



**HAL**  
open science

# Paysage et végétation dans les milieux anthropisés. De la grande culture à la ville. Rapport d'Habilitation à Diriger des Recherches en Géographie

Francesca Di Pietro

## ► To cite this version:

Francesca Di Pietro. Paysage et végétation dans les milieux anthropisés. De la grande culture à la ville. Rapport d'Habilitation à Diriger des Recherches en Géographie. Géographie. Université d'Angers, 2015. tel-04210714

**HAL Id: tel-04210714**

**<https://hal.science/tel-04210714>**

Submitted on 19 Sep 2023

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

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



Université d'Angers

**Dossier d'Habilitation à Diriger des Recherches (HDR)**

Spécialité : Géographie

Présenté par

**Francesca Di Pietro**

Maître de conférences à l'Université François-Rabelais, Tours - UMR CITERES

Le 6 Juillet 2015

***Paysage et végétation  
dans les milieux anthropisés  
De la grande culture à la ville***

---

**Jury**

M. Aziz BALLOUCHE, Professeur, Université d'Angers, Professeur référent

M. Frédéric BIORET, Professeur, Université de Bretagne Occidentale, Examineur

Mme Nathalie CARCAUD, Professeure, Agrocampus Ouest, Rapporteuse

Mme Nathalie MACHON, Professeure, Muséum National d'Histoire Naturelle, Rapporteuse

M. Pascal MARTY, Professeur, Ecole Normale Supérieure de Lyon, Rapporteur







## Sommaire

Introduction générale.....	1
1 Penser le paysage .....	7
1.1 Les enjeux de société.....	7
1.2 Le paysage dans le discours scientifique .....	12
1.3 Synthèse. A qui appartient le paysage ? .....	32
1.4 Paysage et végétation dans les milieux anthropisés : postulats et choix méthodologiques	36
2 Comprendre le paysage de grande culture .....	53
2.1 Contexte de la recherche sur les paysages de grande culture.....	53
2.2 Structure et évolution du paysage de grande culture.....	59
2.3 Diversité et déterminants de la végétation des bords de champs en grande culture .....	78
2.4 Perspectives. L'interface route-champ cultivé.....	88
3 Comprendre le paysage urbain .....	93
3.1 Contexte de la recherche sur les paysages urbains .....	93
3.2 Structure et évolution du paysage urbain.....	105
3.3 Diversité et déterminants de la végétation des pelouses urbaines .....	131
3.4 Diversité et déterminants de la végétation des bois urbains.....	139
3.5 Perspectives. Les délaissés urbains .....	146
4 Perspectives. Agir sur le paysage ?.....	151
4.1 Synthèse. Paysage et végétation dans les milieux anthropisés .....	151
4.2 L'action publique sur le paysage : deux exemples .....	154
4.3 Deux recherches en cours. Trame Verte et Bleue et réseau écologique .....	165
4.4 Conclusion .....	169
Conclusion générale .....	171
Annexe.....	175
Le cas d'une expérimentation française : les Plans de Développement Durable (PDD).....	175
Bibliographie citée.....	181
Résumé.....	211
Tables .....	215
Table des Encadrés .....	215
Table des Figures .....	215
Table des Tableaux.....	217



# Introduction générale

## *Un parcours de recherche sur les relations entre paysage et végétation dans des milieux anthropisés*

---

Ce mémoire synthétise une quinzaine d'années de recherches sur les relations entre paysage et végétation dans des milieux anthropisés, structurés donc par l'action humaine.

Le paysage a émergé au fil du temps comme un enjeu de société, surtout en relation avec les changements d'occupation du sol, drastiques, que la plupart des pays ont connu dans le second après-guerre, et comme un concept scientifique, d'abord dans le domaine de la géographie, puis dans celui de l'écologie. Au cours de cette évolution le paysage a été requis comme un concept intégrateur des dynamiques biophysiques et socio-économiques ; un concept intégrateur d'une discipline, la géographie ; et un concept intégrateur d'approches interdisciplinaires. Malgré ces appels à l'unification d'approches différentes, nécessaire à la recherche de solutions à plusieurs problèmes d'aménagement et d'environnement, le paysage a définitivement perdu ce caractère double, de territoire et son image, qui le caractérisait à son origine, avant qu'il ne devienne un objet de science. La géographie et ses concepts ont suivi la spécialisation qu'ont connue toutes les sciences, et aujourd'hui il y a peu de démarches communes entre les approches culturalistes au paysage, et les approches physiques et écologiques. Dans cette situation nous distinguons les approches sensibles des approches matérielles du paysage : si dans les premières le paysage n'existe pas sans l'observateur, dans les secondes le paysage est un objet. Nous nous situons dans ces dernières.

Des considérations préliminaires doivent être mentionnées ici.

Les milieux naturels ont été transformés depuis longtemps en paysages de production, agricoles, forestiers ou urbains, par des actions humaines étendues et/ou répétées : déboisement, drainage de zones humides, modifications hydrologiques, etc. Les milieux actuels sont donc des « hybrides », généralement complètement aménagés en fonction des pratiques agricoles<sup>1</sup>. Comme le souligne un des fondateurs de l'écologie du paysage<sup>2</sup>, il faut oublier l'idée d'un monde originel en équilibre statique et étudier plutôt les modalités et les directions du changement de ces hybrides.

Nous travaillons sur les milieux anthropisés, dans lesquels la végétation est sous l'effet direct et ancien des sociétés. Dans ces milieux, nous identifions deux échelles spatio-temporelles majeures de l'action humaine : (i) l'échelle de la gestion, qui touche un écosystème donné et se déploie à un rythme annuel ou saisonnier (ex : rotations culturales, entretien des bordures de champs), et (ii) l'échelle de l'aménagement, qui touche les écosystèmes environnants, à un rythme pluri-annuel ou décennal. La gestion peut être le fait d'actions individuelles (« l'homme »), l'aménagement relève toujours de plusieurs acteurs (« la société »). Les effets de ces deux échelles sur la végétation - aménagement du paysage, à long terme, et gestion des écosystèmes qui le composent, à plus court



terme- sont parfois indépendants, parfois redondants. Ce travail se concentre sur l'échelle du paysage. J'utiliserai ainsi le terme « paysage » pour indiquer cette échelle précisément ; dans le sillon des approches géographiques j'utiliserai en revanche le terme « milieu », plus général et néanmoins complexe <sup>3</sup>, ou le terme « espace » <sup>4</sup> (p 356), ou encore le terme très général de « nature », sans référence à une échelle donnée.

Pour analyser ces questions il est nécessaire de récolter et mettre en relation des données hétérogènes et d'avoir recours à des outils diversifiés ; cette diversité d'outils et de données, rétive au classement disciplinaire, est essentielle dans notre approche du paysage. Nos recherches mobilisent donc des données d'occupation du sol, issues d'outils cartographiques, des données sur les pratiques d'utilisation du sol et de gestion des habitats, issues d'enquêtes auprès des gestionnaires, et des données de composition botanique des habitats, issues de relevés de végétation.

Ce parcours de recherche est ainsi marqué par une forte interdisciplinarité entre géographie, aménagement de l'espace et écologie, entre sciences sociales et sciences de la vie (Figure 1).

Les contributions de la géographie sont essentielles, sur deux points : d'une part l'analyse de l'espace géographique fournit les informations sur l'occupation du sol indispensables à l'analyse de la structure des paysages. D'autre part c'est bien le champ de la géographie qui a le plus longuement débattu du paysage et qui l'a inscrit à l'interface entre la nature et l'homme. En effet, le paysage a d'abord été identifié, dans une partie de la géographie moderne, au géosystème, puis élargi aux relations entre la nature et la société. Ce parcours a été bien résumé par les apports successifs de G. Bertrand <sup>5</sup> (p 78), <sup>6</sup> (p 114), qui a fait une critique sévère des approches classiques de la géographie française au paysage <sup>7</sup>. Malgré cela, le paradigme principal de la géographie, pourtant controversé, est la relation des sociétés à leur environnement, et le paysage est le premier des « concepts mixtes » de la géographie, comportant à la fois une dimension naturelle et une dimension sociale <sup>3</sup>.

Ainsi, dans le sillon d'une partie de la géographie actuelle, le paysage est ici considéré comme un objet d'interface entre les sociétés et les milieux. Toutefois, contrairement à de nombreux travaux en géographie, nous postulons que l'analyse de l'interface entre société et milieux implique de prendre en considération les opérations techniques mises en œuvre par les sociétés sur les milieux ; ce focus sur les systèmes techniques d'intervention sur les milieux est déterminant dans notre approche.

Outre la géographie, deux autres champs disciplinaires apportent une contribution fondamentale à cet objet « mixte » qu'est le paysage : l'écologie et l'aménagement de l'espace.

L'écologie a, plus que tout autre discipline, formalisé la dimension systémique et scalaire de la nature, et la place du paysage en tant qu'échelle d'observation et / ou niveau d'organisation des processus écologiques, en particulier par la théorie de la hiérarchie <sup>8</sup>, <sup>9</sup>. L'écologie du paysage moderne a, en particulier, défini le paysage comme une articulation spatiale d'écosystèmes et son approche est centrée sur les relations entre espèces et structures spatiales les abritant. Ce champ met l'accent sur l'hétérogénéité de l'espace, ce qui est pertinent pour l'étude des paysages marqués par la fragmentation des habitats, résultant des interventions humaines. Celles-ci sont un facteur jouant un rôle capital sur la végétation, et elles sont à prendre en considération d'emblée comme un facteur écologique majeur, au même titre que des facteurs plus communément admis (comme le type de sol par exemple). Ainsi, contrairement à de nombreux travaux en écologie, les pratiques

anthropiques ne sont pas considérées ici comme un facteur exogène au milieu mais bien comme un facteur le constituant. Les activités humaines, comme les activités agricoles par exemple, ne sont pas uniquement destructrices de biodiversité, elles créent également des habitats et des assemblages d'espèces nouveaux<sup>10</sup>. L'anthropisation n'est donc pas synonyme de dégradation de milieu « naturels » idéalisés, mais un objet d'étude, une possibilité de comprendre l'émergence d'habitats et de paysages nouveaux, originaux, liés à des actions humaines considérées comme un moteur de la structure et de l'évolution des paysages.

La végétation, qui est l'élément constituant des biotopes pour de nombreuses espèces animales, est considérée dans nos travaux comme un indicateur biologique de l'utilisation de l'espace par les sociétés et notamment des effets des deux échelles des activités humaines (aménagement et gestion) sur le milieu physique. La végétation de la strate herbacée, en particulier, est un indicateur pertinent, car elle est moins pilotée par la gestion humaine que la végétation des strates arbustive et ligneuse. La diversité de la végétation sera mesurée ici moins par des indices intégrateurs que par des analyses de la composition botanique, qui permettent de mieux lire les relations société-milieu.

L'aménagement de l'espace est centré sur l'action des sociétés sur l'espace physique et sur les processus de décision sous-jacents ; à ce titre, ce champ disciplinaire concerne directement les processus à l'origine de la dynamique actuelle des paysages que nous étudions, à savoir intensification agricole et étalement urbain. L'aménagement de l'espace, focalisé sur les sociétés agissantes, offre des perspectives pour l'action, et notamment pour l'action publique. L'approche en termes de paysage est particulièrement pertinente pour analyser l'action publique en matière de biodiversité et plus largement d'environnement, car **l'échelle du paysage et celle de l'action publique locale sont compatibles**. En fournissant des éléments de réponse à la question « Qu'apporte l'analyse du paysage à l'aménagement des espaces non bâtis ? », ce travail entend apporter une contribution à l'objectif de convergence entre aménagement de l'espace et analyse du paysage.

Dès avant ma thèse de doctorat, le fil conducteur de mes travaux de recherche a été constitué par le paysage et son évolution sous l'effet des pratiques anthropiques à plusieurs niveaux d'organisation, et ses effets sur le matériel biologique. Parallèlement à la poursuite de ce thème de recherche, j'ai souhaité amplifier les collaborations scientifiques et techniques. Ainsi, peu après mon arrivée à l'Université de Tours, mes premiers travaux sur les paysages de grande culture, en collaboration avec le CETU Innophyt (programme *Risque limaces*, 1998-2002) m'ont permis de tisser des liens avec la Chambre d'Agriculture d'Indre-et-Loire et notamment le Groupement de Développement Agricole de Loches et Montrésor. Simultanément, j'ai contribué à des travaux sur les politiques publiques touchant au paysage en milieu rural et urbain (Plans de Développement Durable, Agenda Local 21, Plans de Prévention du Risque Inondation), qui ont contribué à deux programmes de recherche coordonnés par C. Larrue (SUSCOM. *Sustainable communities. Local Agendas 21 in Europe*, Action Concertée, DG XII, 1998-1999 ; RIO. Programme *Risque Inondation*, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 1998-2000). **Entre 2002 et 2007 les travaux sur les paysages de grande culture ont pris la place principale dans mon travail de recherche** et ont alimenté ma contribution à deux programmes (DIVA 1, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, en collaboration avec l'INRA-SAD Rennes, 2003-2006 ; EHEA, Agence Nationale de la Recherche, 2006-

2008). Cette thématique, qui m'a permis de tisser des liens avec l'association Hommes et Territoires (programme *IBIS*, Ministère de l'Agriculture, 2008-2011), a débouché sur ma contribution au programme IRMA (Interactions Routes-Mosaïques Agricoles, 2012-2015) et sur la thèse de Clémence Chaudron sur l'interface route-champ cultivé, que je co-encadre (soutenance prévue au printemps 2016). Ces travaux se poursuivent dans le cadre du projet IRCC (Interactions Routes-Champs Cultivés, ITTECOP, MEDD-FRB, 2015), dont je suis responsable.

**Depuis 2004 un nouveau chantier, celui du paysage urbain, a émergé et s'est développé**, avec le programme PIDUD (CNRS, 2004-2006) et surtout avec le DEA et la thèse de Lotfi Mehdi sur la biodiversité des espaces verts publics, thèse soutenue en 2010, que j'ai co-encadrée. La thématique du paysage urbain, qui favorise de multiples collaborations avec les collègues urbanistes, s'est ultérieurement affirmée avec le projet « Délaissés Urbains et Espèces envahissantes » (DUE, 2012-2015), dont je suis responsable, et la thèse de Marion Brun, que je co-encadre (soutenance prévue à l'automne 2015). Elle se prolonge actuellement par ma contribution à un programme de recherche sur la mise en œuvre locale de la politique publique de Trame Verte et Bleue (DIVA 3, MEDD, 2012-2015). Par ailleurs l'intégration paysagère de nouveaux habitats, les zones humides artificielles, est le thème stimulant de ma contribution à un projet de recherche en cours (Zhart, Zones Humides Artificielles, 2012-2015).

Ces recherches, dont le fil conducteur est l'analyse de la structure et de la dynamique du paysage, et de ses effets sur la végétation, ont été conduites dans l'UMR CITERES (Université de Tours et CNRS), depuis sa création en 2004, et plus spécifiquement dans l'axe Dynamiques Environnementales et Paysagères de l'équipe IPAPE (Ingénierie du Projet en Aménagement, Paysage et Environnement). Elles ont bénéficié aussi des réflexions développées lors de mes cours sur l'analyse et l'évolution des paysages et de l'occupation du sol, dispensés d'abord dans la filière « aménagement », puis dans la filière « milieux aquatiques », de l'actuel département « Aménagement et Environnement » (DAE) de l'École Polytechnique Universitaire de Tours.

Dans la première partie, « Penser le paysage », ce rapport traitera de l'émergence et de l'évolution du paysage comme enjeu de société (chapitre 1.1) et comme concept scientifique (chapitre 1.2) et se terminera sur des prémisses méthodologiques aux recherches présentées dans les deux parties suivantes (chapitres 1.3 et 1.4). Nous verrons comment le paysage s'est constitué comme un concept central en géographie, pour se développer ensuite en écologie et fonder l'écologie du paysage et ses récentes évolutions urbaines. Le paysage a émergé comme un concept de la géographie en relation à un objectif pratique de connaissance et de mise en valeur, surtout agricole, de vastes étendues de terre peu habitées, terres que la diffusion de techniques comme la photographie aérienne, permettait de connaître et d'étudier. Ce souci de planification a accompagné l'émergence du concept de paysage en géographie. Par la suite, le paysage a fait l'objet d'un renouveau, fondé sur plusieurs apports disciplinaires, dans le contexte des changements d'occupation du sol considérables que la plupart des pays ont connus depuis la fin de la seconde guerre mondiale. Ainsi, dès le début de sa constitution en tant que concept scientifique, le paysage a été mêlé à des nécessités pratiques, liées d'abord à la connaissance et à l'aménagement de vastes espaces peu habités, et puis, dans le second après-guerre, à la compréhension et au besoin de maîtrise d'espaces en mutation rapide. En

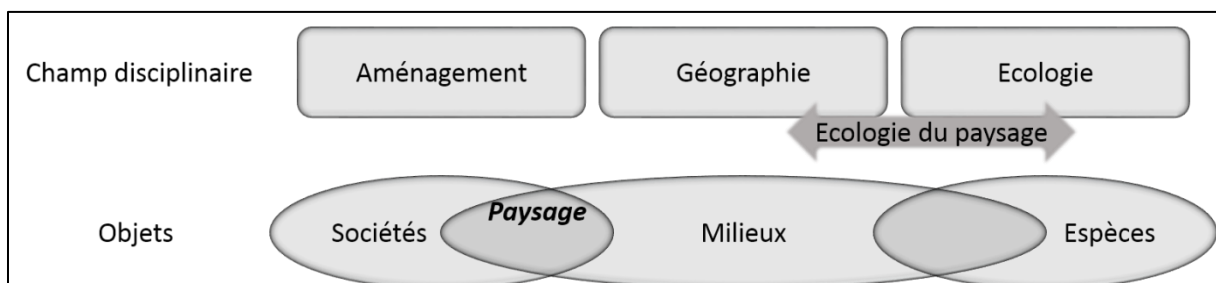
géographie et en histoire le concept de paysage a fait aussi l'objet d'un savoir académique qui en a ralenti l'évolution.

Dans la deuxième et la troisième partie « Comprendre le paysage de grande culture » et « Comprendre le paysage urbain », ce rapport présentera mes recherches sur la structure, l'évolution et les implications pour la diversité végétale, des paysages de grande culture et des paysages urbains. Dans chacun de ces milieux nous avons exploré la structure du paysage et avons observé la contribution du milieu physique et celle de processus globaux (intensification agricole, étalement urbain) à cette structuration. Le paysage implique aussi une échelle temporelle, qui oblige à considérer les habitats dans leur dynamique ; l'agencement des habitats environnants est le reflet de la structure du paysage telle qu'elle a évolué au cours du temps. L'évolution de trois habitats a été approfondie : les bordures de champs, les pelouses et les bois urbains.

Nous montrerons dans quelle mesure la diversité végétale de ces habitats est sous l'effet des activités humaines, et notamment comment la structure du paysage a un effet sur la diversité végétale des habitats, et ce quel que soit l'habitat étudié et quelle que soit la métrique paysagère choisie. Le paysage joue un rôle important sur la diversité végétale des habitats spécifiques (bordures de champs en grande culture, pelouses et bois urbains), même dans des milieux très anthropisés, où ces habitats sont sous l'effet d'une gestion intensive. En effet, malgré la gestion intensive, les habitats restent soumis à l'effet des phénomènes de colonisation, dispersion, isolement par rapport aux habitats environnants. Considéré comme un ensemble d'écosystèmes interconnectés, le paysage est donc une échelle pertinente pour comprendre et agir sur la diversité végétale des milieux anthropisés.

La quatrième partie présente les perspectives d'action sur le paysage. Après avoir présenté brièvement la synthèse de deux parties précédentes (chapitre 4.1) et l'impasse des approches purement sensibles à l'action paysagère, nous présenterons les intérêts mais aussi les limites des expériences de maîtrise de l'évolution du paysage par la planification spatiale (chapitre 4.2). Les recherches en cours sur la politique de trame verte et bleue et sur la contribution de nouveaux habitats à la connectivité écologique, feront l'objet du dernier chapitre (4.3).

Dans la conclusion je mettrai en lumière les apports de l'analyse du paysage matériel à l'aménagement des espaces non bâtis.



**Figure 1 – Représentation simplifiée des champs disciplinaires et des objets majeurs impliqués dans nos travaux**



# 1 Penser le paysage

## *Emergence du concept de paysage dans la société et dans les sciences*

---

Les enjeux, les concepts et les méthodes de l'analyse des paysages ont évolué au cours du temps. Sans prétendre à l'exhaustivité sur un sujet si vaste, l'objectif de ce chapitre est de montrer en quoi l'évolution des idées sur le paysage rencontre les enjeux liés à la diversité biologique.

### 1.1 Les enjeux de société

Depuis plusieurs décennies, et notamment depuis les années 1970, le paysage est un enjeu majeur des questions d'aménagement de l'espace et d'environnement <sup>5 (pp 5 à 7)</sup>.

#### 1.1.1 Le paysage et les changements d'occupation du sol

Au cours du second après-guerre, la notion de paysage a émergé tout d'abord en relation avec les changements d'occupation du sol drastiques que la plupart des pays ont connus depuis la fin de la seconde guerre mondiale. Ces changements sont associés à trois phénomènes majeurs : (i) l'intensification agricole, (ii) la déprise agricole et l'enfrichement (*marginalization* en anglais), liés à l'intensification <sup>11</sup>, et (iii) l'étalement urbain <sup>12</sup>. "*In fact, the polarization between more intensive and more extensive use of land is the main trend of actual landscape changes*" <sup>11</sup>.

L'évolution des paysages a suscité une attention croissante, un large consensus émergeant sur l'intérêt des paysages passés pour l'aménagement et la restauration écologique <sup>13</sup>, sans que les paysages passés puissent toutefois être considérés comme une finalité. L'analyse des paysages passés peut mettre en lumière les zones potentiellement sujettes à des changements d'occupation du sol dans l'avenir <sup>14</sup> et les orientations de ces changements futurs. Dans des revues et des colloques internationaux, les débats sont vifs sur l'aménagement des paysages et ses objectifs, dans le contexte de profonds bouleversements des paysages hérités de l'histoire ; certains préconisent des objectifs différenciés : conservation pour les paysages ruraux traditionnels en voie de disparition, aménagement fonctionnel et novateur pour les paysages urbains et intensifs <sup>15</sup>.

Les changements futurs des paysages font l'objet d'une littérature nourrie sur les scénarios paysagers à différentes étendues et résolutions (échelles) <sup>16, 17, 18, 19, 20</sup>, dont nous soulignons ici seulement ceux qui balayent plusieurs échelles, de l'Europe aux échelles locales <sup>21</sup>, ainsi que ceux détaillant les principales techniques d'élaboration des scénarios utilisés <sup>22</sup>.

Ces changements majeurs expliquent le succès d'une échelle qui permette de synthétiser l'occupation du sol changeante, dans ses dimensions physique et visuelle : le paysage. « *On parle du paysage car on ne maîtrise plus le paysage* » <sup>23</sup>.

### 1.1.1.1 Quelle date de référence ?

Le paysage est en constante évolution, une évolution qui n'est pas linéaire<sup>24</sup> ; plusieurs travaux sur l'évolution des paysages ont montré des changements majeurs depuis un siècle<sup>25, 26</sup> ou deux<sup>27</sup>. Trois périodes majeures de changement sont identifiées : le 18<sup>ème</sup> siècle, le début du 20<sup>ème</sup> siècle et les années 1950<sup>28</sup>. C'est au 20<sup>ème</sup> siècle que les changements majeurs ont pris place ; comme le soulignent des chercheurs à propos d'un paysage en fond de vallée aux Pays Bas, « *From the Middle Ages to the 20th century, the landscape pattern did not change drastically* »<sup>29</sup>.

L'évolution des paysages européens a fait l'objet, pour les paysages agricoles, d'une étude majeure et remarquable<sup>16</sup>, dont les principales conclusions sont confirmées par de multiples études locales, au-delà même de l'Europe. Dans cette évolution deux périodes-clé sont à relever : les années 1950 et les années 1970. Plusieurs travaux sur l'évolution des paysages pointent les deux périodes, les années 1950 puis les années 1970, comme deux tournants majeurs<sup>30, 31, 32, 33, 34</sup> (y compris pour la réduction de la largeur des cours d'eau<sup>33</sup>). C'est surtout là où l'industrialisation de l'agriculture a eu lieu avant les années 1950, que les années 1970 représentent un point de départ de l'évolution récente, comme c'est le cas aux Pays Bas<sup>29</sup>.

L'immédiat après-guerre et les années 1950. De nombreux travaux sur l'évolution des paysages pointent les années 1950 comme un tournant majeur de cette évolution, en relation principalement avec la généralisation de certaines techniques agricoles -mécanisation et fertilisation minérale notamment-, dans l'ensemble de l'Europe<sup>21, 35</sup> et ailleurs, et ceci dans une diversité de milieux :

- la **grande culture** en Suède<sup>36, 37</sup>, en Allemagne de l'Est<sup>38</sup> et en Tchéquie<sup>39</sup> ; mais aussi des zones de grande culture dans le *midwest* des Etats-Unis<sup>40, 41, 34</sup>, la grande culture dans le Haut St. Laurent, Québec, Canada<sup>42</sup> ; la diminution de la sinuosité des cours d'eau a pris place à cette époque<sup>41</sup> ;
- des **zones prairiales** : en fond de vallée aux Pays Bas<sup>29</sup>, en Angleterre du Sud<sup>12</sup>, en Suède<sup>25, 43</sup>, en Finlande<sup>31</sup>, dans le bocage breton<sup>44</sup> ;
- des **milieux aquatiques continentaux** : un cours d'eau en Italie du Nord<sup>33</sup>, une zone de delta en Grèce<sup>45</sup> ;
- des **paysages ruraux méditerranéens** : en Andalousie (Espagne)<sup>46</sup>, en Italie du Sud<sup>47</sup> et dans la *coltura promiscua* de l'Italie Centrale<sup>16</sup>, en Grèce<sup>11</sup> ;
- la **montagne** : la moyenne montagne en Allemagne<sup>14</sup>, la montagne humide en Galice, au Nord-Ouest de l'Espagne<sup>32, 48</sup> ;
- les **zones urbaines** : les zones périurbaines de la plaine suisse<sup>49</sup> (tournant des années 50 surtout en ce qui concerne l'urbanisation), la ville de Rome, en Italie<sup>50</sup>, la ville de Varsovie, en Pologne<sup>51</sup>, le département de Salt Lake, Etats-Unis<sup>52</sup>, les villages chinois<sup>53</sup>.

