autres espaces verts	Jardins ouvriers	Zones agricoles	Forêt	Richesse spécifique	Succès de piégeage cumulé en %
Jardins privatifs	**1**	0,717		**0,853**	-0,075	-0,283	0,388	0,413
Milieux ouverts à végétation basse	0,717	**1**		0,545	-0,328	0,205	0,712	0,678
Autres espaces verts								
Jardins ouvriers	**0,853**	0,545		**1**	0,402	-0,036	0,278	0,497
Zones agricoles	-0,075	-0,328		0,402	**1**	0,426	-0,217	0,199
Forêt	-0,283	0,205		-0,036	0,426	**1**	0,268	0,537
Richesse spécifique	0,388	0,712		0,278	-0,217	0,268	**1**	**0,895**
Succès de piégeage cumulé en %	0,413	0,678		0,497	0,199	0,537	**0,895**	**1**

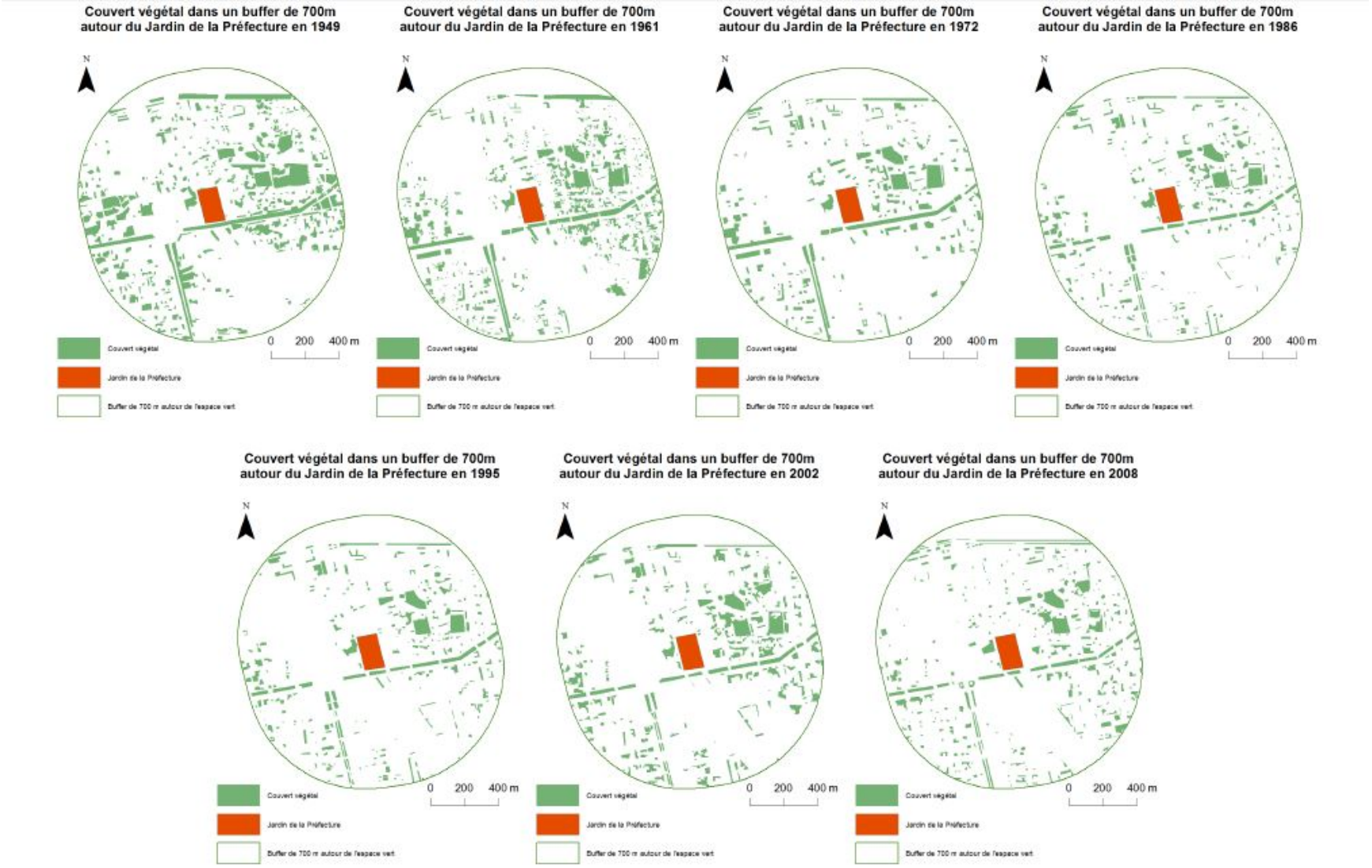
Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Note : Les cases grisées n'ont pu être remplies car aucun couvert végétal ne correspond à la catégorie « Autres espaces verts » dans les buffers de 100 m

