

## Quelle place des espaces boisés dans la construction des villes ? Approche comparative sur trois agglomérations de l'ouest de la France

Rapport final

Projet n° 1042

Février 2012

### Responsable scientifique

Hervé DANIEL (MCF Ecologie)  
Agrocampus Ouest, Centre d'Angers  
Institut National d'Horticulture et de Paysage  
UP Paysage  
2, rue Le Nôtre  
49045 ANGERS Cedex 01  
mail : Herve.Daniel@agrocampus-ouest.fr

### Equipe

Etablissement	Unité recherche	Noms
Agrocampus Ouest – Centre d'Angers, INHP	UP Paysage	Véronique Beaujouan <i>Géomatique (MCF)</i>
		David Montembault <i>Géographie (MCF)</i>
		Isabelle Besse <i>Ecologie (TFR)</i>
		Julien Martineau <i>Géographie (Cont)</i>
		Clémentine Ollivier <i>Géographie (Cont)</i>
		Clémence Gault <i>Ecologie (Doct)</i>
		Stéphane Fournier <i>Géographie (Stag)</i>
		William Marchand <i>Géog-Ecolog (Stag)</i>
		Rocio Besoian <i>Ecologie (Stag)</i>
		Dimitri Taïle Manikom <i>Géographie (Stag)</i>
Ecole Supérieure d'Agriculture, Angers	UP Paysage	Joséphine Pithon <i>Ecologie (MCF)</i>
		Jeanne Vallet <i>Ecologie(PDoc)</i>
Université de Rennes II	LAS-LARES EA 2241	Jean-Michel Le Bot <i>Sociologie (MCF)</i>
		Françoise Philippe <i>Sociologie (PDoc)</i>

MCF : Maître de conférences, TFR : technicienne formation recherche, Stag : Stagiaire, PDoc : Post-doctorant, Doc : Doctorante

## Plan du rapport

<b>1. INTRODUCTION</b>	<b>3</b>
Contexte	3
Objectifs de l'étude	4
<b>2. SITES D'ETUDES</b>	<b>5</b>
<b>3. DYNAMIQUES D'OCCUPATION DU SOL DES BOISEMENTS SUR LES TROIS VILLES</b>	<b>6</b>
<b>4. ANALYSE DES DEMARCHES D'AMENAGEMENT AU REGARD DES ENJEUX CONCERNANT LES BOISEMENTS</b>	<b>8</b>
Comparaison temporelle des documents : continuités et ruptures	8
Comparaison entre les trois villes, similarités et spécificités	12
<b>5. CARACTERISATION DE LA BIODIVERSITE DES BOIS EN RELATION AVEC LE DEVELOPPEMENT DE LA VILLE</b>	<b>16</b>
Comparaisons des richesses de l'avifaune et de la flore	16
Analyse des relations avec les facteurs d'anthropisation	18
Influence de la surface des bois : un grand bois ou plusieurs petits ?	21
<b>6. USAGE DES ESPACES BOISES PAR LES CITADINS ET LIENS AUX ATTENTES DE NATURE</b>	<b>22</b>
Démarche d'enquête	23
Connaissances naturalistes	25
Acceptation de la végétation spontanée	27
Préférences pour les ambiances paysagères et typologie des relations	29
<b>7. CONCLUSION</b>	<b>32</b>

# 1. Introduction

## Contexte

La compréhension des interactions entre la biodiversité et le développement urbain est une préoccupation croissante, que ce soit pour des objectifs d'ordre sociaux, économiques ou environnementaux (Berdoulay & Soubeyran, 2002, Blanc, 2003). Certes, à l'échelle planétaire, on assiste d'une part à une crise globale sans précédent de la diversité biologique, et d'autre part, à une progression tout aussi forte des villes (Southwick, 1996), mais ce n'est certainement pas une raison suffisante pour opposer de manière simple ces deux phénomènes.

Bien plus encore qu'une augmentation démographique, c'est une très forte croissance des surfaces urbanisées que connaissent actuellement les territoires, et, en particulier dans l'ouest de la France, le plus souvent au détriment d'espaces agricoles. Une conséquence très importante en est la mutation de la ville, et celle-ci concerne notamment sa relation à la nature (Challas, 2003).

En effet, derrière ces indicateurs d'occupation du sol, des modifications encore plus profondes s'opèrent par une influence grandissante des logiques et objectifs urbains sur les modes de gestion des espaces, et en particulier de ceux « à caractère naturel ». Par exemple, bien que la population urbaine tout comme les surfaces urbanisées augmentent, les collectivités affichent généralement une augmentation importante de leur superficie moyenne d'espaces verts par habitant. L'évolution de cet indicateur traduit non seulement un souci d'aménagement d'espaces de la part des collectivités, mais aussi une appropriation de plus en plus large d'espaces à caractère naturel préexistants à l'urbanisation, mais alors identifiés comme récréatifs et à destination des citoyens.

C'est ainsi une double dynamique d'urbanisation de la nature et de ruralisation de la ville qui demande de reconsidérer la vieille séparation entre ville et nature ou entre urbain et rural, et qui peut constituer une nouvelle manière d'aborder cette autre dichotomie sauvage – domestiqué. Même si la nature n'a jamais été réellement absente des villes, le changement que l'on peut noter par contre maintenant est son entrée de plus en plus importante dans les représentations et conceptions des citoyens, gestionnaires, décideurs et scientifiques, et qui conduit à envisager d'une manière plus large les services rendus par les écosystèmes en ville.

Cette influence est souvent analysée en terme d'impacts de l'artificialisation des milieux sur des caractéristiques de biodiversité, mais ces attentes de nature, en interaction bien sûr avec d'autres facteurs socioéconomiques influencent directement les démarches d'aménagement de ces espaces à caractères naturels, et « produisent » en quelques sorte cette biodiversité ordinaire en ville. Ces évolutions posent la question de la caractérisation de ces espaces et de la compréhension de leur évolution en interaction étroite avec les activités humaines et peuvent ainsi contribuer au débat des relations ville et environnement (Levy 2010, Theys 2010).

Cependant, l'articulation réelle des facteurs biophysiques et socioéconomiques pour comprendre la dynamique de ces espaces constitue un enjeu majeur et doit reposer sur une approche interdisciplinaire (McDonnell & Pickett 1990, Clergeau 2010). Sur le plan dynamique, il est en effet nécessaire de dépasser l'étude de l'influence de facteurs écologiques stationnels sur la distribution de la faune et de la flore pour intégrer ces processus dans les dynamiques des territoires (Forman 2008) et prendre en compte les moteurs humains (sociologiques, économiques, historiques, ...) contraignant et modifiant les paysages. L'intérêt d'associer des

travaux entre disciplines est de plus en plus reconnu, en particulier en contexte urbain (Clergeau, 2007; Emelianoff, 2003) et plus généralement pour mieux comprendre les liens entre politiques publiques et activités humaines, occupation du sol et biodiversité (Burel & Baudry, 1999).

Pour aborder cette vaste problématique, le choix a été fait d'une part de restreindre l'objet d'étude et d'autre part d'en étendre l'analyse à plusieurs agglomérations urbaines.

La démarche de ces travaux a donc été centrée sur un objet particulier, les espaces boisés. Souvent emblèmes de « nature » et de « sauvage » en ville, ces bois et surfaces arborées présentent plusieurs intérêts pour ce travail de recherche :

- ils sont très présents, aussi bien en contexte rural (haies, bosquets) qu'urbain (alignement d'arbres, parcs...);
- ils correspondent potentiellement à des usages (principalement récréatifs) clairement distincts des autres fonctionnalités de la ville;
- ils constituent un habitat écologique particulier et très différent de ceux plus généralement associés à la ville et aux espaces bâtis,
- ils sont pleinement intégrés aux problématiques de planification urbaine et de longue date.

Si ces espaces boisés s'opposent de différents points de vue aux espaces bâtis et urbanisés, les aires urbaines peuvent inclure des bois de différentes origines (Kowarik, 2005) :

- soit des bois initialement intégrés aux paysages agricoles et épargnés par l'urbanisation ;
- soit des espaces de friches délaissés par l'urbanisation qui deviennent boisés ;
- soit des espaces construits avec l'urbanisation.

Ensuite, de nombreux auteurs insistent sur la nécessité de développer des études comparatives en écologie urbaine (Forman 2008, Niemelä et al. 2009, McDonnell & Hahs 2009). Ceci doit permettre à la fois de pouvoir s'affranchir de situations particulières pour permettre de dégager des résultats plus généraux, mais aussi d'évaluer et de prendre en compte les spécificités propres à chaque ville. Le choix a été fait de travailler sur trois agglomérations urbaines de l'ouest de la France : Angers, Nantes et Rennes. Cette approche comparative sera également temporelle pour évaluer autant que possible les dynamiques depuis 50 ans.

## **Objectifs de l'étude**

La question centrale de ce projet est de mieux comprendre comment ce type d'espace boisé s'intègre dans les processus de périurbanisation, en terme de dynamique d'occupation du sol, de caractérisation de la biodiversité, mais aussi en terme d'usage et de représentation de la part des habitants et des décideurs (et plus particulièrement par rapport aux enjeux liés à la biodiversité).

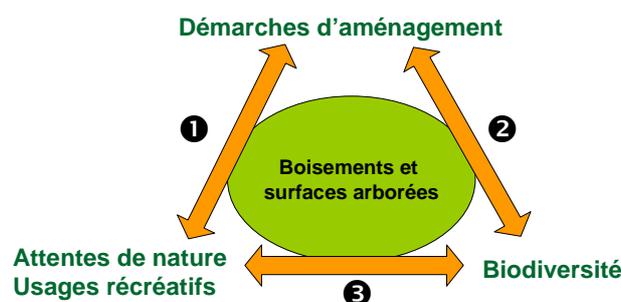


Figure 1 : Schéma de la structuration interdisciplinaire du programme de recherche

Les relations entre cette « occupation du sol » de boisement et les questions de nature peuvent être appréhendés de différentes manières (Figure 1). Une première porte sur les objectifs et démarches d'aménagement qui s'expriment en particulier au travers des documents d'urbanisme. Une seconde concerne la caractérisation même de la biodiversité qui peut s'y rencontrer. Enfin, une troisième approche concerne les attentes de nature et les usages, en particulier récréatifs. L'objectif de ce travail est d'évaluer les possibles décalages entre ces différents volets.

Après une première étape d'analyse de l'évolution des surfaces boisées sur les agglomérations étudiées, les travaux porteront plus précisément sur trois volets, correspondant aux flèches du schéma (figure 1) :

- ❶ une analyse des démarches d'aménagement et de développements urbains par rapport aux attentes de nature
- ❷ une caractérisation de la biodiversité en relation avec le développement de la ville (en ciblant deux groupes taxonomiques complémentaires, l'avifaune et la flore)
- ❸ une analyse des usages récréatifs des citoyens dans les bois en relation avec la biodiversité et les attentes de nature.

## 2. Sites d'études

Cette étude porte sur les trois plus grandes villes du Massif armoricain (tableau 1), Angers, Nantes et Rennes, ainsi que leurs communes limitrophes (première couronne). Ces trois villes sont situées respectivement en Maine et Loire, Loire-Atlantique (région Pays-de-la-Loire) et Ille-et-Vilaine (région Bretagne). L'intérêt de ce choix est de permettre une comparaison entre différentes agglomérations urbaines, tout en restant au sein d'une même aire biogéographique. Les trois villes sont en effet en climat océanique, et présentent une grande similitude de leur substrat géologique, à dominante acide (caractérisé par des roches magmatiques et métamorphiques telles que les schistes, les gneiss et les granites). Seule Angers, en bordure de du Massif armoricain, jouxte le Bassin parisien, mais c'est la partie armoricaine qui sera essentiellement étudiée.

Tableau 1 : Comparaison de la population des trois sites d'étude

	Surface de la commune (km <sup>2</sup> )	Population communale	Population de l'agglomération
Angers	43	156 000	267 000
Nantes	65	292 000	590 000
Rennes	50	212 000	388 000

Ces trois villes ont également en commun d'appartenir à des départements très peu boisés : 19,5% pour le Maine et Loire (Angers), 16,7% pour l'Ille-et-Vilaine (Rennes) et 16,4% pour la Loire Atlantique (Nantes), soit presque deux fois moins que la moyenne nationale située à 31% (Agreste).

Pour les agglomérations, c'est Nantes qui domine avec près de 24% de sa surface composée d'espaces arborés. Elle est suivie par Angers, dont 18,9% de la surface est arborée. Enfin, Rennes contient très peu d'espaces arborés, avec seulement 9,9% de sa surface couverte (données BD Topo). Globalement, cette zone de bocage est l'une des moins boisées par rapport au reste de la France.

Les types d'urbanisation des trois villes sont par contre assez différents. En effet, à Rennes, située au coeur d'un bassin schisteux, l'urbanisation s'est faite par une densification du bâti ce qui se traduit par une transition souvent très contrastée entre les espaces urbains et ruraux. A Angers et à Nantes, au contraire, l'urbanisation s'est faite par une extension à proximité des zones inondables, d'où la proportion plus importante d'espaces arborés.

### 3. Dynamiques d'occupation du sol des boisements sur les trois villes

Une première étape porte sur l'analyse de l'évolution spatiale des boisements et leur comparaison entre les trois agglomérations.

Les bois des trois agglomérations ont été cartographiés sous SIG à partir des cartes IGN des années 1960 et fin des années 1990, dans la limite de la ville centre et leurs communes limitrophes (figure 2).

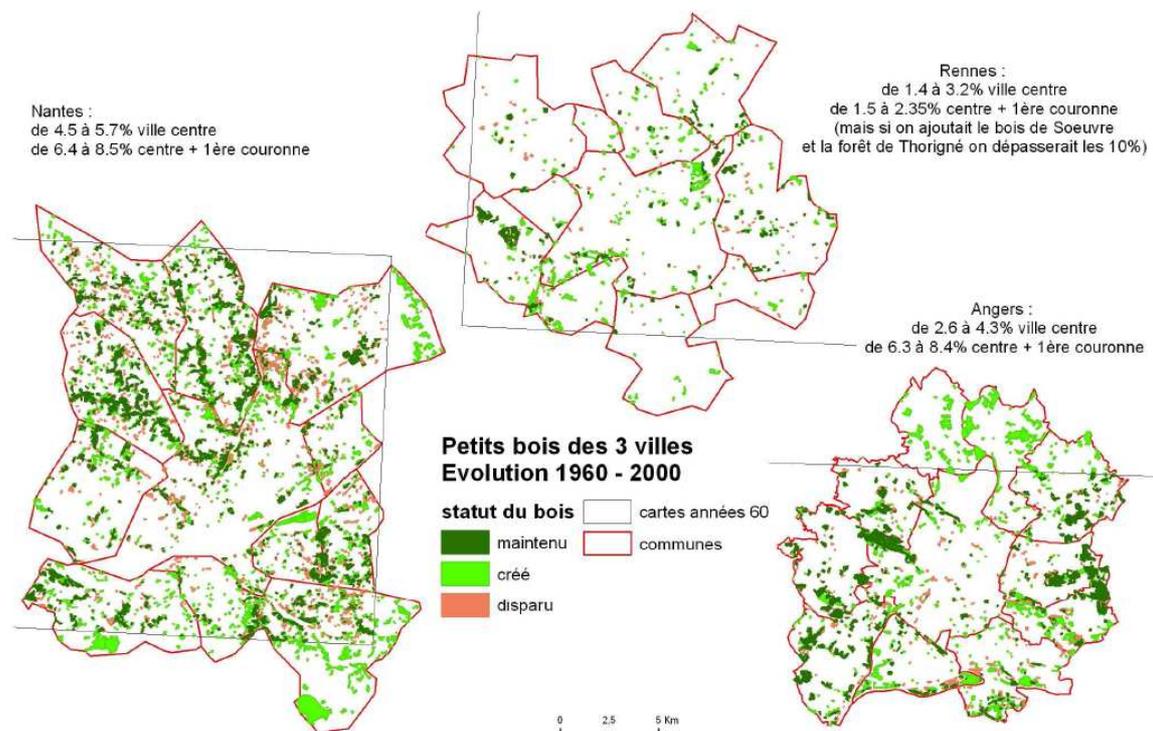


Figure 2 : Localisation des bois sur les trois métropoles et de leur évolution de 1960 à 2000 (à partir des cartes 1/25 000) ; les traits indiquent les secteurs où l'analyse de l'évolution des bois a été possible en raison de la disponibilité des cartes topographiques.

Rennes est la ville la moins boisée, avec 1,4% de son territoire dans les années 1960 et 3,2 % dans les années 1990. La ville centre y est plus boisée que ses communes limitrophes, alors que la tendance inverse est observée pour les deux autres villes (figure 3).

Les surfaces boisées ont très largement augmentées. En effet, entre les deux dates, le taux de boisement a augmenté d'un tiers pour les agglomérations d'Angers et de Nantes et de deux tiers à Rennes. Ceci est en lien avec la création de surfaces boisées plus ou moins grandes dans des

zones anciennement ou nouvellement urbanisées et l'abandon de vergers, l'enfrichement ou le boisement de terres agricoles et de zones humides. Ces tendances d'évolution vont dans le même sens que celles observées à l'échelle nationale ou dans d'autres études de territoires périurbains (part exemple en Provence calcaire, Roche et al. 2008).

Il faut souligner également que la dynamique des bois est finalement assez forte car en 2000 relativement peu de ces bois étaient déjà présent dans les années 60 (35% à Rennes au total, 45% à Nantes et 55% à Angers).

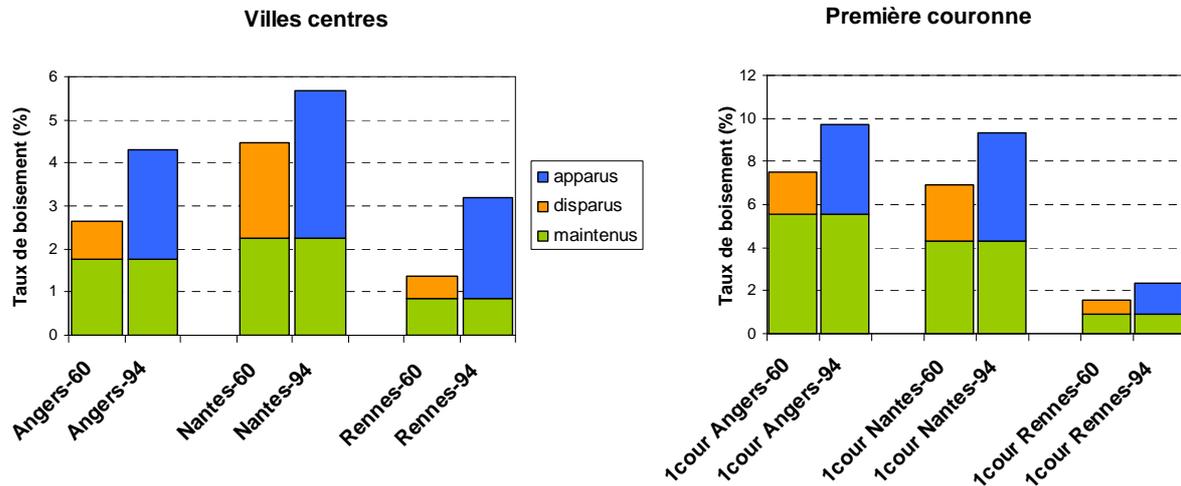


Figure 3 : Evolution des taux de boisement entre les deux dates sur les trois villes et les communes de leur première couronne

La disparition de surfaces boisées est répartie sur tout le territoire de chaque agglomération, en zone urbaine, périurbaine ou rurale. Nantes a subi le plus fort taux de déboisement, mais dans les trois villes ces surfaces ont été largement compensées par de nouveaux bois, en moyenne plus grands (figure 4).