Cette appréciation a pu être biaisée par la mauvaise qualité des missions photographiques antérieures aux années 1950, et la faible fiabilité des données issues de leur analyse<sup>27</sup>.

Toutefois, dans la plupart des paysages, les transformations ont été décidément plus rapides après la seconde guerre mondiale, et les facteurs (*driving forces* en anglais ; nous allons revenir sur cette notion) et les acteurs des changements paysagers ont fondamentalement changé depuis cette époque<sup>54, 55</sup>.

Les années 1970. Les années 1970 sont considérés comme un tournant majeur pour les paysages agricoles européens, lié à la Politique Agricole Commune<sup>16, 56, 57</sup>. Ceci fait référence, d'une part, à l'intensification des systèmes d'élevage : modifications des systèmes fourragers des exploitations agricoles et remplacement des herbages, permanents et temporaires, par les céréales dans les paysages<sup>29, 42</sup>. Ceci fait référence aussi, d'autre part, aux remembrements d'ampleur qu'ont connus les structures foncières de toutes les exploitations<sup>29</sup>. Ces aspects ont entraîné une polarisation entre zones intensifiées et zones extensifiées, comme le montre le cas du Jutland, au Danemark<sup>58</sup>.

Les années 1970 sont aussi un tournant pour les villes, car cette période est considérée comme le début de l'aggravation de l'étalement urbain<sup>59</sup>.

D'autres décennies du second après-guerre sont pointées comme des dates-clé. Les changements majeurs ont parfois eu lieu dans les années 1960, pour les paysages « ouverts »<sup>60</sup>, ainsi que pour le bocage breton<sup>44</sup>, pour les zones urbanisées<sup>54</sup> ; ou dans les années 1960 et 1970 pour les zones agricoles ou encore entre les années 1950 et 1980 pour le réseau routier (étude dans les Alpes suisses<sup>54</sup>).

Par ailleurs, plusieurs travaux sur l'évolution des paysages ont traité de périodes plus récentes, notamment depuis les années 1990<sup>61, 62, 63, 64, 65</sup>.

### **1.1.1.2 Le paysage et l'érosion de la biodiversité**

L'une des principales conséquences de l'évolution des paysages est l'évolution des "patrons" (*patterns*) de la biodiversité.

Les paysages affectent directement les processus écologiques avec des conséquences importantes pour la biodiversité<sup>66, 14</sup>. La diminution de la diversité d'occupation du sol à plusieurs échelles spatiales et temporelles est le principal facteur du déclin de la biodiversité des paysages agricoles<sup>67</sup>. De façon plus générale, mais aussi plus floue, les changements d'occupation du sol dus à l'intensification agricole et à l'urbanisation pendant la deuxième moitié du 20<sup>ème</sup> siècle ont causé un large déclin de la biodiversité pour beaucoup de taxons<sup>68, 26</sup>.

Le tournant des années 1950 est confirmé pour la diversité végétale. Bien que la plus forte diversité d'espèces végétales, dont les adventices des cultures, semble avoir été atteinte au 19<sup>ème</sup> siècle, c'est à partir de la fin des années 1950 que l'intensification agricole a conduit à des changements majeurs de la structure des paysages, avec les conséquents changements dans la diversité et la composition des communautés d'espèces adventices des cultures<sup>38</sup>.

Toutefois les paysages affectent les processus écologiques aussi indirectement, car ils peuvent avoir une « mémoire », au sens où les paysages passés ont un effet sur la biodiversité actuelle, ce qui a été souligné par plusieurs travaux<sup>25, 69</sup>. En effet, les espèces peuvent répondre à ces changements d'occupation du sol instantanément, mais il peut y avoir aussi un retard (*time lag*) dans la réponse. Une forme de réponse retardée entraîne une dette d'extinction, qui implique la présence d'espèces alors que les conditions de leur persistance n'existent plus. On peut ainsi avoir l'impression erronée que la structure du paysage environnant les sites étudiés n'a pas d'importance pour la biodiversité.

Aussi, une question cruciale pour la conservation de la biodiversité est non seulement de mesurer l'effet de la structure spatiale du paysage sur la biodiversité, mais aussi d'inclure une échelle de temps pour la réponse des espèces aux changements paysagers en cours.



Les études sur les effets de l'occupation du sol historique sur la végétation actuelle se sont surtout focalisées sur l'échelle locale, c'est-à-dire, pour un site donné, sur les aspects associés de diversité spécifique et d'histoire de la gestion. Or, comme le font remarquer des études suédoises, la structure paysagère historique influence la composition spécifique d'un site à cause de la connectivité, qui influence les taux de colonisation et d'extinction d'espèces dans un certain site. En effet, si la structure du paysage est altérée, mais les populations locales sur le site se maintiennent, comme populations résiduelles ou bien comme populations stables mais isolées, les sites avec une connectivité historique élevée garderont une diversité spécifique élevée en comparaison des sites avec une plus faible connectivité historique <sup>25</sup>.

Plus largement que pour la seule biodiversité, les conséquences environnementales des changements paysagers, tels que l'intensification ou la déprise, sont soulignées et jugées dangereuses, à cause de la diminution progressive de la diversité et de la complexité du paysage et de l'augmentation de la vulnérabilité à certains risques comme les feux de forêts, les inondations, la sécheresse <sup>70</sup>, comme le montrent par exemple des travaux sur la déprise agricole dans les montagnes méditerranéennes <sup>71</sup>.

Le paysage émerge comme une échelle « locale » pour la compréhension et la gestion des problèmes environnementaux. Dans l'ouvrage collectif « L'interdisciplinarité dans les sciences de la vie » <sup>72</sup>, presque la moitié des chapitres sont consacrés de façon explicite au paysage, qui intervient à propos d'une diversité d'enjeux environnementaux : la gestion de la faune sauvage, notamment en ville <sup>73</sup>, l'érosion de la biodiversité <sup>74</sup>, les agents pathogènes humains <sup>75</sup>, l'eutrophisation des eaux continentales <sup>76</sup>.

### 1.1.2 Le paysage : une échelle intégrative

Si le paysage est reconnu comme une échelle pertinente pour la compréhension et la gestion de nombreux problèmes d'environnement, dont l'érosion de la biodiversité, son émergence dans l'action publique reste problématique.

L'émergence du paysage comme une échelle d'observation, si ce n'est une instance de décision, dans les domaines variés de la protection de la nature, de la gestion des ressources naturelles, de l'aménagement de l'espace en général, reflète les limites des échelles de gestion traditionnelles.

Si, du point de vue des gestionnaires de l'espace, techniciens et praticiens, le paysage représente une échelle englobante, plus large que les échelles d'observation et de gestion classiques (la station, le site, la parcelle), du point de vue des pouvoirs publics, le paysage représente en revanche une échelle plus restreinte.

Pour les **gestionnaires**, techniciens et praticiens des espaces naturels, les approches aux échelles du site, de la parcelle (en agronomie), voire de la station, sont insatisfaisantes et inefficaces : la biodiversité continue son déclin malgré la création d'espaces protégés <sup>77</sup>, la pollution de l'eau d'origine agricole se poursuit, pour n'évoquer que deux questions environnementales majeures. Dans les questions de biodiversité, comme dans les enjeux environnementaux plus diversifiés, et notamment les problématiques agri-environnementales, l'insatisfaction de l'échelle « micro » est à la base du succès des approches paysagères.

Le paysage répond ici à un besoin de mise en cohérence d'observations et d'actions morcelées, d'une part ; les processus prenant place à l'échelle du paysage semblent solides et explicatifs des échecs des approches trop « micro », d'autre part. Dans bien des questions d'environnement et d'aménagement de l'espace, comme les questions d'agriculture et de foresterie, d'approvisionnement en eau, de gestion des déchets, le besoin se fait sentir de réfléchir à une échelle plus large <sup>78</sup>.

Tout particulièrement dans le domaine de la protection de la nature, l'introduction de la notion de paysage fait voler en éclat l'approche traditionnelle basée sur l'identification de rares espaces « patrimoniaux » (comme les réserves naturelles et les parcs nationaux), dont l'efficacité est contestée dans les faits, l'érosion de la biodiversité se poursuivant à grande vitesse <sup>79</sup>.

Le besoin se fait sentir d'élargir l'espace d'intérêt de l'action publique aux espaces ordinaires soumis aux activités humaines et à ces mêmes activités ; des approches nouvelles, plus contractuelles que réglementaires, voient le jour (pour la France : Parcs Naturels Régionaux, mesures agri-environnementales, Natura 2000, Trame Verte et Bleue). Ces dispositifs changent d'échelle et de méthode par rapport aux dispositifs plus anciens, basés sur des approches réglementaires voire sur la maîtrise foncière des pouvoirs publics dans des sites patrimoniaux, vulnérables et forcément limités dans l'espace <sup>80</sup>.

Bien au-delà de sites patrimoniaux à protéger, bien au-delà du « grand paysage », des espaces ordinaires sont concernés. L'émergence du paysage entraîne un élargissement des espaces de l'action publique.

Pour les **pouvoirs publics**, le paysage représente en revanche une échelle plus restreinte, et plus adaptée à répondre efficacement aux processus à l'œuvre sur le terrain : il s'agit d'une échelle « fonctionnelle » pertinente.

En effet les limites des échelles administratives pour la gestion des ressources naturelles (mais aussi plus largement des activités et flux socio-économiques) sont patentes et largement dénoncées : les périmètres communaux ou départementaux ne correspondent à aucune échelle environnementale fonctionnelle, comme le dénonçaient certains géographes d'inspiration vidalienne<sup>1 81</sup>. En France ceci a soutenu les multiples injonctions à l'intercommunalité, dans le contexte d'une décentralisation administrative entreprise au début des années 1980.

Toutefois la traduction de cette « échelle fonctionnelle » de l'environnement (sans doute un peu fantasmée) dans une instance administrative effective reste problématique, ne serait-ce parce que les différents enjeux environnementaux n'ont pas la même étendue. De ce point de vue la notion de bassin-versant, dans le cadre des problématiques liées à la question de la gestion de l'eau, est exemplaire car elle a connu, en France, plusieurs tentatives de traduction administrative <sup>82, 83</sup>. La question des échelles concrètes du paysage, en lien avec son aménagement, est l'objet de réflexions parmi les chercheurs de différents pays <sup>84, 85</sup>. Il y a d'ailleurs une reconnaissance croissante de l'intérêt de disposer d'une gamme d'échelles, dans la protection des ressources naturelles comme la biodiversité, les sols et l'eau, le patrimoine culturel etc. <sup>86</sup>.

---

<sup>1</sup> Qui a ses origines dans l'école du géographe français Vidal de la Blache.

Pour les élus locaux, l'émergence du paysage en aménagement de l'espace répond aussi au besoin d'une approche intégrative, car des enjeux multiples doivent être traités dans un seul projet : questions écologiques (ex : restaurer les continuités écologiques), esthétiques (ex : améliorer le cadre de vie), fonctionnelles (ex : faciliter les déplacements), sociales (ex : intégrer des populations marginalisées) <sup>87</sup>. Le paysage peut ainsi être un outil pour définir des projets territoriaux (la littérature scientifique est riche à ce sujet <sup>88</sup>) ; c'est ce qu'on a appelé la « médiation paysagère » <sup>89</sup>. *« Depuis quelque temps le paysage est sorti de la sphère scientifique pour devenir un instrument opérationnel de la gestion et de la planification du développement local. Une pratique de gestion paysagère de l'espace rural s'est mise en place de manière progressive et heuristique, à partir de démarches ponctuelles et indépendantes mais qui se réfèrent à un corpus de méthodes relativement cohérent »* <sup>90</sup>.

C'est sans doute à ce dernier aspect que le paysage doit son succès auprès des élus locaux, qui peuvent être sensibles aux aspirations des populations. Pour celles-ci en effet, les changements drastiques des paysages, de par leur brutalité, peuvent être vus comme une menace, comme une évolution négative, associée à une perte de diversité, de cohérence et d'identité, une préoccupation exprimée aussi dans la Convention Européenne du Paysage <sup>28</sup>.

## 1.2 Le paysage dans le discours scientifique

L'objectif de ce chapitre est de présenter les principaux jalons de la construction du concept de paysage, d'exposer l'évolution des questionnements scientifiques sur le paysage et de montrer comment ces questionnements ont rejoint les problématiques liées à la diversité biologique. Ces jalons ont parfois été élaborés au sein d'une discipline, la géographie ou bien l'écologie, ils ont parfois émergés dans un domaine transdisciplinaire, comme la théorie des systèmes.

### 1.2.1 Avant la science

Au début du Moyen Age le terme *lantscaf* était utilisé dans les manuscrits en ancien allemand pour traduire le terme latin *regio*, soit région, territoire. Ce terme faisait référence à un **territoire administratif au sein duquel la population avait certains droits d'auto-détermination**, caractérisé par un lien particulièrement fort entre la communauté et le lieu <sup>91</sup>. Ce terme apparut ensuite dans d'autres langues européennes, en néerlandais, italien, français, espagnol, anglais entre la fin du 15<sup>ème</sup> et le début du 16<sup>ème</sup> siècle en référence à une **scène peinte** <sup>92</sup>. Dans ces tableaux les paysages n'étaient pas juste le fond des figures, le plus souvent sacrées, comme c'était le cas au Moyen Age, mais ils étaient le sujet même du tableau. Bien que le paysage, identifié au pays, à la terre en elle-même, quitte, au cours du 16<sup>ème</sup> siècle, les symboles religieux, il garde la signification de « vue », surtout pour les civilisations urbaines d'Occident et d'Orient <sup>5 (p 15)</sup>. **Ainsi très tôt le paysage a eu ces deux significations, de région elle-même et de sa représentation** <sup>93</sup>.

Signalons par ailleurs que le terme paysage entre dans la langue russe seulement à la fin du 18<sup>ème</sup> siècle à travers deux termes étrangers : l'allemand *landschaft* (terme scientifique) et le français *paysage* (terme artistique et symbolique), qui vont être synonymes pendant deux siècles, et qui seront définitivement séparés à partir des années 1930-1940 <sup>94</sup>.

### 1.2.2 Emergence de la conception scientifique du paysage au cours du 19<sup>ème</sup> siècle

Entre le 17<sup>ème</sup> et le 18<sup>ème</sup> siècles des scientifiques allemands, dont Goethe et les fondateurs de la géographie moderne, Humboldt et Ritter (dont E. Reclus fut l'un des élèves), introduisirent le terme de paysage dans la science ; Humboldt l'utilisa en étudiant la réalité physique du paysage<sup>5 (pp 26-27)</sup>. Le géographe allemand Hettner, pour qui la géographie n'était pas seulement un faisceau de relations, mais aussi un ensemble de contenus, développa une géographie régionale, une « chorologie », basée sur l'étude des paysages en tant qu'objet.

Le concept de paysage fut ensuite développé de façon spécifique par les géographes allemands et russes, et c'est à travers ces derniers qu'il a pu jouer en France un rôle particulier dans les années 1960-70.

Un article remarquable<sup>94</sup> retrace l'histoire du concept de paysage dans la géographie russe, qui, après être apparue au croisement de diverses pratiques (explorations militaires, expériences de voyage et descriptions statistiques), s'était affirmée comme une discipline universitaire au cours du 19<sup>ème</sup> siècle, car elle s'était développée sous la forte pression des transformations économiques et sociales de ce siècle. Les géographes (comme auparavant les géologues, botanistes et militaires) jouèrent un rôle important dans la recherche de moyens pour cultiver les steppes d'Ukraine et de Sibirie méridionale, l'Oural, les vastes espaces peu étudiés du Caucase et d'Asie centrale qui avaient été annexés, et pour résoudre les besoins de lots de terrain consécutifs à l'affranchissement des serfs. Ceci demandait des moyens efficaces de création rapide de cartes de vastes territoires à peine étudiés, pour la gestion et la mise en valeur d'immenses espaces peu habités. Ainsi l'essor des recherches géographiques des années 1860-1890 s'est fait en Russie sous le sceau d'une science pratique, basée sur une connaissance pratique du terrain et des méthodes concrètes de recherche, contrairement à ce qu'avait connu l'Allemagne (avec le géographe Ritter). En Allemagne la géographie sera plus tournée vers l'étude de la végétation, tandis qu'en Europe de l'Est, et en URSS en particulier, elle sera marquée par les développements physico-chimiques<sup>5 (p 28)</sup>.

Sous l'influence de Humboldt, le paysage est vu comme un objet intégrateur de la géographie, son objet spécifique, dont la fonction est d'englober le rapport entre les divers éléments du milieu et leur organisation spatiale, étudié par la méthode de la comparaison géographique inspirée de la géographie allemande, et incluant, dans les pratiques agraires, le rôle du sol, considéré comme un objet distinct, qui se développe en interaction abiotique-biotique-homme. Ceci à partir notamment de l'étude des steppes du sud de la Russie, où le géographe russe Dokoutchaev avait été envoyé pour comprendre la régression de la forêt et l'appauvrissement des sols. La géographie russe s'oriente vers l'analyse synthétique du paysage et l'histoire de sa formation et tente, comme en Allemagne, de substituer l'étude des relations fonctionnelles à celle des données physionomiques.

### 1.2.3 Au début du 20<sup>ème</sup> siècle : le paysage comme objet intégrateur spécifique à la géographie

En Russie, dans les années 1890-1920, les géographes construisent une nouvelle science géographique, appelée la science du paysage (*landschaftovedenie*). Ils élaborent, toujours sur la base d'observations dans des régions peu habitées des latitudes moyennes, principalement des steppes, les concepts d'**écotope** (par Vissotski), de **Complexe Naturel Territorial** (par Barzov, sous l'influence de E. Reclus et d'autres), d'unités spatiales d'échelles différentes (du paysage à la zone géographique) basées sur une unité de base homogène, le **faciès** (inspiré notamment par le géographe allemand Hettner). Ils donnent la première définition scientifique du paysage

(*landschaft*) : un ensemble d'éléments physiques et un tableau de la nature. La géographie se définit comme la science du paysage, qui est l'objet intégrateur spécifique à la géographie, et sa finalité. Les définitions ultérieures du paysage vont mettre l'accent sur la répétition régulière, dans l'espace, d'un mode d'organisation d'un ensemble composé du relief, du climat, des eaux, du sol, de la végétation et de l'activité de l'homme, incluse donc dans le paysage (par Berg)<sup>5</sup> (pp 38-41).

A partir d'une définition du paysage comme un groupe d'objets et de phénomènes qui se répètent régulièrement<sup>2</sup> sur la surface terrestre, lié aux faits visibles et à l'organisation structurée de l'espace géographique, on assiste à un éloignement du visible, le paysage se rapprochant d'un modèle scientifique abstrait, étant de plus en plus objectivé. Toutefois l'idée persiste, à cette époque, que le paysage est d'une part une **unité homogène** qui se répète de manière typique à l'intérieur d'une même zone géographique, d'autre part un ensemble harmonieux (qui traduit une « harmonie de la nature »)<sup>94</sup>.

En France, au début du 20<sup>ème</sup> siècle, le géographe Vidal de la Blache revitalisa le paysage comme concept scientifique concernant l'ensemble des caractéristiques d'une région. Le paysage fut l'objet central de la géographie des années 1920, à cause de son caractère global et intégrateur d'une géographie considérée comme une science de synthèse.

G. Bertrand<sup>7</sup> souligne que la géographie française ne produit pas à ce moment-là une réflexion théorique et méthodologique, un paradigme du paysage qui puisse fournir un cadre à l'étude intégrée des milieux naturels comparable à ce qu'avaient connus l'Allemagne et la Russie. Ce flou théorique a permis aux géographes français d'utiliser largement la notion de paysage, dans une géographie régionale d'inspiration vidalienne qui a fondé la critique des découpages administratifs<sup>81</sup>.

La tradition descriptive de la géographie vidalienne, basée sur la production de monographies régionales, a influencé l'étude des paysages en France durant la première partie du 20<sup>ème</sup> siècle ; la géographie française tourna alors en faveur de l'histoire, orientant la géographie historique (R. Dion, P. George) vers la géohistoire et une approche déterministe du paysage, considéré comme un passif « palimpseste de l'histoire » (M. Bloch et autres historiens de l'école des Annales)<sup>95</sup>. **Elle se focalisa sur les paysages ruraux traditionnels, considérés comme stables, sans produire d'analyses sur la grande mutation des paysages du début du 20<sup>ème</sup> siècle**<sup>7</sup>.

#### 1.2.4 Le paysage dans la géographie anglo-saxonne : géographie historique Vs culturelle

La géographie anglo-saxonne a évolué un peu à l'écart des approches de la géographie européenne sur le système-paysage<sup>3</sup>. Selon l'historien de la géographie A. Baker, l'étude des paysages dans la géographie anglo-saxonne a répondu à deux grandes problématiques : la formation des paysages, développée par la géographie historique, et la signification des paysages, développée par la géographie culturelle<sup>96</sup>.

Inspiré de Vidal de la Blache, le géographe Sauer introduisit le terme de paysage dans la géographie américaine en 1925, comme une « surface faite d'une particulière association de formes, à la fois

---

<sup>2</sup> Une recherche analyse de façon abstraite la régularité Vs l'irrégularité des éléments du paysage en géographie, et en particulier en géomorphologie<sup>461</sup>.

<sup>3</sup> Pour une critique de l'hégémonie de la géographie anglo-américaine sur la géographie « internationale » voir<sup>462</sup>.

physiques et culturelles ». Sauer introduisit aussi la distinction entre paysages naturels et paysages culturels, ces derniers ayant différentes formes en relation avec les sociétés, sur le modèle des monographies régionales en France (comme celle de Le Lannou pour la Bretagne, qui influença Darby).

Dans les années 1950 en Grande Bretagne la géographie est identifiée à l'étude du paysage, avec une approche principalement de géographie historique, dans laquelle le terrain est utilisé comme une simplification de catégories plus larges, utilisées afin de développer des théories sur des processus. Parallèlement l'histoire du paysage, qui émerge dans ces années-là, considère les sites, ou les paysages, comme des objets d'étude en eux-mêmes<sup>97</sup>. Cette archéologie du paysage se développe dans les années 1960, et fait du sol, plus que des sources écrites, sa base, en utilisant largement les photographies aériennes (travaux de l'archéologue médiéviste Beresford). L'histoire du paysage, puis de l'environnement, se développe (voir l'ouvrage de Hoskins, *The Making of the English Landscape*, ainsi que la revue *Landscape History*), alors que d'autres historiens continuent de faire du paysage le « décor » de leur histoire.

Dans tous les cas la géographie britannique, caractérisée par la géographie historique, autour notamment du géographe Darby, développa une réflexion méthodologique sur l'organisation des résultats scientifiques et sur la frontière entre l'histoire et la géographie<sup>95</sup>. Contrairement à la géographie française, elle produisit une analyse des grandes mutations paysagères des années 1950, initiée par la publication, en 1952, de l'ouvrage de Darby, *The changing English landscape*, où le géographe étudie le drainage des marais, le déboisement, la mise en culture des landes<sup>98</sup>. Ce lien fort entre histoire et paysage, qui caractérise la géographie anglo-saxonne et notamment Darby, met l'accent sur les processus « verticaux » de formation des paysages, pas sur une chorologie (ce que fait Pitte en France, en opposant rural et urbain, à la suite des historiens comme Dion, Bloch, Roupnel).

Par ailleurs, bien avant que la géographie historique fasse l'objet, en Grande Bretagne, d'un examen critique à la fin des années 1970<sup>99</sup>, dans les années 1930-40 le géographe américain Hartshorne critiqua âprement la dualité du terme « paysage », prêtant à confusion, et suggéra son élimination de la recherche en géographie, en initiant ce qui a été appelé *la dématérialisation disciplinaire du paysage*<sup>93</sup>. En effet, tout un autre pan de la géographie anglo-saxonne est axé non pas sur la formation du paysage mais sur sa signification, en mettant en relation les structures matérielles et les idéologies : en 1978 Cosgrove souligne certains passages symboliques (ex : les villes d'Italie du Nord et Florence à la Renaissance), et des typologies de paysages culturels se développent jusqu'à déboucher sur la *New cultural geography* (par Duncan).

En Grande Bretagne, dès la fin des années 1970, le développement de la géographie culturelle, dans laquelle le paysage est considéré moins comme une forme que comme un système de signes et de symboles, laissa peu de place à l'étude du paysage matériel<sup>100</sup>. C'est le début de l'évolution de la géographie humaine vers une distance croissante de l'espace matériel, d'abord encore présent dans l'étude des pratiques anthropiques d'utilisation des sols (années 1950-70), puis de plus en plus éloigné dans l'analyse des perceptions et des représentations (surtout à partir des années 1990). En effet les qualités subjectives du paysage ont été intégrées à la géographie autour des années 1980-90, le paysage étant alors vu comme un symbole réfléchissant les structures culturelles des sociétés, un objet non pas immatériel mais aussi réel dans sa matérialité que dans sa représentation<sup>93</sup>. Il y a

un gouffre aujourd'hui entre les approches du paysage au sein même de la géographie humaine, entre la géographie historique et celle culturaliste, un gouffre qui contredit l'affirmation selon laquelle « la carte est l'un des meilleurs bastions de la géographie »<sup>5</sup> (p.129).