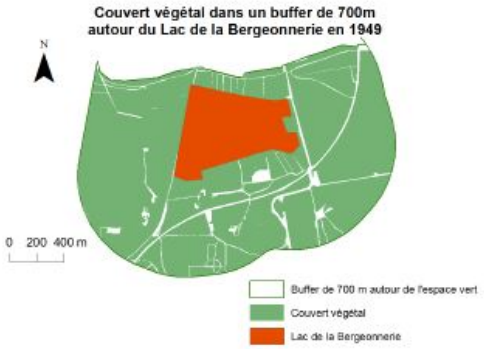
Annexe 13 : Chronoséquence montrant l'évolution de la surface de couvert végétal dans un buffer de 700 m autour du Jardin des Prébendes d'Oé. Source : IGN ; Réalisation personnelle.

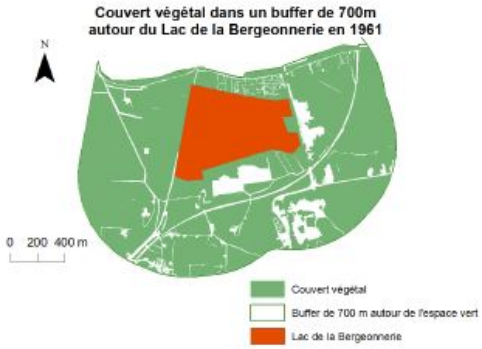


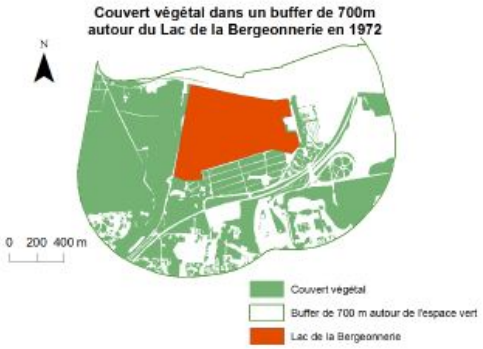
Annexe 14 : Chronoséquence montrant l'évolution de la surface de couvert végétal dans un buffer de 700 m autour du Jardin de la Préfecture. Source : IGN ; Réalisation personnelle.

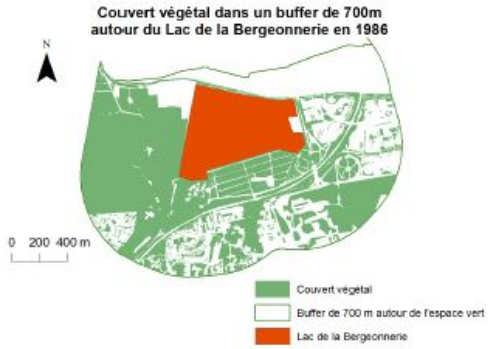


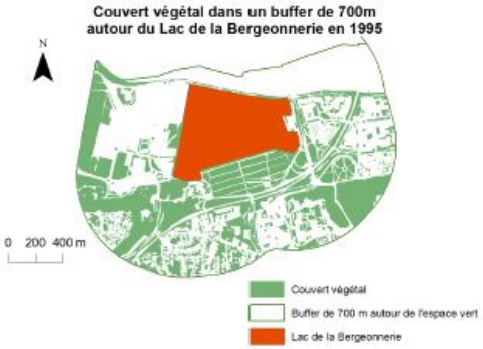
Annexe 15 : Chronoséquence montrant l'évolution de la surface de couvert végétal dans un buffer de 700 m autour du Lac de la Bergeonnerie. Source : IGN ; Réalisation personnelle.