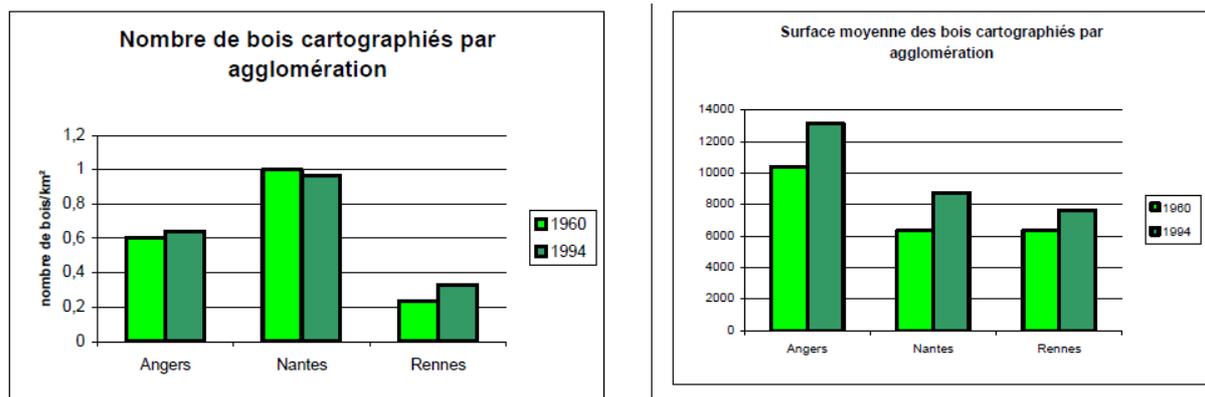


Figure 4 : Evolution des nombres et surface moyenne (en m<sup>2</sup>) de chaque bois entre 1960 et 2000 sur les trois agglomérations

Ce travail d'analyse de l'évolution du couvert arboré a également été réalisé à une échelle plus fine pour prendre en compte l'ensemble de la canopée telle qu'elle apparaît en photographies aériennes. En plus des bois, ce sont également les haies, arbres d'alignements, petit bosquets ou arbres isolés qui peuvent ainsi être intégrées à l'analyse.

Vingt zones, d'environ 0,5 km<sup>2</sup> ont alors été échantillonnées dans chaque agglomération en fonction d'un gradient d'urbanisation non pas lié à l'occupation du sol actuelle, mais à sa date d'urbanisation, en distinguant : des zones restées rurales depuis les années 1960, des zones urbanisées avant les années 1960, et des zones périurbaines urbanisées à deux périodes différentes, pendant les années 1960-70 ou pendant les années 1990-2000. Les espaces arborés ont été extraits sur chacune des zones (ou quartiers) à partir de photographies aériennes par classification automatique orientée objet, pour deux dates : début des années 1960 et 2000.

Les surfaces arborées évaluées à cette échelle plus fine varient de 10% (à Rennes en moyenne) à 15% (à Nantes). Leur évolution entre les deux dates montre également une augmentation importante de ces surfaces arborées, d'un tiers à Nantes et d'un peu plus de la moitié à Angers et Rennes.

#### **4. Analyse des démarches d'aménagement au regard des enjeux concernant les boisements**

L'objectif de cette partie est de retracer la prise en compte des espaces boisés dans les agglomérations d'Angers, Rennes et Nantes, au regard des documents d'urbanisme qui se sont succédés ces cinquante dernières années. Ce corpus correspond donc essentiellement à la production stratégique d'aménagement des différentes intercommunalités et portera d'abord sur les schémas directeurs d'aménagement et d'urbanisme (SDAU) et les schémas de cohérence territoriale (SCoT) :

- Angers : Schéma Directeur d'Aménagement et d'Urbanisme : 1976  
Schéma Directeur de la Région Angevine : 1996  
Schéma de Cohérence Territoriale du Pays Loire Angers : 2010 (arrêté du projet) / 2011 (approbation)
- Nantes : Schéma d'aménagement de l'aire métropolitaine Nantes-St-Nazaire : 1970.71.  
Schéma de cohérence territoriale Nantes-St-Nazaire : 2007.
- Rennes : Schéma Directeur d'Aménagement et d'Urbanisme : 1974. 1983  
Schéma Directeur : 1994  
Schéma de cohérence territoriale du Pays de Rennes : 2007.

Les plans d'occupation des sols (POS) les plans locaux d'urbanisme (PLU) produits dans ces agglomérations ont été également consultés, mais une analyse comparée de ces documents ne peut être conduite de manière systématique. D'abord, il n'est pas évident, de trouver trace de tous les plans d'occupation des sols (POS) pour les trois agglomérations. La plupart des communautés urbaines ne garde en mémoire que les documents encore en vigueur (années 1990). Pour remonter plus loin dans le temps, il faut s'adresser aux services des archives municipales ou départementales qui n'ont pas tous des fonds équivalents. De plus, le PLU d'Angers Loire Métropole élaboré en 2006 est pluri-communal, ce qui le rend difficilement comparable au PLU de Rennes et Nantes, eux communaux.

#### **Comparaison temporelle des documents : continuités et ruptures**

##### **Des éléments pérennes dans les discours de planification.**

L'organisation du discours des documents de planification est fortement comparable au fil du temps. C'est avant tout un regard porté sur des territoires métropolitains, i.e urbains et soucieux, quelle que soit l'époque, de leurs dynamiques économiques et démographiques. La question des

espaces naturels est alors seconde. Cette dernière est d'ailleurs relayée aux chapitres finaux des diagnostics aussi bien en 1970 que dans les années 2000.

L'autre élément du discours qui revient de manière symptomatique dans les rapports de présentation des documents d'urbanisme, est la question des grands équilibres entre espaces urbains et espaces naturels, et les tensions qui existent entre ces deux types d'occupation du sol. Nous remarquons en effet une lecture manichéenne des dynamiques paysagères relativement forte et pérenne : les espaces naturels sont loués et l'urbanisation décriée car facteur de leur fragilisation. Ainsi, nous pouvons lire dans le SDAM de Nantes-Saint-Nazaire que « *des paysages équilibrés et harmonieux commencent à souffrir des développements urbains souvent incohérents et agressifs* », qu'« *un environnement agréable est défiguré* », que « *des paysages calmes et équilibrés [sont] mis en danger par des développements urbains anarchiques* », et enfin qu'il y a une « *atteinte irrémédiable à certains paysages* ». Le même type de discours est observé à Angers, à travers le Schéma Directeur de 1973. « *La situation des rives et des coteaux reste très préoccupante. On assiste à un lent grignotage des sites les plus convoités (...)* ». Idem pour Rennes qui, en 1974, écrit ceci : « *la dernière conséquence de l'acceptation du libre jeu des tendances constatées serait la disparition progressive de l'ensemble de l'espace non-urbanisé dans le District (...)* ». La dualité du discours constatée dans les premiers documents de planification se retrouve aujourd'hui dans les Schémas de Cohérence Territoriale des trois intercommunalités, même si les propos sont souvent moins tranchés.

Enfin, un des grands axes du discours qui se maintient dans les documents de planification entre 1970 et aujourd'hui, est la description laudative faite des espaces naturels. Nantes, dans son SDAM vante ses « *paysages équilibrés et harmonieux* » et à travers son SCoT son « *cadre physique remarquable : mer, estuaire, fleuve, Erdre, Sèvre, Brière, les lacs, les marais, l'eau et la nature partout présente (...)* ». L'agglomération angevine en 1973 associe les vallées à « *la présence de sites de grande qualité* », et assure que « *la douceur du relief donne une grande importance à la végétation (haies, lignes d'arbres, arbres isolés...)* ». En 1996, nous retrouvons le même leitmotiv : « *Des paysages portent [l'] image [du territoire] et sa notoriété comme la vallée de la Loire, les Basses Vallées Angevines ou les coteaux viticoles* ». Rennes, en 2007, lie explicitement espaces naturels et qualité du territoire : « *Un territoire de qualité [titre du chapitre], un paysage à dominante agricole et naturelle [sous-titre]* ». Les espaces naturels participent de tout temps, semble-t-il, à la qualité du cadre de vie. Cette notion de cadre de vie se manifeste dès les années 1970, au travers des premiers documents d'urbanisme.

## **Déplacement de l'économie à l'écologie**

Les différents documents de planification semblent avoir, dans les grandes lignes, des discours comparables. Dans le détail, ils témoignent cependant de singularités propres au temps dans lequel ils s'inscrivent. Ainsi, bien que les territoires demeurent fortement urbains, des préoccupations nouvelles se développent à l'endroit des espaces naturels et notamment boisés, et cela se manifeste au travers des exposés des documents d'urbanisme. Le fait le plus prégnant est sans doute le passage de logiques quantitatives à des considérations plus qualitatives pour les boisements, qui outrepassent alors leur simple fonction récréative. Cette évolution formelle ne vient pas seule, elle suit le mouvement des valeurs associées à la nature. Il y a en effet au fil des ans, des changements de regard sur l'intérêt porté aux espaces naturels, changements souvent liés à l'émergence de nouveaux enjeux (Figure 5).

Les espaces boisés ont toujours été investis d'enjeux multiples. Ces derniers, bien qu'ayant évolué, ont toujours été matérialisés par la reconnaissance de trois grandes fonctions – paysagère, récréative, économique puis écologique – fonctions que l'on pourrait associer à un triptyque. Les valeurs paysagères et de loisirs sont certainement les valeurs inhérentes aux boisements les plus pérennes ; elles ont invariablement été reconnues à travers les documents de planification des trois agglomérations.

Le triptyque a cependant évolué au fil du temps. En 1970, on attribue aux espaces boisés un rôle économique en plus des fonctions récréatives et paysagères. Les responsables estiment en effet qu'il y a un intérêt à développer le système forestier et donc les massifs boisés. Il faut bien comprendre ici que nous sommes encore dans un mode de pensée hérité de l'après-guerre, où l'idée dominante est de dynamiser la filière forêt-bois mise à mal ou présentant un intérêt économique encore limité (B. Boutefeu, 2007). Au fil des ans, cet objectif économique s'efface quelque peu et, à partir des années 1980-90, une valeur écologique associée aux espaces boisés se manifeste. L'agglomération de Rennes est la première à reconnaître le potentiel écologique des espaces boisés. « [Les boisements] jouent un rôle de régulateur climatique, constitue un espace vital pour les plantes et les animaux sauvages, fournissent du bois... » (SDAU, Rennes, 1983). Puis cette idée transparait dans les contenus de tous les documents de planification.

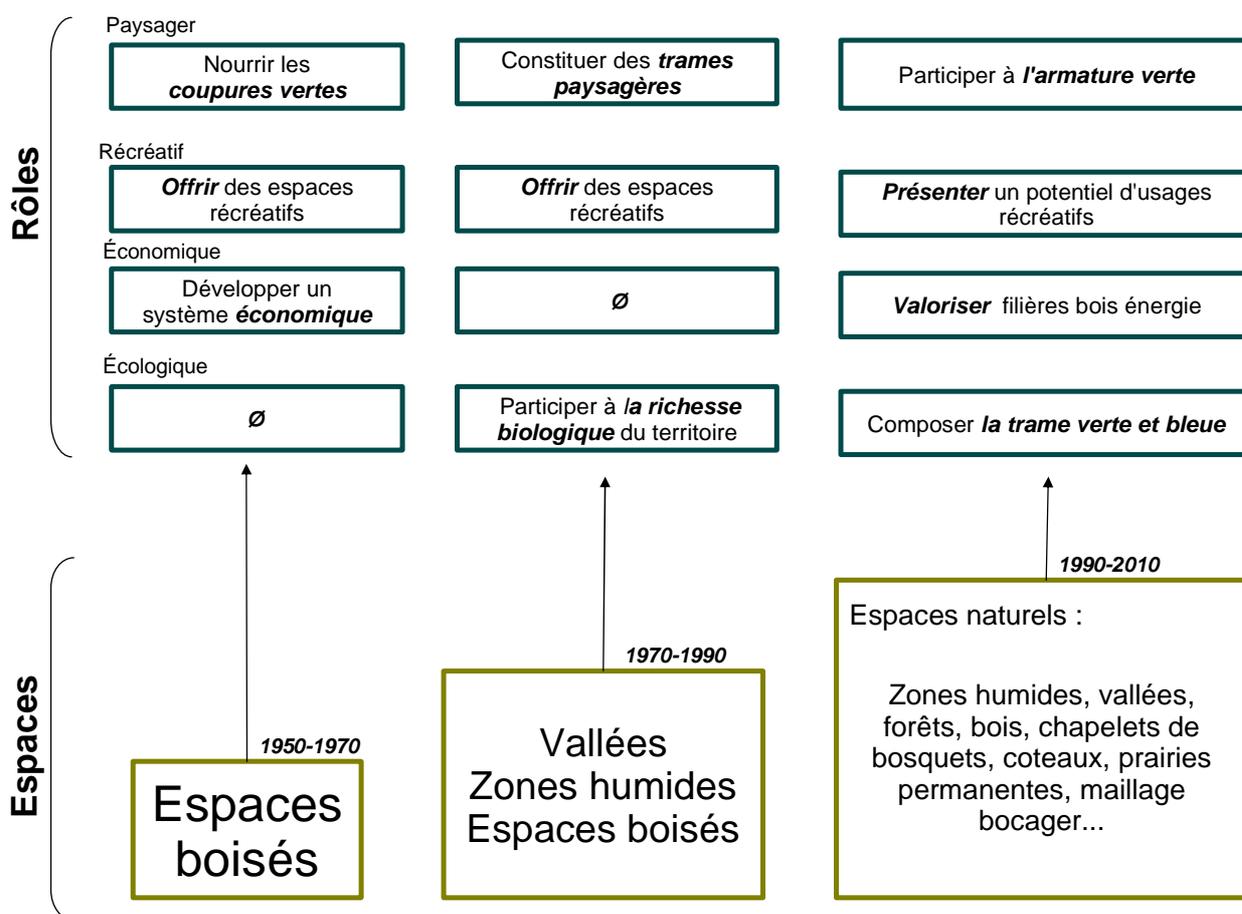


Figure 5 : Schéma retraçant l'évolution de l'intégration des boisements et des objectifs associés dans les documents d'urbanisme.

Il est à propos de s'intéresser au contexte et à la mécanique qui permettent d'expliquer l'émergence du rôle écologique des espaces boisés dans les documents de planification. Il faut rappeler que c'est dans les années 1970 que l'environnement entre dans le débat politique. De nombreuses associations locales insistent alors sur les fonctions écologiques des espaces naturels, par exemple le bocage valorisé pour son rôle de brise-vent, de régulateur d'humidité et d'écoulement des pluies. Certains boisements sont également considérés comme des espaces porteurs de richesse et de diversité écologique, mais cela ne comprend pas la forêt dite cultivée, vue à l'inverse comme néfaste pour l'environnement. L'argumentaire écologique s'est construit, à

ses débuts, comme un réquisitoire contre la forêt de production. Aussi, à mesure que la pensée écologique gagne du terrain, l'enjeu économique associé aux boisements en perd. Les thèses écologistes ont donc bouleversé une certaine logique économique productiviste d'espaces boisés ; dans le Grand Ouest sans doute encore plus facilement qu'ailleurs, puisque la région n'affiche pas de véritable tradition sylvicole. Le fait est qu'on retrouve cette mécanique de construction de la valeur écologique au travers des documents de planification, supports de tendances politiques et sociales. Rennes, en 1983, accuse « *l'industrialisation [de conduire] à un appauvrissement écologique* ». De la même manière, le Schéma Directeur de la Région Angevine de 1996, porte un regard négatif sur les peupleraies : « *Outre les modifications profondes des biotopes, les plantations [de peupliers] créent des écrans qui altèrent la vision du paysage, et modifient l'écoulement des eaux d'inondation (...) Il est proposé des actions de reboisement d'essences « nobles », assorties de formations spécifiques des agriculteurs* ». Les documents les plus récents font cependant état d'une possible entente entre valeur écologique et économique pour les boisements, en avançant l'idée de développer la filière-bois comme source d'énergie alternative. Pour Rennes, cela se manifeste dès 1983 : « *le bocage sera réhabilité dans les secteurs les plus dégradés. Les possibilités d'insertion du bocage dans le circuit économique sont à rechercher (production de bois d'œuvre ou de chauffage)* ». Pour Angers et Nantes, c'est au travers des SCoT que nous pouvons percevoir cette idée : « *Malgré tout, la peupleraie a une rentabilité économique. Le développement de la filière-bois (bois-énergie notamment) pourrait toutefois relancer sa production ou impulser la culture d'autres ligneux à croissance rapide (aulnes) sur le même type de parcelle* » (SCoT, Pays Loire Angers, 2010), « *Faciliter l'utilisation des énergies renouvelables : le solaire : thermique et photovoltaïque, le bois énergie, la géothermie (pompe à chaleur), l'éolien.* » (in DOG, SCoT, Nantes-Saint Nazaire, 2007).

La question des valeurs et fonctions des espaces boisés ne saurait être complète sans évoquer l'ordre d'importance que cela implique. En effet, une même recommandation, à savoir protéger et augmenter les surfaces boisées, ne va pas répondre aux mêmes objectifs au fil du temps. En outre, le passage d'objectifs économiques à des objectifs écologiques entraîne une modulation des justifications associées à la démarche dans le discours. Quand l'intention était de combler le déficit et développer le système forestier, l'idée était de pouvoir à terme proposer des espaces de loisirs. Cet objectif récréatif, devenu premier entre 1970 et 1990, est aujourd'hui considéré comme secondaire face à l'impératif écologique. La difficulté de l'analyse est de bien dissocier les objectifs premiers des objectifs seconds. Proposer une hiérarchie qui soit juste est complexe tant les responsables veulent faire la preuve d'une démarche intégrée de leur stratégie d'aménagement. La planification doit en effet aujourd'hui respecter les principes du développement durable et faire qu'un projet réponde à la fois à des préoccupations sociales, économiques et écologiques. Aussi, à mesure de s'adapter à ces nouvelles exigences, le discours estompe petit à petit la gradation des enjeux auxquels est censé répondre un projet.