Le terme « culture » change de sens : de « anthropique » (*man-made*), il indique dès lors les aspects symboliques, de plus en plus interprétés comme des idéologies<sup>101</sup>. Le paradigme culturel repose sur des implicites qui conduisent à nier la spécificité du regard géographique et l'enjeu du savoir géographique<sup>102</sup>.

C'est une évolution analogue qu'a connu, en France, le géographe Vidal de la Blache, en passant de la notion de pays à celle de paysage. Cette vision symbolique du paysage, mêlée à l'héritage de la géographie historique accentuant les questions de mémoire, d'héritage et d'identité, participera à la notion d'identité nationale, en parallèle avec montée des nationalismes du 19<sup>ème</sup> siècle, et de leurs éléments saillants : appropriation de l'espace, évocation d'un passé héroïque, accent sur l'homogénéité à l'intérieur (entre les classes sociales notamment) et sur le nationalisme à l'extérieur.

### 1.2.5 A partir des années 1930 : introduction de l'approche systémique en géographie

Les approches systémiques<sup>4</sup>, dont l'introduction en écologie au cours des années 1930 avait été si prometteuse, vont être adoptées également en géographie.

#### 1.2.5.1 Les débuts de l'écologie du paysage

En Allemagne le géographe Troll, qui a été l'un des chercheurs les plus influents en géographie physique, fut marqué par les possibilités offertes par l'observation des photographies aériennes. En effet, le développement de techniques de recherche à large échelle (télé-détection) eut de grandes conséquences pratiques, en termes de cartographie du paysage pour l'aménagement, et théoriques, en termes de conception du paysage. Celui-ci est décrit comme « *embrassant une approche horizontale, véritablement géographique, qui étudie la différenciation régionale aidée de prises de vue aériennes d'une part, et une approche verticale, bio-écologique, étudiant les interactions fonctionnelles sur un même site (écotope) étudié comme un système écologique, d'autre part* »<sup>103</sup>. L'approche verticale mentionnée par Troll est l'approche en termes d'écosystème. Les différences entre la notion d'écosystème et celle de paysage sont traitées dans l'Encadré 1.

Troll forgea ainsi, en 1939, le terme *d'écologie du paysage*, considérée comme le champ de recherche du paysage, pour indiquer son étude des photographies aériennes, et stimula la coopération entre géographes et biologistes en utilisant la photo-interprétation des paysages.

Un aspect particulier de cette orientation a été la géographie développée en Australie plus tard, dans le second après-guerre : une géographie appliquée, exploratoire, qui étudiait les complexes naturels de vastes étendues de terre peu habitées et mal connues, en vue de leur mise en valeur. Des méthodes d'analyse systématique du paysage furent bâties, connues comme méthode du CSIRO (*Commonwealth Scientific and Industrial Organization*), afin de classer des milieux en fonction de leurs possibilités d'exploitation (ressources, potentialités, vulnérabilités, accessibilité). Ces études font partie des *land surveys* anglo-saxons, des études se voulant intégrées (en fait une addition d'études sectorielles), basées sur l'utilisation de photographies aériennes et sur la physiographie (relief, végétation) comme meilleur intégrateur. Deux niveaux d'organisation apparaissent, celui du

---

<sup>4</sup> Issues de la théorie générale des systèmes.

*land unit* (combinaison particulière de faits topographiques, édaphiques et végétaux) et celui du *land system* (répétition d'un même type de *land unit*, à l'échelle régionale) : c'est une amorce de vision systémique du paysage, bien que le mot retenu soit *Land* et pas *Landscape*. L'esprit systémique et les méthodes (photo-interprétation notamment) seront repris dans le monde anglo-saxon (Afrique et au Canada) et aussi dans les pays francophones, comme le Québec <sup>5 (pp 36-38)</sup>.



### **Encadré 1 - Paysage et écosystème : unités, discontinuités ou gradients de végétation ?**

Troll esquisse un parallèle entre le concept d'écosystème développé par Tansley en 1935, sans échelle spatiale définie <sup>104</sup> (« *He used the term for large or small life units, from the ecotope to the climatic vegetation zone* ») <sup>103</sup> et son approche d'écologie du paysage qui s'attache à étudier la « distribution écologique » et qui s'attachera plus tard à étudier la mosaïque paysagère à partir du regroupement d'unités paysagères en interaction <sup>103</sup>.

Le géographe canadien Moss <sup>105</sup>, qui étudia la classification des surfaces en unités territoriales, dira que, spécifique à un site, l'approche écosystémique met l'accent sur l'intégration verticale des objets dans le système et fournit peu d'informations sur les interactions spatiales entre unités adjacentes.

Celles-ci sont abordées en géographie, comme une succession, dans l'espace, d'unités homogènes, ce qui implique de définir des discontinuités permettant de localiser les changements d'unités. Cette approche est classique en géographie, elle a été développée notamment par la géographie française et russe d'avant la notion de géosystème, et **elle a été dictée par les besoins de la cartographie de vastes paysages peu habités**, basée sur la définition d'unités homogènes.

La question des discontinuités de végétation à l'échelle du paysage est une question fondamentale, qui a fondé l'approche d'écologie du paysage. Les discontinuités à l'échelle paysagère ne sont pas telles si on se place à l'échelle de l'écosystème, à laquelle la végétation se présente comme un gradient.

Moss, qui utilise les termes *land* en anglais, plus que *landscape*, *landschaft*, en Europe continentale, se demande s'il est possible de reconnaître des unités de végétation discrètes sur le terrain ou s'il s'agit d'un gradient continu de couverture végétale, des espèces en interaction changeant de façon continue dans l'espace et le temps. Il se penche sur la question de la classification des surfaces en unités territoriales, question qui avait aussi un intérêt pratique en termes de cartographie du paysage, et sur les critères qui identifient un changement d'unité de paysage.

Selon la théorie générale des systèmes on peut identifier des unités à différents niveaux hiérarchiques, avec des caractéristiques différentes, par exemple des niveaux supérieurs définis par le climat régional, la structure géologique ou les grands types de végétation ; des niveaux inférieurs définis par la composition botanique et le profil du sol. Ces dernières composantes répondent rapidement à des changements environnementaux, naturels ou liés à l'utilisation humaine, changements qui peuvent être mesurés à l'échelle des activités humaines. Ainsi les unités de paysage sont définies à partir de composantes générées par des processus qui peuvent être distincts des processus qui expliquent des composantes moins actives de l'environnement (définies comme les niveaux supérieurs de la hiérarchie).

A l'exception du travail de quelques géographes soviétiques, les tentatives de comprendre les interactions fonctionnelles des unités de paysage avec l'environnement ont été négligées car trop complexes. L'adoption de la théorie des systèmes comme un paradigme de la géographie physique et l'attractivité de la théorie des écosystèmes ont donné une base méthodologique pour définir une structure, des processus et l'interaction des composantes du paysage avec le système environnant. Ceci permet d'avoir des critères fonctionnels pour analyser le paysage, en évitant la question des causes des unités, qui diffèrent selon les niveaux de la hiérarchie étudiée.

### 1.2.5.2 La notion de géosystème

En URSS, la Révolution d'Octobre 1917 et la nationalisation de la terre avaient opéré un changement radical de la société et de ses rapports avec le milieu ; ils accentuèrent le rapport direct de la géographie avec la pratique ; la scission sémantique entre *landschaft* et *paysage* était consommée. Dans les années 1930-1940 la science du paysage s'affirme définitivement comme une branche de la géographie (du même ordre que la géomorphologie, la biogéographie, la pédologie etc.), une science avec ses propres objets et méthodes <sup>5</sup> (pp 56-76). **Si la géographie allemande intégra les approches systémiques à la science du paysage par l'écologie du paysage, la géographie soviétique le fit par le géosystème.**

Comme le rappelle Frolova <sup>94</sup>, la théorie du géosystème fut proposée dans les années 1960-70 par le géographe soviétique Sotchava ; elle s'appuie sur la théorie systémique, basée sur l'idée de la liaison absolue entre tous les composants du paysage. Le géosystème est un système naturel, de niveau local, régional ou global, dans lequel les différentes composantes (le substrat minéral, le sol, les communautés vivantes, l'eau et les masses d'air) sont interconnectées par des échanges de matière et d'énergie, dans un seul ensemble. L'approche systémique permet de clarifier les problèmes de discontinuité intrinsèque au paysage : les géosystèmes sont conçus comme des polysystèmes à compartiments intégrées, insérés dans des chaînes qui sont des successions de compartiments et d'éléments de transit ; le géosystème est vu comme une combinaison d'états changeants.

Du point de vue méthodologique, l'exploration descriptive est remplacée par une recherche stationnelle (analyse répétitive du dynamisme des unités territoriales dans la longue durée depuis une station géographique permanente) et semi-stationnelles (coupes paysagères répétées périodiquement, à partir desquelles on généralise). Dans les deux cas les zones étudiées continuent d'être éloignées des zones d'habitation.

Dans les années 1970 l'action humaine est intégrée dans les études paysagères car pour résoudre des tâches pratiques dans le domaine de l'agriculture et de l'aménagement de l'espace, pour « optimiser » l'environnement pour l'homme, il est nécessaire d'avoir une compréhension des paysages comme objets des pratiques humaines, et de connaître le rôle de l'homme dans leur évolution <sup>94</sup>.

La science du paysage classique, émergée notamment en Allemagne, était tournée surtout vers la représentation d'unités spatiales et moins vers la solution de problèmes pratiques dans l'utilisation et la protection des ressources et du paysage, la connaissance et le contrôle des relations société-nature, ce qu'elle fit en URSS. La science du paysage moderne a reçu une impulsion décisive par les travaux d'écologie du paysage (géoécologie), autour de Troll, en Europe Centrale (Tchécoslovaquie, Hongrie, aussi aux Pays Bas) et, dans les années 1960-70, par le développement de la science du paysage, *landshftovedenie*, en URSS <sup>78</sup>.

### 1.2.5.3 L'évolution du concept de paysage en France

En France la situation était tout autre. Au moment du bouleversement des paysages des années 1950, qui touche la France de façon inégale, et qui affaiblit le lien entre les sociétés et le milieu, le paysage ne fait plus l'objet d'études en géographie (ni d'ailleurs d'une attention des politiques publiques), tout en restant l'objet de descriptions académiques liées au poids de la tradition et des institutions (concours d'agrégation etc.). C'est le temps que G. Bertrand <sup>7</sup> appelle *la géographie sans paysage*. C'est la période de l'analyse spatiale (voir p. ex. R. Brunet), de *l'espace*, indiquant des

relations horizontales entre milieux, qui remplace le *paysage*, indiquant, ici, contrairement à ce qu'on a vu dans la géographie allemande, des relations verticales entre les sociétés et le milieu <sup>106</sup>.

A partir des années 1970, au moment de l'émergence, dans la société, de préoccupations environnementalistes liées au bouleversement des paysages du deuxième après-guerre, les géographes français restent à l'écart des études paysagères préalables à la mise en place des premières mesures de protection des paysages, études réalisées par des écologues, des urbanistes et des agronomes <sup>107</sup>.

Notons qu'en agronomie, comme en géographie, le paysage est un concept intégrateur des approches physiques et anthropiques et traduit, comme vu au chapitre précédent, une insatisfaction de l'échelle classique de l'agronomie, la parcelle, et un besoin d'un niveau englobant <sup>108</sup>. Mais la contribution originale de l'agronomie à la conception du paysage concerne la définition d'unités spatiales homogènes qui le composent, les unités agro-écologiques, ou unités agro-physionomiques, ou terroirs, définies sur la base d'une homogénéité physique <sup>109</sup>, <sup>110</sup>. On retrouve ici la recherche d'unités paysagères homogènes, typique de l'approche géographique du paysage (voir Encadré 1). Citons ici les travaux de Y. Luginbühl et surtout ceux de JP Deffontaines, qui replace le paysage dans une hiérarchie de niveaux d'organisation dont l'unité physionomique et la parcelle. Les approches systémiques, qui ont caractérisé l'approche de l'exploitation agricole et de la parcelle, restent toutefois au second plan dans ces analyses des paysages agricoles.

Les spécialistes de la géographie physique (biogéographes et géomorphologues confrontés à des problèmes d'aménagement de l'espace) développèrent alors l'analyse des paysages et / ou des milieux naturels, tout en bénéficiant des progrès dans les analyses statistiques, dans la modélisation et en géomatique. Ces travaux, marqués, en France comme auparavant en URSS et en Allemagne, par l'adoption des concepts systémiques en géographie, sont centrés sur le concept de géosystème, inspiré du géographe soviétique Sotchava et développé en France, à partir des travaux d'histoire écologique, par le géographe G. Bertrand. Le géosystème se présente comme un élément unificateur des savoirs éclatés en sous-disciplines de la géographie physique ; cela est d'ailleurs à l'origine de l'absence d'utilisation de ce concept en géographie humaine et de son rejet par les autres disciplines des sciences sociales <sup>111</sup>. G. Bertrand proposera ensuite de distinguer le Géosystème, qui est l'aspect biophysique d'un milieu, le Territoire, qui en est sa dimension anthropique et politique, et le Paysage, qui en est sa dimension culturelle, avec les représentations des acteurs et les relations esthétiques ou symboliques (système GTP) <sup>112</sup>, <sup>113</sup>. « Ce qui fait qu'un géosystème n'est pas un paysage » <sup>7</sup>.

Cette approche sera suivie d'une production féconde ; dans leur diversité ces études ont en commun d'être en prise avec les problèmes d'aménagement de l'espace, d'avoir des perspectives d'ouverture interdisciplinaire en étant plus intégrées à l'écologie, d'accorder une importance particulière aux échelles spatiales des objets étudiés et de leur perception (du chercheur et de la discipline), ainsi qu'à la dynamique interne et à l'évolution des milieux, aux processus et aux échelles temporelles, à l'anthropisation et à son histoire <sup>7</sup>. En France le concept de paysage contribua, à partir des années 1970, au renouveau de la géographie physique, par son caractère fédérateur des démarches sectorielles, et par une certaine réflexion théorique et méthodologique qui manquait jusque-là.

L'intégration des approches systémiques en paysage est née de la difficulté de résoudre certaines questions pratiques liées à la cartographie des paysages et à l'aménagement de l'espace. Elle a

également engendré une production très féconde de concepts et a constitué une réelle avancée scientifique. Séduisants sur le plan intellectuel, ces concepts ont pu être vus comme une sorte de syntaxe commune entre les différentes disciplines et sous-disciplines, permettant la communication entre experts de différentes disciplines et le travail interdisciplinaire, voire l'intégration disciplinaire de différentes branches (comme pour la géographie). Toutefois, étant très abstraits, les concepts systémiques ont une portée transdisciplinaire qui reste discutable, et leur efficacité à contrecarrer la tendance lourde vers la spécialisation disciplinaire est incertaine.

#### *1.2.5.4 Le paysage dans la géographie française actuelle*

Jusqu'aux années 1990, deux grandes « écoles » du paysage existaient dans le monde francophone <sup>5</sup>  
(p 78).

1. L'école de Toulouse : entre nature et société, dans le sillon des travaux de G. Bertrand, le paysage est une combinaison dynamique d'éléments physiques, biologiques et anthropiques. Il a d'abord été marqué par l'écologie et la géographie physique, puis par les travaux des historiens <sup>109</sup> ; mais il a gardé sa caractéristique systémique. Proche de celle-ci, l'école africaine, ou franco-ivoirienne, s'en distingue par des méthodes de terrain inspirées de la phytosociologie et par l'utilisation des Analyses Factorielles des Correspondances de Benzécri, par l'utilisation d'un minimum de paramètres, et par l'indépendance des classifications de l'espace (« segments » et « séquences » plus que faciès et ses variantes).
2. L'école de Besançon (aujourd'hui dans l'UMR Théma) qui a développé des travaux originaux sur le paysage visible et le cadre de vie, considéré comme l'un des trois sous-systèmes du paysage <sup>114</sup>.

A côté de ces écoles, d'autres travaux sont à mentionner <sup>106</sup> :

- a) des études dans la continuité des approches chorologiques, classiques en géographie (travaux de P. Brunet, Ph. Pinchemel, JR Pitte etc.) ; de ce groupe font partie aussi les travaux sur les paysages agraires (Lebeau, Meynier) ;
- b) la géographie culturaliste, avec la théorie du paysage de A. Berque, en lien avec le champ professionnel du paysagisme.
- c) Une place particulière est occupée par les travaux de biogéographie des milieux anthropisés. Sur l'impulsion du renouveau de la géographie physique des années 1970, ils analysent l'action de l'homme dans la structuration des paysages végétaux, notamment forestiers. Ils sont axés d'abord sur les forêts domaniales, dans les années 1970, puis, dans les années 2000, sur les écotones, dont les îlots boisés, et puis sur la nature en ville, avec une attention portée sur les aménagements et sur la pluralité des échelles (travaux de P. Arnoult, F. Simon, M. Cohen) <sup>6</sup>.

En biogéographie, après le développement de la photographie aérienne au cours des années 1930, la cartographie dérivant des données fournies par les satellites prend son essor dans les années 1980, ne cesse de se développer, et remplace la cartographie qui ne partait que des observations de terrain. Un avantage en est de couvrir rapidement de vastes étendues : les échelles passent désormais de moins de 1:10.000 à plus de 1:100.000. Un autre avantage est le caractère diachronique, mais sur un court laps de temps, de l'information résultant des passages successifs du satellite <sup>6</sup> (p 121).

Les géographes français s'accordent à placer le paysage à l'interface de la nature et de la société, et à lui attribuer une existence étroitement liée à la perception <sup>7</sup>. *Toutefois les approches des espaces perçus et les études paysagères restent indépendantes*. Et surtout le paysage n'est plus au cœur des travaux des géographes français, alors qu'il l'est pour d'autres champs comme l'écologie du paysage <sup>115</sup>. Si le paysage a occupé et occupe une place toute particulière dans le champ de la géographie, car il est un des concepts spécifiques de la géographie, aux côtés de milieu, de la région puis de l'espace, il divise les géographes : il oppose les tenants de la géographie science des paysages à ceux pour qui le paysage est une notion vide <sup>4</sup>.

L'hybridation entre la société et la nature, que bien des disciplines (archéologie, agronomie, écologie du paysage) cherchent à acquérir, car elle répond à une demande sociale forte posée par l'émergence des problématiques environnementales, est aujourd'hui rejetée par une partie de la géographie, sans doute parce qu'elle n'est pas facile à assumer, notamment du point de vue méthodologique <sup>112</sup>.

Nous terminerons ce chapitre, en guise de transition vers la section suivante, par une citation :

*« La nouvelle conception du paysage est profondément imprégnée par la pensée et la mode de l'écologie. Cette dernière a envahi, explicitement ou implicitement, l'ensemble du champ social. La géographie, plus académique, est demeurée très en retrait. Si elle souhaite s'intéresser à nouveau au paysage, aussi bien à sa dimension socio-culturelle qu'environnementale, elle ne fera rien sans, et encore moins contre l'écologie. Ces deux disciplines, aux origines, aux méthodes et aux finalités si différentes et souvent contraires sont, face au paysage, dans l'obligation de se confronter et de collaborer au sein d'une interdisciplinarité maîtrisée. A la confluence du géographique et de l'écologique peut s'élaborer une forme, parmi d'autres, d'analyse paysagère. »* <sup>112</sup> (la police « gras » est de nous).

### 1.2.6 Emergence de l'écologie spatiale

L'écologie des populations et des communautés a été très longtemps dominée par les approches en termes de dynamiques temporelles et historiques, surtout dans ses aspects le plus théoriques ; la distribution des espèces était analysée à une large échelle, surtout par des biogéographes plutôt que par des écologues. La biogéographie, qui étudiait la distribution géographique des organismes, était dominée jusqu'à la moitié du 20<sup>ème</sup> siècle par une vision statique de la structure des communautés, dont on présumait que la composition spécifique ne changeait pas dans le temps.

A partir des années 1960, l'écologie s'est concentrée sur l'effet de la variabilité spatiale ; l'importance de la structure spatiale des habitats et de leur environnement a inspiré le champ de l'écologie des communautés, avec la théorie insulaire, ainsi que le champ de la dynamique des populations, avec la théorie des métapopulations <sup>116</sup>. L'essence de l'écologie spatiale réside dans l'idée que la localisation des individus peut être aussi influente sur la dynamique de population que, par exemple, la prédation et la compétition ; elle inclut donc l'étude de la structure spatiale des sous-populations. Une grande partie de l'écologie spatiale depuis la fin des années 1960 a été dominée par ces deux théories majeures : la théorie biogéographie des îles et la théorie classique des métapopulations, cette dernière remplaçant la première dans les années 1980, surtout dans les applications en biologie de la conservation <sup>117</sup>. Il s'agit des premières théories, émergées en écologie,

qui mettent l'état des communautés et des populations directement en relation avec des caractéristiques spatiales de l'habitat.

#### 1.2.6.1 La théorie biogéographique des îles

L'objectif de la théorie biogéographique des îles, ou théorie insulaire, ou théorie de l'équilibre dynamique de MacArthur et Wilson (1967), théorie qui avait été formalisée en 1948 par Munroe<sup>118</sup>, était d'expliquer les patrons de la distribution des espèces à une large échelle, et notamment la richesse spécifique<sup>5</sup> sur différentes îles, puis sur des espaces terrestres insularisés. Les îles représentaient, pour les écologues américains MacArthur et Wilson comme elles l'avaient été bien avant pour Darwin et Wallace, des modèles simplifiés pour explorer des problèmes biogéographiques et écologiques plus complexes.

Son originalité est de lier les patrons de la distribution des espèces aux processus écologiques d'extinction et d'établissement de populations, eux-mêmes directement liés, respectivement, à la surface de l'île et à son isolement. La richesse spécifique de communautés isolées est donc dépendante de la surface de leur habitat, qui affecte le taux d'extinction, et de la distance à d'autres habitats, qui affecte le taux d'immigration et d'émigration.

Il s'agit d'un modèle élégant, simple, intuitif, qui représente la richesse spécifique insulaire comme un équilibre dynamique entre vitesses opposées de colonisation et d'extinction. C'est une construction heuristique, pas forcément une explication correcte, basée sur des variables faciles à mesurer et générant des prédictions à tester. La théorie insulaire a eu par la suite de nombreuses modifications, corrections, extensions<sup>119</sup>.

Cette théorie a représenté une grande avancée théorique vis-à-vis des théories qui dominaient la biogéographie insulaire, car elle a révolutionné la vision statique qui prévalait auparavant en biogéographie, en affirmant que l'immigration et les extinctions sont récurrentes, que ces processus peuvent s'équilibrer et que l'équilibre qui en résulte est dynamique parce que la composition spécifique se modifie continuellement au fur et à mesure que des nouvelles espèces remplacent celle qui ont disparu (*turnover* des espèces)<sup>120</sup>.

Formulée il y a cinquante ans, la théorie de l'équilibre dynamique devint le paradigme de la biogéographie insulaire et fût rapidement adoptée bien plus largement que dans les milieux marins. **En effet, dans la réalité, la fragmentation des paysages terrestres produisait des écosystèmes isolés, insularisés, susceptibles d'être étudiés avec ce modèle.**

La théorie insulaire a stimulé un très grand nombre d'études sur les écosystèmes fragmentés et sur la relation espèces – surface, qui était le premier patron empirique que cette théorie était censée expliquer, sur la régularité de l'influence de la taille du fragment d'habitat sur le nombre d'espèces.

Elle a été appliquée surtout dans la conception de réserves naturelles en milieu terrestre ; des règles sur la meilleure configuration spatiale des réserves pour maximiser le nombre d'espèces furent déduites de cette théorie. La théorie insulaire, qui était au début des années 1980 le paradigme écologique dominant en biologie de la conservation, a permis de souligner l'importance de la dimension spatiale en biologie de la conservation : les grandes réserves contiennent plus d'espèces

---

<sup>5</sup> Nombre d'espèces différentes.

et perdent des espèces plus lentement, elles souffrent moins des effets délétères de l'isolement des habitats, que les petites, car elles peuvent soutenir de plus grandes populations qui vont disparaître localement moins souvent que les petites populations. Les grandes réserves devraient aussi mieux préserver l'ensemble de la gamme des états successionnels et de la dynamique des habitats à l'intérieur des écosystèmes. C'est pourquoi une seule grande réserve est censée être plus efficace pour assurer la conservation des espèces à long terme que plusieurs petites réserves de surface comparable, ce qui a fait l'objet de la controverse SLOSS (*Single Large Or Several Small reserves*), qui a eu toutefois une pertinence pratique limitée pour les gestionnaires des réserves. Au-delà de cette controverse, la théorie insulaire a provoqué une large utilisation de la courbe espèces-surface dans la conservation, courbe qui s'est souvent révélé un outil trop simpliste<sup>121</sup>.

Une raison fondamentale de ce succès heuristique réside dans celle qui est aujourd'hui vue comme la caractéristique la plus contraignante de ce modèle : sa simplicité. En effet, si la théorie insulaire fournit un modèle conceptuel de base pour comprendre la fragmentation des habitats, de multiples études empiriques ayant prouvé les effets de la surface du fragment et de son isolement sur la richesse spécifique, sa pertinence pour comprendre les écosystèmes et les paysages fragmentés est limitée : ce modèle général fournit une faible compréhension des raisons biologiques des différences de richesse spécifique observée. Les principales critiques à la théorie insulaire sont présentées dans l'Encadré 2.