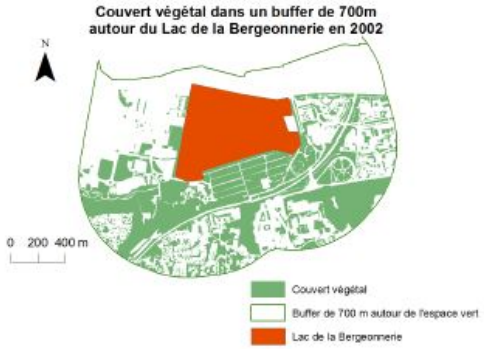


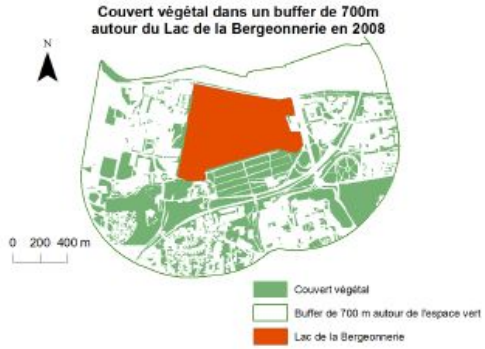












Annexe 16 : Evolution du couvert végétal dans un buffer de 700m autour du Jardin Botanique entre 1949 et 2008 ;
Réalisation personnelle d'après les photographies aériennes de l'IGN



Annexe 17 : Evolution du couvert végétal dans un buffer de 700m autour du Jardin des Prébendes d'Oé entre 1949 et 2008 ;
Réalisation personnelle d'après les photographies aériennes de l'IGN

Evolution du couvert végétal dans un buffer de 700m autour du Jardin des Prébendes d'Oé entre 1949 et 2008



Annexe 18 : Evolution du couvert végétal dans un buffer de 700m autour du Jardin de la Préfecture entre 1949 et 2008 ;
Réalisation personnelle d'après les photographies aériennes de l'IGN

Evolution du couvert végétal dans un buffer de 700m autour du Jardin de la Préfecture entre 1949 et 2008



Annexe 19 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 30 pour le buffer de 100m. Réalisation personnelle.

Variables	Succès de piégeage global	Richesse spécifique	POS arbres	POS arbustes	POS Herbe	POS pelouse arborée	POS Jardin potager et plate bande	POS surface minérale	%Impermeabilisation2008-buff700	%I moyen sans 2008-buff700
Succès de piégeage global	1	0,946	-0,852	-0,433	0,907	**0,961**	0,347	0,186	**-0,951**	**-0,989**
Richesse spécifique	0,946	1	-0,781	-0,603	0,725	0,838	0,631	0,346	-0,800	-0,890
POS arbres	-0,852	-0,781	1	-0,028	-0,763	-0,749	-0,190	-0,547	0,843	0,869
POS arbustes	-0,433	-0,603	-0,028	1	-0,201	-0,397	-0,751	0,167	0,216	0,323
POS Herbe	0,907	0,725	-0,763	-0,201	1	**0,976**	-0,067	-0,116	**-0,989**	**-0,954**
POS pelouse arborée	**0,961**	0,838	-0,749	-0,397	**0,976**	1	0,137	-0,076	**-0,979**	**-0,977**
POS Jardin potager et plate bande	0,347	0,631	-0,190	-0,751	-0,067	0,137	1	0,504	-0,039	-0,207
POS surface minérale	0,186	0,346	-0,547	0,167	-0,116	-0,076	0,504	1	-0,028	-0,133
%Impermeabilisation2008-buff700	**-0,951**	-0,800	0,843	0,216	**-0,989**	**-0,979**	-0,039	-0,028	1	**0,985**
%I moyen sans 2008-buff700	**-0,989**	-0,890	0,869	0,323	**-0,954**	**-0,977**	-0,207	-0,133	**0,985**	1

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Annexe 20 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 30 pour le buffer de 100m. Réalisation personnelle.