### **Du sectoriel au global, du fonctionnalisme à la multifonctionnalité**

Il apparaît que de multiples fonctions sont reconnues aux espaces boisés dès les années 1970. Cependant, il ne faut pas y voir là l'expression d'une multifonctionnalité effective de l'espace. En effet, même si les boisements répondent alors à différents enjeux, c'est de manière générale, et à y regarder de plus près nous comprenons que ce sont des ensembles boisés spécifiques qui assurent unilatéralement certaines fonctions. Il est important de noter l'utilisation du mot lieu plutôt que celui d'espace comme détermination d'une fonction. Ainsi, certains espaces boisés sont aménagés en espaces de loisirs, d'autres participent des coupures vertes quand quelques uns sont exploités pour leur bois, mais un même espace, dans les années 1970, remplit rarement ces trois fonctions. Cet état des choses est en partie le fait de la forte sectorisation d'alors.

A partir des seconds Schémas Directeurs, i.e des années 1980-90, s'exprime une vive critique à l'encontre du fonctionnalisme. « *Le SDAU, relayé par les plans d'occupation du sol (P.O.S), a opéré un*

*zonage par mono-activités du territoire et défini à travers lui son image future* » (SDRA, Angers, 1996). Le schéma directeur de Rennes en 1994 évoque la rigidité du zonage du SDAU de 1983. En parallèle, l'entrée sur scène de l'écologie, invite à penser le territoire de manière systémique et non plus cloisonnée, et de reconnaître ainsi qu'un même espace et même lieu est porteur de différentes fonctions. Cette idée va être rendue possible par la mise en place de politiques de moins en moins sectorielles à l'échelle des communautés d'agglomération. Ces dernières se voient dotées au fil des ans de compétences de plus en plus larges, comprenant aujourd'hui la protection et la mise en valeur de l'environnement et du cadre de vie. Pour les communautés d'agglomération, cette compétence est facultative mais a pourtant été choisie par Rennes et Angers ; pour Nantes, seule communauté urbaine, elle est obligatoire. Ainsi, les trois agglomérations peuvent intégrer à la réflexion urbaine et aux documents de planification des projets liés aux espaces naturels. C'est ainsi par exemple que les politiques de boisements dépendent aujourd'hui des collectivités territoriales et ne sont plus strictement outil de filière économique. En 2010, Julie Bertrand soutient l'idée suivante : « *[Les collectivités] trouvent des fenêtres d'opportunité en s'emparant d'une politique classiquement sectorielle et en remplaçant la forêt dans l'organisation spatiale de leur territoire et leurs projets de développement. La montée en puissance de thèmes comme les puits de carbone, la protection des captages d'eau potable et la constitution de trames vertes et bleues laissent présager un positionnement croissant des collectivités sur les actions de boisements* » (Bertrand, 2010).

L'entrée sur scène de l'écologie dans le monde de l'aménagement urbain est particulièrement intéressante en ce sens qu'elle a redéfini les compétences des collectivités territoriales. Aujourd'hui celles-ci sont en capacité, si elles le souhaitent, d'agir sur des questions environnementales ou de cadre de vie. En outre, les préoccupations écologiques ont eu pour effet de favoriser l'émergence d'une pensée systémique et multifonctionnelle. La multifonctionnalité reconnue des espaces naturels et boisés invite alors à ne plus se représenter une fonction arrêtée pour un espace et un objectif unique par projet. Cette évolution des modes de réflexion implique en parallèle un changement de notions, souvent reflets d'une conception en un temps T, des projets. Or ces derniers doivent pouvoir à présent intégrer de nombreux espaces et répondre à des objectifs pluriels.

Au fil du temps et à mesure que le discours sur l'écologie se construit, de plus en plus d'espaces naturels sont reconnus pour leur valeur écologique dans les documents de planification. Dans un premier temps, les préoccupations environnementales, si tant est qu'il y en ait, sont imperceptibles, et la protection des espaces naturels s'organise surtout selon une logique de sites dits remarquables. Toujours est-il que certains espaces sont déjà identifiés comme fragiles et essentiels au territoire, ce sont les zones humides et les espaces boisés.

A partir des années 1990, les documents d'urbanisme ne font plus référence aux sites mais aux milieux naturels, alors dits sensibles ou d'intérêt écologique. Cette dénomination inclut alors des zones humides et certains espaces boisés, mais également d'autres milieux qui participent de la richesse écologique du territoire. Les espaces boisés n'apparaissent alors spécifiquement, mais en tant que partie des milieux naturels.

## **Comparaison entre les trois villes, similarités et spécificités**

### **Regards sur le paysage et intégration des espaces boisés**

Les agglomérations de Nantes, Rennes et Angers sont présentées dans les documents de planification plus ou moins selon les mêmes caractéristiques. Sont mis en avant systématiquement l'aspect métropolitain des territoires ainsi que les dynamiques économiques et démographiques qui les déterminent.

Ces trois agglomérations se distinguent par contre plus fortement lorsqu'elles sont amenées à évoquer de manière sensible les espaces naturels et a fortiori les paysages qui caractérisent leur territoire. Cet état de fait est induit par la référence même au paysage, concept qui se réfère à l'existence géographique d'un espace mais aussi la perception globale d'une étendue. Or les trois villes ne présentent pas le même cadre physique et surtout n'ont pas une perception unifiée des paysages qui sont les leurs. Ainsi, à la lecture des SCoT, nous pouvons souligner la singularité des regards que porte chaque agglomération sur son territoire. Nantes-Saint-Nazaire communique beaucoup sur la donnée hydrographique (et en particulier la Loire) dont il fait un élément clé. A Angers, huit entités paysagères sont inventoriées et décrites, ce qui produit un discours plus diversifié, au travers duquel il n'est pas évident de distinguer l'élément naturel le plus reconnu. Enfin pour le Pays de Rennes, le paysage référence est tout autre et repose sur l'image d'une ville-campagne et sur la figure du bocage.

Si les trois agglomérations ne s'accordent pas sur ce qui fonde leurs paysages et ce qui fait la force de leur territoire, elles portent pourtant un regard proche sur les espaces boisés. Ces derniers sont en effet reconnus, dans les documents de planification de Nantes, Angers et Rennes, comme des espaces à la fois peu présents et morcelés sur le territoire.

Il faut reconnaître qu'il n'y a là rien d'étonnant, puisque, et c'est à la base même de notre étude, les trois agglomérations s'inscrivent dans des territoires où les taux de boisements sont faibles (par rapport à la moyenne nationale) et du même ordre. Au-delà de l'homogénéité des chiffres et des affinités du discours, il subsiste cependant quelques disparités entre agglomérations dans l'appréciation des espaces boisés. Nantes semble par exemple avoir des difficultés à dissocier les boisements de la donnée hydrographique. Ils apparaissent ou se devinent derrière l'évocation d'espaces liés à l'eau ; nous trouvons ainsi l'idée de « *milieus associés aux zones humides et aux vallées* » (SCoT, Nantes Saint-Nazaire, 2007) ou encore de surfaces boisées « *qui suivent le plus souvent les fonds de talweg et les abords du réseau hydrographique* » (PLU, Nantes, 2007). La représentation graphique assumée par les documents de planification de Nantes exprime cette même association. Le premier Schéma Directeur nantais propose ainsi une cartographie de l'« *hydrographie [et des] principales zones boisées* » (SDAM, Nantes-Saint-Nazaire, 1970), quand le plan local d'urbanisme actuel affiche une carte intitulée « *coulées vertes et boisements* ».

Pour Angers, les espaces boisés sont plutôt considérés comme reliques d'une nature passée (Boutefeu, 2007) ou traces d'une forme d'agriculture révolue. On reconnaît l'existence faible des « *massifs forestiers dans un territoire (...) plus marqué par l'arbre que par la forêt, [et des] secteurs de bocage et haies structurantes plus ou moins denses* » (PLU, Angers Loire Métropole, 2006).

Rennes par contre se démarque de ses consœurs de l'Ouest dans la manière de présenter les espaces boisés. Pour commencer, ceux-ci sont invoqués par des termes marquant leur importance numérique : « *prégnance* », « *massifs forestiers* », « *massifs imposants* » (SCoT, Pays de Rennes, 2007). Mais les boisements ont en outre une valeur esthétique et identitaire pour le Pays de Rennes. Les forêts du Nord-Est du territoire sont ainsi recensées sur la carte des « *Ensembles remarquables (paysage et patrimoine urbain)* » du Schéma de cohérence territoriale. Il faut ajouter à cela la démarche de valorisation du bocage affichée dans les documents de planification de Rennes. Nous pourrions avancer l'idée d'une vision patrimoniale des espaces boisés partagée par les responsables rennais (B. Boutefeu, 2007). Il faut préciser ici que si Rennes apparaissait dans la partie précédente comme la ville la moins boisée des trois étudiées, c'est aussi lié au fait que l'analyse se soit limitée à la première couronne de la ville, et n'intègre pas un massif forestier majeur (la « Forêt de Rennes ») un peu plus loin au nord-est de la ville. C'est en particulier à cette forêt domaniale que font références ces citations.

## **Formulation des projets de coupures vertes**

Derrière un discours globalement similaire et une même approche dans la présentation des territoires, chaque agglomération a sa propre identité et ses espaces naturels n'ont pas tous des

valeurs équivalentes d'une intercommunalité à l'autre. Cet état de fait explique en partie un autre phénomène : la manifestation de nuances dans la conception et l'application des projets de paysages.

Concernant la préservation des espaces naturels et des paysages, il faut admettre qu'à la fois Angers, Rennes et Nantes font état d'un « même » projet dit de coupures vertes. L'idée commune aux trois agglomérations est de contenir l'urbanisation par la délimitation d'espaces naturels voulus pérennes, ou, selon une autre formulation, de préserver des espaces de nature par la régulation du développement urbain.

Les projets de « coupures vertes » ne sont pourtant pas aussi équivalents qu'il n'y paraît et se distinguent, dans le détail, les uns des autres. Nous observons à la fois une différence de dénomination des projets : coupures, ceintures, pénétrantes, interfaces vertes..., mais aussi des variations de fond, témoins de l'effet de lieu des démarches d'aménagement. Commençons par Rennes. L'agglomération se définit comme la « *ville-archipel* » par excellence, investie dans une dynamique ancienne de « *ceintures vertes* » (SCoT, Pays de Rennes, 2007). L'usage du mot ceinture est porteur de sens, il nous renseigne à la fois sur l'aspect formel du projet et le parti pris des aménageurs rennais. Le fait de ceinturer suppose un dedans et un dehors, un plein à border de vert. Or c'est précisément l'ambition du Pays de Rennes qui entend consolider une centralité agglomérée dense et proposer, aux lisières, de vastes espaces naturels préservés du mitage. Qu'en est-il dès lors du vert exigé dans ses ceintures ? D'après le Projet d'Aménagement et de Développement Durable (PADD) du SCoT, il s'agit d'une « *trame d'espaces naturels, agricoles et des vallées* ». Les espaces boisés appartiennent de fait à cette catégorie et apparaissent dans un croquis présenté dans ce même document, illustrant l'écrin paysager souhaité autour de chaque commune.

Rennes semble avoir un projet de « ceintures vertes » assez abouti dans la mesure où les outils à même de les conforter sont clairement identifiables : des « *limites paysagères de développement* » à respecter ; des « *espaces de respiration* » à préserver entre communes ; des « *directions d'urbanisation* » auxquelles se conformer, et enfin et surtout, des « *champs urbains* » à constituer (*in* DOG, SCoT, Pays de Rennes, 2007). Ces derniers donnent une réelle consistance au projet et une épaisseur matérielle aux ceintures vertes. Celles-ci sont plus ou moins étendues, balisent tout le tour de l'agglomération et surtout sont d'ores et déjà délimitées, et ce à la parcelle.

Les documents de planification de Nantes-Saint-Nazaire ne proposent pas un projet aussi précis et structuré. Le principe de « coupures vertes » est affiché mais la réalité du concept est vague. La vocation de ces espaces semble être agricole puisqu'on laisse entendre que les coupures sont des zones d'agriculture définies comme pérennes et non ouvertes à l'urbanisation. L'idée est en effet d'« *assurer le maintien et la lisibilité de coupures vertes agricoles, notamment entre les villages, les bourgs pour contenir l'étalement urbain* » (SCoT, Nantes-Saint-Nazaire, 2007). Il est curieux pourtant de constater que sur la carte intitulée « *Préserver un territoire agricole pérenne. Maîtriser l'extension de l'urbanisation* » (*in* PADD, SCoT, Nantes-Saint-Nazaire, 2007), le concept de coupures vertes n'apparaît pas pour qualifier le symbole fléché dont l'objectif est la maîtrise de l'urbanisation.

La confusion est renforcée par l'émergence dans le document d'orientations générales du « *principe de coupures vertes d'échelle métropolitaine* », dont l'objectif serait d'éviter les continuums urbains. Rien n'est alors indiqué sur la nature ou la vocation de ces espaces sinon de n'autoriser aucun bâti. Difficile alors, à travers ces documents, d'entrevoir la matérialité des coupures vertes espérées. Leurs épaisseur et contours sont très flous puisqu'elles sont toujours représentées cartographiquement par des linéaires fléchés ; leur composition est également très vague. Il est certain que les espaces agricoles jouent un rôle important dans ces coupures vertes, mais qu'en est-il des autres espaces naturels ? Les espaces boisés sont-ils intégrés à la démarche ? Le document ne permet pas répondre à la question, nous pouvons simplement relever le fait que le projet de « *création d'espaces boisés périurbains [entend] (...) participer à la maîtrise de l'urbanisation* » (*in* État initial de l'Environnement, SCoT, Nantes-Saint-Nazaire, 2007).

Le cas de l'agglomération angevine est encore un peu différent. Plusieurs éléments du discours appellent à des espaces de respiration entre les entités urbaines, et en premier lieu l'idée d'une organisation multipolaire du territoire. Certaines illustrations figurent clairement le refus de continuum urbain et *a fortiori* l'engagement de préservation d'espaces naturels. Pour atteindre cet objectif, il est question de renforcer les pénétrantes et les interfaces vertes qui composent elles-mêmes l'armature verte et bleue du territoire. Le choix des concepts n'est ici pas anodin ; il est le fait de la géographie même d'Angers, site de confluence traversé par un axe schisteux, et par une volonté de contact entre l'urbain et le naturel. Le mot interface est en effet synonyme de ligne de contact entre deux ensembles distincts tandis qu'une coupure traduit l'absence d'interactions. Or l'agglomération angevine souhaite se défaire de l'idée de « *coupures vertes figées [et imagine plutôt une] armature [qui] pourra comporter des vocations diverses : naturelle ou agricole, mais aussi récréative* » (in PADD, SCoT, Pays Loire Angers, 2010). A l'inverse de Nantes, qui a du mal à formuler ses attentes quant à son projet de coupures, Angers espère beaucoup de son armature verte. La multifonctionnalité affichée donne à voir un projet riche et dans le même temps dont il est difficile de cerner les contours. La question est notamment celle des différences entre armature et trame verte et bleue à visée écologique, surtout lorsqu'on adjoint à l'armature des rôles « *écologique, économique, paysager, culturel et social* » (in DOG, SCoT, Pays Loire Angers, 2010). Toujours est-il que le projet se construit sur des espaces divers et pluriels, parmi lesquels les espaces boisés.

Il y a un effet de site certain dans la construction de ce qu'on pourrait appeler la charpente paysagère des agglomérations, et la détermination d'outils à même de la rendre opérationnelle.

### **Reconnaissance de la valeur écologique des boisements**

Les espaces boisés sont reconnus, dans les documents de planification des trois agglomérations, comme des milieux naturels potentiellement riches en biodiversité et ont, à ce titre, une valeur écologique certaine. Celle-ci est confirmée par la prise en compte des boisements dans différents inventaires. L'agglomération angevine affirme de la même manière que les espaces boisés « *constituent indéniablement des réserves de biodiversité* ». Toutefois ce large assentiment dans les documents d'urbanisme actuels ne reflète pas les écarts de temps entre les agglomérations, dans la prise en compte de la thématique environnementale. Rennes sur ce sujet est bien plus avancé que ses consœurs de l'Ouest, puisque dès 1983 l'agglomération fait montre de préoccupations écologiques pour son territoire. Ainsi, dans son Schéma Directeur de l'époque, les personnes en charge du document développent un chapitre sur la fonction écologique de l'espace rural, et ne trouvent « *pas inutile de rappeler l'importance de milieux de vie sauvage [comme le bocage, les boisements et les zones humides], qui constituent [une] richesse écologique* ». Angers intègre cette question dans son Schéma Directeur de 1996 ; quant aux plans d'occupation des sols de la région angevine de la fin des années 1970 au début des années 1980, aucun ne porte de discours écologique. La protection des espaces naturels est alors pensée en rapport à l'esthétique de certains paysages ou à l'espace de réservation qu'ils représentent pour un futur équipement.

Pour finir, il est important de souligner le fait que chacune des agglomérations aborde la question écologique différemment. Les territoires ont des problématiques environnementales spécifiques dont les documents de planification sont le reflet. Ainsi Rennes axe son discours sur le bocage. Élément essentiel du paysage du Bassin de Rennes, il participe de l'équilibre écologique de l'espace rural et « *assure [notamment] une régulation de l'humidité et de l'écoulement des eaux de pluie...* » (SDAU, Rennes, 1983). La réhabilitation du bocage est un objectif fort pour Rennes, car c'est la marque même de la tradition agricole du territoire, et sa préservation garantit en partie une meilleure qualité des eaux, chose importante pour le territoire rennais. A Angers et Nantes, le discours est orienté vers les zones humides. Celles-ci sont au fondement de leur territoire respectif et sont reconnues comme riches au regard de la biodiversité. Les zones humides sont d'ailleurs identifiées comme porteur de « *la richesse écologique principale de la région angevine* », quand les massifs forestiers dans le même temps « *restent d'un niveau biologique moindre en raison du caractère exceptionnel des zones humides* » (SDRA, Angers, 1996).

Les projets d'aujourd'hui relatifs à l'écologie sont d'apparence semblable pour les villes de Rennes, Nantes et Angers. L'objectif premier annoncé est de « *préserver la biodiversité des milieux* » (PLU, Angers Loire Métropole, 2006). Rennes espère du SCoT qu'il « *[mette] un frein à l'érosion des espaces naturels et de la diversité biologique (biodiversité)* » ; la métropole de Nantes Saint-Nazaire entend faire « *de la protection de la biodiversité une priorité.* » (SCoT, Nantes Saint-Nazaire, 2007).