Tout d'abord, la fragmentation des habitats massifs (p.ex : le défrichement) n'est pas un processus aléatoire dans l'espace (et les habitats rélictuels sont un sous-ensemble très biaisé du paysage originel). Ensuite, la fragmentation des habitats implique deux processus distincts mais liés : la réduction d'habitat et la fragmentation de l'habitat stricto sensu. Leur l'impact respectif sur les communautés est difficile à distinguer, des analyses comparées devant être conduites à l'échelle du paysage et non pas à l'échelle du fragment (comme d'après la théorie insulaire) ; il semble toutefois que la diminution du nombre d'espèces que connaissent beaucoup de paysages fragmentés semble être en fait une conséquence de la perte d'habitat, plus que de la fragmentation *stricto sensu*<sup>122, 121</sup>. En outre les espaces insularisés terrestres possèdent des spécificités par rapport aux îles<sup>123</sup>.

Ces limites fondamentales rendent la théorie insulaire inadéquate comme théorie moderne de la biogéographie ; elle est aussi inadaptée à la conservation, qui nécessite une vision plus réaliste de la fragmentation<sup>120</sup>.

## Encadré 2 – Les principales critiques à la théorie insulaire

Laurance<sup>121</sup> formule six critiques majeures à la théorie insulaire et à son application aux écosystèmes terrestres.

- 1) Cette théorie ne prend pas en compte l'effet lisière, qui est un facteur important de la structure, de la dynamique, de la composition spécifique des écosystèmes fragmentés. L'intensité de l'effet lisière est inversement proportionnelle à la taille du fragment et, même s'il est difficile de distinguer leurs effets respectifs sur la perte d'espèces, une grande partie de celle-ci, attribuée à la surface, est probablement due à l'effet lisière ou à une synergie des effets lisière et surface. Les modèles de l'effet lisière conduisent à des prédictions utiles sur la réponse des espèces à la fragmentation et à des résultats non prévus par la théorie insulaire : les espèces spécialistes de lisières seraient corrélées à la longueur totale de la lisière tandis que celles spécialistes de milieu intérieur seraient corrélées à la surface du fragment.
- 2) La théorie insulaire ignore la matrice des surfaces modifiées entourant les fragments, elle ne prend pas en compte l'effet matrice. La matrice environnante peut beaucoup influencer la connectivité du fragment (*the matrix matters*), affectant la démographie des populations locales. Les matrices très différentes de l'habitat du fragment seront plus ou moins hostiles à ses espèces : la matrice agit comme un filtre sélectif pour le mouvement des animaux et des propagules et a des effets sur la composition spécifique du fragment. Elle peut aussi influencer l'intensité de l'effet lisière dans les fragments ; les fragments sont entourés d'une matrice d'habitats qui permet la dispersion ou la survie d'espèces qui peuvent utiliser la matrice.
- 3) La théorie insulaire ne prend pas en compte les changements dans la communauté, étant axée uniquement sur la diversité des espèces (*the theory is species neutral*). En effet, développé pour expliquer la variation dans la richesse spécifique, mise en relation seulement avec l'immigration et l'extinction, elles-mêmes en relation uniquement avec les caractéristiques physiques (surface et isolement), ce modèle fait l'hypothèse que les espèces sont équivalentes dans leur capacité de colonisation. Il est peu prédictif sur la façon dont les communautés changent au cours du temps (quelles espèces sont les plus vulnérables ?) : la question n'est pas tellement combien mais quelles espèces composent les communautés ; beaucoup de modèles biogéographiques proviennent de différences parmi les espèces. La théorie insulaire ignore donc le rôle de la composition spécifique.
- 4) La théorie insulaire ne considère pas les interactions interspécifiques, dont la compétition, qui peut être renforcée par la fragmentation, ce qui peut conduire à des patrons de distribution en échiquier, dans lesquels des espèces écologiquement similaires ont des distributions presque mutuellement exclusives dans les fragments.
- 5) Les paysages les plus fragmentés sont altérés par d'autres changements anthropiques comme la pollution, des modifications hydrologiques, qui interagissent avec la fragmentation des habitats.
- 6) La théorie insulaire postule que les écosystèmes fragmentés seront plus dynamiques que ceux intègres, mais seulement à cause de la diminution du nombre des espèces et de leur turnover croissant, alors que beaucoup d'autres processus sont à la base de ce dynamisme ; étant le support de peu de ressources, un fragment d'habitat est vulnérable aux effets stochastiques et l'abondance des espèces peut beaucoup fluctuer dans les petites communautés, surtout si l'immigration est faible et les perturbations fréquentes.



### **1.2.6.2 La théorie des métapopulations**

D'autres critiques, dont la théorie insulaire fût l'objet dès les années 1980, concernaient l'application aux petits espaces. Dans ces espaces il est clair que les espèces disparaissent et réapparaissent fréquemment dans des fragments d'habitats, et la colonisation est le principal voire le seul mécanisme d'augmentation du nombre d'espèces ; quelle est la nature de ces groupes d'individus ? « Véritables » populations ou juste des éléments éphémères d'une population plus large ? Vers la fin des années 1980 émergea un nouveau paradigme d'écologie spatiale, la théorie des métapopulations, basée, comme la théorie insulaire, sur un modèle simple<sup>117</sup>.

Les deux théories sont très proches. L'objet de la théorie insulaire est le nombre d'espèces dans les communautés fragmentées, tandis que l'objet de la théorie des métapopulations est une seule espèce. Dans la théorie insulaire la variable dynamique est le nombre d'espèces sur un fragment particulier ; dans la théorie des métapopulations la variable dynamique est le nombre de fragments occupés par une espèce.

Introduite par Levins, la métapopulation (« population de populations ») est définie par Blondel<sup>124</sup> comme « un ensemble de sous- populations interconnectées dans un même voisinage, dont certaines sont en déclin, voire s'éteignent localement et temporairement tandis que d'autres sont démographiquement excédentaires et réalimentent les premières ». Les probabilités de ces métapopulations de se maintenir dans cet espace dépendent de leur capacité à se déplacer entre les fragments et de trouver ainsi d'autres ressources alimentaires et génétiques ; l'accent est mis ici sur le déplacement des espèces, leurs mouvements, leur dispersion<sup>116</sup>. Le concept de métapopulation a été développé et modifié par la suite : les fragments (isolats) peuvent représenter des sources ou des « puits » pour les individus d'une métapopulation ; on peut se trouver dans un contexte d'une pluralité de fragments de taille comparable (modèle de Levins) ou dans celui d'un fragment de bien plus grande dimension que les autres : un « continent » (modèle de Boorman & Lewitt).

Surtout, les possibilités de conservation d'une espèce peuvent être augmentées par diminution de l'isolement avec la présence de corridors ; la théorie des métapopulations aura ainsi des applications en biologie de la conservation.

Le concept de métapopulation se prête particulièrement bien à une interprétation en termes de théorie insulaire et a fait l'objet de nombreuses applications en écologie du paysage.

### **1.2.7 L'écologie du paysage, un cadre conceptuel**

La théorie biogéographique des îles, ou théorie insulaire, majeure en biogéographie et en écologie des communautés, a conduit au développement de l'écologie du paysage moderne, au début des années 1980.

En effet, née pour expliquer la richesse spécifique de communautés insulaire, la théorie insulaire a par la suite été critiquée, comme on a vu, mais aussi étendue à une variété de communautés isolées, et notamment aux communautés entourées par des paysages anthropiques, comme celles des forêts fragmentées par les terres arables, ou celles des espaces de nature en ville. Les configurations spatiales des habitats et de leur environnement, la surface des habitats, leur résolution spatiale, constituent des éléments en interaction qui composent un « paysage », bien que ce terme n'ait pas été utilisé en tant que tel par les auteurs de la théorie insulaire.

### 1.2.7.1 Du modèle « matrice – taches – corridors » aux paysages en mosaïque

Sur la base de la théorie biogéographique des îles, appliquée aux paysages terrestres, où les habitats sont insularisés par la fragmentation des habitats massifs, l'écologie du paysage « moderne » s'est développée au cours des années 1980 en Europe et en Amérique du Nord en produisant un modèle de paysage majeur en écologie du paysage, le modèle matrice-taches-corridors (*Patches Corridors Matrix*, PCM).

- La matrice est la couverture végétale dominante, équivalent de l'océan dans la théorie insulaire.
- Les taches d'habitat (*patches*), équivalent des îles dans la théorie insulaire, sont des habitats dont la couverture végétale diffère de celle de la matrice.

La différence par rapport au modèle inspiré de la théorie insulaire réside dans la présence, dans les paysages terrestres, de **corridors**, éléments *linéaires* dont la couverture végétale diffère de celle de la matrice.

On remarque que les éléments du paysage sont différenciés par leur couverture végétale, leur habitat, d'une part, et par leur forme (linéaire ou arrondie), d'autre part. La forme confère à l'élément de paysage une fonction spécifique vis-à-vis des espèces : dispersion (corridor ou barrière), habitat (puits ou source). La forme des habitats leur confère une fonction spécifique surtout vis-à-vis de la dispersion des espèces, qui, tout comme dans la théorie des métapopulations, est centrale en écologie du paysage.

La matrice est considérée hostile ou neutre vis-à-vis du déplacement des espèces, et donc homogène, ce qui est issu directement de la théorie insulaire.

Or les développements successifs de l'écologie du paysage, notamment par les analyses et les méthodes de mesure de l'hétérogénéité des paysages, ont mis en évidence la complexité de la matrice. Avec un regard plus approfondi, allant au-delà de la simple occupation du sol et prenant en compte les pratiques agricoles ou la taille des parcelles, par exemple, la matrice peut en fait être composée de plusieurs habitats ayant différentes capacités d'accueil des espèces : *the matrix matters*. Elle peut être vue comme une **mosaïque de taches d'habitat** qui peuvent évoluer au cours du temps (dynamique des taches) <sup>125, 126</sup>.

Notons ici que le modèle PCM est bien adapté aux paysages de grande culture d'Europe et d'Amérique du Nord, dans lesquels l'écologie du paysage moderne s'est développée, des paysages où les milieux « naturels » sont fragmentés et dans lesquels il est aisé de définir la matrice (généralement des champs cultivés), les taches (des îlots boisés résiduels), les corridors (ripisylve, haies). En revanche dans les paysages plus complexes, comme ceux méditerranéens, on ne peut pas distinguer une occupation du sol dominante mais un ensemble de taches de nature différente, et la notion de mosaïque est plus adaptée.

Forman & Godron, dans leur ouvrage fondateur de l'écologie du paysage en tant que domaine spécifique, et pas une branche de la géographie ni de l'écologie, définissent trois caractéristiques du paysage <sup>127</sup> :

- la structure : les relations spatiales entre écosystèmes distincts : distribution d'espèces, de matière (sédiments, eau etc.), d'énergie, en relation avec la dimension, la forme, le nombre, le type et la configuration des composants (écosystèmes) ;
- la fonction : interactions entre les éléments spatiaux (entre les écosystèmes) : flux d'espèces, de matière et d'énergie entre les écosystèmes ;
- le changement : changement de structure et de fonctions de la mosaïque écologique dans le temps.

Hanski <sup>117</sup> remarque que l'écologie du paysage représente aussi une autre approche de l'écologie spatiale, axée non pas sur la dynamique de population, mais sur la **connectivité**. En écologie du paysage la connectivité est mesurée par le mouvement des individus à travers des éléments du paysage, dans des paysages hétérogènes ; elle est donc basée sur des considérations spécifiques sur la façon pour la structure du paysage de faciliter ou de freiner les mouvements des espèces. La mesure de la connectivité sur la base de la théorie des graphes constitue alors une approche intermédiaire entre celle des métapopulations et celle de l'écologie du paysage.

#### 1.2.7.2 *Le paysage : un niveau d'organisation*

Une deuxième origine de l'écologie du paysage, outre sa filiation avec l'écologie spatiale, provient de la critique au concept d'écosystème.

Comme le montre Golley <sup>128</sup>, le terme d'écosystème, forgé en 1935 <sup>104</sup>, remplaçait la variété de termes inadéquats qui se référaient tous à un système d'interactions biotiques et inorganiques dans la nature ; il a été popularisé après la seconde guerre mondiale et devint le paradigme dominant dans l'écologie internationale. En tant que tel il a dominé le développement des études sur la productivité biologique dans le cadre de grands programmes internationaux, comme le IBP (*International Biological Program*). Ces études ont toutefois failli dans l'objectif d'intégrer cette connaissance à des échelles plus larges et à les appliquer à la réalité.

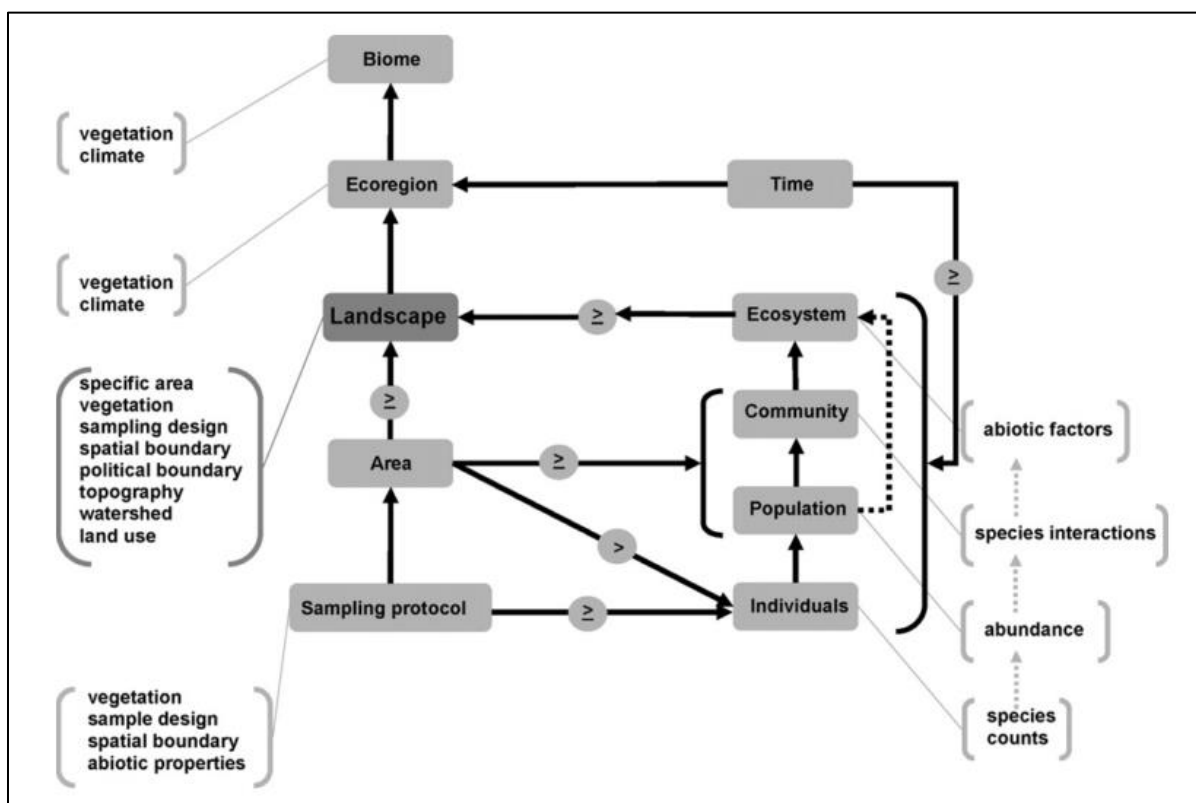
En revanche, l'objectif de l'écologie du paysage est de se poser, en amont, les questions d'intégration à la réalité, en étudiant d'emblée un système plus large. En outre l'écologie du paysage met l'accent sur l'espace, contrairement à l'approche écosystémique où l'espace est un aspect, pas très significatif, parmi beaucoup d'autres aspects <sup>2</sup>. L'écologie du paysage est l'étude de « comment la structure spatiale influence les processus » <sup>129</sup>.

Si les approches écosystémique et paysagère étaient considérées comme complémentaires par Troll, qui voyait dans cette comparaison une différence de regard (l'écosystème traitant des relations fonctionnelles au sein des « écotopes », le paysage traitant des relations spatiales dans cette même unité), mais pas forcément une différence d'étendue ou de niveau d'organisation, le paysage est aujourd'hui considéré comme un niveau d'organisation des biocénoses, différent de l'écosystème, plus étendu dans l'espace et dans le temps, et plus hétérogène, que celui-ci. Le paysage, qui a une longue histoire pouvant être appréhendée à plusieurs échelles temporelles, forme une structure spatio-temporelle avec des interactions entre nature et société en son sein : c'est un ensemble d'écosystèmes. **Le paysage est ainsi un agencement spatial d'écosystèmes** <sup>127</sup>, constitués par les habitats qui composent le paysage.

Le paysage est également différent de la région biogéographique ; une différence entre ces deux notions réside dans la vision de l'occupation du sol traditionnellement homogène attachée à la région biogéographique, qui reflète des complexes environnementaux (principalement géomorphologiques), parfois encore visibles dans la structure de certains paysages cultivés, malgré les importants changements qu'ils ont subis.

Comme le dit encore Golley <sup>130</sup>, les paysages sont des systèmes qui se trouvent à une échelle intermédiaire d'une hiérarchie emboîtée qui commence avec la planète Terre et qui finit avec des millions de systèmes homogènes, à petite échelle, nommés écotopes, ou taches et corridors ; ces éléments sont les composantes du paysage. Les paysages sont des systèmes écologiques ; ils représentent un ou plusieurs niveaux d'une hiérarchie spatiale emboîtée. Cette approche multiscale du paysage s'est enrichie des progrès dans l'introduction des théories systémiques en écologie qui, débutée par la notion même d'écosystème, a connu d'importants développements avec la théorie de la hiérarchie <sup>8, 9</sup>, adoptée en écologie du paysage <sup>131, 132 (p 23), 133</sup>.

Ces éléments sont présentés dans la Figure 2.



**Figure 2 – Description théorique graphique des relations logiques entre entités qui font référence au concept de paysage** <sup>134</sup>

Les boîtes grises représentent les entités, les descriptions entre parenthèses les principes, les flèches solides les relations entre les entités, les cercles gris une partie nécessaire mais pas totalement définie

### 1.2.7.3 Les échelles du paysage

La définition du paysage comme un niveau d'organisation écologique pose la question des **échelles pertinentes pour analyser le paysage**, au-delà du langage courant qui distingue l'échelle *locale* du paysage de l'échelle *régionale* du paysage.

Des chercheurs de l'Université de Galway (Irlande) ont récemment publié un bilan approfondi sur le concept d'échelle dans les trois disciplines centrales pour le paysage, à savoir l'écologie, la géographie, et l'aménagement<sup>135</sup>. Ces travaux montrent que l'échelle est une notion centrale en écologie (surtout pour l'échelle locale) et en écologie du paysage (à cette même échelle), notamment grâce à l'apport de la théorie de la hiérarchie. En effet, l'écologie du paysage traite de processus qui se produisent à plusieurs échelles spatiales et temporelles : l'identification des processus d'intérêt et des paramètres qui influent sur ces processus à différentes échelles, est cruciale pour traduire les informations à travers des échelles (transfert d'échelles)<sup>136</sup>. La théorie de l'écologie du paysage distingue ainsi, dans la notion d'échelle, deux composantes : la résolution (*grain*), qui est la plus petite unité d'observation, et l'étendue (*extent*), qui est la surface (pour l'espace) ou la durée (pour le temps) de l'observation<sup>137</sup>.

L'échelle est une notion centrale mais moins traitée sur le plan théorique en géographie, qui pourtant balaye une large gamme d'échelles, depuis des études régionales à des échelles « micro » (notamment en géomorphologie) ou « macro » (en relation à la mondialisation). Pereira<sup>138</sup> souligne d'ailleurs que l'échelle est un catalyseur puissant de la découverte et de l'explication en géographie. La géographie physique, par rapport aux sciences naturelles (y compris les géosciences), prête plus d'attention aux effets de l'action anthropique et considère davantage les échelles. En revanche, la géographie humaine conteste l'aspect non-contingent, « objectif » des échelles<sup>139, 140</sup>, et étudie davantage les relations horizontales, comme pour la théorie des réseaux.

L'aménagement, défini comme l'étude des politiques publiques axées sur les aspects spatiaux de différentes politiques sectorielles, implique des plans d'aménagement à toute échelle, ainsi que la montée de l'échelle locale, du fait de la « territorialisation de l'état » (décentralisation) ; toutefois cette discipline montre peu d'approfondissements théoriques au sujet des échelles.

Les auteurs de ce bilan sur le concept d'échelle dans la recherche en paysage préconisent de dépasser l'opposition entre écologie et géographie physique d'une part, et sciences sociales (géographie humaine et aménagement) d'autre part, et également d'aller plus loin que la classique opposition « paysage local » Vs « espace global », car l'échelle est un concept intégratif de sciences biophysiques et sociales, comme l'est le paysage<sup>135</sup>. Comme le font observer Gibson et al<sup>141</sup>, bien que la question des échelles en sciences sociales soit moins explicite et précise qu'en sciences naturelles, les travaux interdisciplinaires demandent une compréhension commune des questions d'échelles<sup>6</sup>.

Dans la droite ligne de la géographie allemande et notamment des travaux de Troll, l'écologie du paysage met l'accent sur l'hétérogénéité de l'espace, sur ses discontinuités, et diffère en ce sens radicalement des approches classiques en géographie (développées notamment par la géographie française et russe d'avant la notion de géosystème), dictées par les besoins de la cartographie de

---

<sup>6</sup> Dans une publication issue de mon stage post-doctoral, j'ai utilisé ces concepts pour envisager l'évaluation environnementale à plusieurs niveaux d'organisation, ciblant la gestion de la ressource en eau<sup>463</sup>.

vastes paysages peu habités et basées sur la définition d'unités homogènes (voir Encadré 1). Ce focus aboutit à intégrer l'hétérogénéité de l'espace dans la définition même du paysage, considéré comme une surface spatialement hétérogène<sup>142</sup>. Ceci a fondé une partie des travaux d'écologie du paysage des années 1980-90 en Amérique du Nord, axés sur l'analyse de l'hétérogénéité de l'espace, surtout dans des espaces peu habités<sup>143, 144</sup>.

#### 1.2.7.4 *Le paysage et les activités humaines*

La principale spécificité de l'écologie du paysage par rapport aux autres facettes de l'écologie spatiale, surtout pour l'écologie du paysage européenne, est la place centrale que prennent les activités humaines, considérées comme un facteur écologique générateur ou réducteur d'hétérogénéité spatiale. « *Human activity can influence these physical, chemical and biological factors and therefore human activity must be considered in explanation of the form and function of landscapes* »<sup>130</sup>.

C'est ce qui différencie également l'écologie du paysage « moderne », émergée au cours des années 1980, de la première écologie du paysage, de Troll. En effet cette dernière avait émergé pour comprendre des milieux faiblement anthropisés, peu habités, alors que l'écologie du paysage moderne naît pour expliquer des paysages très marqués par la fragmentation relative à l'extension des activités humaines, qui sont donc à la base même de l'essor de l'écologie du paysage moderne.

En effet, nous pouvons esquisser un parallèle entre histoire des milieux et histoire des théories en géographie et en écologie.

La **géographie**, qui s'est construite progressivement au cours d'un temps plus long, sur la base de paysages ruraux pré-industriels, aux milieux naturels continus, a recherché des **unités homogènes** qui associent milieu physique et occupation du sol : ce sont les unités agro-écologiques ou les terroirs de la géographie agraire. Ces unités ont structuré les paysages ruraux au cours des siècles.

L'introduction des approches systémiques en géographie a répondu à la nécessité de comprendre et de gérer des espaces bouleversés par les profonds changements qu'ont connus les milieux ruraux et urbains dans le deuxième après-guerre.

De façon analogue, le succès de **l'écologie spatiale** dans ses différentes facettes, de la théorie insulaire et son extension aux milieux terrestres, à celle des métapopulations et à l'écologie du paysage, reflètent la **fragmentation** progressive mais continue que les milieux « naturels » connaissent dans cette même période, dans toutes les situations d'évolution de l'occupation du sol. Dans les situations d'intensification (fragmentation des habitats herbacés et forestiers par l'extension des cultures), d'extensification (fragmentation des habitats herbacés et cultivés par l'enfrichement) et d'urbanisation (fragmentation des habitats herbacés, forestiers et cultivés par l'étalement urbain).

En effet, si les caractéristiques spatiales des habitats (forme, dimension etc.) peuvent être négligées pour des habitats massifs relativement continus, elles deviennent le facteur limitant pour un grand nombre d'espèces dans des habitats beaucoup plus restreints et isolés. Comme déjà mentionné, l'écologie du paysage s'est développée sur la base des paysages de grande culture d'Europe et d'Amérique du Nord, des paysages où les milieux « naturels » sont fragmentés et dans lesquels il est aisé de définir la matrice (les champs cultivés), les taches (les îlots boisés résiduels), les corridors (ripisylve et réseaux de haies).

Ceci explique que la structure spatiale du paysage a été étudiée par la géographie en recherchant des unités homogènes, et par l'écologie en recherchant en revanche les éléments d'hétérogénéité, qualifiés d'habitats (taches et corridors). C'est cette même évolution vers la fragmentation des milieux naturels qui déplace l'attention de la société et des scientifiques vers des paysages, milieux et espèces « ordinaires », car de plus en plus profondément marqués par les actions humaines, c'est-à-dire anthropisés.