Variables	Succès de piégeage global	Richesse spécifique	POS arbres	POS arbustes	POS Herbe	POS pelouse arborée	POS Jardin potager et plate bande	POS surface minérale	%Impermeabilisation2008-buff350	%I moyen sans 2008-buff350
Succès de piégeage global	1	0,946	-0,852	-0,433	0,907	**0,961**	0,347	0,186	**-0,964**	**-0,992**
Richesse spécifique	0,946	1	-0,781	-0,603	0,725	0,838	0,631	0,346	-0,826	-0,900
POS arbres	-0,852	-0,781	1	-0,028	-0,763	-0,749	-0,190	-0,547	0,853	0,870
POS arbustes	-0,433	-0,603	-0,028	1	-0,201	-0,397	-0,751	0,167	0,244	0,338
POS Herbe	0,907	0,725	-0,763	-0,201	1	**0,976**	-0,067	-0,116	**-0,982**	-0,947
POS pelouse arborée	**0,961**	0,838	-0,749	-0,397	**0,976**	1	0,137	-0,076	**-0,981**	**-0,975**
POS Jardin potager et plate bande	0,347	0,631	-0,190	-0,751	-0,067	0,137	1	0,504	-0,085	-0,230
POS surface minérale	0,186	0,346	-0,547	0,167	-0,116	-0,076	0,504	1	-0,058	-0,145
%Impermeabilisation2008-buff350	**-0,964**	-0,826	0,853	0,244	**-0,982**	**-0,981**	-0,085	-0,058	1	**0,989**
%I moyen sans 2008-buff350	**-0,992**	-0,900	0,870	0,338	-0,947	**-0,975**	-0,230	-0,145	**0,989**	1

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Annexe 21 : Matrice de corrélation (Pearson) de la figure 30 pour le buffer de 100m. Réalisation personnelle.

Variables	Succès de piégeage global	Richesse spécifique	POS arbres	POS arbustes	POS Herbe	POS pelouse arborée	POS Jardin potager et plate bande	POS surface minérale	%Impermeabilisation2008-buff100	%I moyen sans 2008-buff100
Succès de piégeage global	**1**	0,946	-0,852	-0,433	0,907	**0,961**	0,347	0,186	-0,897	**-0,965**
Richesse spécifique	0,946	**1**	-0,781	-0,603	0,725	0,838	0,631	0,346	-0,707	-0,833
POS arbres	-0,852	-0,781	**1**	-0,028	-0,763	-0,749	-0,190	-0,547	0,825	0,880
POS arbustes	-0,433	-0,603	-0,028	**1**	-0,201	-0,397	-0,751	0,167	0,092	0,219
POS Herbe	0,907	0,725	-0,763	-0,201	**1**	**0,976**	-0,067	-0,116	**-0,991**	**-0,973**
POS pelouse arborée	**0,961**	0,838	-0,749	-0,397	**0,976**	**1**	0,137	-0,076	**-0,951**	**-0,971**
POS Jardin potager et plate bande	0,347	0,631	-0,190	-0,751	-0,067	0,137	**1**	0,504	0,103	-0,097
POS surface minérale	0,186	0,346	-0,547	0,167	-0,116	-0,076	0,504	**1**	0,022	-0,109
%Impermeabilisation2008-buff100	-0,897	-0,707	0,825	0,092	**-0,991**	**-0,951**	0,103	0,022	**1**	**0,980**
%I moyen sans 2008-buff100	**-0,965**	-0,833	0,880	0,219	**-0,973**	**-0,971**	-0,097	-0,109	**0,980**	**1**

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Annexe 22 : Données météorologiques pour l'ensemble des semaines de piégeages. Source : Météo France. Réalisation personnelle.