Pour conclure, nous pouvons dire que les agglomérations de Nantes, Rennes et Angers pensent globalement de la même manière l'écologie sur leur territoire. Certains milieux sont définis comme riches au regard de leur biodiversité, et de fait appelés à être protégés ; d'autres sont reconnus comme essentiels car ils composent des connexions écologiques entre espaces naturels. Pour autant, les trois villes ne conçoivent pas les mêmes projets dans leur document d'urbanisme. Certaines élaborent des trames vertes quand d'autres se concentrent sur la protection de connexions écologiques. Ces notions sont le produit d'effet de lieu, de micro-temporalités ou encore des volontés politiques des responsables en charge de l'élaboration des documents de planification. Cependant, l'intitulé du projet de chacune des intercommunalités ne reflète pas nécessairement la réalité et l'essence même de la démarche, dont la vocation est alors plus ou moins « écologique ». Enfin, si Angers se démarque aujourd'hui de Rennes et surtout de Nantes par la caractérisation de noyaux de biodiversité remarquable, de noyaux complémentaires et de liaisons écologiques, nous pouvons formuler l'hypothèse que les Schémas de Cohérence Territoriale à venir afficheront tous un discours semblable, du fait de l'application des lois Grenelle sur les trames vertes et bleues.

## **5. Caractérisation de la biodiversité des bois en relation avec le développement de la ville**

Après cette analyse des discours de planification, il importe maintenant d'évaluer la biodiversité qui peut effectivement être présentes dans les boisements et sa relation avec le développement urbain. Différents travaux ont déjà pu évaluer l'influence de l'urbanisation sur la biodiversité des habitats boisés (Croci 2007, Vallet et al. 2008, Daniel et al. 2011). Ces travaux portaient essentiellement sur des habitats peu ou pas gérés afin de favoriser la mise en évidence de l'influence du gradient ville – campagne. Cependant, l'intégration des boisements dans les démarches d'aménagement des agglomérations urbaines porte très largement sur leurs possibilités d'usages récréatifs, comme cela a été montré dans la partie précédente analysant les documents d'urbanisme. Ce type d'usage s'accompagne d'aménagement et de pratiques de gestion plus ou moins intense, portant principalement sur la végétation herbacée au sol et sur les arbustes de sous-bois (Hedblom & Söderström 2008, Heyman et al. 2011). Pour permettre d'évaluer les capacités d'accueil de biodiversité de ces espaces dans le cadre du développement urbain, il est alors indispensable d'évaluer également l'influence des pratiques de gestion sur la biodiversité. L'objectif de cette partie est donc d'évaluer l'influence des facteurs anthropiques, et plus particulièrement la position le long du gradient ville – campagne et l'intensité de gestion du sous-bois sur la biodiversité des bois.

### **Comparaisons des richesses de l'avifaune et de la flore**

Un échantillonnage de 62 bois (nommés ainsi par la suite, mais pouvant aussi correspondre à des parcs boisés) a été réalisé sur les trois agglomérations de Angers (21 bois), Rennes (22) et Nantes (19). Les bois ont été choisis pour permettre une répartition entre les trois villes et le long des gradients d'urbanisation et d'intensité de gestion. La surface des boisements est en moyenne de 1,5 ha et varie de 0,4 ha à 3,9 ha. Les bois humides ou présentant une gestion horticole intensive

(et ne permettant pas le développement de végétation spontanée) ont été exclus de l'échantillonnage.

La biodiversité y est évaluée à partir de deux groupes taxonomiques : l'avifaune et la flore. L'avifaune est évaluée à partir de points d'écoute, situés au centre du bois et permettant de recenser les oiseaux dans un rayon de 100m. Un parcours de l'ensemble du bois permet de réaliser un relevé exhaustif de la végétation, ainsi que certains autres paramètres environnementaux locaux qui serviront à l'évaluation de l'intensité de la gestion. Des précisions méthodologiques sont présentées en annexe 1.

Plutôt qu'aboutir à des seules listes d'espèces, l'enjeu est bien de comprendre leurs caractéristiques biologiques qui vont être sélectionnées ou favorisées en contexte urbain. Différents groupes d'espèces ayant des caractéristiques écologiques en communs ont alors été constitués pour évaluer leur relations avec les facteurs d'anthropisation.

Concernant l'avifaune, ces groupes fonctionnels portent sur le régime alimentaire et l'habitat de nidification (Hollom 1988) ainsi que sur la typologie élaborée par le MNHN indiquant la spécialisation aux habitats. Concernant la flore, une première distinction porte sur l'origine biogéographique des espèces, séparant les espèces exotiques des espèces indigènes. Parmi les espèces indigènes, trois groupes ont été élaborés (à partir de la Flore de France de Fournier, 1947, voire annexe 1 pour plus des précisions) en fonction du degré de spécialisation des espèces aux habitats forestiers : espèces forestières spécialistes, espèces forestières généralistes, espèces on forestières.

Trente-sept espèces d'oiseaux ont été relevées, ce qui correspond à une richesse moyenne pour ce type de milieu (Crocì et al. 2008). Il s'agit d'espèces largement communes : 13 sont des espèces forestières, 12 sont généralistes, 9 sont associés aux espaces bâtis et 3 aux espaces agricoles (voir les détails en annexe 2).

Concernant la flore, ces bois, même de taille modeste peuvent héberger une biodiversité particulièrement riche puisque, au total, 535 taxons ont été recensés, se répartissant entre 235 taxons ligneux et 300 herbacés. Une majorité des espèces ligneuses sont d'origine exotique (168), traduisant le caractère horticole de certains espaces. Les espèces ligneuses sont donc largement plantées. Les espèces herbacées relevées dans l'échantillon sont par contre spontanées. Parmi elles, 7% sont d'origine exotique (mais non plantées), et les indigènes se répartissent selon leur affinité au milieu forestier ainsi : 14% forestières spécialistes, 38% forestières généralistes et 41% non forestières. D'autres travaux ont pu également montrer la richesse de ces habitats en contexte urbain (par exemple Cornelis et Hermy 2004).

Ces deux groupes taxonomiques, couramment étudiés en contexte urbain et périurbain (ex : Sullivan & Sullivan, 2006), présentent *a priori* des réponses complémentaires aux caractéristiques environnementales. Il est connu dans la littérature que les corrélations entre richesse spécifique de taxons indicateurs et richesse totale varient selon les taxons choisis, selon la zone géographique mais aussi et surtout selon l'échelle d'étude (Hess et al., 2006). Les inventaires réalisés dans le cadre de cette étude montrent que ces deux groupes taxonomiques correspondent finalement à des évaluations bien différentes de la biodiversité puisque leurs richesses (totales, mais également entre les groupes fonctionnels) ne sont pas du tout corrélées (aucune « tendance » ne peut même être dégagée car les coefficients de corrélations sont très proche de 0). Les travaux en écologie urbaine comparant plusieurs groupes taxonomiques sont relativement rares, mais montrent souvent des réponses assez différentes selon les groupes (Angold et al. 2006, Crocì et al. 2008). Des outils opérationnels d'évaluation de la biodiversité de ces milieux reste donc une tâche complexe à mettre en œuvre, de même que la mise en relation directe avec les perceptions et représentations des citoyens.

Par ailleurs, la plupart des espèces inventoriées sont communes aux trois villes : 30 des 37 espèces d'oiseaux, et plus de 80% de la flore (dont la fréquence est supérieure à 10%) ont été observées dans les trois villes. Les comparaisons des richesses des groupes fonctionnels ne montre pas non plus de différences entre les trois villes. Ce résultat s'explique par la proximité biogéographique entre les trois villes et permet de confirmer notre cadre de comparaison écologique.

### **Analyse des relations avec les facteurs d'anthropisation**

Les richesses des bois en plantes et oiseaux sont alors mises en relation avec les variables environnementales suivantes :

- intensité de gestion      facteur synthétisant différentes variables relevées sur le terrain et traduisant l'intensité de gestion des strates herbacées et arbustives des sites (issu d'une ACP)
- fréquentation            linéaire de chemins aménagés (relevés sur le terrain)
- surface                     aire du bois
- taux d'urbanisation      indicateur du gradient ville campagne correspondant au taux de surfaces imperméabilisées (bâti et voiries) dans une zone tampon de 500m autour des bois (et calculé à partir de la BD topo IGN)
- taux de boisement        indicateur de connectivité correspondant au taux de boisements dans une zone tampon de 500m autour des bois (et calculé à partir de la BD topo IGN)

Tableau 2 : Corrélations entre les variables environnementales et les richesses en oiseaux associés au bâti et cavernicoles (\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$  ; ns : non significatif)

<b>Variables environnementales</b>	<b>Richesse en espèces associées au bâti</b>	<b>Richesse en espèces cavernicoles</b>
<b>Intensité de gestion</b>	ns	0,29*
<b>Fréquentation</b>	0,32*	ns
<b>Surface</b>	ns	ns
<b>Taux urbanisation</b>	0,26*	0,29*
<b>Taux boisement</b>	ns	ns

Concernant les richesses en oiseaux (totale, ou par groupe fonctionnel) quasiment aucune corrélation significative avec ces variables environnementales n'est apparue. Cette faible relation avec les variables environnementales considérées a été confirmée également par des analyses au niveau de la communauté (analyses des correspondances, analyse hiérarchique du partitionnement) ou au niveau spécifique (analyse des valeurs indicatrices). Seules les richesses en oiseaux associés aux bâtis et en oiseaux cavernicoles présentent quelques corrélations significative avec ces variables environnementales (tableau 2). Les oiseaux apparaissent donc peu sensibles au gradient ville-campagne, ainsi qu'aux variables indiquant les pratiques de gestion de la végétation de sous bois, sauf pour ces deux groupes d'espèces. Les espèces associées au bâti sont donc plus fréquentes dans les bois urbains et/ou soumis à une gestion plus intense.

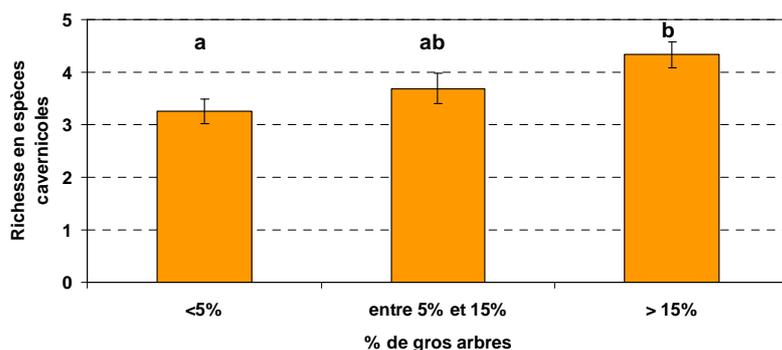


Figure 6 : Richesse en oiseaux cavernicoles en fonction du pourcentage de gros arbres (diamètres > 45 cm) dans les bois (test de Kruskal Wallis,  $p < 0,05$ )

Le résultats concernant les espèces cavernicoles est par contre a priori plus surprenant puisqu'elles apparaissent également plus fréquentes dans les sites urbains, et/ou plus fréquentés. L'analyse des autres variables environnementales a permis de mettre en évidence que la variable expliquant le plus fortement la distribution de ce groupe d'espèces était la proportion de gros arbres (diamètre > 45 cm) dans le bois (figure 6) et que c'est dans les parcs urbains que ces arbres sont les plus abondants. Il s'agit donc d'une relation indirecte qui peut traduire les différences des modes de gestion de la strate arborée entre :

- des bois les urbains et ouverts aux pratiques récréatives, dans lesquels les vieux arbres sont présents (car pouvant correspondre à des parcs anciens)
- des bois plus récents, ou plus ruraux, dans les quels les arbres sont plus jeunes, ou sont soumis à un régime de taille plus régulier (type taillis).

Tableau 3 : Corrélations entre les variables environnementales et les richesses floristiques des bois (\* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,01$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$  ; ns : non significatif)

Variables environnementales	Flore totale	Flore herbacée			
		Exotique	Non forestière	Forestière généraliste	Forestière spécialistes
<b>Intensité de gestion</b>	0,48***	0,35**	0,49***	ns	ns
<b>Fréquentation</b>	0,28*	ns	ns	ns	-0,28*
<b>Surface</b>	ns	ns	ns	ns	ns
<b>Taux urbanisation</b>	0,43***	0,49***	0,46***	ns	ns
<b>Taux boisement</b>	-0,34**	-0,26*	-0,27*	ns	ns

Les relations entre les différentes richesses floristiques et les variables environnementales sont d'importances très différentes (tableau 3). La surface n'influence significativement aucune des richesses floristiques considérées. Ce résultat peut paraître tout d'abord surprenant car cette relation aire-espèces a été maintes fois mise en évidence, y compris par rapport à de la végétation d'habitats boisés en contexte urbain (Hobbs 1988, Godefroid et Koedam 2003, Wania et al. 2006, Cornelys et Hermy 2004). L'influence de la flore horticole plantée ne peut expliquer ce résultat car elle n'est pas prise en compte dans ces résultats portant sur la végétation herbacée. Dans ce contexte d'influence anthropique, et surtout dans cette gamme de variation en surface allant de

0,4 à 4 ha (les boisements très petits, et les forêts ne sont pas pris en compte) la surface n'intervient donc pas dans les variations de richesse floristique.

Les trois variables indiquant une anthropisation du milieu (intensité de gestion, fréquentation) ou du paysage (taux d'urbanisation) tendent à augmenter plusieurs types de richesses floristiques, mais sont sans influence sur les richesses des espèces indigènes et forestières (sauf l'indicateur de fréquentation qui semble avoir une influence négative sur les espèces forestières spécialistes). Des analyses ont par ailleurs pu montrer que même s'il n'y avait que peu de différences en terme de richesse, la distribution des plantes pouvait varier notablement selon le gradient ville – campagne (Vallet et al. 2008, Daniel & Lecamp 2004). Ces variations de distribution des plantes peuvent aussi se comprendre au travers de leurs traits biologiques : les espèces les plus associées au contexte urbain sont généralement annuelles, à port en rosette, et affectionnant les milieux riches en azote et basiques (Vallet et al. 2010a). Il faut noter que les traits de dispersion des plantes (essentiellement pas les graines) ne ressortent pas significativement de ces analyses.

L'indice de connectivité est en relation avec une diminution des richesses floristiques totale mais aussi en espèces exotiques et non forestières. Il n'a par contre pas d'effets sur les richesses des bois en espèces forestières. Cette tendance peut signifier une influence plus grande de ces phénomènes de dispersion d'espèces non forestières dans les bois isolés.

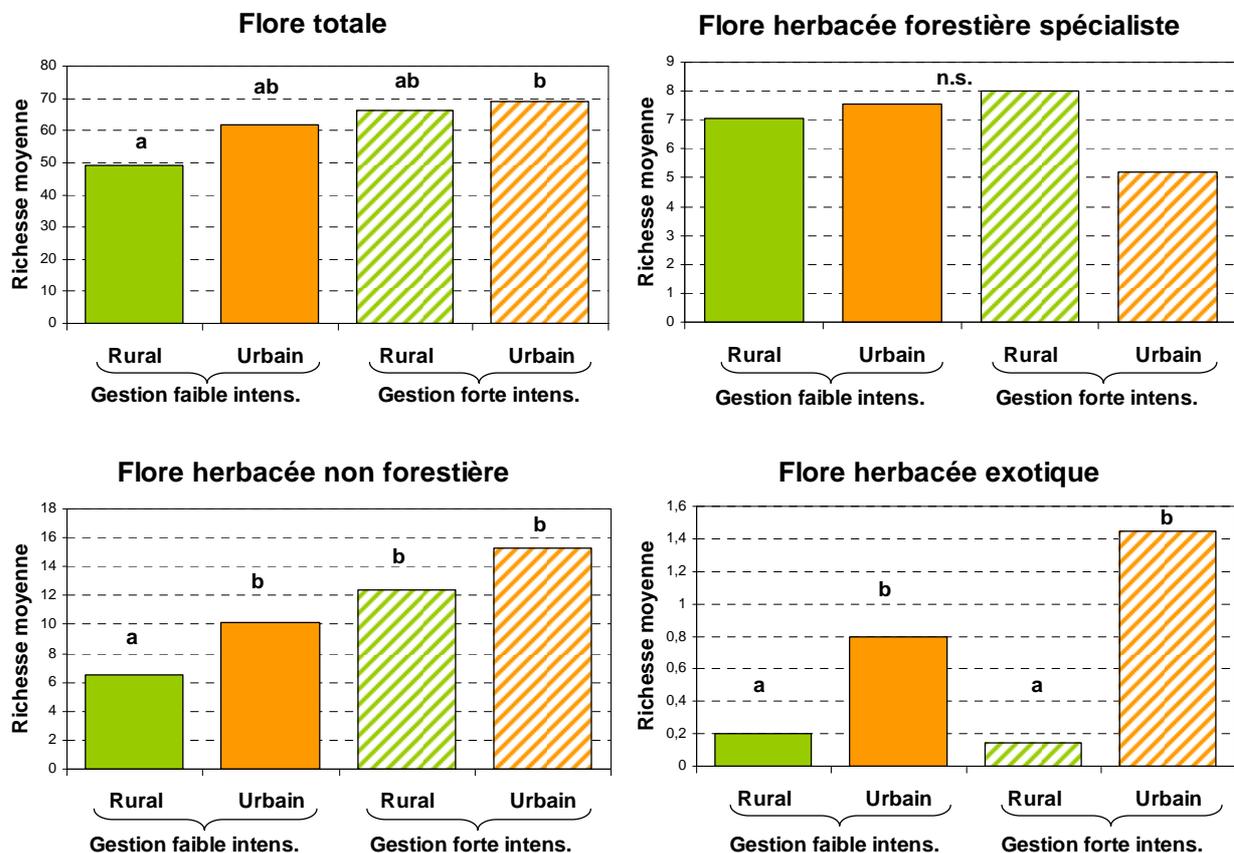


Figure 7 : Comparaison des richesses floristiques en fonction des classes d'urbanisation et d'intensité de gestion

Pour résumer l'influence du gradient ville-campagne et de l'intensité de gestion évaluée à l'échelle du bois sur les richesses floristiques, les 62 bois ont été répartis en quatre groupes, croisant les deux classes d'urbanisation et de gestion (figure 7).