## 1.3 Synthèse. A qui appartient le paysage ?<sup>7</sup>

### 1.3.1 Les apports disciplinaires

Au début de son histoire, le concept de paysage a sans doute joué un rôle majeur en géographie, qui y a vu un concept intégrateur de ses branches de plus en plus divergentes ; les discussions sur la définition du paysage ont été étroitement liées aux discussions sur la géographie elle-même. A partir des années 1950, dans tous les pays, la géographie se scinde entre géographie physique (tirée vers la géomorphologie et les sciences de la terre) et géographie humaine<sup>8</sup> où le paysage est quasiment absent. Les problèmes de l'interdisciplinarité se posent au sein même de cette discipline<sup>3</sup>.

Cette spécialisation croissante des disciplines s'est accompagnée de la disparition de la signification holiste du terme paysage ; elle a entraîné une scission entre les différentes géographies, comme le notent Mazùr<sup>145</sup> et Clifford<sup>146</sup>, qui ironise sur une discipline, la géographie, dans laquelle « *le tout devient moins que la somme des parties* ».

Face à cette spécialisation extrême, bien des géographes ont vu dans le paysage le moyen d'unifier les branches humaine et physique de la géographie, et dans les approches systémiques appliquées au paysage la possibilité de retrouver une unité de la géographie autour d'un objet intégrateur, le paysage, et d'un cadre théorique général, la théorie des systèmes. « *Systems analysis provides methods of problem solving which might be said to have been created for geography* »<sup>147</sup>. « *Systems concepts are inherent in geography* »<sup>148</sup>.

Au-delà de la géographie, l'adoption des concepts systémiques fournira, dans beaucoup de disciplines, un outil pour contrecarrer cette tendance réductiviste très généralement répandue, outil préconisé pour redonner à la géographie, une discipline « *fondamentalement holiste et non réductiviste* » une unité et une place dans la « science du système terre »<sup>149</sup>.

A partir des années 1970-80, des géographes de différents pays manifestent une conscience, mêlée de crainte, de l'émergence du paysage, objet exclusif de la géographie de façon explicite, dans un autre champ disciplinaire, l'écologie<sup>7</sup>. « *If geography does not proceed to solving the problems related to landscape, then society will be compelled to devise another scientific apparatus – maybe under a different name - for the solution of these problems which are today of direct consequence to survival* »<sup>145</sup>.

---

<sup>7</sup> Titre de deux articles parus dans la revue « Natures Sciences Sociétés » :<sup>464, 465</sup>.

<sup>8</sup> En France la scission sera même administrative, la géographie physique rentrant en 1990 dans la 32<sup>ème</sup> section du CNRS tandis que la géographie humaine rentrera dans la 39<sup>ème</sup> section.

Les apports disciplinaires au concept de paysage sont très mêlés : l'écologie du paysage est née de la géographie d'Europe centrale, tandis que la théorie biogéographique des îles, qui a conduit au développement de l'écologie du paysage moderne, est née de l'écologie anglo-saxonne. La contribution de l'écologie au concept de paysage est essentielle, et s'est développée dans l'écologie du paysage. **La notion de paysage va être adoptée par l'écologie dans le sens systémique que le paysage avait revêtu dans la géographie allemande, surtout à partir des années 1980, et d'autant plus rapidement que l'approche systémique était ancienne et centrale en écologie.** Ainsi la notion de paysage, apparue en écologie bien plus tard qu'en géographie, va très vite se diffuser dans ce champ disciplinaire, surtout en Europe et en Amérique du Nord dans un premier temps.

Poudevigne & Baudry <sup>150</sup> rappellent que, depuis ses origines, l'objectif principal de l'écologie du paysage est la compréhension à la fois des effets des structures spatiales sur les processus écologiques, et du développement de ces structures elles-mêmes. Cette relation « espace-espèces », entre les structures paysagères et les espèces, qui est fondatrice de l'écologie du paysage, est un formidable générateur d'hypothèses pour les approches centrées sur le paysage, comme pour celles centrées sur les espèces.

### 1.3.2 Une interdisciplinarité contestée

L'affirmation du caractère interdisciplinaire du paysage, s'accompagne parfois de la négation de son caractère de concept scientifique <sup>112, 92</sup>. « *Le paysage n'appartient à aucune discipline en particulier et la géographie n'a rien à revendiquer, sinon d'apporter sa contribution au sein d'une démarche non seulement interdisciplinaire mais aussi interprofessionnelle puisqu'elle concerne, au premier chef : des urbanistes, des architectes, des paysagistes, sans oublier des décideurs politiques et administratifs* ». Et l'auteur, G. Bertrand, de continuer : « *Le paysage n'est donc pas un concept scientifique et il ne peut pas être traité comme tel* » <sup>112</sup>.

En France, selon Terrasson <sup>107</sup>, le paysage échappe aujourd'hui aux deux principales disciplines, la géographie et l'écologie, et entre dans le champ des préoccupations de nombreuses autres approches : agronomie, ethnologie, histoire, philosophie, sociologie. Le paysage fait l'objet de recherches surtout en sciences humaines et sociales et est le fait de chercheurs individuels, éventuellement réunis dans un réseau le temps d'un appel à projet, plus que d'équipes de recherche ou d'institutions.

Parfois, en revanche, les tenants de l'interdisciplinarité du paysage conservent au paysage le caractère de concept <sup>151, 93, 74, 152</sup>, et dénoncent les traditions académiques et les faiblesses théoriques accusées de freiner l'interdisciplinarité <sup>153</sup>. Bastian <sup>154</sup> défend l'écologie du paysage comme une science, qui n'est pas toutefois LA seule science du paysage.

Parmi les opposants au caractère interdisciplinaire du paysage, certains convergent avec la négation du caractère de concept scientifique du paysage, regrettant la confusion que l'hybridation entre la signification matérielle et sensible du paysage engendre, et revendiquent une conception uniquement sensible du paysage, qui serait donc l'objet de la seule profession paysagiste.

D'autres géographes dénoncent l'influence des approches écosystémiques, enracinées dans la biologie, qui caractérisent le champ interdisciplinaire de l'écologie du paysage ; cette critique de l'interdisciplinarité, qui affaiblit la cohérence du paysage en tant que concept scientifique,



s'accompagne du souhait du développement d'une science du paysage centrée sur le « système paysage », mais le terme utilisé est *land system*<sup>155</sup>.

Opdam note que *"Since the early beginnings, a main discourse in landscape ecology has been the controversy between the holistic and the reductionistic approach."*<sup>133</sup>. Cette tension entre caractère interdisciplinaire et disciplinaire du paysage est régulièrement discutée<sup>156</sup>.

En tout état de cause, dans une partie de la géographie moderne le paysage a d'abord été identifié au géosystème, puis élargi aux relations entre la nature et la société ; ce parcours a été bien résumé par les apports de G. Bertrand<sup>5 (p 78), 6 (p 114)</sup>. Le concept de paysage a connu une évolution analogue en écologie, où il a été d'abord défini comme un agencement d'écosystème, ou « écosystème » en français<sup>157</sup>, puis élargi aux aspects anthropiques et sensibles<sup>151, 93</sup>.

### 1.3.3 En guise de conclusion

De cette brève histoire du concept de paysage, nous retenons que :

- 1) le terme « paysage » est « polysémique jusqu'à la cacophonie »<sup>81</sup>, mais une « polysémie vécue comme une richesse à gérer »<sup>107</sup>, car le terme fait partie du langage commun. Dans cette situation nous distinguons les approches sensibles des **approches matérielles** du paysage. Si dans les premières le paysage n'existe pas sans l'observateur, dans les secondes, dans lesquelles nous nous inscrivons, le paysage est une structure spatiale issue de l'articulation entre écosystèmes différents ;
- 2) le paysage a été partout sous l'influence d'abord de l'histoire, puis des sciences de la terre et de la nature<sup>147 158</sup> ; sa conceptualisation est liée à l'adoption des **approches systémiques**, qui a été tardive dans la géographie francophone<sup>159</sup>.

Le paysage a émergé comme un concept de la géographie en relation à un objectif pratique de connaissance et de mise en valeur, surtout agricole, de vastes étendues de terre peu habitées, terres que la diffusion de techniques comme la photographie aérienne, permettait de connaître et d'étudier. C'est le cas pour les forêts, objet de choix de la biogéographie, les taïgas et les steppes d'Europe de l'Est et d'Amérique du Nord, mais aussi pour les milieux semi-arides d'Australie, bien que la théorie du paysage ait été ici moins formalisée<sup>5 (p 36)</sup>. Ce souci de planification a accompagné l'émergence du concept de paysage en géographie ; pour paraphraser Y. Lacoste, si la géographie sert à faire la guerre, le paysage a servi à l'appropriation des steppes et des déserts.

Nous pouvons donc nous demander si le paysage, tel qu'il a été élaboré en géographie, est adapté à l'analyse des paysages anthropisés. Les méthodes géographiques d'analyse du paysage, élaborées sur la base d'espaces peu habités, peu anthropisés, sont traditionnellement basées sur l'identification **d'unités homogènes**. En revanche, l'écologie du paysage, née bien plus tard à partir de paysages très anthropisés et fragmentés, a élaboré une approche du paysage basée sur la définition **d'objets hétérogènes**. Cette dernière est ainsi un cadre de choix pour l'analyse et la compréhension d'espaces marqués par l'action des sociétés.

L'écologie du paysage peut fournir une plateforme capable d'articuler efficacement plusieurs points de vue disciplinaires sur le paysage<sup>160</sup> ; sa place dans l'articulation entre le champ de l'écologie et celui de la géographie n'est pas définie (Figure 3). En France les écoles d'analyse du paysage, caractérisées par une diversité d'approche mais aussi une attention commune portée à la

représentation cartographique, gardent une distance vis-à-vis de l'écologie en général et de l'écologie des paysages en particulier ; « *Les géographes peuvent activement contribuer aux recherches en écologie des paysages, notamment en mettant en évidence les processus relevant des logiques d'utilisation de l'espace dans des recherches interdisciplinaires prenant en compte les faits écologiques et humains* »<sup>160</sup>. Nos travaux s'inscrivent dans cet objectif, et en particulier dans le cas « e » présenté ci-dessous.

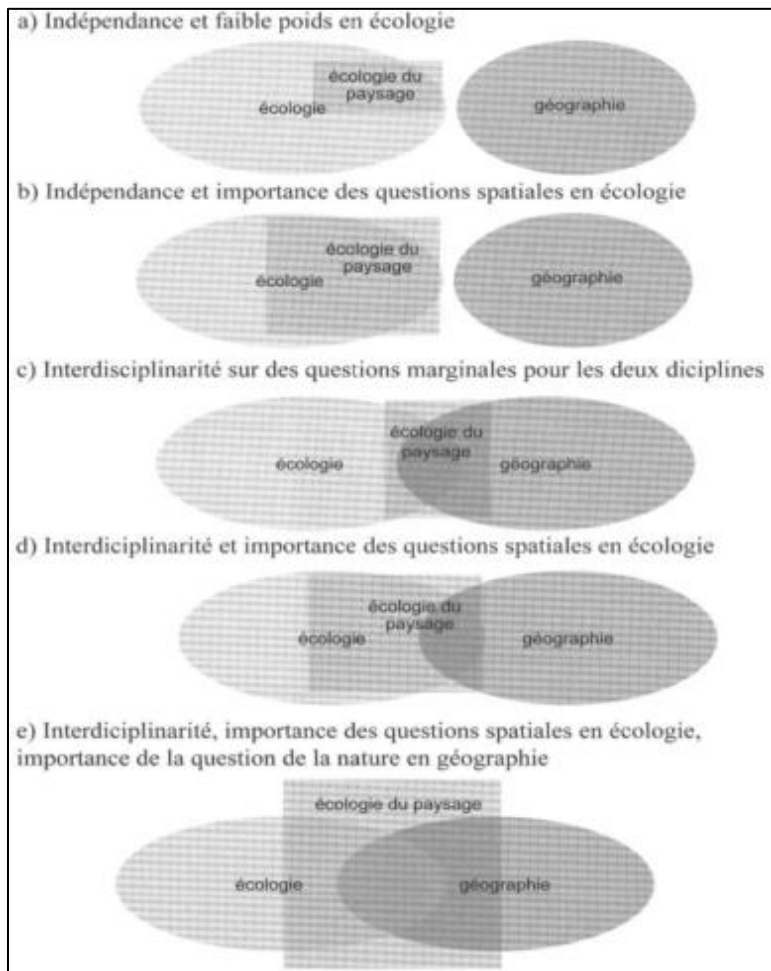


Figure 3 - Entre géographie et écologie, positionnement disciplinaire de l'écologie du paysage.

160

## 1.4 Paysage et végétation dans les milieux anthropisés : postulats et choix méthodologiques

Nous avons vu comment les approches du paysage, initialement développées dans le cadre de la géographie, ont été renouvelées par des chercheurs travaillant dans le domaine de l'écologie et de l'aménagement des milieux naturels et ayant alors l'objectif d'expliquer les caractéristiques de la diversité biologique. Dans cette lignée, nous travaillons sur les relations entre paysage et diversité végétale, en adoptant une démarche d'écologie du paysage, qui consiste à questionner les relations entre structure spatiale du paysage et diversité biologique des habitats.

Nous avons vu également comment, dès l'origine, de nombreux travaux ont été centrés sur les relations paysage-biodiversité dans le cadre de milieux faiblement anthropisés : peu habités et peu transformés. En revanche, une large part de l'écologie du paysage moderne étudie des milieux très anthropisés. C'est notre cas. L'analyse des milieux anthropisés comporte des implications particulières.

### 1.4.1 L'action des sociétés comme un moteur de la structure et de l'évolution des paysages

#### 1.4.1.1 « Naturel »

Bien que notre travail soit centré sur des milieux particulièrement marqués par l'action ancienne des sociétés, il est opportun de préciser que la plupart des milieux dit « naturels » sont influencés par l'action des sociétés<sup>22</sup>, et qu'il n'est pas dans notre propos de distinguer ce qui est anthropisé de ce qui ne le serait pas.

Depuis longtemps en effet les systèmes naturels ont été transformés en paysages de production, agricoles, forestiers ou urbains, par des actions humaines étendues et/ou répétées : déboisement, drainage de zones humides, modifications hydrologiques, etc. Les paysages actuels sont donc des « hybrides », généralement complètement aménagés en fonction des pratiques agricoles. Comme le dit avec beaucoup d'à propos l'écologue américain Golley<sup>2</sup>, il faut oublier l'idée d'un monde originel en équilibre statique et étudier plutôt les modalités et les directions du changement de ces hybrides.

Nous avons par exemple montré que, même dans des milieux généralement considérés parmi les plus « naturels » de notre environnement, l'espace est structuré par des activités agricoles anciennement implantées et en évolution. C'est le cas de la montagne<sup>161, 162, 163</sup>, ainsi que du lit endigué des grands fleuves (article en préparation).

En effet il ne s'agit pas de qualifier uniquement un objet, mais aussi une approche : nous considérons l'action des sociétés comme un moteur de la structure et de l'évolution des paysages. L'anthropisation n'est pas ici synonyme de dégradation de milieux « naturels » idéalisés, mais un objet d'étude, une possibilité de comprendre l'émergence d'habitats nouveaux, originaux, liés à des actions humaines qui prennent place à différentes échelles. Les activités humaines ne sont pas uniquement destructrices de biodiversité, elles créent également des habitats et des assemblages d'espèces nouveaux<sup>10</sup>.

#### 1.4.1.2 Aménagement et Gestion

Les interventions humaines influencent les milieux et les espèces qui les habitent, bien entendu, mais le milieu contraint les interventions humaines également ; en effet ces dernières prennent place dans

un paysage adapté à ces actions, comme cela a été montré pour l'intensification agricole <sup>55</sup>. C'est pour cela que nous pouvons parler d'une co-évolution entre sociétés et milieux.

A la suite de Meeus et al <sup>16</sup> nous distinguons, dans l'action des sociétés sur les milieux, deux niveaux d'organisation :

- 1) Celui d'actions s'exerçant sur un espace restreint, un pas de temps quotidien, ou saisonnier voire annuel, impliquant souvent, dans les milieux anthropisés, un seul type de gestionnaire. Ces gestionnaires peuvent être des agriculteurs, des habitants, des collectivités locales (services techniques routiers et municipaux), etc. Ces interventions constituent **la gestion d'un habitat** ; elle comporte des opérations techniques, comme les principales pratiques agricoles ou horticoles, dont les effets sur le milieu ont été étudiés par exemple en agro-écologie.
- 2) Celui d'actions touchant un large espace, sur un pas de temps décennal voire annuel, impliquant plusieurs acteurs : pouvoirs publics locaux, chambre d'agriculture etc. Ces interventions constituent **l'aménagement du paysage**. C'est le cas des plans d'aménagement foncier, des plans de drainage ou d'irrigation, de recalification des sols, de terrassement, d'entretien des fossés et ruisseaux, etc.

Ainsi nous distinguons, dans l'action des sociétés sur les milieux, deux échelles emboîtées d'intervention : celle de la **gestion** des habitats et celle de **l'aménagement** des paysages. Meeus et al <sup>16</sup> parlent, à ce propos, respectivement de *use* (échelle de temps saisonnière et quotidienne) et *management* (sur le long terme). Ces éléments sont résumés dans le Tableau 1.

Cette vision schématique souffre d'exceptions : des opérations techniques s'exerçant sur un petit espace à un pas de temps moyen, comme les opérations de gestion de la végétation ligneuse (élagage etc.), par exemple. Mais elle nous semble globalement pertinente.

Type d'intervention	Etendue	Rythme des interventions	Nb d'intervenants
Gestion ( <i>use</i> )	Limitée	Quotidien, saisonnier ou annuel	Un seul intervenant : agriculteur, service technique municipal, etc.
Aménagement ( <i>management</i> )	Large	Décennal ou annuel	Plusieurs intervenants : pouvoirs publics locaux, chambre d'agriculture etc.

**Tableau 1 – Les deux principaux niveaux d'organisation de l'action des sociétés sur le milieu**

### 1.4.1.3 La grande culture et la ville

**Nous avons travaillé sur deux types de milieux anthropisés : la grande culture et la ville.** Ces milieux représentent deux des trois principales évolutions des paysages : intensification agricole et étalement urbain <sup>9</sup>.

La grande culture et la ville représentent également deux parmi les principaux domaines sur lesquels s'est construit le champ de l'écologie du paysage, qui s'est développé d'abord sur les transformations

<sup>9</sup> Le troisième type d'évolution des paysages est constitué par l'enfrichement relatif à la déprise agricole, qui a été le contexte de ma thèse de doctorat <sup>70, 49</sup>.

des paysages agricoles <sup>155</sup> et, plus récemment, sur la nature en ville. Étudiés depuis longtemps, les paysages agricoles représentent aussi une base pour analyser les paysages urbains ; l'analyse des paysages agricoles et de leur évolution, en Europe et ailleurs, nourrit en effet une littérature scientifique féconde, ancienne et toujours vivante, tandis que les paysages urbains représentent un domaine émergent de la recherche en écologie, géographie et aménagement.

#### 1.4.2 Paysage et occupation du sol

Quelles sont les dimensions et les limites spatiales des paysages ? Dès l'origine, Troll refusa de considérer les plus petites unités de surfaces naturelles (« écotopes ») comme des paysages ; le paysage est considéré ainsi seulement à partir d'une certaine étendue <sup>103</sup>. Bien que la taille des paysages ne soit pas souvent mentionnée, il est utile d'avoir une approximation à ce sujet : les paysages sont de grands systèmes de plusieurs kilomètres carrés <sup>129</sup>.

Pour définir les limites physiques des paysages étudiés, plusieurs critères peuvent être utilisés :

- Limites géométriques sans valeur fonctionnelle : des « échantillons » de paysage : mailles ou pixels de dimensions définies ; c'est le cas de plusieurs Zones Ateliers (LTER, *Long Term Ecological Research*) en Europe <sup>164</sup>.
- Limites fonctionnelles : des unités géomorphologiques ou géophysiques comme le versant d'une vallée, un fond de vallée, un bassin-versant <sup>165</sup>, ou bien des unités urbaines comme la tache urbaine.
- Limites administratives, si la gestion communales est concernée <sup>43</sup>.

Dans nos travaux de recherche nous avons adopté l'un ou l'autre de ces critères, en fonction de l'objet et de la genèse du projet de recherche :

- le critère fonctionnel (un bassin-versant) pour nos travaux sur les paysages de grande culture, ce travail ayant commencé en lien avec une étude sur la qualité de l'eau
- le critère fonctionnel (tache urbaine : projet sur les friches urbaines) ou bien administratif (communauté d'agglomération : travaux sur les espaces verts publics, gérés par les communes), pour nos travaux sur les paysages urbains
- le critère administratif pour nos travaux sur la Trame Verte et Bleue, car la maîtrise d'ouvrage de cette politique est intercommunale
- des limites géométriques sont en revanche utilisées dans nos travaux sur les zones humides artificielles (buffers).

##### 1.4.2.1 Les sources d'information sur l'occupation du sol actuelle et passée

Le paysage peut être décrit efficacement par l'occupation du sol (*land cover*), aussi bien dans le cas d'habitats massifs, comme les parcelles, que d'habitats linéaires, comme les bords de champs. Deux remarques à ce sujet :

- d'une part l'occupation du sol n'est pas l'utilisation du sol (*land use*)<sup>10</sup>, et ne peut donc pas révéler des éléments de gestion des couverts cultivés plus fins que la simple couverture du sol ;

---

<sup>10</sup> Toutefois dans la littérature scientifique internationale le terme « land use » est souvent utilisé pour décrire uniquement l'occupation du sol <sup>466, 21, 467, 468</sup>.

l'occupation du sol ne nous dira pas, par exemple, le niveau de fertilisation ou de protection phytosanitaire auquel le couvert est soumis, ni la taille de la parcelle, etc.

- d'autre part les aspects sensibles du paysage ne sont pas non plus captés par l'occupation du sol, mais ces aspects ne font pas partie de l'approche « matérielle » du paysage à laquelle nous faisons référence dans l'ensemble de nos travaux, comme nous le soulignons dans l'Introduction.

Nous considérons donc l'occupation du sol comme un bon *proxy* pour le paysage dans le cas des milieux anthropisés.

#### 1.4.2.1.1 Sources d'information sur l'occupation du sol actuelle

Bien que l'utilisation des photographies aériennes soit à l'origine de l'écologie du paysage, bien des chercheurs ont longtemps utilisé des sources très simples, voire naïves, comme la carte topographique, qui, rappelons-le, ne nous donne aucune précision sur l'espace agricole et notamment aucune indication sur l'existence de couverts enherbés. Des chercheurs suisses, qui utilisent des cartes topographiques à l'échelle 1:25.000 sur une large étendue, regrettent : *“the maps used do not represent some important aspects of landscapes, such as the type of agricultural land-use (e.g., grassland or cropland), wooden fences or stonewalls, and, on a general level, qualitative aspects of the landscape elements. For some of these aspects, more information could have been found on aerial photographs, which are available for the study area since about 1940”*<sup>54</sup>.

Les sources d'information sur l'occupation du sol ont progressivement évolué vers des données plus fines, permettant de mieux prendre en compte des éléments plus détaillés de l'occupation du sol. Les images de la terre, photographies aériennes, aujourd'hui orthophotos, et images satellitaires, sont les sources d'information largement dominantes dans les études sur le paysage, depuis l'étude pionnière de Troll, en 1939<sup>103</sup>.

Trois éléments peuvent être cités ici.

- a) L'existence et la disponibilité, via la licence « enseignement et recherche » de l'IGN, de bases de données géoréférencées, et notamment d'orthophotos.
- b) L'existence d'images satellitaires, basés sur la réponse spectrale des différents couverts, permettant ainsi de les différencier. Ces images peuvent être utilisées en tant que telles ; nous avons pour cela utilisé des images traitées NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) dans nos travaux sur les zones humides artificielles. On peut aussi utiliser des cartes issues d'images déjà traitées, les cartes Corine Land Cover (CLC), de l'Agence Européenne de l'Environnement, disponibles en *open data*. Toutefois la résolution de ces dernières est très faible et pose de sérieux problèmes de fiabilité pour des études locales. En effet une grande partie des surfaces situées dans des paysages complexes, avec une forte variabilité spatiale due à des unités paysagères de faible taille (des taches herbeuses dans une matrice de polyculture par exemple), ou à des fortes connections entre les éléments du paysage (haies bordant les champs par exemple), sont classées en « surfaces agricoles hétérogènes », « surfaces cultivées complexes », « surfaces agricoles associées à des espaces de végétation naturelle ». Ces classes généralistes limitent l'intérêt de la carte. Ceci est largement reconnu<sup>21</sup>. Nous avons utilisé cette source d'information pour une étude départementale<sup>166</sup>.
- c) L'existence et la disponibilité, en *open data*, d'informations statistiques localisées à une échelle infra-communale. C'est le cas du Registre Parcellaire Graphique (RPG), une base de données de l'ASP (Agence de Services et Paiements) qui, issue des déclarations PAC des exploitants agricoles,

nous informe sur les cultures semées chaque année. Cette source de données a deux limites majeures :

- l'information est donnée à l'échelle de l'îlot de culture (ensemble de parcelles contigües exploitées par le même exploitant), pas à la parcelle : on connaît uniquement la culture majoritaire par îlot de culture ;
- l'information est lacunaire : pas d'information sur les couverts non soumis à déclaration PAC.

Malgré cela, la disponibilité de sources statistiques agricoles localisées est extrêmement intéressante car très précise ; nous soulignons qu'auparavant l'information agricole n'était pas localisée à l'échelle infra-communale, ce qui rendait cette source d'information, le Recensement Agricole, inadaptée à des études locales.