Semaine	1	2	3	4	5	6	7	8
Date	16-22/09	23-29/09	30/09-6/10	7-13/10	14-20/10	21-27/10	28/10-3/11	4-10/11
Température minimale moyenne (°C)	11,4	13,3	15,2	10,2	11,5	14,6	5,4	10,6
Température maximale moyenne (°C)	18,4	25,8	21,6	16,2	17,4	19,8	14,9	16,2
Précipitations moyennes (mm)	1,3	2,0	0,5	0,8	4,3	1,8	5,1	5,3
Ensoleillement moyen (h)	3,0	7,0	1,3	2,5	2,3	2,8	5,5	0,8
Sites concernés	Botanique Prébendes	Chinon Bergeonnerie Villandry	Botanique Veigné Prébendes	Bergeonnerie Veigné Prébendes	Bergeonnerie Veigné Prébendes	Villandry Botanique Préfecture	Bergeonnerie Chinon Veigné	Préfecture

Table des matières

Introduction **10**

I. La ville, un milieu plutôt hostile aux espèces animales et végétales 11

1. Les caractéristiques du milieu urbain 11
2. Les espèces animales présentes dans les espaces verts urbains 13
3. La fragmentation des espaces naturels par l'urbanisation 14

II. L'émergence du concept de trame verte urbaine 15

1. Historique et objectifs des coulées vertes en aménagement urbain 15
2. Les prémices du concept de réseau écologique 16
3. La trame verte urbaine, un croisement entre aménagement urbain et écologie du paysage 17

III. L'impact de la dynamique d'isolement des espaces verts sur la biodiversité actuelle 20

IV. Le modèle biologique des micromammifères 22

1. Présentation 22
2. Le choix d'étude des micromammifères 23

Matériels et méthodes **24**

I. Le périmètre d'étude 25

II. Les sites d'étude 26

1. Le jardin Botanique 27
2. Le jardin des Prébendes d'Oé 29
3. Le jardin de la Préfecture 32
4. Le Lac de la Bergeonnerie 34
5. L'arboretum de Veigné 37
6. Les jardins de Villandry 40
7. Un site témoin : la forêt de Chinon 43

III. Méthode d'échantillonnage 44

IV. Méthodes d'analyse des données 46

1. Indicateurs de résultat des captures 46
2. Analyse des relations entre les caractéristiques des espaces verts et les captures de micromammifères 46
3. Analyse des relations entre la structure du paysage urbain autour des espaces verts et les captures de micromammifères 48
4. Analyse des relations entre le processus d'insularisation des espaces verts et les captures de micromammifères 49

Résultats **52**

I. Résultats généraux des captures 53

1. Abondance et richesse spécifiques sur l'ensemble des sites étudiés 53

2. Abondance et richesse spécifiques par site étudié 54
3. Synthèse 57
II. Relations entre les caractéristiques des espaces verts et les captures de micromammifères 58
1. Données numériques des caractéristiques des espaces verts et des captures 58
2. Relation entre la surface des espaces verts et les données de capture 60
3. Décomposition des relations entre les caractéristiques des espaces verts et les données de piégeage 62
a. Relations entre les caractéristiques des espaces verts et le succès de piégeage 62
b. Relations entre les caractéristiques des espaces verts, la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé 64
III. Relations entre la structure du paysage urbain autour des espaces verts et les données de captures 66
1. Données numériques relatives à la structure du paysage urbain et aux captures 66
2. Décomposition des relations entre la structure du paysage urbain entourant les espaces verts et les données de captures 67
a. Relation avec le succès de piégeage par espèce 67
b. Relation avec la richesse spécifique et le succès de piégeage cumulé 69
IV. Relations entre la dynamique passée d'isolement des espaces verts et les données de capture 71
1. Processus d'insularisation des espaces verts entre 1949 et 2008 71
2. Décomposition des relations entre la dynamique passée d'isolement des espaces verts et les données de capture.....76
Discussion 79
I. Un faible succès de piégeage, mais un taux de recapture et une richesse spécifique relativement élevés..... 80
1. Un faible succès de piégeage 80
2. Un taux de recapture élevé mais toujours pas significatif 82
3. Une richesse spécifique relativement élevée 82
II. Relations entre la présence d'espèces et les caractéristiques des espaces verts..... 83
1. Influence de l'ouverture du milieu et des ressources trophiques 83
2. Influence de la taille de l'espace vert.....84
3. Limites de l'étude : Influence du mode de gestion, de la fréquentation et de la prédation ...84
III. Relations entre la présence d'espèces et l'environnement actuel des espaces verts 85
1. Influence du couvert végétal et du gradient urbain.....85
2. Limite : la non prise en compte de l'effet de barrière à une échelle encore plus restreinte...86