Globalement, les deux variables d'anthropisation conduisent à une augmentation de la richesse floristique, et encore plus fortement pour les espèces non forestières. Ces graphes montrent :

- une primauté de l'influence du gradient ville-campagne sur la richesse des bois en espèces exotiques

- une influence conjointe du gradient ville-campagne et de l'intensité de la gestion sur la richesse en espèces non forestières
- pas d'effet significatif de ces facteurs sur la richesse en espèces forestières spécialistes

Un travail complémentaire a été entrepris, non plus au niveau de l'ensemble du bois, mais plus précisément sur les communautés végétales de sous-bois, à l'échelle de relevés de 30m<sup>2</sup> de surface (sur un sous échantillonnage de 32 bois). A cette échelle plus fine d'observation, ce sont les plantes les plus largement distribuées au sein du bois qui sont prises en compte (voir l'annexe 3 pour plus de détails sur les résultats).

Cette analyse montre que les espèces forestières peuvent se maintenir même si une gestion de la végétation de sous bois est mise en œuvre et que ces pratiques auront surtout pour conséquence de favoriser le développement en plus d'espèces non forestières.

Pour résumer, les pratiques de gestion de la végétation de sous-bois (tant qu'elle laissent la possibilité d'un développement spontanée de la flore) auront principalement pour conséquence de faciliter le développement d'espèces non forestières, et la proximité de la ville favorisera l'installation d'espèces exotiques, mais qui resteront peu abondante dans le bois.

### **Influence de la surface des bois : un grand bois ou plusieurs petits ?**

La fragmentation des boisements se traduit également par des surfaces variables des habitats. La question se pose alors de la contribution relative des grands et des petits habitats à la richesse floristique : pour une même surface serait-il préférable de conserver un ou quelques grands bois plutôt que plusieurs petits ? Pour évaluer ces contributions relatives des stations à la richesse totale en fonction de leur surface, des courbes de richesse et surfaces cumulée ont été construites, en cumulant les richesses et les surfaces de plus petit bois au plus puis du plus grand au plus petit.

Les bois de petite taille contribuent dans tous les cas (y compris les trois types de richesse de la flore indigène) plus fortement au cumul de la richesse floristique à une échelle paysagère (figure 8). En effet, les 20ha des bois les plus grands ne cumulent que 214 espèces (dont 106 espèces indigènes) alors que le cumul des 20 ha des bois les plus petits permet d'atteindre une richesse plus de 380 espèces (dont 212 indigènes). L'écart entre les deux courbes cumulatives permet d'évaluer ces contributions relatives des bois en fonction de leur taille. Cette même analyse sur la flore exotique montre l'écart le plus important entre ces deux courbes. La richesse cumulée en ces plantes augmente donc beaucoup plus vite en concaténant d'abord les petits bois que les grands. Alors que le cumul de 40 ha à partir des bois les plus petits conduit à recenser 20 des 21 espèces exotiques, seulement 3 d'entre elles sont présentes dans un cumul de 40 ha mais à partir des bois les plus grands.

Une explication possible porte sur l'importance relative des surfaces de lisière de bois, bien sûr plus élevée dans le cas de petits bois. D'autres analyses conduites sur certaines de ces stations ont pu montrer d'ailleurs que la richesse des bois était la plus importante en lisière qu'en intérieur, et ce, même pour les espèces forestières spécialistes (Vallet 2010b). Des travaux conduits en Belgique ont pu montrer également, bien que les grandes forêts pouvaient accueillir des espèces particulières (et parfois d'intérêt patrimoniale), les boisements de taille plus petite avaient une contribution forte à l'augmentation de la richesse floristique à l'échelle du paysage (Godefroid et al. 2003)

Ce résultat montre donc la sensibilité accrue des petits fragments boisés au développement d'une flore exotique diversifiée, et au contraire la résistance plus forte des grands bois. Les petits bois contribuent davantage à une richesse floristique à l'échelle du paysage (diversité bêta) mais accueillent également une flore exotique plus riche.

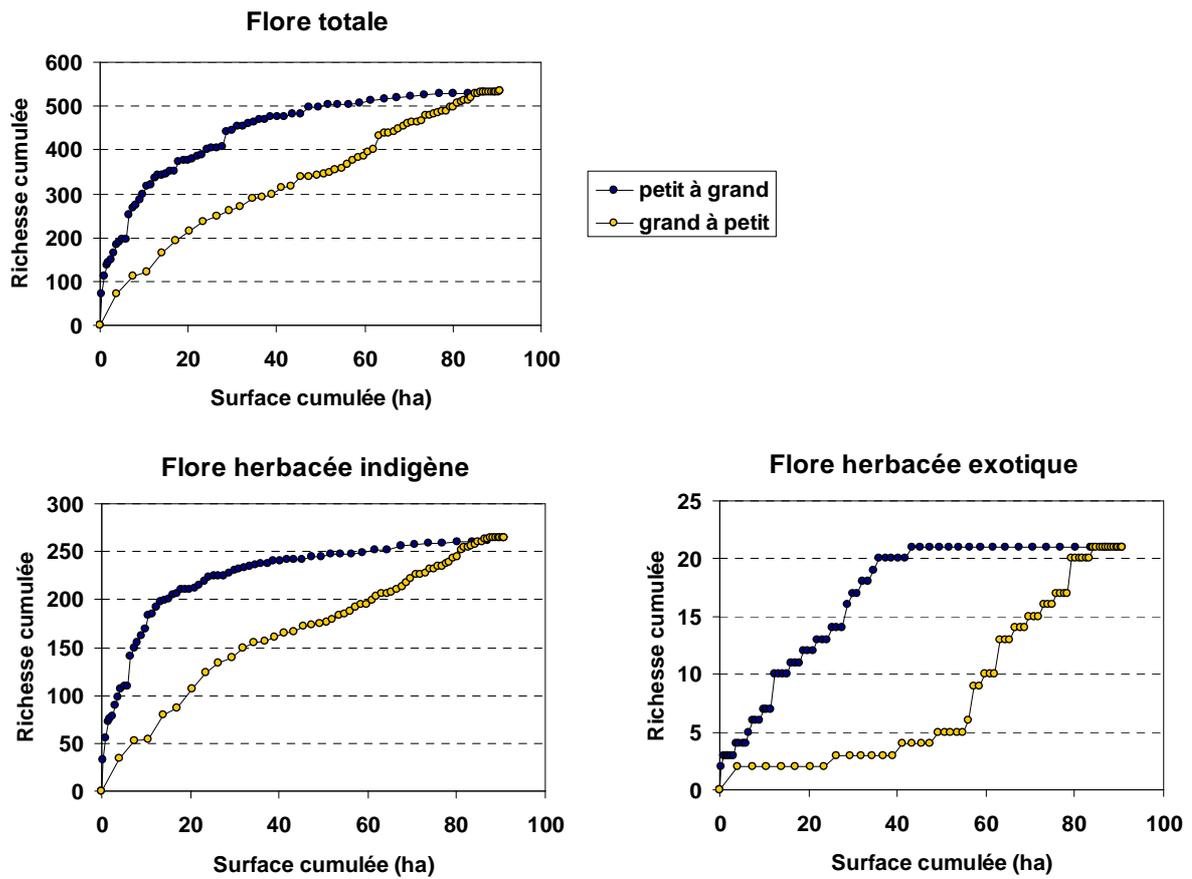


Figure 8 : Richesses floristiques cumulées en fonction du cumul des surfaces des bois étudiés ; en bleu : cumul du plus petit bois vers le plus grand, en jaune : cumul du plus grand bois vers le plus petit.

## 6. Usage des espaces boisés par les citadins et liens aux attentes de nature

Une évaluation de la biodiversité des bois et de sa relation au développement urbain nécessite de mettre en œuvre un décompte des espèces présentes. Comme cela a été montré précédemment, le seul nombre d'espèces ne peut suffire à comprendre les processus écologiques impliqués, ni même à les enjeux environnementaux et les intérêts naturalistes de ces espaces. Il a été fait référence de manière récurrente à des groupes d'espèces, pouvant traduire une « typicité » plus ou moins forte aux habitats boisés. Le développement spontané d'espèces exotiques renvoie par exemple à des processus écologiques particuliers, et, alimentent de nombreux débats sur leur place dans les milieux dits naturels, en plus de leurs caractères parfois invasifs. Et même en ce qui concerne les espèces indigènes, la définition écologique des habitats boisés, en plus de la présence de végétation arborée, fait référence à une flore particulière spécialisée à ces milieux.

Ces typologie d'espèces, appuyées sur des bases scientifiques, sont également l'expression certains objectifs à appliquer à ces bois, et peuvent même être le support de « valeurs » accordées à la biodiversité. La question se pose de l'articulation de ces démarches d'évaluation de la biodiversité avec les représentations des usagers, et c'est ce qui a servi de base à la mise en œuvre de l'enquête sociologique.

## Démarche d'enquête

Pour l'enquête sociologique, seuls trois espaces boisés ont été retenus dans chacune des trois agglomérations (voir annexe 4).

Ces lieux ont été choisis en raison de leur fréquentation (une condition de l'enquête sociologique). Ils sont par ailleurs variés du point de vue des formes paysagères et des modes de gestion, et situés dans des quartiers ou des zones des agglomérations diversifiés d'un point de vue socio-économique.

Dans chacun de ces espaces, l'enquête a été menée par entretiens semi-directifs (5 à 10 entretiens par site, soit 76 entretiens au total et 96 personnes interrogées).

Tableau 4 : Liste des espèces sélectionnées pour les entretiens

<i>Espèce</i>	<i>Support</i>	<i>Est-elle connue ou reconnue spontanément comme :</i>
chêne pédonculé ( <i>Quercus robur</i> )	dessin**	local, identitaire ?
laurier-palme ( <i>Prunus laurocerasus</i> )	dessin** et photographie*	invasif ?
marronnier d'Inde ( <i>Aesculus hippocastanum</i> )	dessin**	exotique (du fait de son nom) ?
orme champêtre ( <i>Ulmus minor</i> var. <i>vulgaris</i> )	dessin**	quasi-disparu (épidémie de graphiose) ?
if commun ( <i>Taxus baccata</i> )	dessin**	toxique et symbolique (arbre des cimetières) ?
sureau noir ( <i>Sambucus nigra</i> )	photographie*	présentant des baies comestibles ?
pissenlit ( <i>Taraxacum</i> sp.)	photographie*	rudérale, urbaine ?
cyclamen de Naples ( <i>Cyclamen hederifolium</i> )	photographie*	forestière ?
fougère aigle ( <i>Pteridium aquilinum</i> )	photographie*	forestière ?
digitale pourpre ( <i>Digitalis purpurea</i> )	photographie*	toxique ?
étourneau ( <i>Sturnus vulgaris</i> )	dessin***	envahissante (présence de dortoirs hivernaux en ville) ?
tourterelle turque ( <i>Streptopelia decaocto</i> )	dessin***	exotique (du fait de son nom) ?
rouge-gorge ( <i>Erithacus rubecula</i> )	dessin***	très commun et généraliste ?
merle noir ( <i>Turdus merula</i> )	dessin***	très commun et généraliste ?
pinson des arbres ( <i>Fringilla coelebs</i> )	dessin***	forestier ?

\* Photographies choisies sur internet à l'aide de Google image. \*\* Pour chaque arbre retenu, nous avons fait figurer un dessin représentant la feuille et le fruit, accompagné d'un autre dessin présentant la silhouette de l'arbre. Les dessins ont été scannés à partir du livre d'Owen Johnson et David More, *Guide Delachaux des arbres d'Europe. 1500 espèces décrites et illustrées*, Paris, Delachaux et Niestlé, coll. « Les guides du naturaliste », 2005, 464 p. Seule exception, dans le cas du laurier-palme, le dessin de la silhouette a été remplacé par la photographie d'une haie de laurier-palme. \*\*\* Ces dessins ont été scannés à partir de Peterson, R., Mountfort, G., Hollom, P.A.D., Géroutet, P., *Guide des oiseaux d'Europe*, Neuchâtel – Paris, Delachaux et Niestlé, 1989, 460 p.

La grille d'entretien visait trois objectifs. Le premier objectif était d'évaluer le savoir naturaliste des usagers. Pour cela, nous avons constitué trois planches comportant chacune 5 photographies ou dessins en couleur, une pour la végétation herbacée et arbustive, une autre pour la végétation arborée, une troisième pour les oiseaux. Un test préalable a conduit à éliminer une version plus ambitieuse de ces planches, qui comportait un nombre plus important de taxons. En effet, le temps d'entretien devenait trop important et lassait les personnes interrogées, d'autant plus que peu de taxons étaient reconnus. Les 15 taxons finalement retenus sont les suivants : chêne pédonculé (*Quercus robur*), laurier-palme ou laurier-cerise (*Prunus laurocerasus*), marronnier d'Inde (*Aesculus hippocastanum*), orme champêtre (*Ulmus minor* var. *vulgaris*), if commun (*Taxus baccata*), sureau noir (*Sambucus nigra*), pissenlit (*Taraxacum* sp.), cyclamen de Naples (*Cyclamen hederifolium*), fougère aigle (*Pteridium aquilinum*), digitale pourpre (*Digitalis purpurea*), étourneau (*Sturnus vulgaris*),

tourterelle turque (*Streptopelia decaocto*), rouge-gorge (*Erithacus rubecula*), merle noir (*Turdus merula*) et pinson des arbres (*Fringilla coelebs*). Ces taxons ont été choisis parmi les espèces très communes dans cette aire géographique, de façon à ce que leur reconnaissance n'exige pas, *a priori*, de compétence naturaliste très poussée. L'objectif était de vérifier si les gens sont capables de nommer ces différentes espèces qui font partie de la biodiversité « ordinaire » de la région, mais aussi de voir s'ils sont capables d'y associer spontanément quelques caractéristiques présentées dans le tableau 4.



A (Bioincité, ass. Martin Hector)

B (PROCTTY®)

C (FREDON Auvergne)

Figure 9 : Planche photographique utilisée dans l'enquête pour évaluer l'acceptation de la flore spontanée en ville, présentant trois pieds d'arbres.



A - Code 1 (photo : Ville de Rennes)



B - Code 2 (photo : Ville de Rennes)



C - Code 4 (photo : Ville de Rennes)



D - Code 5 (Photo : Ville de Rennes)

Figure 10 : Planche photographique utilisée dans l'enquête pour évaluer l'acceptation de la flore spontanée en ville, présentant quatre niveaux de gestion différents d'espaces boisés.

Un second objectif était d'évaluer le degré d'acceptation de la flore spontanée en ville. Pour cela nous avons composé une nouvelle planche en couleur qui présentait trois photographies de pieds d'arbres, l'un recouvert d'une grille, sans aucune végétation spontanée, les deux autres sans grille, avec des fleurs dans un cas et une végétation spontanée d'apparence moins jardinée dans l'autre (figure 9).

Enfin, un troisième objectif était de repérer les préférences pour différents types d'espaces boisés. Pour cela, nous avons composé une troisième planche en couleurs qui présentait quatre photographies d'espaces à caractère naturel (ECN) boisés (jardins et parcs), correspondant à des codes de gestion différents et donc des ambiances paysagères différentes<sup>1</sup> (figure 10).

### **Connaissances naturalistes**

En ce qui concerne les connaissances naturalistes, une première lecture des résultats a consisté à dénombrer, pour chacun des 15 taxons proposés à l'identification, les dénominations correctes, l'absence de dénomination, les dénominations erronées et les dénominations sous forme de paraphrases. Par dénomination correcte, nous entendons une dénomination qui reprend le terme français le plus commun désignant le genre du taxon considéré. Dans le cas présent, il s'agissait typiquement de chêne, laurier, marronnier, orme et if pour les arbres, de sureau, pissenlit, cyclamen, fougère et digitale pour la flore arbustive et herbacée, d'étourneau, de tourterelle, de rouge-gorge, de merle et de pinson pour les oiseaux. Nous avons bien entendu compté comme correctes les dénominations plus précises, indiquant non seulement le genre mais aussi l'espèce (ainsi 15 personnes ont parlé de « laurier-palme », 3 de « sureau noir », 1 de « fougère aigle », 3 de « digitale pourpre », 2 de « tourterelle turque » et 1 de « pinson des arbres »). Mais nous avons également considéré que la dénomination était correcte dans quelques rares cas où les personnes ont hésité entre deux noms, dont le bon (2 fois « châtaigner ou marronnier », 2 fois « lupin ou digitale »). Enfin nous avons considéré comme corrects les cas suivants (1 fois « palme » pour le laurier-palme, 1 fois « fougère arborescente » pour la fougère, 1 fois « dents du diable » et 1 fois « clochettes du diable », deux appellations vernaculaires, pour la digitale). Le tableau 5 présente les résultats bruts pour chacune des trois catégories de taxons.

On constate que le chêne est très bien reconnu et dénommé. Une majorité des répondants reconnaît et dénomme aussi le marronnier. Le laurier-palme, par contre, n'est dénommé que par moins de la moitié des répondants. Quant à l'if et à l'orme, ils ne sont reconnus que par quelques rares personnes. Il faut remarquer ici le grand nombre de dénominations erronées pour le marronnier. Il s'agit le plus souvent dans ce cas de la dénomination « châtaigner » (16 fois sur 20). Dans le domaine de la flore herbacée, la fougère et le pissenlit sont très bien connus et dénommés. La digitale, bien que très commune, n'est nommée correctement que par moins de la moitié des répondants. Le sureau et le cyclamen sont les deux plantes arbustives ou herbacées les moins bien reconnues. Mais le nombre de dénominations erronées est significatif pour le sureau et ces dénominations ne sont pas complètement aléatoires (il s'agit 4 fois de « myrtille », 4 fois de « cassis » et 1 fois de « groseilles », dénominations qui font bien sûr référence aux baies). Enfin, dans le domaine des oiseaux, le rouge-gorge est de loin l'espèce la mieux reconnue, ce qui confirme un résultat déjà obtenu dans une enquête précédente (Le Bot et Sauvage, 2008 & 2011). Le merle, la tourterelle et le pinson viennent ensuite, qui ne sont correctement dénommés que par moins de la moitié de l'échantillon. On note le nombre important de dénominations erronées dans le cas de la tourterelle. Comme on pouvait s'y attendre, il s'agit le plus souvent dans ce cas de la dénomination « pigeon » (22 occurrences) mais aussi de « colombe » (5 occurrences). On note également que le pinson est fréquemment reconnu comme une « mésange » (5 occurrences). Enfin, l'étourneau est l'oiseau le moins reconnu de notre échantillon, ce qui confirme encore une

---

1 Les photographies sont tirées d'un diaporama du service des jardins de la Ville de Rennes, qui présente les 5 codes de gestion différenciée, correspondant à des ambiances différentes.

fois des résultats précédents (Le Bot et Sauvage, 2008 & 2011). Il y a peu d'erreurs de dénominations dans son cas : il semble le plus souvent ne pas être reconnu du tout.