Nous utilisons l'ensemble de ces sources pour nos travaux en cours (voir parties suivantes).

Ces éléments sont synthétisés dans le Tableau 2.

#### 1.4.2.1.2 Sources d'information sur l'occupation du sol passée

La technique la plus récente pour détecter l'occupation du sol sur des surfaces étendues est l'interprétation d'images satellitaires ; toutefois ces images sont régulièrement disponibles seulement depuis les dernières 25 années et les images remontant aux années 1970 ont une résolution assez faible (ex : Landsat MSS 80 m). Aussi les données dérivées d'images satellitaires sont utilisables pour des analyses des changements d'occupation du sol récents, mais elles ne sont pas utilisables pour analyser les changements précédents.

Ces derniers peuvent être mesurés par des photographies aériennes historiques ou des cartes historiques, mais une interprétation de ces sources sur des vastes surfaces demande des techniques de cartographie manuelle et/ou la digitalisation de cartes, qui sont des techniques très chronophages et donc difficilement applicables sur de grandes étendues<sup>14</sup>. Les techniques photographiques ne peuvent pas fournir des informations précédentes aux années 1950 ; nous devons donc avoir recours à la cartographie historique, qui fait partie de notre patrimoine culturel<sup>27</sup>.

C'est pour cela que peu d'études ont quantifié les changements d'occupation du sol sur le long terme et à l'échelle du paysage.

Des données alternatives, fournissant des informations sur l'ancienne occupation du sol dans un contexte paysager peuvent être dérivées des statistiques publiques et des données de recensement (census data) ; toutefois ces sources peuvent varier dans leur résolution spatiale et ne sont pas spatialement explicites à des échelles fines, infra-municipales<sup>14</sup>.

Les informations sur l'occupation du sol passée sont ainsi basées sur les sources suivantes :

- a) les photographies aériennes<sup>43, 33</sup> ;
- b) les cartes topographiques, notamment à usage militaire, comme les cartes d'état-major en France<sup>26, 55</sup> ;
- c) les cartes cadastrales, dont les plus anciennes sont généralement disponibles en Europe à une période allant de la fin du 18<sup>ème</sup> siècle au début du 19<sup>ème</sup> siècle, comme la carte de Cassini (fin 18<sup>ème</sup> siècle) ou le cadastre dit « napoléonien » (début 19<sup>ème</sup> siècle) en France<sup>167, 25</sup> ;

- d) des cartes créées pour un usage spécifique, sur des lieux particuliers, sans couverture générale sur tout le territoire national <sup>27, 47</sup> ;
- e) les données statistiques disponibles <sup>14, 168</sup> ;
- f) les enquêtes auprès des personnes âgées, considérées comme des témoins fiables du paysage passé <sup>32, 48</sup> .

Ces éléments sont synthétisés dans le Tableau 3.

Certains chercheurs utilisent des données satellitaires pour la période actuelle et les comparent aux données issues de la statistique agricole la plus fine possible de 1955, sur un large espace <sup>14</sup>, tandis que d'autres combinent des orthophotos pour la période actuelle et des cartes historiques du 18<sup>ème</sup> siècle <sup>27, 169</sup>.

L'utilisation de sources différentes ne va pas sans difficultés. En effet l'utilisation de cartes historiques pose généralement deux problèmes de conformité avec la couverture actuelle :

- des problèmes d'inexactitude des cartes historiques dans le géoréférencement ; des méthodes géomatiques pour caler correctement ces cartes sont élaborées, la géocorrection, ou géorectification, étant toujours nécessaire <sup>170</sup> ;
- des problèmes de précision des cartes historiques dans le classement de l'occupation du sol, les classes actuelles étant bien plus précises que celles issues de l'interprétation de sources anciennes ; cette question conduit généralement les chercheurs à réduire la précision du classement actuel, afin d'obtenir des classes d'occupation du sol comparables au cours du temps.

Nous avons utilisé certaines de ces sources pour nos travaux historiques et d'autres pour nos travaux en cours.

La cartographie historique se développe, avec les nombreuses études historiques du paysage qui aboutissent à la création de Systèmes d'Information Géographiques (SIG) historiques. Ceci redonne du souffle à la géographie historique <sup>29</sup> et aussi plus généralement à la géographie rurale <sup>171</sup>.

#### **1.4.2.2 Les descripteurs du paysage et leur analyse**

Récemment les métriques et les techniques pour mesurer le paysage se sont affinées, sans pour autant avoir toujours un sens autre que mathématique. Les descripteurs paysagers utilisés par les chercheurs sont généralement issus de l'analyse géomatique des sources citées ci-dessus. Deux ensembles de variables sont courantes <sup>41</sup> :

- la *composition* de l'occupation du sol dans un certain espace (une « zone-tampon », *buffer-zone*),
- la *configuration* de l'occupation du sol dans cet espace.

Ce dernier groupe de variable a vu exploser, depuis le début des années 1990, le nombre de variables utilisées pour décrire le paysage (*landscape metrics*) <sup>67</sup>, non seulement à cause de l'intérêt croissant des chercheurs pour la caractérisation quantitative du paysage, mais aussi à cause de la facilité d'élaboration de ces variables, grâce au logiciel libre FragStat, largement utilisé <sup>172</sup>. Voici un exemple des variables produites de cette façon : « *spatial share, mean patch size, patch size coefficient of variance, mean shape index, mean nearest neighbor distance, mean proximity index, and interspersions and juxtaposition index* » <sup>51</sup>. Cette démarche a des limites car ces variables n'ont pas



toujours de sens écologique, ni même paysager <sup>173</sup>. « *While the meaning of a metric may be easily understood mathematically, it may be difficult to interpret biologically* » <sup>174</sup>. Ces descripteurs paysagers restent peu exploités, l'intérêt du travail résidant moins dans les résultats quantitatifs que dans l'étude qualitative des cartes paysagères <sup>11</sup>.

Au lieu de synthétiser le système paysager par des variables, certains chercheurs ont choisi de le modéliser afin de mieux capturer certains aspects de sa complexité <sup>150</sup>. Dans tous les cas, ces descripteurs font l'objet d'analyses statistiques de plus en plus sophistiquées dans la recherche en écologie du paysage.

Dans nos travaux sur la grande culture, nous avons adopté des méthodes qualitatives d'observation et de comparaison de cartes paysagères issues du traitement des sources d'information sur l'occupation du sol citées précédemment, et des comptages d'éléments paysagers traduits en graphiques simples.

Dans nos travaux sur la ville nous avons utilisé la composition de l'occupation du sol dans une zone-tampon et nous nous sommes limités à des indicateurs simples mais significatifs de la configuration de l'occupation du sol : distance minimale aux espaces verts, au centre-ville, aux cours d'eau. Nous avons également utilisé des analyses multivariées (Analyses en Composantes Principales) pour expliquer l'insertion des espaces verts publics dans le paysage urbain.

Pour finir, nous soulignons que **la structure du paysage est en elle-même un indicateur de biodiversité**. Comme l'écrit Solon <sup>51</sup> pour l'urbanisation, les conséquences écologiques des processus paysagers peuvent être étudiées directement par l'analyse de la distribution spatiale et de la composition spécifique de différents taxons, ou bien indirectement. Ces approches indirectes aux conséquences écologiques des processus paysagers consistent dans le suivi des changements de la structure paysagère et l'évaluation de son adéquation spatiale pour des espèces cibles, sur la base de la distribution des habitats et de la connectivité paysagère. La plus classique des approches indirectes est l'analyse de gradient (ex : gradient urbain-rural) ; l'autre approche est basée sur l'analyse d'un maillage de tout le paysage.

nom	propriétaire	type	intérêt	limite	utilisation
BD Parcellaire	IGN	vectorel	Parcellaire cadastral	Information très pauvre pour l'occupation du sol	Fond de carte
BD Topo	IGN	vectorel	Information très fine sur les espaces bâtis	Information grossière sur les espaces végétalisés	Espaces bâtis, hydrographiques, et boisés
BD Ortho (orthophotos)	IGN	raster	Bonne résolution de l'image	Nécessite la photo-interprétation	Identification précise des prairies
RPG	ASP	vectorel	Précision et actualisation des cultures	Echelle de l'îlot de culture ; lacunaire	Aide à l'identification des cultures
Images satellitaires traitées NDVI	SPOT	vectorel	Définition des couverts végétaux	Précision relative de l'information Information saisonnière	Identification de réseaux écologiques
Cartes CLC	AEE	vectorel	Information de base sur l'occupation du sol	Faible résolution	Echelle départementale ou indication générale

**Tableau 2 – Sources d'information sur l'occupation du sol actuelle utilisables en France**

source	disponible à partir de :	principale limite	exemples
photographies aériennes	1940	Exactitude et précision très variables	43 33
cartes topographiques anciennes (dont cartes d'état-major)	19 <sup>ème</sup> siècle	Faible précision pour l'occupation du sol	26 55
cartes cadastrales	Fin 18 <sup>ème</sup> - début 19 <sup>ème</sup> siècles	Exactitude très variable	167
cartes anciennes spécifiques	18 <sup>ème</sup> (suffisamment fiable)	Exactitude et précision très variables	27 47
données statistiques	1950	Pas de localisation précise	14 168
enquêtes auprès de témoins	20 <sup>ème</sup> siècle	Exactitude et précision très variables	32 48

**Tableau 3 - Sources d'information sur l'occupation du sol passée**

### 1.4.2.3 Les déterminants paysagers

Des travaux spécifiques sont consacrés à mesurer les déterminants des changements paysagers.

La plupart des travaux sur les paysages avancent une explication de leur état et de leur évolution ; cette explication est généralement intuitive. Bien que ces explications soient convaincantes et basées sur une expertise et une connaissance locales considérables, elles sont générales et interdisent toute mesure quantitative des effets respectifs des différents facteurs à l'origine d'un état paysager.

Certains travaux ont proposé et appliqué une méthode pour quantifier les déterminants des changements paysagers, en mettant en relation les variables de changement paysager issues de l'analyse cartographique historique, avec des variables indépendantes, socio-économiques et biophysiques. C'est l'analyse des *driving forces*. Deux types de méthodes sont utilisés.

- 1) L'analyse proposée par Bürgi et al. <sup>175</sup>, enracinée dans les sciences sociales, approfondit les déterminants socio-économiques, plus que ceux bio-physiques <sup>54, 49</sup> ; elle a été appliquée notamment à l'étalement urbain <sup>176</sup>.
- 2) L'analyse proposée plus récemment par Serra et al. <sup>70</sup>, enracinée dans l'analyse des données, utilise des traitements statistiques plus sophistiqués.

D'autres travaux mesurent les déterminants de l'occupation du sol à un temps t en mesurant, par différentes techniques, la contribution de variables locales, comme des caractéristiques paysagères ou agricoles, à l'occupation du sol <sup>165</sup>.

C'est le choix que j'ai fait pour ma part : dans deux publications issues de ma thèse de doctorat, j'ai analysé les déterminants de l'état actuel du paysage par des analyses canoniques (voir plus bas) qui ont permis de mesurer la contribution des variables biophysiques et socio-techniques à l'utilisation du sol des parcelles agricoles <sup>162, 163</sup>. J'ai poursuivi cette approche : dans un article collectif comparant plusieurs sites en France <sup>177</sup>, trois grands types de déterminants de l'occupation du sol sur des parcelles agricoles ont été recensés : (1) des descripteurs socio-économiques de l'exploitation agricole, (2) des descripteurs de la configuration du territoire des exploitations agricoles et (3) des descripteurs du milieu physique de la parcelle. La contribution de chacun de ces facteurs à l'utilisation du sol a été mesurée par des analyses statistiques issues de la théorie de l'information.

## 1.4.3 Les habitats et la végétation

### 1.4.3.1 Biodiversité : paysage et habitat

Dans une même région biogéographique la biodiversité d'un habitat est sous la dépendance de deux niveaux d'organisation principaux :

- 1) l'habitat étudié lui-même, ses caractéristiques et notamment sa structure spatiale et sa gestion. Les effets de l'habitat sur la biodiversité sont désignées dans certains travaux comme des facteurs locaux <sup>178, 179, 180</sup> ;
- 2) le paysage fait référence aux effets des habitats environnants, adjacents et plus éloignés, par des processus de dispersion des espèces à partir d'autres habitats-sources, et de colonisation de l'habitat étudié. La composition de l'occupation du sol *autour* de l'habitat, et sa configuration, sont désignés comme les facteurs paysagers.

Les facteurs dits « locaux » et le paysage peuvent être relativement indépendants les uns des autres ou bien corrélés. C'est le cas, par exemple, des espaces verts publics urbains : gestion plus extensive dans les grands espaces verts publics périphériques et gestion plus intensive dans les petits espaces verts centraux.

#### 1.4.3.2 Les habitats : caractéristiques spatiales et gestion

L'écologue américain Whittaker définit l'habitat comme « *the kind of environment the species occurs in* »<sup>181 (p 77)</sup>, distinct de l'écosystème, défini classiquement comme « *a community and its environment treated together as a functional system of complementary relationships, and transfer and circulation of energy and matter* »<sup>181 (p 2)</sup>. Dans un langage plus courant le terme « habitat » est utilisé plus largement.

Les habitats, supports de biodiversité, sont les éléments constitutifs du paysage. Ils ont des caractéristiques propres qui jouent un rôle sur la diversité biologique qu'ils abritent. Nous identifions deux caractéristiques principales des habitats :

- les caractéristiques spatiales de l'habitat lui-même : ses dimensions, sa structure ; ex : dimensions des bordures de champ, du bord de route, des fossés etc. ;
- les opérations de gestion auxquelles l'habitat est soumis.

Chacune de ces caractéristiques est renseignée par des méthodes spécifiques :

- les caractéristiques spatiales de l'habitat sont mesurées sur le terrain ;
- les opérations de gestion sont renseignées par des enquêtes auprès des gestionnaires : agriculteurs, services techniques etc.

Dans les paysages anthropisés les habitats changent fréquemment : il y a une perte d'habitats ici et une restauration d'habitats ailleurs dans le paysage ; ces changements sont dus, la plupart du temps, aux rotations culturales dans les paysages agricoles, et à la dynamique urbaine (construction d'espaces vacants et création de « dents creuses » suite à l'étalement urbain) dans les paysages urbains. Il s'agit de paysages **très dynamiques**, comme les définissent Van Teeffelen et al dans leur étude sur les effets de la dynamique des habitats sur la biodiversité<sup>182</sup>.

Ainsi nous ne pouvons pas nous cantonner à étudier les effets des éléments pérennes, fixes, du paysage, sur la biodiversité, mais devons prendre en compte cet important *turn-over* des habitats. C'est ce que nous avons fait dans nos travaux sur les paysages agricoles.

#### 1.4.3.3 La végétation, un indicateur

La végétation constitue un élément fondamental des habitats.

Dans les milieux anthropisés la végétation est sous l'effet immédiat et durable des actions humaines.

Whittaker a brossé un remarquable tableau des principales approches aux communautés végétales ; il identifie l'approche quasi-taxonomique des communautés végétales, basée sur l'analogie entre l'espèce et l'association, définie par des espèces caractéristiques et considérée plus ou moins en équilibre avec des facteurs externes, comme une spécificité des écoles de phytosociologie (« *the southern tradition* »), qui la distingue de l'écologie des pays anglophones, notamment de tradition britannique, influencée par Tansley<sup>183 (p 13)</sup>. L'approche phytosociologique, qui a inspiré le

biogéographe Gaussen, à Toulouse, a eu sa principale application dans l'élaboration de cartes de végétation, et a eu un regain d'intérêt avec la typologie des habitats naturels et semi-naturels européens « Corine Biotope », mise en valeur par la Directive Habitats. Dans cette typologie, organisée en 6 niveaux, sur les 7 grands types du premier niveau un seul nous intéresse, le dernier : « Terres agricoles et paysages artificiels ».

Nous nous situons dans une approche écologique et non pas phytosociologique, car nous n'essayons pas de classer des communautés supposées en équilibre, mais d'analyser les effets du paysage et de la gestion sur la composition floristique des habitats.

Dans nos travaux la végétation est utilisée comme un indicateur biologique de l'utilisation de l'espace par les sociétés.

L'alternance entre végétation cultivée et espaces semi-naturels détermine les formes générales du paysage (ex : *pattern* matrice/taches/corridors).

A une échelle plus fine la végétation non cultivée permet de comprendre des effets plus précis des actions humaines (comme, par exemple, l'utilisation massive de fertilisants, ou l'intensité de la fauche, ou des processus locaux d'extensification, ou encore l'intensité de l'étalement urbain) sur le matériel biologique : elle est un bon indicateur des relations sociétés-milieu.

C'est pour cette même raison que nous nous concentrons sur la strate herbacée (inférieure à 1 m de hauteur) de la végétation non cultivée, plus susceptible de refléter l'influence du paysage que les strates arbustive et arborescente, étant moins soumise que ces dernières à la gestion directe<sup>178</sup>.

Dans ce mémoire, nous parlerons de façon indifférente de diversité végétale ou de biodiversité végétale. Le concept de biodiversité a émergé dans le champ des grandes associations environnementalistes, plus que dans celui des scientifiques, biologistes ou géographes<sup>1</sup>, mais il a l'intérêt à nos yeux de présenter la diversité biologique à plusieurs niveaux d'organisation : le gène, l'espèce, l'écosystème/habitat, le paysage<sup>11</sup>.

#### **1.4.3.4 Les méthodes de recueil et d'analyse des données floristiques**

Dans nos travaux, le recueil des données sur la végétation herbacée (plantes vasculaires) a suivi différents protocoles qui sont précisés dans les chapitres suivants. Il s'agissait pour nous de connaître la composition botanique de strate herbacée par un échantillonnage adapté aux caractéristiques spatiales de l'habitat étudié. Nous avons parfois repris des protocoles de relevés testés par d'autres chercheurs sur chaque type d'habitat (bordures de champs, bois urbains), en les adaptant parfois (bords de routes) ; nous avons parfois créé notre propre protocole de façon à capter l'effet que nous souhaitons mesurer (pelouses urbaines, friches urbaines).

Pour analyser la composition botanique des pelouses urbaines, ainsi que pour les travaux en cours sur les friches urbaines et sur les bords de routes, nous utilisons des indices de similarité des communautés. En effet les indices de similarité conservent l'identité des espèces, ce qui est pour nous un critère important pour juger de la signification des indices intégrateurs. Ce n'est pas le cas des indices de diversité spécifique, qui pondèrent de différentes façons la richesse spécifique avec

---

<sup>11</sup> Nous l'avons rappelé dans une publication sur la production d'indicateurs de biodiversité<sup>469</sup>.

l'abondance des espèces, sans égard pour l'identité des espèces, ce qui donne des indices dont il est difficile d'estimer la signification écologique.

Le choix des indices pour mesurer la diversité végétale est important car elle a de sérieuses implications pour la question des effets du paysage sur la diversité biologique. En effet il y a un large consensus sur les effets de la fragmentation des paysages en termes d'**homogénéisation biotique**<sup>184</sup>,<sup>185</sup>. Toutefois cette homogénéisation n'est traduite ni par la richesse ni par la diversité spécifiques : à l'échelle de l'écosystème, la fragmentation du paysage se traduit par des espèces plus nombreuses, car le nombre d'espèces généralistes et annuelles augmente, bien que celui des espèces spécialistes et pérennes diminue. Cette différence entre diversité spécifique (calculée par des indices classiques, comme l'indice de Shannon), et la diversité fonctionnelle, est soulignée par plusieurs travaux<sup>186</sup>,<sup>184</sup>. Ces derniers confirment que la perturbation anthropique, comme la fragmentation des paysages, induit une diversité spécifique plus élevée, aux deux échelles locale et régionale, mais elle induit aussi une homogénéisation biotique fonctionnelle (mesurée par un indice mesurant la spécialisation moyenne de la communauté, qui faiblit). Ils concluent "*metrics incorporating species sensitivity to disturbance (such as species specialization to habitat) appear much more reliable than taxonomic diversity for documenting the response of communities to disturbance*"<sup>184</sup>. Il en va donc des indices écologiques comme des variables paysagères : nous préférons ne pas utiliser des descripteurs qui n'ont pas de sens écologique ni paysager. Comme le soulignent des chercheurs : "*Classical metrics remain dissatisfying as correlation between species diversity indices and heterogeneity indices are not always meaningful*"<sup>150</sup>.

Afin de caractériser la végétation nous faisons appel à des traits de vie des espèces comprenant des valeurs indicatrices du milieu attribuées à chaque espèce, les indices d'Ellenberg (travaux sur les bords de routes et la végétation urbaine : pelouses et friches).

Nous préférons également utiliser des analyses multivariées pour caractériser la diversité végétale des habitats étudiés, et notamment des Analyses Factorielles des Correspondances et des Analyses Canoniques. Ces dernières, utilisées en écologie des communautés et du paysage<sup>187</sup>, permettent de mesurer le lien entre les espèces et des variables externes, considérées comme explicatives de l'abondance des espèces<sup>188</sup>. Ces variables explicatives, ou environnementales, sont issues des deux niveaux d'organisation de la biodiversité mentionnés plus haut : des variables paysagère et des variables d'habitat (caractéristiques spatiales et gestion). En effet il n'y a pas de réplicats dans les paysages : les méthodes statistiques développées pour des parcelles agricoles expérimentales ou des expériences en laboratoire, ne sont pas adaptées aux paysages, ce qui peut induire des problèmes de communication entre chercheurs d'origines différentes et notamment entre écologues du paysage et biologistes<sup>2</sup>.

#### 1.4.4 Deux sites d'étude

Pour le choix des sites d'études nous avons veillé à pouvoir capitaliser l'effort de recueil des données sur le long terme, de façon à obtenir une connaissance du site étudié suffisamment approfondie.

Nous avons travaillé sur deux sites-test en Indre-et-Loire, qui représentent chacun le processus paysager que l'on veut étudier : l'intensification agricole et l'étalement urbain. Ce sont deux sites d'étude sur lesquels nous avons récolté des données paysagères et écologiques au cours du temps, l'un situé en zone agricole, l'autre en zone urbaine. Les deux sites sont compris dans le périmètre de la ZAL (Zone Atelier Bassin-versant de la Loire, Programme Zones Ateliers, CNRS) et alimentent les

recherches sur les interactions Sociétés–Environnement qui sont l’objet de ce réseau de chercheurs, labellisé et soutenu par l’Institut National de l’Ecologie et de l’Environnement (INEE) du CNRS. Chacun de ces sites est composé de deux sous-unités.

#### 1.4.4.1 *Le Sud-Est du département d’Indre-et-Loire : un paysage de grande culture*

**Notre premier site-chantier est le Sud-Est du département de l’Indre-et-Loire**, situé entre Tours et Loches (Figure 4). Outre une intéressante étude de la genèse des paysages agraires de Touraine, de portée plus large que locale <sup>189</sup>, ce site a fait l’objet de quelques travaux de géographie historique, d’archéologie et de biogéographie ; toutefois, bien que les forêts aient été un sujet de prédilection de la biogéographie, peu de travaux concernent les îlots boisés entourés de champs cultivés <sup>190</sup>. Cet espace est dépourvu de mesures de protection spécifiques qui pourraient sanctionner sa valeur patrimoniale et peut être considéré comme un paysage « ordinaire ».

Aux marges méridionales du Bassin Parisien, ce milieu de plaine cultivée est aujourd’hui caractérisé par un paysage de grande culture. Suffisamment diversifié sur le plan paysager (des zones plus ouvertes, sur le plateau, alternant avec des zones plus boisées, en fond de vallée et tête de bassin) et sur le plan agricole (exploitations laitières et céréalières), ce site peut être considéré comme représentatif d’une grande partie des paysages agricoles de grande culture. En effet, situé dans un ensemble cohérent, la même région de grande culture, ce site comporte un gradient paysager et pédologique représenté par un gradient de fragmentation forestière, englobant deux petites régions contrastées : (i) une zone boisée, la Gâtine de Loches et Montrésor, au Sud ; (ii) une zone ouverte, la Champeigne, au Nord.

##### 1.4.4.1.1 *La Gâtine de Loches et Montrésor*

C’est une zone à forte densité forestière, sur des sols argilo-silicieux, située près de Loches.

Du point de vue du milieu physique, il s’agit de plateaux et vallons formés de dépôts éoliens limoneux à sableux, avec :

1. des sols bruns à lessivés, portant une polyculture orientée vers la culture de céréales avec présence de nombreux massifs forestiers importants
2. ou bien des sols lessivés fortement influencés par l’hydromorphie temporaire (terres de Brandes), portant des grandes cultures avec massifs boisés <sup>191</sup>.

Ces plateaux aux sols acides et hydromorphes (argiles à silex provenant de la décalcification de la craie sur place) sont sillonnés de petits ruisseaux formant des vallons peu creusés, se rejoignant dans le cours d’eau Olivet, puis dans les rivières Indrois et puis Indre.

Historiquement ces massifs boisés sur plateaux d’argile à silex sont généralement issus des reboisements en résineux des années 1960-80, qui ont pris la place de grands massifs de lande, notamment lande mésophile à *Erica scoparia*, ou brande, haute et fermée. Cette lande était issue d’anciens défrichements (feux de bergers, incendies) pour une mise en culture ou bien de la coupe répétée de bois jeunes pour la métallurgie et parfois les verreries (landes de la forêt de Brouard à Orbigny par exemple). Ce sont les landes de la forêt de Brouard (Gâtine de Montrésor) et de la zone frontière entre l’Indre-et-Loire d’une part, et le Loir-et-Cher et l’Indre d’autre part. Ces landes étaient un complément de ressources pour la polyculture traditionnelle. Elles constituaient, en cas de besoin, depuis le Moyen-Age, un *outfield* offrant des espaces disponibles pour la communauté paroissiale pour des mises en culture temporaires <sup>192</sup>.