IV. Relations entre la présence d'espèces et la dynamique d'isolement des espaces verts au cours du temps 86

1. Evolution de la perméabilité des buffers étudiés 86

2. Influence de l'âge d'isolement des patchs 88

3. Influence de l'état initial et de la dynamique d'isolement.....89

4. Limites 90

V. Vers l'utilisation de nouvelles techniques pour faire évoluer l'étude des trames vertes urbaines 91

Conclusion..... 92

Bibliographie 94

Tables des illustrations 101

Figures 102

Cartes 104

Photographies 105

Tableaux 105

Annexes 106

Table des matières..... 122

CITERES

UMR 6173
Cités, Territoires, Environnement et Sociétés

Equipe IPA-PE
Ingénierie du Projet d'Aménagement, Paysage, Environnement

Département Aménagement

35 allée Ferdinand de Lesseps

BP 30553

37205 TOURS cedex 3

Directeurs de recherche :

ISSELIN-NONDEDEU Francis & PHILIPPE Marc-André

KLINGELSCHMIDT Florian

KNOEPFFLER Valentin

SENÉ Damien

DA5- 2013 -2014

Evaluation de la structure de la Trame Verte Urbaine au travers de communautés de micromammifères

Résumé :

Le développement d'un aménagement urbain « durable » a mis en avant l'enjeu de la préservation de la biodiversité en ville. Les espaces verts, parcs et jardins représentent souvent des îlots de biodiversité végétale et animale au sein d'une matrice densément urbanisée. Pour remédier à cet isolement, le dispositif de la trame verte urbaine est censé permettre l'organisation en réseau de ces espaces afin de créer un ensemble de connexions permettant les déplacements d'individus et les échanges génétiques.

Cependant, pour mettre en place un tel outil, il est nécessaire de comprendre quels sont les paramètres affectant la biodiversité présente dans les espaces verts, notamment en termes de connectivité écologique. Ce projet de fin d'études fait suite à un précédent projet intitulé « Les relations entre les communautés de micromammifères et les structures des espaces verts en ville » conduit en 2012 par Nouk REMOND et Raphaël ROUSSILLE. Ils avaient notamment montré l'importance du type d'occupation du sol dans et autour des parcs et jardins pour expliquer la présence de telle ou telle espèce.

Cette fois, notre étude s'attache plus particulièrement à étudier les influences de la dynamique d'isolement des espaces verts sur l'abondance et la diversité des espèces de micromammifères qui y vivent. En effet, des espaces verts à présent plus ou moins entourés par l'urbanisation ont pu être reliés à d'autres milieux naturels par le passé, et cela affecte leur capacité à être des réservoirs de biodiversité aujourd'hui. Par une cartographie de l'évolution du couvert végétalisé autour de chaque site d'étude sur une soixantaine d'années, nous avons pu montrer que la connectivité passée des espaces verts avait plus d'influence que leur structure et leur environnement actuels sur l'état présent des populations de micromammifères.

Mots Clés : micromammifères, trame verte urbaine, espaces verts, agglomération tourangelle, dynamique temporelle, isolement, fragmentation, réservoir de biodiversité, corridors écologiques, réseau écologique.