Tableau 5 : Résultats de l'enquête sociologique concernant les connaissances naturalistes

	Chêne	Laurier-palme	Marronnier	Orme	If
Dénomination correcte	68	23	46	3	10
Aucune dénomination	6	45	10	68	58
Dénomination erronée	1	1	20	4	7
Périphrase	1	7	0	1	1
	Sureau	Pissenlit	Cyclamen	Fougère	Digitale
Dénomination correcte	18	68	16	69	28
Aucune dénomination	46	7	53	5	43
Dénomination erronée	9	0	4	2	2
Périphrase	3	1	3	0	3
	Étourneau	Tourterelle	Rouge-gorge	Merle	Pinson
Dénomination correcte	10	34	61	37	12
Aucune dénomination	62	14	13	34	58
Dénomination erronée	4	27	2	5	6
Périphrase	0	1	0	0	0

À partir de là, nous avons pu calculer des scores de dénomination correcte des taxons. Le nombre de personnes pour les différents scores est donné dans les graphiques 11.

Ce décompte permet de calculer des scores moyens de dénomination correcte. La moyenne globale est de 6,62 taxons correctement dénommés sur 15. Seules 2 personnes ont pu dénommer correctement les 15 taxons. Les moyennes pour les trois catégories sont respectivement de 1,97 sur 5 (arbres), de 2,62 sur 5 (flore herbacée et arbustive) et de 2,03 sur 5 (oiseaux). 36 personnes font mieux que la moyenne pour l'ensemble des taxons (45 pour les arbres, 33 pour la flore herbacée et arbustive, 28 pour les oiseaux).

De façon assez prévisible, les personnes qui ont les meilleurs scores de dénomination sont également les plus capables de préciser quelques caractéristiques ou usages de ces taxons. Chez ces personnes, les baies de sureau, par exemple, sont reconnues comme comestibles, généralement préparées sous forme de jus, de gelée ou de confiture. Le pissenlit, jamais caractérisé comme « mauvaise herbe » mais plutôt comme « fleur champêtre », est aussi très souvent défini comme comestible, à préparer en salade. Les cyclamens sont reconnus comme des fleurs ornementales souvent vendues en jardinerie, mais également associées à leur environnement naturel de sous-bois. La digitale est définie comme toxique, mais est aussi repérée par certaines personnes comme plante médicinale utilisée en cas de troubles cardiaques. Le laurier-palme est fréquemment associé à son usage comme haie dans les lotissements. Seules deux personnes, dans notre échantillon, l'ont caractérisé comme « invasif ». Or ces deux personnes étaient l'une naturaliste, l'autre paysagiste, et ont donc pu mobiliser pour cette réponse un savoir naturaliste relativement savant. Enfin, on constate que très peu de caractéristiques particulières ont été associées aux oiseaux. On remarque seulement que parmi les rares personnes ayant

reconnu l'étourneau, quelques-unes ont mentionné sa forte présence en ville et les nuisances que cela entraîne. On peut ajouter que ces quelques savoirs associés principalement à la flore herbacée ou arbustive relèvent plus du « sens commun » et des « idées reçues » que d'un savoir véritablement ancré dans une pratique.

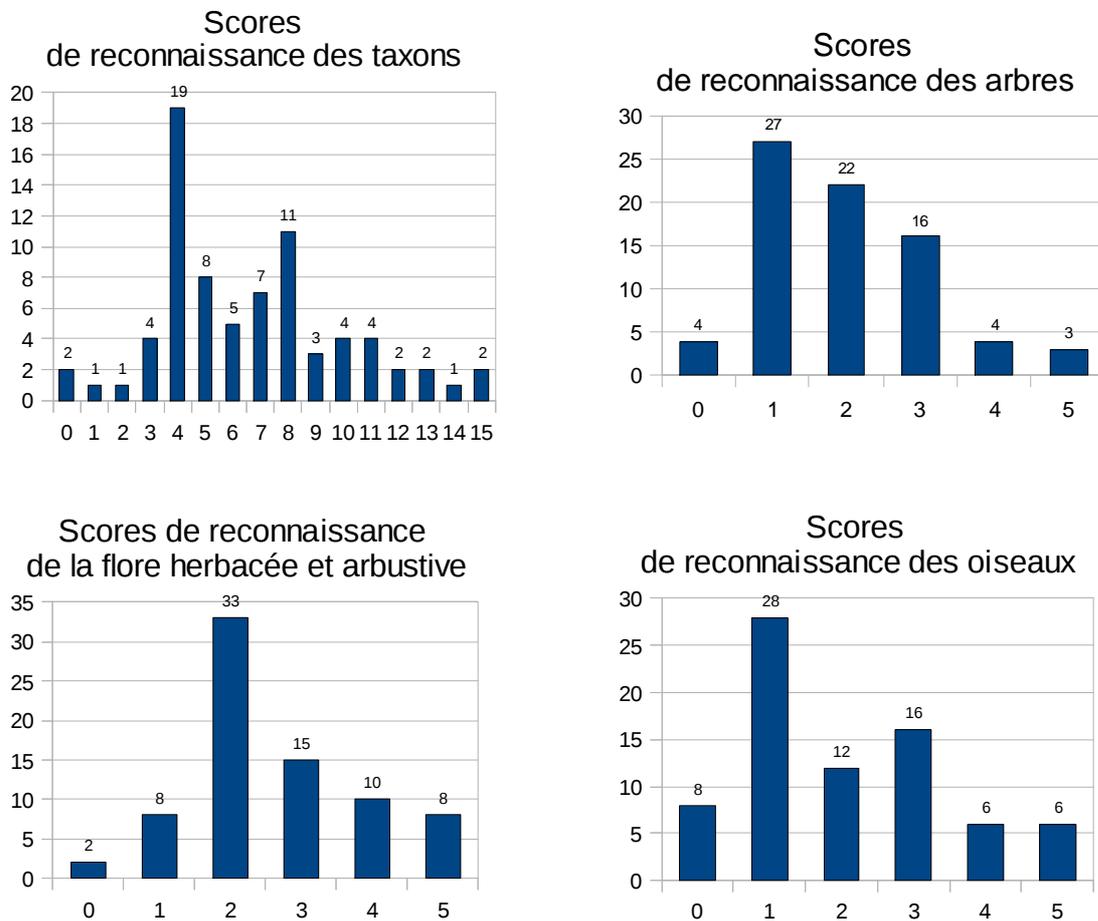


Figure 11 : distribution des différents scores de dénomination correcte des taxons (les scores figurent en abscisse, le nombre de personnes en ordonnée)

Si ces citoyens distinguent bien moins de taxons que ne le feraient des naturalistes professionnels ou amateurs éclairés (ce qui rejoint une conclusion de Blanc, 2000), ils n'en font pas moins quelques distinctions attestées par des différences lexicales. Cela montre que l'on peut très bien avoir distingué ou repéré des éléments du vivant sans avoir de nom particulier pour les désigner. Même si la richesse du vocabulaire est un bon indicateur de la connaissance de la nature, sa pauvreté n'est donc pas nécessairement synonyme d'une égale pauvreté de la perception et de l'attention portée au vivant.

### **Acceptation de la végétation spontanée**

Traditionnellement, cette présence végétale dans la ville était strictement contrôlée. Ses débordements étaient contenus par l'intervention régulière des services techniques. Mais la nécessité de limiter les dépenses de fonctionnement autant que de personnel ainsi que la montée en puissance des valeurs écologiques ont conduit à l'adoption de nouvelles pratiques de gestion et d'aménagement de la nature urbaine. Il en résulte que la conception et la gestion différenciée des espaces verts par les services des jardins de nombreuses villes laissent désormais se développer une importante végétation spontanée. Tout un gradient de végétation a désormais sa place dans

les villes. Dans quelle mesure ce nouveau paysage est-il perçu et accepté par les habitants ? C'est pour répondre à cette question qu'une partie des entretiens invitait les personnes interrogées à choisir une photographie de pied d'arbre parmi les trois qui leur étaient présentées, ainsi qu'à justifier ce choix.

Quarante pour cent des enquêtés ont exprimé une préférence pour le pied d'arbre C, qui est aussi le moins courant car très contraignant en termes d'aménagement et d'entretien. Seuls 19 % ont exprimé une préférence pour le pied d'arbre de la photo B. Il correspond à une demande de contrôle maximal des « mauvaises herbes », la présence de ces dernières étant alors perçue comme une forme de laisser-aller, voire d'abandon de la part des services municipaux, et associée à la notion de désordre urbain, invitation supposée aux incivilités. On retrouve très nettement cette inquiétude dans les propos des personnes qui rejettent la photo A. Par exemple :

*« Je préfère la photo C ou B. La A, j'ai envie de désherber : cela ne me semble pas bien entretenu. Devant chez moi, il y a pas ça... C'est moche, je sais que c'est les nouvelles politiques où on n'utilise pas de phyto pour désherber, mais pour moi, c'est non, franchement non. Laisser ce pied d'arbre comme ça, vraiment je suis contre ! Si ils ne veulent pas utiliser de produit : OK, mais à ce moment-là, il faut au moins désherber et laisser des endroits attrayants. Ça, je ne trouve pas très attrayant : c'est sale, ça a tendance à attirer les chiens pour leurs besoins... non vraiment ! En ville, on peut faire mieux que ces herbes folles, ça fait trop sauvage, pas soigné. À la campagne oui, mais en ville non. »* (femme, 45 ans, secrétaire, origine périurbaine, la Gaudinière, Nantes)

Mais ce rejet de la photo A n'est pas partagé par tout le monde. Bien au contraire, 35 % des personnes interrogées ont retenu la photo A comme exemple de pied d'arbre à privilégier dans le paysage urbain. Il nous semble y avoir là une tendance nouvelle. Ce choix de la photo A est plus fréquent à Rennes et à Nantes. À Angers, par contre, le choix se portait plus souvent vers les photos C et B. Peut-on en conclure que cette acceptation plus fréquente de la végétation spontanée en ville chez nos enquêtés rennais et nantais est l'indice d'une acceptation des nouvelles normes en matière de gestion de la flore par les services techniques de ces villes, en lien avec leur « tournant environnemental » depuis une dizaine d'années ? Ce qui est certain, c'est que l'évolution vers le « zéro phyto » est plus avancée à Nantes et à Rennes, même si elle est aussi en cours à Angers (où le « zéro phyto » est attendu à l'horizon 2014). Les citoyens rennais et nantais ont ainsi dû se familiariser avec une nouvelle présence végétale. Ces évolutions environnementales ont été accompagnées de campagnes importantes de communication et d'information de la part des municipalités concernées, qui ont insisté sur les dangers de l'usage des produits phytosanitaires, qui ont diffusé un discours sur les raisons de protéger la biodiversité comme telle et qui ont cherché à faire évoluer des représentations souvent manichéennes d'une nature partagée entre espèces « bonnes » ou « mauvaises », « utiles » ou « nuisibles ». On peut donc faire l'hypothèse que les changements de pratiques des services techniques associés à ces efforts importants d'information et de communication sont parvenus à « faire passer un message » qui se retrouve dans les réponses à nos questions.

Cette hypothèse est d'ailleurs étayée par d'autres entretiens que nous avons réalisés avec les responsables des services des parcs et jardins de ces villes. Alors qu'à Rennes en 2003 les modifications des méthodes d'entretien avaient donné lieu à des centaines de lettres de réclamation et de mécontentement, ce nombre s'est aujourd'hui largement réduit. C'est qu'entre temps tout un dispositif destiné à expliquer les raisons de ces changements a été mis en place. Au final, les « mauvaises herbes » semblent mieux tolérées. Elles ne sont plus si « mauvaises » que cela. La végétation spontanée est progressivement acceptée comme quelque chose qui a sa place en ville. Elle n'est plus aussi systématiquement assimilée au désordre, au sale, à l'abandon. Pour autant, il n'est pas question de dire que le propre n'est plus une norme urbaine : il ordonne toujours les attentes des citoyens. Seulement, progressivement, sa définition évolue : « propre » tend à devenir synonyme d'« écologique » et rime avec « environnement », « développement durable », « biodiversité » pour définir ce qu'est un espace de vie sain. Pour un nombre croissant

de citoyens, une ville « propre » est donc une ville qui répond aux valeurs écologiques contemporaines. Et la végétation spontanée en fait partie.

### **Préférences pour les ambiances paysagères et typologie des relations**

Les entretiens ont montré qu'un tiers des personnes interrogées préféraient les ambiances paysagères correspondant aux codes 1 ou 2, alors que les deux tiers préféraient les ambiances correspondant aux codes 4 ou 5. Mais les entretiens et leur analyse ne se sont pas contentés d'enregistrer ces préférences. Ils visaient également à mieux caractériser le type de relation que les usagers entretiennent avec ces espaces boisés (plus loin ECN). Pour cela, les réponses ont été analysées selon deux axes. Le premier axe était celui de la plus ou moins grande proximité à la fois spatiale et temporelle entre les usagers et ces espaces : fréquence et durée des visites, choix des saisons, proximité ou éloignement géographique des sites, caractère interchangeable ou non des espaces (fidélité ou non à certains espaces particuliers). Le deuxième axe était celui de la façon dont la relation aux ECN contribue en même temps à définir ce qu'est la ville. En effet, fréquenter des ECN, c'est aussi se positionner par rapport à la ville, dire ce qu'elle est et ce qu'elle n'est pas. Les liens que les gens tissent avec ces espaces sont caractéristiques de leurs liens à l'urbain et inversement. Ils font notamment apparaître la distance que certaines personnes, à certains moments de leur journée ou de leur vie, souhaitent mettre entre eux et la ville, alors que d'autres personnes n'éprouvent pas ce besoin et font en quelque sorte corps avec la ville. La combinaison de ces deux axes d'analyse nous a permis de dégager la typologie suivante, qui comprend quatre groupes (figure 12).

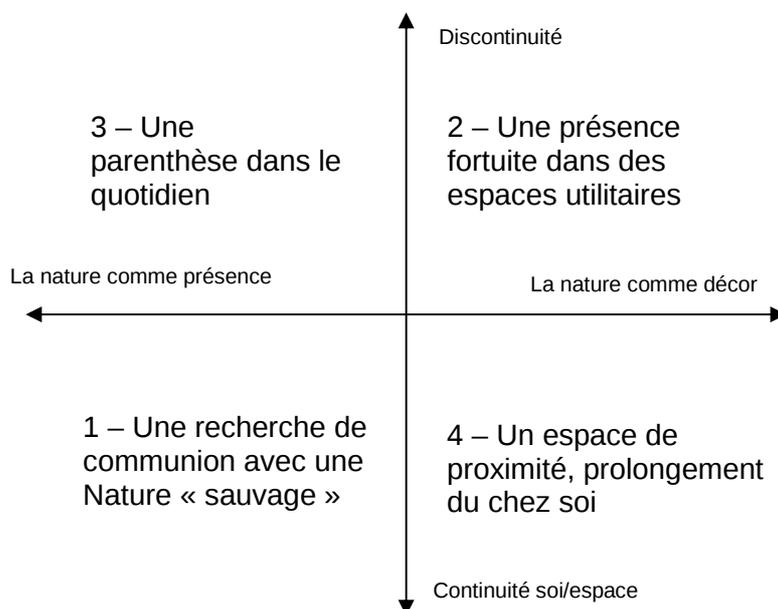


Figure 12 : Représentation schématique de la typologie des relations que les usagers entretiennent avec ces espaces boisés (ECN)

#### **Une recherche de communion avec une nature « sauvage »**

Un premier groupe de personnes se caractérise par le lien étroit et constant qu'il entretient avec les milieux naturels en général et avec les ECN en particulier. Leur emploi du temps est organisé de telle manière qu'elles puissent s'y promener, le temps d'une matinée ou d'un après-midi, et cela quotidiennement ou plusieurs fois par semaine. Résidant le plus souvent en appartement, ces usagers vivent cela comme une contrainte et cela d'autant plus qu'ils ont souvent eu une enfance

rurale, dont ils gardent une certaine nostalgie. Les parcs leur permettent alors de se distancier de la ville.

Ce n'est pas la proximité qui conditionne le choix du parc et ces usagers rejoignent très souvent leur lieu de promenade en voiture. Car ce qu'ils recherchent, c'est une ambiance paysagère « libre », « sauvage » ou « naturelle ». De fait, c'est au sein des parcs les plus ouverts et les moins aménagés de notre échantillon que nous les avons généralement rencontrés : les parcs de l'étang Saint-Nicolas à Angers, le parc de la Gournerie à Nantes, le parc des Gayeulles à Rennes. Mais ces usagers sont aussi à l'écoute d'eux-mêmes, de leurs désirs du moment, afin de choisir l'ambiance paysagère la plus adéquate à leur « état d'esprit ». Tous les sens sont alors mobilisés et cette catégorie d'usagers peut évoquer en détail sa relation à la nature.

Ce profil a profondément conscience que l'homme fait partie d'un écosystème au sein duquel il se doit de garder sa place. Ces usagers considèrent la nature comme une entité qui leur préexiste et dont ils mesurent le fragile équilibre. Elle a un sens en elle-même et pour elle-même. Ces usagers ont aussi une connaissance assez approfondie des écosystèmes et de la biodiversité. Ils possèdent un vocabulaire important à son sujet et savent identifier de nombreux taxons au sein de la flore et de la faune présente. Cela est souvent lié à leur métier ou à une passion naturaliste elle-même souvent héritée de l'enfance (parents attachés aux milieux naturels, attachement à une origine rurale parfois idéalisée).

Pour ces usagers, l'homme doit donc rester en contact avec la nature, sous peine de se dénaturer lui-même. La vie en ville est considérée comme « contre-nature ». Elle rompt un équilibre séculaire entre l'homme et son milieu d'origine. Les ECN investis par ces personnes – rappelons qu'il s'agit des parcs dont la gestion est la moins intensive – sont une sorte de compromis, un espace intermédiaire entre la ville et la « vraie » nature. Ils aident à préserver l'harmonie et l'équilibre des citadins. Ils protègent des désagréments urbains et réveillent des sensations perdues dans et à cause de l'urbanité.

### **Une présence fortuite dans des espaces utilitaires**

Ce second groupe est en tous points opposé au précédent. Urbains d'origine urbaine, ces usagers ne recherchent pas vraiment de contact avec les milieux naturels. Portés par les rythmes de la ville, attachés aux ambiances minérales, ils n'éprouvent pas vraiment le besoin d'investir les espaces verts métropolitains. Au contraire, ces espaces leur apparaissent opposés à l'esprit même de la ville qu'ils souhaitent dense, minérale, agitée. Leur équilibre se trouve dans cette urbanité qu'ils portent en eux depuis l'enfance. La ville n'est pas perçue comme une contrainte mais fait partie d'eux-mêmes. En tant que telle, elle est valorisée, voire revendiquée. Un certain plaisir, voire une certaine fierté transparait dans leur façon de se décrire comme des « citadins », de se revendiquer comme « urbains ».