Ces surfaces traditionnellement consacrées à la polyculture-élevage et recouvertes d'herbages d'une faible valeur pastorale, ont fait l'objet, entre les années 1960 et 1980, d'opérations de drainage, de recalification des sols et de remembrement et sont aujourd'hui consacrées principalement à la grande culture. Le paysage est marqué par la densité des forêts publiques et privées, de taille variable, alternant avec la matrice céréalière.

Délimitée par de grands massifs boisés, cette région est caractérisée par une homogénéité de milieu, d'histoire agraire et de paysage ainsi que par une organisation agricole active, le Groupement de Développement Agricole des Gâtines des cantons de Loches et Montrésor, fédérant la plupart des exploitations agricoles présentes. Elle forme une même Petite Région Agricole (Gâtine de Loches et Montrésor).

Dans cette micro-région, nous avons plus particulièrement travaillé, depuis 2000, sur le bassin-versant de l'Aubrière (partie amont du cours d'eau Olivet).

Ce bassin de 3.339 ha (33 km<sup>2</sup>), formé d'un ensemble de quatre ruisseaux (ruisseaux de l'Aubrière, de l'Étang Rouillé, des Paillis, de l'Étang) prenant leur source dans une forêt de tête de bassin (forêt de Brouard) et débouchant dans la rivière Olivet par un exutoire commun, s'étend principalement (à 93 % de sa superficie) sur une seule commune (Orbigny). Représentatif des Gâtines, ce bassin-versant est constitué de vallons en très faible pente (généralement inférieure à 5 %) sillonnant de petits plateaux aux sols acides et hydromorphes. Ce site a connu plusieurs plans de drainage et de recalification entre les années soixante et quatre-vingt ; le dernier remembrement a eu lieu en 1981-1983. Une vingtaine d'exploitations, dont un tiers d'exploitations laitières (bovin-lait) et deux tiers d'exploitations céréalières, sont présentes dans le bassin-versant, et cultivent environ 200 parcelles, la majorité d'entre elles se situant dans la partie Sud du bassin-versant (quinze exploitations).

#### 1.4.4.1.2 La Champeigne

La Champeigne, site sur lequel nous travaillons depuis une époque plus récente, est une zone de plaine, à faible densité d'îlots boisés, sur sols calcaires, située au Sud de Tours. Ce site recouvre principalement la Petite Région Agricole de Champeigne<sup>12</sup>.

Du point de vue du milieu physique, il s'agit de plateaux et vallons plus ou moins encaissés, sur calcaire lacustre, éventuellement recouvert de limons sains, comprenant deux entités :

1. des sols calcimagnésiques et des sols bruns à bruns lessivés, portant une plaine céréalière ouverte avec bosquets, à fort potentiel agronomique. Située de part et d'autre de la vallée de l'Indre, cette partie est un vieux pays céréaliier, mis en valeur au moins dès la période gallo-romaine ; le toponyme Champeigne (= la Champagne, le champ, la campagne), souvent répété, atteste de ses extensions comme de ses origines agraires<sup>193</sup>.
2. plus au Sud, des sols lessivés à texture sableuse ou limoneuse d'épaisseur variable, portant des massifs boisés, prairies et cultures à potentiel agronomique variable à cause de la forte influence de l'hydromorphie temporaire (« Fausse Champeigne »)<sup>191</sup>.

---

<sup>12</sup> sur les Petites Régions Agricoles, voir <sup>470</sup>.

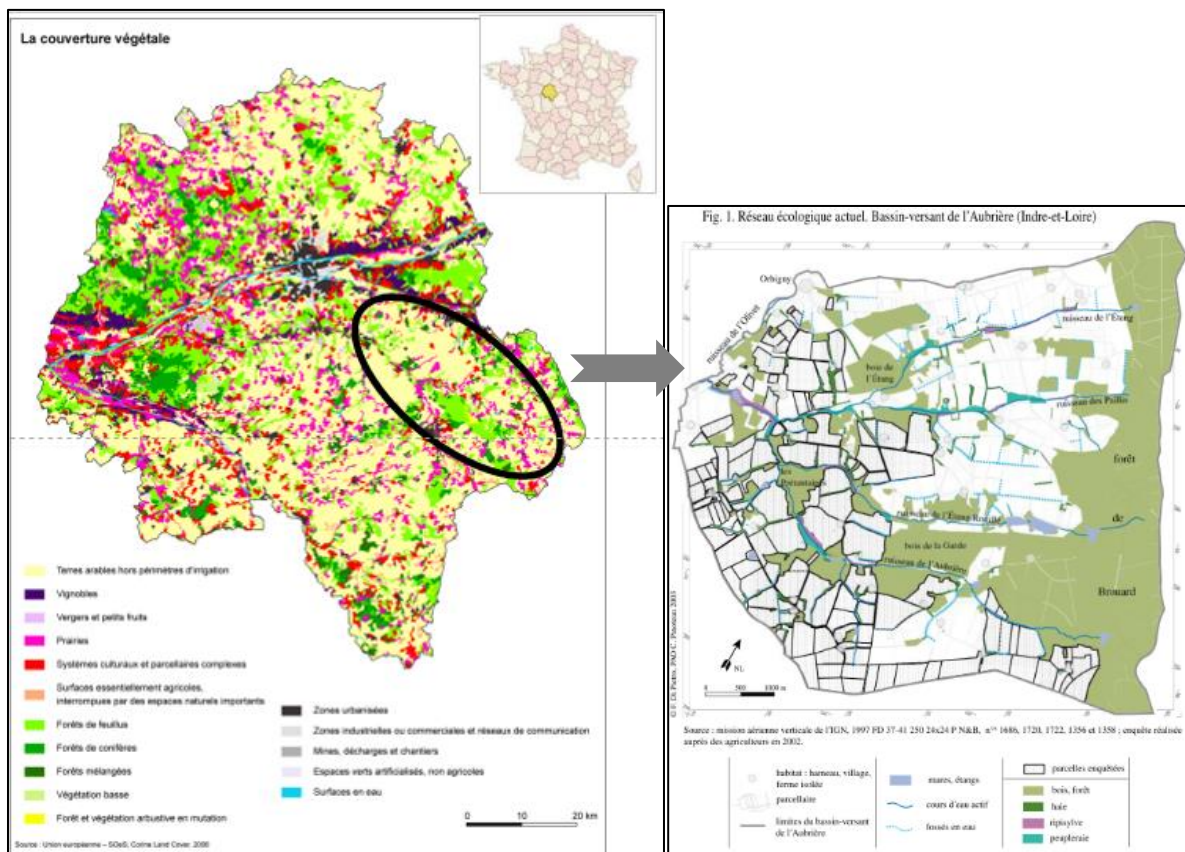


#### ***1.4.4.2 Le corridor urbain de la Loire moyenne : un paysage urbain***

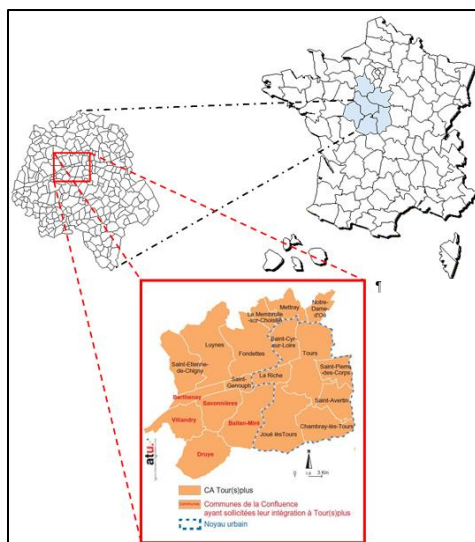
Notre site-chantier urbain est **l'agglomération tourangelle** (Figure 5). Elle est caractérisée par la traversée urbaine de deux fleuves, la Loire et le Cher, et la structuration de l'espace qui s'en suit : lit majeur, coteaux, plateaux urbanisés. Il s'agit d'une zone urbaine de taille moyenne : l'aire urbaine de Tours compte 397.700 habitants en 2008, époque à laquelle la communauté d'agglomération de Tours comptait 14 communes. Pour les travaux sur les espaces verts publics, ce sont les sept principales communes, qui constituent le noyau urbain de l'agglomération, qui ont été retenues (Tours, Saint-Pierre-des-Corps, Saint-Cyr-sur-Loire, Chambray-lès-Tours, Saint-Avertin, Joué-lès-Tours et La Riche).

Depuis 2012 et dans le cadre d'une collaboration avec les collègues de l'Ecole Nationale Supérieure de la Nature et du Paysage de Blois, nous avons ajouté à ce site **l'agglomération blésoise**, elle aussi traversée par la Loire ; c'est une ville de petite taille : 88.270 habitants en 2007.

Cette région urbaine linéaire, le corridor de la Loire moyenne entre Orléans et Tours, comprenant les agglomérations de Blois et de Tours, a été l'objet, dans les années 1970, du projet de « métropole-jardin »<sup>194</sup>.



**Figure 4 - Localisation du site d'étude du paysage de grande culture en Indre-et-Loire**<sup>195</sup>  
 A gauche : dans l'ellipse noire : au Nord-Ouest, la Champagne tourangelle, au Sud-Est, la Gâtine lochoise 166. A droite : le bassin-versant de l'Aubrière.



**Figure 5 – Localisation du site d'étude du paysage urbain en Indre-et-Loire : l'agglomération tourangelle.**<sup>196</sup>



## 2 Comprendre le paysage de grande culture

### *Structure, évolution et diversité végétale des paysages de grande culture*

---

Le premier paysage anthropisé que nous avons étudié est le paysage de grande culture.

Cette partie traite du contexte de cette recherche –sa genèse dans mes travaux, l'état de l'art des connaissances sur les paysages de grande culture, les questions spécifiques qu'ils posent-, et fait état de nos recherches sur la structure, l'évolution et les effets sur la végétation des bords de champs, de ce type de paysage cultivé. Cette partie se terminera sur les perspectives d'extension de cette approche à un habitat spécifique, l'interface route-champ cultivé, qui est l'objet d'une recherche en cours.

### 2.1 Contexte de la recherche sur les paysages de grande culture

#### 2.1.1 Genèse de la recherche

Ce projet a débuté dans le cadre d'une recherche-action conduite en collaboration avec les agriculteurs et les techniciens agricoles du Groupement de Développement Agricole (GDA) de Loches et Montrésor (Chambre d'Agriculture d'Indre-et-Loire) sur les performances environnementales (qualité de l'eau, biodiversité, paysage) de l'agriculture locale.

A partir d'un questionnaire quantitatif sur l'eau d'irrigation utilisée par les exploitations d'élevage d'un petit secteur du GDA, le projet du GDA a évolué vers des questions de qualité de l'eau, et a débouché sur la réalisation d'une zone humide artificielle qui, instrumentée par l'IRSTEA dans le cadre d'un projet LIFE, est à l'origine de plusieurs projets de recherche (dont l'un en cours, auquel nous sommes associés<sup>13</sup>).

Cette recherche-action fut pour nous l'opportunité de travailler sur les habitats agricoles (parcelles et leurs bordures), et sur deux types d'indicateurs biologiques : la végétation des bordures de champs et les peuplements carabiques des champs et de leurs bordures<sup>197</sup>.

Les coléoptères carabiques sont, avec les syrphes, parmi les principaux auxiliaires des cultures<sup>198, 199, 200</sup> ; leur intérêt pour la lutte biologique contre les mollusques (limaces), est reconnu. Ces travaux ont

---

<sup>13</sup> Projet HARPE (Rôles des interactions organo-minérales dans l'adsorption des polluants organiques émergents), 2012-2015, financement région Centre.

été conduits en collaboration avec le CETU<sup>14</sup> Innophyt et ont donné lieu à quatre publications, montrant l'intérêt d'analyser les relations entre la structure du paysage et les auxiliaires des cultures<sup>201, 197, 202, 203</sup>. Ces travaux ont confirmé que la biodiversité peut avoir un rôle négatif (mauvaises herbes, ravageurs) mais aussi positif (auxiliaires des cultures, pollinisateurs, décomposeurs) pour les activités agricoles<sup>10</sup>.

Par la suite je me suis centrée sur les relations entre les paysages et la diversité végétale.

Ce travail a contribué à plusieurs projets de recherche :

- Projet « Risque limaces », du Centre Régional d'Innovation et Transfert de Technologie (CRITT) Innophyt, de la région Centre, axé sur la lutte intégrée, 1998-2002 ;
- Projet « Analyse agronomique et écologique des unités spatio-temporelles pertinentes pour la gestion de la biodiversité », DIVA 1 (Biodiversité, agriculture et action publique), Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, en collaboration avec l'INRA-SAD Rennes, 2003-2006 ;
- Projet EHEA (Espaces habités, espaces anticipés. Qualification, appropriation et analyse), ANR<sup>15</sup> (responsable : S. Thibault, UMR CITERES), 2006-2008.
- Projet IBIS (Intégrer la Biodiversité dans les Systèmes d'exploitation agricoles), Ministère de l'Agriculture (portage de la Chambre Régionale d'Agriculture de la région Centre) 2008-2011 ; en collaboration avec l'association Hommes et Territoires, Orléans.

Ce travail a eu également l'appui de la ZAL (Zone Atelier Bassin-versant de la Loire), Programme Zones Ateliers, CNRS-PEVS (notamment pour les périodes 2001-2003 puis 2004-2006).

Depuis 2012 ce travail contribue aux projets de recherche suivants :

- Projet IRMA (Interactions Routes-Mosaïques Agricoles), Région Centre 2011 (responsable : F. Isselin, UMR CITERES), 2012-2015 ;
- Projet IRCC (Interactions Routes-Champs Cultivés), projet exploratoire ITTECOP (Infrastructures de Transport Terrestres, ECOSystèmes et Paysage), Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable-Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) (responsable : F. Di Pietro, UMR CITERES), 2015.

C'est dans le cadre de cette recherche que se déroule la thèse en Sciences de la Vie et de l'Environnement de Clémence Chaudron (en cours, soutenance prévue au printemps 2016), que je co-encadre avec K.M. Wantzen.

Ce travail a donné lieu jusqu'à ce jour à 4 articles dans des revues à comité de lecture<sup>203, 204, 205, 177</sup> ; 8 chapitres d'ouvrage<sup>197, 206, 207, 208, 195, 209, 210, 211</sup> ; 5 publications d'actes de colloque<sup>201, 202, 212, 213, 214</sup> ; 1 rapport de recherche (en ligne)<sup>215</sup>, 17 présentations orales ou affichées à des colloques.

Il a également fait l'objet de plusieurs mémoires universitaires<sup>16</sup>, ainsi que de plusieurs rapports de stage<sup>17</sup>.

---

<sup>14</sup> Centre d'Expertise et de Transfert Universitaire.

<sup>15</sup> Agence Nationale de la Recherche (Groupement d'Intérêt Public).

### 2.1.2 Qu'est-ce qu'un paysage de grande culture ?

Les cultures et les prairies sont parmi les écosystèmes majoritaires sur la planète, car ils occupent plus de 35% de la surface émergée<sup>34</sup>. Sur le territoire de l'Union Européenne, plus de la moitié de la surface est gérée par des exploitations agricoles<sup>38</sup> et cette importance des surfaces agricoles est encore plus forte dans le bassin Loire-Bretagne, où l'agriculture concerne 73% de la surface totale du bassin<sup>216</sup>.

Dans le contexte des paysages agricoles, les paysages de grande culture sont les paysages quantitativement dominants dans les plaines d'Europe du Centre et du Nord.

Les termes définissant les paysages de grande culture se superposent souvent à ceux identifiant les milieux de plaine cultivée. La grande culture est définie comme une culture mécanisée, à grande échelle, destinée à la vente<sup>217</sup>. Définies dans la statistique agricole comme « terres labourables », les surfaces dominantes dans les paysages de grande culture sont des cultures annuelles en rotation ; il s'agit de parcelles cultivées, dont la culture, et parfois les limites mêmes (dans un système dit, de façon un peu abusive, « de l'openfield »), peuvent changer d'une saison à l'autre. **Les paysages de grande culture sont ainsi caractérisés par des habitats temporaires, changeant sur un pas de temps court (la saison ou l'année).** Il s'agit là de paysages « dynamiques »<sup>182, 218</sup>.

Deux autres éléments caractérisent les paysages de grande culture : la rareté et la discontinuité des habitats pérennes et des habitats linéaires. Ce sont, typiquement, des paysages fragmentés.

Ces paysages sont en effet caractérisés par la rareté des habitats pérennes, et notamment par la rareté des habitats *herbacés* pérennes, les prairies permanentes. Les seuls habitats pérennes sont les îlots boisés, de taille et forme très variable, ainsi que quelques milieux aquatiques (étangs, plans d'eau).

Les paysages de grande culture sont également caractérisés par la rareté et la discontinuité des habitats linéaires (réseaux de haies notamment), qui peuvent avoir un rôle de corridor pour certaines espèces animales et végétales. Les seuls habitats linéaires présents sont ceux qui accompagnent des structures anthropiques : les bordures de champ, les bords de route, ou bien les bords de ruisseaux.

Il s'agit en somme d'un *paysage en taches*, caractérisé par la présence d'îlots boisés dans une matrice de parcelles cultivées en rotation, et parcouru par quelques corridors principalement herbacés. C'est le paysage sur lequel s'est construit le modèle de paysage de l'écologie du paysage, en matrice, taches et corridors. En effet ces paysages se prêtent bien à ce modèle, c'est-à-dire à être représentés par une structure spatiale composée d'une matrice (les parcelles cultivées), des taches d'habitat (les éléments pérennes et massifs du paysage : îlots boisés, prairies permanentes), et des corridors (les éléments pérennes et linéaires du paysage : bordures de champs, de routes, de ruisseaux). Les taches d'habitat sont ici insularisées car isolées dans la matrice agricole, le grain du paysage est relativement grossier (« *coarse* »), la dimension des parcelles étant élevée.

---

<sup>16</sup> Trois mémoires universitaires de niveau M2, un Projet de Fin d'Etudes d'ingénieur et aménagement, 3 mémoires de niveau M1, dont un collectif, un mémoire de niveau L3.

<sup>17</sup> Un rapport de stage de fin d'étude d'Ingénieur Agronome, 4 rapports de stage de niveau M1, 10 rapports de stage de niveau licence.

### 2.1.3 Ce que nous savons sur l'évolution des paysages de grande culture...

S'ils connaissent des changements moins spectaculaires que les paysages prairiaux et bocagers, les paysages de grande culture ont évolué, comme d'autres types de paysages, sous l'effet des changements techniques, économiques et sociaux qu'ont connus les campagnes cultivées : agrandissement des exploitations agricoles, agrandissement parcellaire, recalibrage des cours d'eau, drainage<sup>30</sup> et, à partir des années soixante-dix, retournement des prairies permanentes, accentué par l'orientation de la Politique Agricole Commune.

Ces changements majeurs d'occupation du sol et d'organisation de l'espace conduisent à la déstructuration des terroirs qui organisaient l'espace rural en Europe : les terroirs ont progressivement disparus des paysages agricoles en général et des paysages de grande culture en particulier.

Les terroirs sont des unités agro-physionomiques homogènes pour un ensemble de caractéristiques physiques et un usage agricole (ex : cultures céréalières sur versants bien exposés ; prairies permanentes en fond de vallée humide, etc.) ; ils sont issus de l'application, au cours des siècles, des mêmes pratiques agricoles (exportation, fertilisation etc.) sur des portions d'espace continus. En effet, le niveau technique de l'agriculture pré-industrielle ne permettait pas aux agriculteurs de s'affranchir des caractéristiques du milieu, et les choix des opérations techniques, y compris le choix général de l'allocation des terres, dépendaient étroitement des caractéristiques physiques des parcelles (type de sol, humidité, topographie, exposition, etc.)<sup>162, 163</sup>. L'application répétée, au cours des siècles, des mêmes opérations techniques sur un même type de milieu, a renforcé l'identité de ces unités, en leur conférant une fertilité résiduelle héritée. Le concept de terroir, né de la géographie agraire<sup>109, 110</sup>, identifie, dans le paysage rural, à des échelles de l'ordre du 1 :25.000 ou 1 :50.000, des unités spatiales continues caractérisées par un type de milieu physique et par un usage agricole homogènes. La superposition des caractéristiques physiques et d'occupation du sol fait des terroirs des unités agro-écologiques ayant structuré les paysages ruraux dans le temps long et jusqu'aux années 1960. Ce sont des unités paysagères stables sur le temps long.

Les possibilités techniques de l'agriculture industrielle (fertilisation minérale, mécanisation, etc.) et de l'ingénierie rurale (recalibrage des cours d'eau, réseaux de drainage etc.) ont permis aux agriculteurs de s'affranchir des caractéristiques du milieu et d'opérer des choix d'utilisation du sol sur d'autres bases que le milieu physique de la parcelle : on a ainsi assisté à une diversification des systèmes de culture des exploitations en fonction du système famille-exploitation, et à une spécialisation des productions. Le déclin des terroirs s'est traduit par une hétérogénéité accrue à l'intérieur des unités paysagères et diminuée entre ces unités : on est passé d'unités distinctes à des parcelles distinctes : l'échelle de l'hétérogénéité a changé<sup>159</sup>.

Dans les paysages de grande culture cette évolution, facilitée par les opérations d'aménagement foncier, a revêtu deux aspects.

a) La réorganisation du foncier agricole avec :

- l'agrégation de parcelles lanierées en de grands îlots de culture<sup>31</sup> et la réduction des éléments d'hétérogénéité du paysage agricole : arbres isolés, haies résiduelles, ripisylve<sup>219, 38</sup> ;
- la suppression des anciens chemins et la création de nouveaux chemins conduisant aux nouveaux îlots de culture ; le déplacement des sièges d'exploitation à l'extérieur du village, en plein champ,

et la constitution de vastes unités agricoles d'un seul tenant autour des bâtiments d'exploitation ;

- le recalibrage des cours d'eau et le drainage des terres hydromorphes pour la conversion des prairies humides en cultures annuelles <sup>220</sup>.
- b) Le changement d'occupation du sol, caractérisé par :
- la fragmentation des habitats de prairie permanente <sup>36</sup> : quasi-disparition de la prairie mésophile, remplacée par les cultures annuelles, et drainage des sols hydromorphes <sup>37</sup> ; réduction de la prairie humide, en fond de vallée, remplacée par les cultures annuelles autour des cours d'eau qui ont été recalibrés, ou bien par des peupleraies ou des friches autour des cours d'eau non recalibrés ;
  - une extension de la forêt par replantation de forêts de production : principalement résineux sur les plateaux, peupleraies en fond de vallée <sup>16, 12</sup>.

Globalement nous assistons à une réduction de la surface en prairie permanente (et donc des surfaces agricoles, dont la prairie permanente fait partie), et à une augmentation des surfaces forestières et urbanisées <sup>41</sup>.

Ceci a conduit à une polarisation du paysage, bien décrite aussi aux Etats-Unis <sup>40</sup> : dans les zones de plaines, on constate un déclin de la diversité de l'occupation du sol, avec l'expansion des cultures et des surfaces boisées : le paysage se polarise après 1956, avec des cultures (maïs et soja dans le *midwest* américain) contrastant avec les bois homogènes dans les corridors hydrologiques. En Europe on parle d'homogénéisation de l'occupation du sol et de fragmentation des paysages ruraux <sup>221</sup>.

#### 2.1.4 ... et ses déterminants : l'intensification agricole et ses mesures

Cette évolution des paysages de grande culture est largement imputée à l'**intensification agricole**, qui s'est accélérée depuis une cinquantaine d'années <sup>222, 223</sup> et qui devrait, selon certains, se poursuivre au cours du 21<sup>ème</sup> siècle <sup>224</sup>.

L'intensification agricole est définie comme l'augmentation de la production par unité de surface <sup>223</sup>. Des chercheurs se demandent si l'intensification de l'agriculture permettra de libérer de surfaces pour des habitats semi-naturels <sup>225</sup>.

Dans l'étude déjà citée, Meeus et al. <sup>16</sup> distinguent les facteurs de la production agricole « travail » et « capital » et précisent que l'intensification est une augmentation de la quantité et de la qualité du travail par unité de surface, tandis que l'industrialisation est une augmentation de la quantité et de la qualité du capital par unité de surface, issue de la recherche industrielle et agronomique ; le facteur « travail » diminue dans ce dernier cas. Ils concluent : "*Where intensification, generally speaking, can be seen as the optimal use of the land, closely tied to the local landscape and to existing ecosystems, industrialization is primarily motivated by technological developments. **Agriculture no longer depends on qualities of the existing landscape and its ecological structures, but seems instead to spread out in a disjointed way***". C'est l'évolution que nous connaissons pour les paysages de grande culture.

Papy & Torre <sup>226</sup> remarquent qu'une des caractéristiques les plus frappantes de l'évolution de l'agriculture au cours des dernières décennies est l'augmentation de la productivité du travail, qui s'est non seulement traduite, en France, par un fort accroissement de la taille des exploitations et un



taux de disparition des exploitations élevé, mais également par une augmentation de la taille de parcelles, une spécialisation des systèmes de production et une redistribution spatiale des modes d'occupation du sol.

**L'intensité agricole** est souvent mesurée par des indicateurs de la production agricole : niveau de nitrates <sup>227</sup> et de pesticides, chargement animal <sup>164</sup>, rendements. Dans d'autres études l'intensité agricole est mesurée par la structure du paysage agricole : la proportion de terre arable sur la SAU, ou bien, inversement, la proportion de prairies permanentes et d'habitats semi-naturels, la dimension des parcelles, la richesse et la diversité de l'occupation du sol <sup>223</sup>. Il est toutefois opportun de distinguer, pour mieux les mettre en relation, l'intensité de l'agriculture et la structure du paysage agricole.