Ces usagers déclarent ne pas venir plus d'une à deux fois par an dans les ECN. Quand ils y viennent, c'est pour des raisons variées qui n'ont que peu de lien avec la nature en elle-même : chaleur trop importante chez soi pour terminer un mémoire de fin d'étude, sandwich à avaler entre deux rendez-vous, attente d'un ami, utilisation du parc comme raccourci...

Ces usagers ne fréquentent que des parcs et jardins urbains. Encore faut-il que ces derniers soient proches de leur domicile. La facilité d'accès est en effet la condition *sine qua non* de leur présence occasionnelle. Ils déclarent ne jamais aller à la rencontre de milieux plus « naturels », moins aménagés. Une excursion à l'extérieur de la ville, dans des espaces plus ouverts, ne fait absolument pas partie de leurs envies. Ils recherchent au contraire des parcs aménagés, faciles, propres et pratiques.

Les enjeux écologiques des ECN sont méconnus ou ignorés. Le végétal permet au mieux d'enjoliver la ville et de mettre en valeur le bâti. Le terme « biodiversité » ne fait pas sens, surtout s'il est appliqué au milieu urbain. Perçus comme trop calmes, trop figés, trop silencieux, les ECN ne sont donc pour ces usagers qu'un élément parmi d'autres de la mosaïque urbaine, à l'écart de leurs espaces de vie usuels.

## **Une parenthèse dans le quotidien**

Un troisième groupe d'utilisateurs est composé d'actifs en situation d'emploi ou d'étudiants en préparation de concours qui investissent assez régulièrement les ECN en fonction de leurs horaires de travail. Les ECN qu'ils fréquentent se situent soit à proximité de leur domicile, soit à proximité de leur espace professionnel. Contraints par des horaires précis, ils cherchent à organiser leur temps libre de façon efficiente. Ils vont ainsi mettre à profit la proximité de certains ECN pour s'offrir une parenthèse dans le quotidien, pour rompre pour un temps limité un rythme pesant et surchargé. Les ECN servent donc ici à prendre une certaine distance, à évacuer un moment le stress des études ou de la vie professionnelle, à échapper un tant soit peu à la pénibilité du travail.

Le champ sémantique de l'enfermement est très présent dans les propos de cette catégorie d'utilisateurs et justifie leurs nombreuses incursions dans ces sites à des fins de détente, de relâchement, de décompression. Les ECN forment des îlots de verdure, des « havres de paix » où il est possible de se laisser aller à la rêvasserie, à la flânerie, sans autre but que le ressourcement personnel. On y apprécie le silence. La seule contemplation de la nature permet d'y évacuer le stress. Ce type d'utilisateurs est favorable à l'existence d'ECN en ville, mais avant tout comme lieux d'une brève coupure psychologique qui permet le reste du temps de continuer à profiter de la vie urbaine. Leur fonction écologique n'est guère perçue.

## **Un espace de proximité, prolongement du chez-soi**

Ce dernier groupe est celui qui entretient les rapports les plus étroits et les plus fréquents avec les ECN. Ce groupe est plutôt composé de personnes de milieux populaires. On y trouve des retraités, des chômeurs, des personnes en arrêt maladie, ainsi que des travailleurs à mi-temps ou des intérimaires. C'est-à-dire des personnes relativement éloignées du statut d'emploi qui demeure la référence, celui de l'emploi à temps plein et à durée indéterminée. Mais ce qui les rassemble, dans notre perspective, c'est surtout l'imbrication étroite entre un site et leur quotidien. Ils résident à proximité d'un ECN dans lequel ils se rendent presque quotidiennement. Un profond attachement les relie à « leur » parc ou jardin de prédilection, défini comme un « espace du quartier » et vécu comme une extension du domicile, un prolongement de l'espace de vie personnel. Dans le même temps, cet espace n'est pas le lieu d'une seule activité bien définie, mais au contraire celui de différentes activités interchangeables : promenade, sieste, lecture, interactions sociales, etc. Ce sont des lieux fortement appropriés et en même temps multifonctionnels, qui autorisent une grande variété de comportements et de pratiques.

Dans ce cas, les ECN élargissent l'espace du domicile. La démarcation entre la ville et la nature est moins nette que dans les groupes précédents : il y a une réelle continuité entre le domicile et ces parcs. Ces derniers sont jugés « indispensables », mais bien moins pour leurs caractéristiques écologiques que comme cadre agréable où il est possible de prolonger les activités du quotidien, de rencontrer des amis ou de sortir un peu de son logement.

Ces riverains se sont donc largement appropriés les lieux, qui leur tiennent lieu de jardin personnel. Ils ont le sentiment d'y être chez eux. Ils en connaissent tous les recoins, ont vu leur évolution, connaissent les personnes qui les fréquentent, les gardiens. Ils peuvent raconter des anecdotes à leur sujet. L'investissement affectif est également très fort.

Ces espaces sont également des espaces de sociabilité et d'échanges. Ils servent de point de rendez-vous entre amis ou de lieu de rencontres – imprévues mais recherchées – avec le voisinage. Ces sites jouent donc un grand rôle dans la vie sociale du quartier.

Ces espaces sont donc des lieux de proximité, favorisant le lien social, la rencontre. Le lieu public qu'est l'ECN se voit approprié et permet une extension du logement. En même temps, il offre une alternative au quartier souvent décrit comme trop minéral. Il permet une respiration et le développement de liens sociaux et d'activités bien plus qu'il ne se présente comme une occasion de lire, de comprendre et d'observer la nature.

## 7. Conclusion

Ce programme de recherche a permis de croiser différentes manières d'aborder les relations entre les espaces boisés et les questions de nature et de biodiversité.

Tout d'abord, l'analyse spatiale des boisements dans ces agglomérations de l'ouest de la France a permis de montrer leur forte augmentation en surface au cours des 50 dernières années. Cette dynamique traduit également un renouvellement important puisque plus de la moitié de leur surface actuelle a une ancienneté de moins de 50 ans. Leur évolution est donc en étroite articulation avec la construction des villes depuis au moins cette période. Malgré la proximité géographique et l'appartenance commune au Massif armoricain, des différences de distribution des boisements apparaissent entre les trois agglomérations. Elles sont à mettre en relation non seulement avec des particularités physiques des villes, mais aussi avec des histoires et des démarches d'urbanisation différentes.

L'analyse des documents d'urbanisme a permis également de montrer l'évolution dans les justifications des projets concernant les boisements, notamment avec la prise en compte croissante des enjeux écologiques, même si les préconisations affichées ne montrent pas de changement majeur. En ce qui concerne la place des boisements dans les démarches de planification de développement urbain, il semble donc que ce soit plus l'argumentaire que la déclinaison opérationnelle des intentions qui ait évolué au cours de cette période. Par exemple, leur rôle exprimé depuis déjà plusieurs années de coupure verte, visant en particulier à limiter l'étalement urbain intègre maintenant de manière explicite de nouvelles intentions de maintien des connectivités écologiques dans le paysage avec la mise en œuvre des trames vertes et bleues.

Ces enjeux croissant concernant l'écologie et la prise en compte de la biodiversité nous ont conduit à évaluer la biodiversité effectivement présente (plantes et oiseaux) dans les boisements et sa relation à l'urbanisation. Il apparaît tout d'abord que ces milieux peuvent, y compris en contexte urbain, accueillir une richesse biologique tout à fait importante, et plus particulièrement en ce qui concerne la flore. Une grande disparité entre ces deux groupes a également été mise évidence, augurant déjà des difficultés d'une évaluation simple des enjeux écologiques, ainsi que de la complexité de la relation entre ces enjeux et les attentes de natures des citoyens et décideurs.

Du point de vue de la caractérisation écologique des boisements, les paramètres d'anthropisation pris en compte n'ont que très peu d'influence sur l'avifaune, sauf en ce qui concerne la distribution des espèces cavernicoles. Il semble là que ce soit justement des facteurs humains et historiques liés à la gestion des boisements qui puisse expliquer leur fréquence plus importante en ville, où finalement les vieux arbres sont plus abondants. Concernant la flore, on a pu observer un maintien des communautés végétales dans les bois en contexte plus urbain, et même quand ils sont soumis à une gestion modérée de la végétation du sous-bois. Ces pratiques conduisant à maintenir des milieux à caractère naturel sont également favorisées par l'extension des démarches de gestion différenciées. Le voisinage d'espaces urbanisés et les pratiques de gestion s'accompagneront pour la végétation de ces bois essentiellement par une augmentation des espèces exotiques spontanées (mais restant généralement à des faibles niveaux d'abondance) et favoriseront le développement d'espèces non forestières. Ces résultats s'appuient sur des observations ponctuelles dans le temps mais posent également la question de la dynamique de la faune et de la flore sur des pas de temps plus long. En effet, il est parfois possible de mettre en évidence ce qu'on appelle en écologie une « dette d'extinction » : les espèces présentes dans un milieu traduisent un état relictuel de l'état plus ancien du milieu mais ne disposent pas forcément des conditions permettant leur maintien, et seront alors inexorablement conduites à disparaître

plus tardivement. Ces processus, assez délicats à évaluer, doivent conduire également à prendre en compte la résilience de ces bois, et à les considérer alors comme des socio-écosystèmes.

Le changement d'échelle concernant la biodiversité des bois est également spatial. L'intérêt est alors de porter son attention non plus sur la diversité locale d'un bois, mais plus tôt sur la contribution de ce bois à la biodiversité à l'échelle du paysage. Cette grille de lecture peut conduire à relativiser l'importance de la surface du bois sur les enjeux de biodiversité, et par exemple montrer l'intérêt non seulement de quelques grands espaces boisés mais aussi de la diversité de boisements même de surfaces plus modestes. Cette échelle de réflexion correspond bien à celle des documents de planification, et la forte dynamique des boisements qui a été mise en évidence précédemment en renforce encore la pertinence. La prise en compte croissante des enjeux écologique dans ces documents devrait conduire à une entrée de ces logiques dans leur construction, mais leur analyse a montré que ce n'était pas encore le cas. Ces réflexions, même si elles peuvent reposer sur des raisonnements finalement assez simples, apparaissent tout de même assez largement techniques et scientifiques. Un obstacle peut-être plus important encore est probablement lié au changement plus profond de cadre de réflexion qu'ils demandent. Par exemple les pratiques de gestion des bois sont le plus souvent réfléchies du point de vue écologique à l'échelle de leur intervention, c'est à dire celle de bois ou du parc, et quasiment jamais à une échelle plus large. Il ne faut sans doute pas négliger la dimension de réelle innovation des pratiques qui est alors en jeu (Nassauer et Opdam 2008, Pickett et al. 2011). Il sera intéressant à ce titre d'évaluer les possibles changements de cet ordre que pourrait encourager la mise en œuvre des trames vertes et bleues.

Même si plusieurs travaux peuvent quantifier des bénéfices à une échelle individuelle de la biodiversité perçue (par exemple Fuller et al. 2007), l'enjeu est tout autant de comprendre et de qualifier la nature de cette relation. L'analyse de l'enquête sociologique a pu montrer qu'il ne faut pas sous-estimer la connaissance de la nature par le public, mais que celle-ci reste très difficile à articuler avec les connaissances de nature plus scientifiques.

La relation entre cette perception du public et les pratiques des gestionnaires mérite également une attention plus fine, comme cela est apparu dans la comparaison des réponses des citoyens entre les trois villes. Dans certaines villes encore, les services techniques craignent de modifier leurs pratiques de gestion à cause de la perception négative qu'en auraient les citoyens qui pourraient se répercuter sur les élus, et des craintes possibles de la part des élus. Tout se passe alors comme si les pratiques dépendaient des représentations des habitants. Mais nos observations montrent que l'inverse peut tout aussi bien être vrai : les représentations sont influencées par les pratiques de gestion. Au final en tout cas, les « mauvaises herbes » semblent être mieux tolérées quand elles sont plus présentes dans la ville. Elles ne sont plus si « mauvaises » que cela. La végétation spontanée est progressivement acceptée comme quelque chose qui a sa place en ville. Pour autant, il n'est pas question de dire que le propre n'est plus une norme urbaine : il ordonne toujours les attentes des citoyens. Seulement, progressivement, sa définition évolue : « propre » tend à devenir synonyme d'« écologique » et rime avec « environnement », « développement durable », « biodiversité » pour définir ce qu'est un espace de vie sain. Pour un nombre croissant de citoyens, une ville « propre » semble donc être désormais une ville qui répond aux valeurs écologiques contemporaines. Et la végétation spontanée en fait partie.

Les espaces boisés, a priori opposés aux espaces urbanisés, et pouvant même représenter « des refuges de nature » dans les aires urbaines présentent donc une dynamique qui est étroitement impliquée avec les processus propres à la ville, et que ce soit en termes d'intention d'aménagement, de dynamique de biodiversité ou d'usage par le public. On relève tout de même plusieurs décalages importants :

- les processus écologiques sont affirmés de plus en plus fortement dans les démarches d'aménagement, mais ce n'est pas pour autant qu'ils sont effectivement mobilisés dans les réflexions, et les obstacles à cela sont peut-être moins d'ordre technique et scientifique (donc propre aux méthodes scientifiques de l'écologie) qu'en lien avec le changement de logique et l'articulation des échelles différentes qu'ils nécessitent,
- du point de vu naturaliste, ces espaces boisés urbains ne représentent généralement pas des enjeux majeurs, cependant, ils présentent de réelle potentialité de développement de biodiversité ordinaire ; l'influence de l'urbanisation sur ces milieux est assurément plus complexe et doit donc dépasser une analyse directe des impacts,
- la perception de nature par les citoyens reste difficile à mettre en relation avec les indicateurs de biodiversité qui peuvent être mis en œuvre et elle est elle-même influencée par les pratiques des gestionnaires.

## Références bibliographiques

- Angold P.G., Sadler J.P., Hill M.O., Pullin A., Rushton S., Austin K., Small E., Wood B., Wadsworth R., Sanderson R. & Thompson K. (2006) Biodiversity in urban habitat patches. *Science of The Total Environment*, 360, 196-204.
- Berdoulay, V. & Soubeyran, O. (2002) *L'écologie urbaine et l'urbanisme - Aux fondements des enjeux actuels* La Découverte, Paris.
- Bertand J. (2010) La territorialisation des politiques de boisement, Le cas des forêts urbaines de Nantes Métropole. Mémoire AgroParisTech ENGREF Master « Développement local et aménagement des territoires », 32p.
- Blanc N. (2000). Les animaux et la ville, Paris, Odile Jacob, 232 p.
- Blanc, N. (2003). La vie, la ville et la recherche. In *Quelles natures voulons-nous ? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement* (eds C. Lévêque & S. van der Leeuw), pp. 55-63. Elsevier, Paris.
- Bouteufeu B. (2007) La forêt comme un théâtre ou les conditions d'une mise en scène réussie. Thèse de doctorat de l'Ecole Normale Supérieure Lettres et Sciences Humaines. 502 p.
- Burel, F. & Baudry, J. (1999) *Ecologie du paysage, Concepts, méthodes et applications* Ed Tec & Doc, Paris.
- Challas, Y. (2003) Mutations urbaines contemporaines. *Géopolitique*, 81, 42-47.
- Clergeau, P. (2007) *Une écologie du paysage urbain* Ed. Apogée.
- Clergeau P. (2010) *Ecologie urbaine et biodiversité*. In Coutard O. Levy J.P. (Ed) *Ecologies urbaines*, Economica, Paris, p 154-165.
- Cormier L. & Carcaud N. (2009) Les trames vertes : discours et/ou matérialité, quelles réalités ? *Topia, Projet de Paysage*, 17p
- Cornelis J. & Hermy M. (2004) Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69 : 385-401.
- Croci, S. (2007) *Urbanisation et biodiversité: traits biologiques et facteurs environnementaux associés à l'organisation des communautés animales le long d'un gradient rural-urbain*. Thèse doctorat. Univ Rennes I, Rennes.
- Daniel H., V. Pellissier, J. Vallet & F. Rozé (2011) La végétation des bois urbains, in P. Clergeau (Dir) *Ville et Environnement : enseignement d'une recherche pluridisciplinaire*. Presses Universitaires de Rennes, p 123-153.
- Daniel, H. & E. Lecamp. 2004. Distribution of three indigenous fern species along a rural-urban gradient in the city of Angers, France. *Urban Forestry & Urban Greening* 3:19-27.
- Emelianoff, C. (2003). Les relations villes-nature : zones d'ombre ou cécité ? In *Quelles natures voulons-nous ? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement* (eds C. Lévêque & S. van der Leeuw), pp. 47-54. Elsevier, Paris.
- Forman, R. T. T. (2008) *Urban regions, ecology and planning beyond the city*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fournier P., (1947) *Les quatre Flores de France*. Lechevallier, Paris.
- Fuller R., Irvine K.N., Devine-Wright P., Warren P.H. & Gaston K.J. (2007) Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters* 3 : 390-394.
- Godefroid S. & Koedam N. (2003) How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology & Biogeography*, 12, 287-298
- Hess, G.R., Bartel, R.A., Leidner, A.K., Rosenfeld, K.M., Rubino, M.J., Snider, S.B., & Ricketts, T.H. (2006) Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain and region. *Biological Conservation*, 132, 448-457.
- Hedblom, M., & B. Söderström. (2008) Woodlands across Swedish urban gradients: Status, structure and management implications. *Landscape and Urban Planning* 84:62-73.

- Heyman, E., B. Gunnarsson, M. Stenseke, S. Henningsson, & G. Tim. (2011) Openness as a key-variable for analysis of management trade-offs in urban woodlands. *Urban Forestry & Urban Greening* 10:281-293.
- Hobbs E.R. (1988) Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology*, 1, 141-152
- Hollom P.A.D. (1988) *The Popular Handbook of British Birds* H.F. & G. Witherby Ltd.
- Kowarik, I. (2005). Wild urban woodlands: towards a conceptual framework. In *Wild urban woodlands* (eds I. Kowarik & S. Körner), pp. 1-32. Springer, Berlin.
- Le Bot J.-M. & Sauvage A. (2008) Perception, pratiques, appropriation et appréciation de la biodiversité par les habitants d'un transect rural/urbain de l'agglomération rennaise, Étude réalisée pour le MENESR (ACI Développement urbain durable), LAS-LARES, rapport non publié, Rennes, 156 p.
- Le Bot J.-M. & Sauvage A. (2011) Les habitants et la biodiversité. in P. Clergeau (Dir) *Ville et Environnement : enseignement d'une recherche pluridisciplinaire*. PUR, Rennes, p 67-103.
- Levy J.P. (2010) Ville et environnement : pour un changement de paradigme. In Coutard O. Levy J.P. (Ed) *Ecologies urbaines, Economica*, Paris, p 3-14.
- McDonnell M. & Hahs A. (2009) Comparative ecology of cities and towns : past, present and future. In McDonnell M., Hahs A. & Breuste J.H. (Ed.) *Ecology of cities and towns, a comparative approach*, p 71-89.
- McDonnell, M.J. & Pickett, S.T.A. (1990) Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71, 1232-1237.
- Nassauer, J., & P. Opdam. (2008) Design in science: extending the landscape ecology paradigm. *Landscape Ecology* 23:633-644.
- Niemelä J., Kotze D.J. & Yli-Pelkonen V. (2009) Comparative urban ecology : challenges and possibilities. In McDonnell M., Hahs A. & Breuste J.H. (Ed.) *Ecology of cities and towns, a comparative approach*, p 9-24.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, J. M. Grove, C. G. Boone, P. M. Groffman, E. Irwin, S. S. Kaushal, V. Marshall, B. P. McGrath, C. H. Nilon, R. V. Pouyat, K. Szlavecz, A. Troy, & P. Warren. (2011) Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management* 92:331-362.
- Roche P., Vennetier M., Guyot F., Moundy P.J. & Bourgignon V. (2008) Dynamique périurbaine et composition floristique des petits îlots boisés en Provence calcaire. *Revue Forestière Française* 60 (5) : 623-640.
- Southwick, C.H. (1996) *Global ecology in human perspective* Oxford University Press, New York.
- Theys J. (2010) Trois conceptions irréductibles de l'environnement. In Coutard O. Levy J.P. (Ed) *Ecologies urbaines, Economica*, Paris, p 15-38.
- Vallet, J., H. Daniel, V. Beaujouan, & F. Rozé. (2008) Plant species response to urbanization: comparison of isolated woodland patches in two cities of North-Western France. *Landscape Ecology* 23:1205-1217.
- Vallet, J., H. Daniel, V. Beaujouan, F. Rozé & S. Pavoine (2010a). Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands. *Applied Vegetation Science* 13:412-424.
- Vallet, J., V. Beaujouan, J. Pithon, F. Rozé & H. Daniel (2010b). The effects of urban or rural landscape context and distance from the edge on native woodland plant communities. *Biodiversity and Conservation* 19:3375-3392.
- Wania A., Kühn I. & Klotz S. (2006) Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany - spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning*, 75, 97-110

## **Annexe 1** – Etude de l'avifaune et de la flore, précisions méthodologiques

Les 62 bois échantillonnés se répartissent entre les agglomérations de Angers (21 bois), Rennes (22) et Nantes (19). Les bois humides ou présentant une gestion horticole intensive (et ne permettant pas le développement de végétation spontanée) ont été exclus de l'échantillonnage. Ils sont tous situés sur un substrat géologique acide.

Un relevé exhaustif de la végétation a été réalisé dans chaque bois (entre 2009 et 2010), avec une estimation des recouvrements selon une échelle de 5 classes (coefficient d'abondance de Braun Blanquet). Différents paramètres stationnels ont été relevés, en particulier pour indiquer la structure de la végétation et l'intensité de la gestion de la végétation de sous bois : recouvrement des différentes strates de végétation, d'entretien des strates arborée et herbacées, évaluation de la composition en surface terrière de la strate arborée, présence de bois mort, recouvrement de la végétation horticole (<2m), litière.

Concernant l'avifaune, deux points d'écoute ont été réalisés en 2010 dans chaque bois. Les premières visites ont eu lieu entre le 7 avril et le 7 mai et les deuxièmes visites entre le 17 mai et le 17 juin afin de recenser l'ensemble des espèces nicheuses résidentes ou migratrices. Ces points d'écoute, d'une durée de 10 minutes ont été réalisés le matin, entre 1 et 4 heures après l'aube, par une seule observatrice. Tous les individus détectés dans un rayon de 100m autour du point ont été recensés et pour chaque espèce l'abondance maximale des 2 visites a été utilisée pour les analyses.

Les groupes de spécialisation de la flore au milieu forestier ont été réalisés à partir de la flore de France de Fournier (1947) qui a l'avantage de présenter une description très fine des habitats de chaque espèce. Cette typologie porte sur les espèces indigènes. Parmi les habitats indiqués par Fournier deux groupes ont été définis : le groupe des habitats forestiers (au sens strict) et le groupe des habitats ouverts. A partir de cette typologie, trois groupes d'espèces ont pu être définis : les espèces ne se développant que dans les habitats forestiers, les espèces se développant à la fois dans des habitats forestiers et les habitats ouverts et les espèces ne se développant que dans des habitats ouverts. Ces groupes ont été ici appelés respectivement 'espèces forestières spécialistes', 'espèces forestières généralistes' et 'espèces non forestières'.

**Annexe 2.** Fréquences des espèces d'oiseaux contactées et répartition dans les groupes fonctionnels

Nom français	Nom latin	Nourriture	Habitat nidification	Habitat MNHN	Fréquence
Merle noir	<i>Turdus merula</i>	omni	arbu	Gen	97%
Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>	insect	arbu	For	97%
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	graniv	arbu	Gen	92%
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	insect	arbu	For	92%
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	graniv	arbre	Gen	90%
Mésange charbonnière	<i>Parus major</i>	omni	cav	Gen	87%
Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	insect	arbu	Gen	84%
Pouillot véloce	<i>Phylloscopus collybita</i>	insect	arbu	For	82%
Grimpereau des bois	<i>Certhia familiaris</i>	insect	arbre	For	77%
Mésagne bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i>	omni	cav	Gen	77%
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	omni	arbre	Gen	71%
Pie bavarde	<i>Pica pica</i>	omni	arbre	Bati	63%
Etourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>	omni	cav	Agri	58%
Sitelle torchepot	<i>Sitta europaea</i>	omni	cav	For	58%
Pic vert	<i>Picus viridis</i>	insect	cav	Gen	56%
Martinet noir	<i>Apus apus</i>	insect	bati	Bati	39%
Geai des chênes	<i>Garrulus glandarius</i>	graniv	arbre	Gen	37%
Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i>	omni	bati	Bati	26%
Accenteur mouchet	<i>Prunella modularis</i>	insect	arbu	Gen	21%
Tourterelle turque	<i>Streptopelia decaocto</i>	graniv	arbre	Bati	21%
Grive musicienne	<i>Turdus philomelus</i>	insect	arbu	For	19%
Fauvette des jardins	<i>Sylvia borin</i>	insect	arbu	For	18%
Verdier d'Europe	<i>Chloris chloris</i>	graniv	arbu	Bati	18%
Mésange à longue queue	<i>Aegithalus cordatus</i>	insect	arbu	Gen	16%
Coucou gris	<i>Cuculus canorus</i>	insect	arbu	Gen	13%
Mésange nonnette	<i>Poecile palustris</i>	omni	cav	For	13%
Chardonneret élégant	<i>Carduelis carduelis</i>	graniv	arbu	Bati	10%
Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	graniv	arbu	Agri	10%
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	omni	arbre	Agri	8%
Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>	insect	bati	Bati	8%
Pic épeiche	<i>Dendrocopus major</i>	insect	cav	For	8%
Mésange huppée	<i>Lophophanes cristatus</i>	omni	cav	For	6%
Pouillet fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	insect	arbu	For	5%
Mésange noire	<i>Periparus ater</i>	insect	cav	For	3%
Moineau friquet	<i>Passer montanus</i>	graniv	bati	Bati	3%
Roitelet huppé	<i>Regulus regulus</i>	insect	arbre	For	2%
Rougequeue noire	<i>Phoenicurus ochruros</i>	insect	bati	Bati	2%

**Annexe 3.** Analyse complémentaire de la végétation à l'échelle des communautés végétales de sous bois.

Afin d'évaluer plus finement les influences de l'intensité de la gestion et du gradient ville-campagne sur les communautés végétales, une campagne de terrain complémentaire a été engagée en 2009.

Suite à des relevés précédents, trois types de communauté végétale de sous bois très majoritairement rencontrés ont été défini à partir de la physionomie de la végétation dominante :

- dominance de ronce : « R »
- dominance d'un couvert herbacé (graminées) : « H »
- dominance de lierre et/ou de sol nu : « L »

Ces types sont une autre manière indirecte de prendre en compte les pratiques de gestion par leur résultat sur la végétation. En effet, le maintien d'un couvert de graminée nécessite au moins des actions de fauche régulière, et la présence de roncier traduit l'absence d'intervention régulière. Le troisième type peut correspondre à des situations où le couvert arboré et arbustif ne permet pas le développement d'une végétation importante, ou à des situations d'espace fréquenté.

Un sous échantillon de 32 bois a été réalisé, réparti sur les trois agglomérations, le long du gradient, entre les trois types de végétation de sous bois. Dix quadrats de 30m<sup>2</sup> chacun ont été échantillonné de manière systématique dans chaque bois (en évitant la proximité des chemins). Un relevé de la végétation avec évaluation des recouvrements a été réalisé dans chaque quadrat, ainsi qu'une photographie hémisphérique pour une mesure du recouvrement de la canopée.

Au total, 111 espèces ligneuses ont été recensées, dont 61 exotiques, et 149 espèces herbées, dont seulement 2 exotiques (*Vinca major* et *Crepis setosa*).

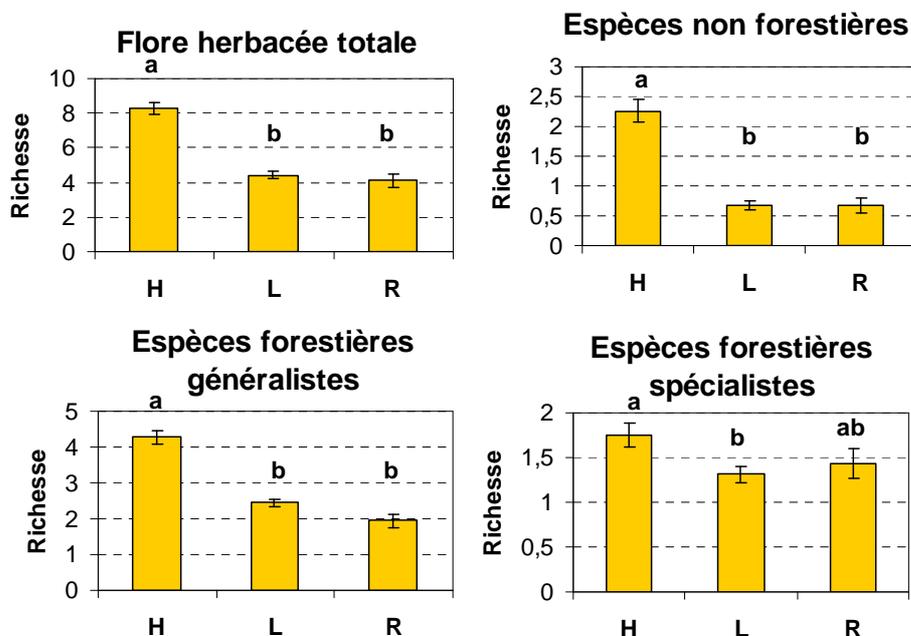


Figure a : Comparaison des richesses floristiques entre les différents types de végétation

Les végétations de type H « herbacées » comportent une flore la plus riche, en espèces non forestières, en espèces forestières généralistes, mais aussi en espèces forestières spécialistes dans une moindre mesure (figure a). Le développement d'une végétation à dominante de graminées en sous bois a donc comme conséquence un apport important en espèces non typiquement forestières, mais ne limite pas la richesse en espèces forestières spécialistes.

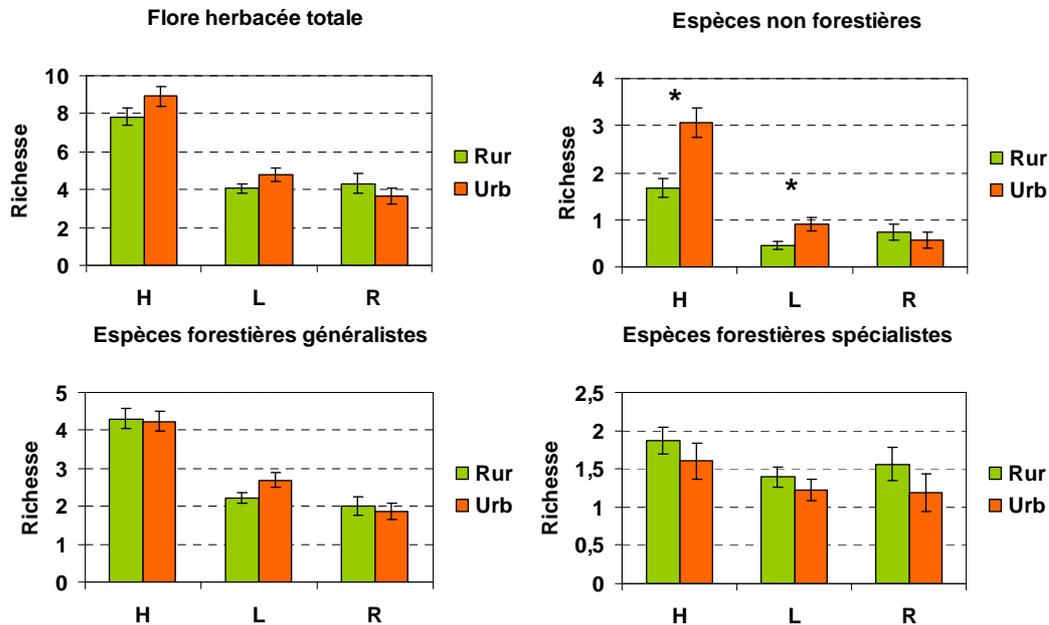


Figure b : Comparaison des richesses floristiques en fonction des différents types de végétation et de la position urbaine ou rurale du bois (comparaison des richesses des quadrats urbains ou ruraux pour chaque type de végétation \* :  $p < 0,05$ ).

L'influence du positionnement urbain ou rural de la station (classes élaborées à partir de l'occupation du sol en bâti et voirie dans un voisinage de 500m du bois, comme pour le reste de l'étude) a été ajoutée à ces comparaisons (figure b).

A cette échelle plus fine d'observation, ce sont les plantes les plus largement distribuées au sein du bois qui sont prises en compte. Le type de végétation de sous bois a un effet prédominant sur les richesses floristique. La position urbaine des bois a pour conséquence une richesse accrue en espèces non forestières, sauf dans les végétations R dominées par les ronces. Dans ce cas, il est possible que la faible lumière parvenant au sol limite le développement de ces espèces.

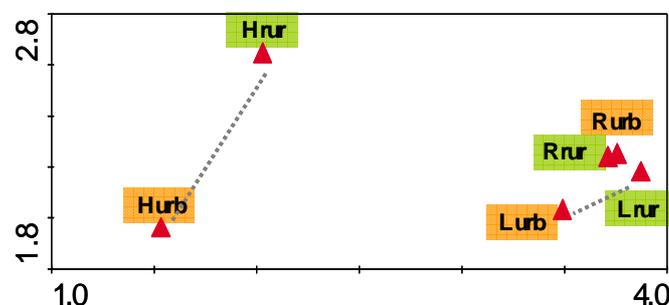


Figure c : premier plan factoriel de l'analyse des correspondances des relevés de végétation. Les triangles indiquent les centres de gravité des trois types de végétation de sous-bois et de leur position rurale ou urbaines.

Enfin, une analyse factorielle des correspondances permet de comparer la composition des communautés en fonction de ces facteurs (figure c). La végétation de type H (herbacée) apparaît bien différents des deux autres types. L'influence du gradient ville-campagne sur la composition des communautés est également bien plus forte sur ce type de végétation que sur les deux autres. En particulier, la végétation de type roncier semble très similaire que le bois soit en position urbaine ou rural.

Cette analyse montre que les espèces forestières peuvent se maintenir même si une gestion de la végétation de sous bois est mise en œuvre et que ces pratiques auront surtout pour conséquence de favoriser le développement en plus d'espèces non forestières.

#### Annexe 4 – Caractéristiques des sites d'échantillonnage pour les enquêtes sociologiques

Angers	Parcs de l'étang Saint-Nicolas	Ensemble de parcs aménagés autour d'un étang artificiel, sur le site d'une ancienne carrière de schiste ardoisier. Parmi ces parcs, celui de la Garenne a été ouvert au public en 1937. Le parc des carrières et le pourtour de l'étang ont suivi dans les années 1950. Cet ensemble constitue aujourd'hui un élément de la trame verte d'Angers, entre ville et campagne (prolongation sur les communes d'Avrillé et de Beaucouzé).
	Parc de Balzac	Aménagé par la ville d'Angers à partir de 1996 sur une surface de près de 50 ha qui avait servi longtemps de décharge sauvage. Lien entre le parc Saint-Nicolas et le lac du Maine, il constitue désormais un élément pivot de la trame verte d'Angers. Il a reçu l'agrément de « Refuge LPO » en octobre 2006.
	Domaine de Pignerolle	Ancien parc de château de 80 ha, acheté en 1971 par le district d'Angers. Noyau de la trame verte de l'est angevin sur la commune de Saint-Barthélémy d'Anjou, il se raccroche, en s'élargissant, à des espaces ruraux et des bois privés.
Nantes	Parc de la Gaudinière	Ancien parc privé de 12,5 ha, acheté par la ville de Nantes en 1936. Il est situé au nord de Nantes, à la limite de la commune d'Orvault, dans la vallée du Cens (qui rejoint l'Erdre un peu plus de 2 km en aval).
	Parc de la Gournerie	Parc de château de 76 ha, sur la commune de Saint-Herblain, acquis par cette dernière en 1973 ; relié au centre-ville de Nantes par le corridor écologique de la vallée de la Chézine, affluent direct de la Loire.
	Parc de Procé	Au centre-ville de Nantes, 12 ha d'un ancien parc privé aménagé au XIX <sup>e</sup> siècle par le paysagiste Dominique Noisette. Acheté par la ville en 1912, il fait aujourd'hui partie de la trame verte de Nantes en se prolongeant par un corridor boisé qui suit la vallée de la Chézine, tant vers l'aval et que vers l'amont (jusqu'au parc de la Gournerie).
Rennes	Jardin du Thabor	Parc horticole de 10 ha au centre-ville, aménagé au XIX <sup>e</sup> siècle par les frères Bühler, à partir du jardin plus ancien de l'abbaye Saint-Melaine.
	Parc des Gayeulles	Le plus grand parc de Rennes, d'une surface de 100 ha, au nord-est de la ville. C'est un exemple de nature reconstituée (à partir de 1967, pour une ouverture au public en 1978). Une passerelle piétonne au-dessus de la rocade permet de cheminer jusqu'à la forêt de Rennes.
	Parc de Bréquigny	« Poumon vert » de 16 ha, aménagé entre 1969 et 1980, au cœur d'un quartier très minéral (ZUP sud et centre commercial), en bordure de la rocade sud.