Dans une étude sur l'intensité de l'agriculture européenne à l'échelle du paysage <sup>164</sup>, intensité définie sur la base d'indicateurs classiques (niveau de nitrates et de pesticides, chargement animal), il est montré que l'intensité est directement proportionnelle à la taille des parcelles (bien que peu de résultats soient statistiquement significatifs pour cette relation) et à la diversité des cultures (à cause des cultures plus consommatrices de fertilisants et pesticides) et inversement proportionnelle à la surface en prairie permanente. En revanche il n'y a pas de relation entre l'intensité de l'agriculture et la taille des exploitations agricoles.

En Allemagne la complexité paysagère (mesurée toutefois par la simple proportion de terres arables dans un paysage) et la spécialisation agricole (mesurée par la simple proportion de terres arables sur la SAU des exploitations) sont de bons indicateurs de plusieurs paramètres de l'intensité de l'utilisation du sol (mesurée toutefois à partir de deux exploitations seulement), sauf de l'utilisation de pesticides <sup>228</sup>.

Une autre étude montre que les parcelles de prairie permanente ont plus de probabilités d'être retournées et converties à l'agriculture intensive si elles sont de grande dimension, si elles ont un niveau de fertilité élevé et se trouvent à proximité de surfaces qui ont déjà été intensifiées. Ces trois variables indiquent donc un potentiel environnemental pour l'intensification <sup>229</sup>.

Dans un bassin-versant normand les exploitations spécialisées sont situées dans une étroite gamme de conditions environnementales, un type de paysage spécifique et stable dans le temps, tandis que les exploitations de polyculture sont localisées plus largement dans le paysage et sont surtout associées à des changements paysagers considérables <sup>230</sup>.

### 2.1.5 Des questions spécifiques aux paysages de grande culture

Les paysages de grande culture posent des questions quant à leur structure, leur évolution et leur diversité végétale. Avant de présenter les questions particulières qui se posent sur notre site, nous présentons ici deux questions générales, essentielles pour comprendre la structure des paysages de grande culture et son effet sur la diversité de la végétation.

En ce qui concerne **la structuration des paysages de grande culture**, quelle est la place des caractéristiques du milieu ? Est-ce que ce dernier oriente l'occupation du sol ? Y a-t-il un effet « terroir » dans les paysages de grande culture ? On peut en douter compte tenu de la relative

homogénéité du milieu dans les plaines cultivées, de la faiblesse des contraintes physiques opposées à l'utilisation du sol agricole<sup>18</sup> et de l'intensité de cette utilisation.

En l'absence de contraintes physiques majeures, quelles sont les facteurs de structuration du paysage ? Les exploitations agricoles, en cours d'agrandissement continu, constituent-elles des unités spatiales fonctionnelles pour la gestion environnementale (biodiversité, qualité de l'eau etc.) ?

En ce qui concerne la **diversité de la végétation des paysages de grande culture**, quel est le rôle de la matrice cultivée ? A la lumière des développements récents en écologie du paysage et en biogéographie, résumés parfois par la phrase « *the matrix matters* »<sup>121</sup>, nous faisons l'hypothèse que la matrice cultivée possède différents degrés de perméabilité aux espèces, qui sont fonction notamment du type de rotation culturale, de la proportion et du type d'espaces non cultivés associés aux cultures (bordures herbacées, ligneuses etc.). La matrice cultivée devrait donc jouer un rôle sur la diversité de la végétation spontanée présente dans les éléments pérennes du paysage.

Dans une étude sur les îlots boisés du Gâtinais occidental, immergés dans une matrice agricole, comme site-test de la théorie de la biogéographie insulaire<sup>190</sup>, des chercheurs montrent que l'hétérogénéité de la matrice agricole influence positivement le nombre d'espèces végétales présentes dans les îlots boisés. Dans la discussion, les auteurs s'interrogent sur l'impact des changements à l'échelle du paysage rural, pas uniquement à celle des îlots boisés ; c'est à cet élargissement que nous souhaitons contribuer.

## 2.2 Structure et évolution du paysage de grande culture

### 2.2.1 Objectifs

L'objectif de ce chapitre est l'analyse de la structure spatiale des paysages de grande culture et son évolution dans le temps, à partir de notre site-chantier, le bassin-versant de l'Aubrière, dans le Sud-Est du département de l'Indre-et-Loire.

Nous allons d'abord analyser l'état et l'évolution des éléments pérennes, habitats massifs et linéaires, à travers l'analyse de l'occupation du sol, avant d'analyser l'utilisation du sol et les éléments temporaires, à travers l'analyse des rotations culturales.

#### 2.2.1.1 Les éléments pérennes : évolution à plusieurs pas de temps

Les éléments pérennes sont des éléments essentiels du paysage car ils constituent la structure relativement stable du paysage ainsi que les habitats indispensables à l'existence de nombreuses populations animales et végétales. Dans cette structure du paysage nous distinguons les **habitats linéaires** (corridors et réseaux de corridors) des **habitats massifs** (en tache). Leur évolution au cours du temps nous permet de comprendre le contexte général de l'évolution de ce paysage.

Ce sont aussi des habitats généralement qualifiés de « semi-naturels » dans beaucoup de travaux<sup>231, 10, 218</sup>, et qui jouent donc un rôle particulier pour abriter la biodiversité dans les paysages agricoles.

---

<sup>18</sup> Contrairement aux paysages de montagne jusqu'à une date récente<sup>162, 163</sup>.

Nos travaux sur les habitats pérennes et leur évolution récente ont fait l'objet de quatre publications <sup>215, 214, 206, 209</sup>.

Si l'analyse de l'occupation du sol actuelle montre un paysage en taches, avec des corridors résiduels dont la continuité a fortement diminué depuis les années 1950, nous pouvons nous demander quelle a été l'évolution de la structure spatiale d'un paysage à une autre échelle de temps et notamment depuis le 19<sup>ème</sup> siècle. En effet, c'est au 20<sup>ème</sup> siècle que les changements majeurs des paysages ont pris place <sup>29</sup> et le début du 20<sup>ème</sup> siècle représente une étape importante de l'évolution des paysages <sup>28</sup>.

Cette dernière étude possède aussi un intérêt méthodologique : à travers la collaboration avec C. Pinoteau, (dans le cadre du réseau TESORA, Traitement de l'espace dans les sociétés rurales anciennes, CNRS), nous avons voulu nous rapprocher de l'archéologie des paysages et avons croisé nos méthodes avec celles de la morphologie des paysages, deux champs pareillement influencés par la géographie <sup>205</sup>.

Deux postulats sont communs aux champs disciplinaires de l'écologie et la morphologie du paysage : le premier postulat réside dans le fait que nos objets d'étude sont des hybrides mélangeant de manière intrinsèque des composantes anthropiques et physiques ; le deuxième postulat concerne l'importance des caractéristiques spatiales d'un territoire comme source principale d'information.

Comme pour les débuts de l'écologie du paysage, en archéologie l'introduction du concept d'espace dans la compréhension des sites et des organisations paysagères (agraires et urbaines) date des années 1930-1940 avec l'apport fondamental de la **photographie aérienne** verticale. Cet apport a généré maints courants comme la géographie historique ou géohistoire, l'archéologie spatialiste, l'archéologie des paysages et, depuis les années quatre-vingt, l'archéomorphologie.

Toutefois les éléments spatiaux sur lesquels portent nos réflexions ne sont pas les mêmes. La définition des objets en écologie du paysage s'appuie sur l'occupation du sol et peut être affinée par l'examen de son mode d'utilisation. En revanche la morphologie fonde son analyse sur l'organisation planimétrique des formes, notamment leur orientation, leur périodicité et leur mode d'agencement, en recherchant des *éléments structurants, des objets pérennes* émergeant sur les documents planimétriques : grands axes, alignements remarquables, physiques (cours d'eau, végétation, etc.) et/ou anthropiques (la voirie, le parcellaire) <sup>205</sup>.

Les échelles de temps ne sont pas non plus les mêmes. L'écologie du paysage travaille sur les paysages actuels, le recul historique adopté ne dépassant généralement pas les cinquante dernières années, années au cours desquelles ont été observées les modifications majeures de la plupart des paysages agraires, alors que la morphologie des paysages travaille sur des échelles de temps plus longues. Même lorsque l'analyse morphologique concerne les paysages actuels, c'est la dynamique de la structuration du paysage sur la longue durée qui est mise en évidence <sup>205</sup>.

Ce travail a fait l'objet de quatre publications : <sup>205, 195, 210, 211</sup>.

### **2.2.1.2 Les éléments temporaires : les rotations culturelles**

L'accent a été mis, en écologie et en géographie, sur le rôle des mosaïques d'éléments pérennes comme les prairies permanentes, les boisements, les haies etc., à cause de leurs propriétés d'habitat, de corridors ou de barrière pour le mouvement des espèces et de matière <sup>220</sup>.

Les mosaïques culturelles ont été peu étudiées. Or en zone de grande culture, caractérisée par la rareté des prairies permanentes, l'occupation du sol est changeante dans l'écrasante majorité des parcelles, s'agissant là de terres labourables, c'est-à-dire de cultures annuelles en rotation, qui constituent la matrice agricole de ce paysage<sup>218</sup>.

Une rotation culturale est généralement définie comme une séquence récurrente de cultures sur la même parcelle. Le principe des rotations culturales est d'alterner les cultures afin de rompre les cycles des ravageurs et des maladies et de prendre en compte les besoins des cultures et les réserves concernant les nutriments et la structure du sol. Les rotations culturales varient en fonction du nombre et type de cultures en rotation, de la durée de retour de la tête de rotation (ce qui distingue des rotations courtes des rotations longues) ; leur organisation spatiale à l'échelle du paysage varie également dans l'espace et dans le temps<sup>233, 232, 234</sup>.

**Notre hypothèse est que les rotations culturales ne se distribuent pas de façon aléatoire dans l'espace mais qu'elles forment des agrégats en fonction de plusieurs facteurs, comme le territoire des exploitations agricoles ou la structure du milieu.**

Nous allons valider cette hypothèse par deux méthodes différentes, la première issue d'une étude de terrain, présentée dans une publication de synthèse<sup>215</sup>, la deuxième issue d'une simulation paysagère basée sur les données de terrain de cinq sites français, dont le nôtre, présentée dans une publication collective internationale<sup>177</sup> issue du réseau FORTE (Formes et organisations territoriales à finalité environnementale, Projet Inter-Unités INRA-SAD).

## 2.2.2 Méthodologie

Des méthodes différentes ont été mises en œuvre pour identifier les éléments pérennes et les éléments temporaires du paysage.

### 2.2.2.1 Choix des éléments pérennes identifiés et des dates d'observation

L'étude des éléments pérennes du paysage a été basée sur l'analyse de l'occupation du sol par photo-interprétation de photographies aériennes. Les photographies aériennes ont été numérisées et géoréférencées (sauf pour la mission de 2002, qui était disponible sous forme numérique).

Pour les **habitats linéaires**, trois types de réseaux ont été identifiés sur les photographies aériennes (logiciel utilisé : MapInfo) :

- un réseau boisé parcellaire : un réseau très discontinu et hétérogène de *haies* ; des haies résiduelles (uniquement une strate, arborescente et très étroite, ou bien des arbres presque isolés), des haies semi-abandonnées (larges, généralement à plusieurs strates), des bois linéaires (souvent autour de failles du sol), des haies nouvelles (plantations récentes) ;
- un réseau herbacé parcellaire : un réseau en devenir rapide de *bandes enherbées*, généralement positionnées en bordure de champ et en lisière de bois ou au bord des fossés, d'une largeur variable suivant la procédure qui a présidé leur installation (CTE ou jachères : 6 ou 20 m) ;
- un réseau aquatique : un réseau relativement continu de *fossés* en plein air, débouchant sur le réseau hydrographique de surface, avec lequel il est souvent étroitement imbriqué ;
- un réseau boisé rivulaire : la *ripisylve*, végétation ligneuse longeant les ruisseaux avec une largeur peu importante, très discontinue.

Ces réseaux s'intègrent dans la structure générale du réseau des *bordures de champs*, micro-réseau biologique étendu à l'ensemble de l'espace du bassin-versant, et qui a fait l'objet ici de travaux spécifiques.

Pour les **habitats massifs**, les classes d'occupation du sol recherchées s'inspirent du niveau 3 de la classification Corine Land Cover (Figure 6) ; ce sont les classes suivantes (logiciel utilisé : ArcGis) :

- prairies : c'est la couverture végétale comportant les enjeux les plus importants en ce qui concerne l'évolution du paysage ;
- terres cultivées : ce sont des cultures annuelles en rotation, sans distinction ;
- cultures pérennes (vigne, vergers), quasi-absentes du site ;
- friches herbacées, rares sur ce site ;
- boisements ;
- surfaces en eau ;
- zones urbanisées : ce sont des surfaces bâties.

L'étude diachronique des éléments pérennes a comporté le choix des périodes observées. Parmi les photographies aériennes disponibles (IGN), nous avons retenus plusieurs missions aux dates suivantes :

- la date la plus récente au moment de l'étude : 1997 pour l'étude des habitats linéaires, 2002 pour l'étude des habitats massifs ;
- la date qui est généralement considérée comme le moment à partir duquel les effets de la PAC deviennent visibles, soit 1972 ;
- une date intermédiaire : 1981 ;
- pour l'étude des habitats massifs, la date qui est généralement considérée comme le début de l'évolution actuelle, soit 1950.

Les photographies aériennes utilisées pour l'étude des habitats pérennes linéaires sont listées dans le Tableau 4. Les 38 photographies aériennes utilisées pour l'étude des habitats pérennes massifs sont listées dans le Tableau 5.

Dans le choix des photographies aériennes, nous avons choisi l'émulsion panchromatique noir et blanc pour avoir la plus grande uniformité dans la photo-interprétation, l'émulsion panchromatique couleurs étant disponibles sur notre site seulement à partir de 1991 ; pour l'année 2002, en revanche, l'émulsion panchromatique noir et blanc n'étant pas disponible sur notre site, nous avons dû retenir l'émulsion panchromatique couleurs.

Pour l'analyse morphologique deux types de documents planimétriques ont été analysés : des cartes, aux échelles micro-régionale (Gâtine lochoise) et locale (bassin-versant de l'Aubrière) (Tableau 6), et des photographies aériennes (échelle locale) (Tableau 7) ; des grandissements des missions aériennes de 1959, 1961, 1964 ont également été utilisés.

Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV
Territoire urbain	Extension Urbaine	Centres urbains et résidentiels	Urbain Dense
		Espace urbain spécialisé	Résidentielle : pavillonnaire
			Commerciale et industrielle
			Loisirs : équipements sportifs Parcs urbains...
Friche urbaine	Friche urbaine (talus/remblais...)		
Territoire agricole	Cultures spécialisées	Maraichages, pépinières, horticultures	Maraichages, pépinières, horticultures
		Vignes et Vergers	Vignes, vignoble Vergers
	Grandes exploitations	Cultures annuelles	Cultures annuelles
		Prairie	Prairie exploitée ou temporaire
			Prairie embroussaillée ou permanente
Forêt et Milieux semi naturels	Végétation arbustive herbacée et/ou	Jachères et friches	Jachères
			Friches humide : cariçaies, roselières
			Friches sèches : lande
	Végétation arborée	Bois et forêts	Forêt
			Peupleraies
Autres			
Zones humides surfaces en eau	Zones humides et surface en eau		Marais, tourbières, cours et voies d'eau, plans d'eau.

Figure 6 - Les 4 niveaux de l'occupation du sol de Corine Land Cover <sup>235</sup>

Année	Echelle	Emulsion	Mission	Couverture	Date de prise de vue
1972	1/25.000	P Noir et Blanc	FR 2265	5750*5750 m	15/07/72
1981	1/20.000	P Noir et Blanc	IFN 37	4600*4600 m	17/08/81
1997	1/25.000	P Noir et Blanc	FD 37-41	5700*5700 m	10/08/97

Tableau 4 - Liste des photographies aériennes utilisées pour l'étude des habitats linéaires

### 2.2.2.2 Données sur les rotations culturales

Des informations détaillées sur les rotations culturales ne sont toujours pas accessibles de nos jours, le Registre Parcellaire Graphique (RPG) ne donnant que l'information de la culture majoritaire sur l'îlot de culture (composé de plusieurs parcelles utilisées différemment), et non pas sur chaque parcelle.

Les données sont donc issues d'enquêtes en exploitation réalisées en 2000, 2002 et 2003 (3 passages) dans les 15 exploitations actives sur notre site d'étude, 10 en céréales-oléagineux<sup>19</sup> et 5 laitières.

Les territoires des exploitations agricoles ainsi que les cultures sur la totalité des parcelles des exploitations du bassin-versant au cours des 4 ou 5 dernières années (soit 1997 - 2002 ou 1998 - 2002) ont été recensés, soit 211 parcelles de culture, dont 6 parcelles à l'utilisation non connue, soit 205 parcelles utilisées pour cette étude.

<sup>19</sup> Dont deux exploitations céréalières ont fusionné, soit 9 exploitations céréalières au final.

En ce qui concerne les rotations culturales, 9 exploitations dont l'utilisation des terres a été recensée précisément sur au moins 80% de la Surface Agricole Utilisée (car située sur le bassin-versant) ont été plus particulièrement retenues, soit 98 parcelles en cultures annuelles.

Les rotations culturales identifiées sur ces 98 parcelles ont été regroupées en 10 types principaux, développés de façon à représenter des séquences de 5 à 10 années (Tableau 8), et qui ont ensuite représenté des modalités affectées aux autres parcelles en cultures annuelles étudiées sur le bassin-versant (6 exploitation agricoles, 61 parcelles), pour un total de 159 parcelles.

**A ces parcelles s'ajoutent 18 parcelles en prairie permanente et 28 parcelles en jachère longue, soit 205 parcelles analysées en tout.**

Année	Echelle	Emulsion	Mission	Couverture	Date de prise de vue
1950	1/26.000	P Noir et Blanc	F 1723-2023	4420*3120 m	13/05/50
1972	1/25.000	P Noir et Blanc	FR 2265	5750*5750 m	15/07/72
1981	1/20.000	P Noir et Blanc	IFN 37	4600*4600 m	17/08/81
2002	1/25.000	P Couleur	FD 37-41	5700*5700 m	22/07/02

**Tableau 5 - Liste des photographies aériennes utilisées pour l'étude des habitats massifs**

Carte	Année	Echelle	Détail
carte topographique IGN	1978 ; 1990	1/25.000	feuilles n° 2023E, 2023O, 2024E, 2024O
carte IGN	1988	1/50.000	feuille n° 2023 (Saint Aignan)
carte IGN	1999	1/100.000	feuille n° 26 (Orléans-Tours), 1ère éd.
carte IGN	2000	1/125.000	feuille n° 37 (Indre-et-Loire), 1ère éd.
carte de la Nouvelle France du ministère de l'Intérieur	1881	1/100.000	feuille n° 19XIV (Amboise) feuille n° 19XV (Romorantin) feuille n° 20XIV (Loches) feuille n° 20XV (Valençay) feuille n° 21XIV (Châtillon-sur-Indre) feuille n° 21XV (Châteauroux)
carte d'état-major	1840 - 1952	1/40.000 1/50.000 1/80.000	feuille n° 120 feuille n° 121 (Valençay Nord-Ouest, Valençay Sud-Ouest)
carte de Cassini	1768	1/86.400	feuille n°30
carte géologique	1994	1/50.000	n° 489
carte pédologique	1987	1/50.000	n°2023
plans cadastraux napoléoniens de la commune d'Orbigny	1828		sections D1-D2, H1-H3, I1-I3, K1-K3, L1-L3, M1-M3, N1-N3, O1-O3
trois plans cadastraux napoléoniens de la commune de Nouans-lès-Fontaines	1831		sections A1, E1 et F1

**Tableau 6 - Liste des cartes utilisées pour l'étude de l'évolution de la structure paysagère depuis le 19<sup>ème</sup> siècle**

Année	Echelle	Emulsion	Mission	Dimensions	N° cliché
1972	1/25.000	P Noir et Blanc	1972 FR 2265		243 à 247, 316 à 319, 322 à 326
1980					
1981	1/20.000	P Noir et Blanc	1981 37 IFN 07 200 P		821 à 832, 931 à 947, 949, 951, 1045 à 1054, 1056 à 1064
1986		P Noir et Blanc	1986 Langeais-Saint-Aignan 1823- 2023 300	24x24, 50x50	160, 272, 274
1997		P Noir et Blanc	1997 FD 37-41/250	24x24	1356, 1358, 1684 à 1686, 1720 à 1722 1360, 1520, 1521, 1687 à 1690, 1718, 1719

**Tableau 7 - Liste des photographies aériennes utilisées pour l'étude de l'évolution de la structure paysagère depuis le 19<sup>ème</sup> siècle**

Code	Rotation culturale(RP)	RP simplifiée	nb	nb1
RP1	tournesol – blé – colza – blé – orge – tournesol – blé - orge	oléagineux - céréales d'hiver	39	59
RP2	tournesol – blé – blé – orge – colza – blé – blé - orge	oléagineux - céréales d'hiver (plusieurs années)	14	36
RP3	tournesol – tournesol – tournesol - blé - blé	tournesol - blé	3	3
RP4	maïs ensilage - sorgho fourrager - maïs ensilage - tournesol - maïs ensilage - blé - blé – tournesol	culture à gibier	1	1
RP5	maïs ensilage	maïs	2	3
RP6	maïs ensilage - blé - maïs ensilage - blé - orge - tournesol - blé - blé	maïs - céréales d'hiver - tournesol	4	9
RP7	maïs ensilage - blé - prairie temporaire - maïs ensilage - blé - orge - prairie temporaire	maïs - céréales d'hiver - prairie temporaire	9	15
RP8	maïs ensilage - prairie temporaire - prairie temporaire - maïs ensilage - prairie temporaire - prairie temporaire - prairie temporaire	maïs - prairie temporaire	2	7
RP9	maïs ensilage - blé - prairie temporaire - blé - prairie temporaire - prairie temporaire	maïs - céréales d'hiver - prairie temporaire (plusieurs années)	6	6
RP10	tournesol - blé - blé - jachère - colza - blé - orge - culture dérobée	oléagineux - céréales d'hiver – culture dérobée	18	20
<i>total</i>			98	159

**Tableau 8 - Les 10 types de rotations culturales observées**

Dans les deux droite le nombre de parcelles concernées par chaque type de rotation culturale, dans les 9 exploitations (nb) et dans les 15 exploitations (nb1) ; en grisé les rotations présentes dans les exploitations laitières.

## 2.2.3 Résultats

### 2.2.3.1 Des habitats linéaires fragmentés

L'évolution des habitats linéaires sur vingt-cinq ans (1972-1997) a été présentée dans deux publications<sup>206, 209</sup>. Nous montrons les changements suivants.



Le linéaire de *haies* diminue fortement, et ce depuis le début de la période observée (1972-1981), leur nombre passant de 200 à 134, leur longueur totale de 36 km à 21 km, leur densité sur le bassin-versant de 1 km à 0,6 km/km<sup>2</sup> et leur longueur moyenne de 178 m à 157 m.

La *ripisylve* diminue, sa longueur totale passe de 13 km à 9 km ; le taux de couverture des cours d'eau permanents passe de 66% à 47%, la ripisylve étant en partie remplacée par les peupleraies, qui augmentent de façon importante (de 2 à 14 bois) tout en étant cantonnées à l'espace limité, mais crucial sur le plan biogéochimique, du fond de vallée.

Concernant le linéaire des *bordures de champs*, une étude plus détaillée réalisée sur la partie méridionale du bassin versant (ruisseau de l'Aubrière), montre qu'en vingt-cinq ans le nombre de parcelles passe de 103 en 1972 à 47 en 1997, soit une diminution de 54 % ; également, sur ce même sous-espace, la taille moyenne des parcelles passe de 2,4 ha à 5,8 ha dans le même laps de temps, traduisant un remarquable agrandissement du parcellaire. Ici aussi, l'évolution est observable sur les clichés de 1981 et donc commencé dès les années 1970, avant le remembrement de 1982-1983 (Figure 7).

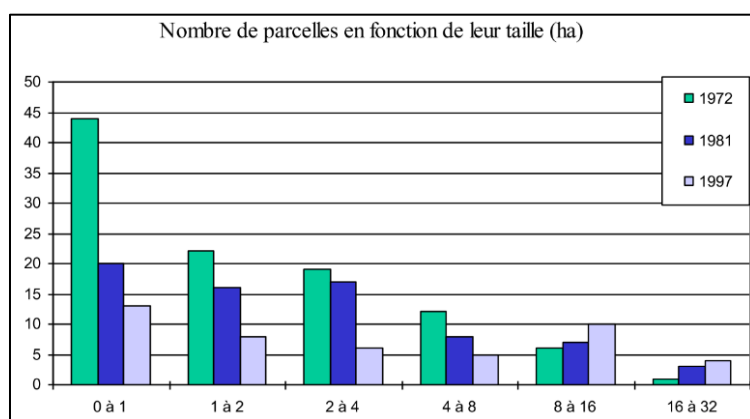


Figure 7 - Evolution du nombre de parcelles en fonction de leur taille sur un sous-bassin de l'Aubrière (partie Sud-Ouest)<sup>214</sup>

### 2.2.3.2 Des habitats massifs simplifiés

L'étude de l'évolution des habitats massifs entre 1950 et 2002 montre les changements suivants (Figure 8).

D'une part on remarque **la diminution des surfaces en prairie permanente à la faveur de l'augmentation des surfaces en cultures annuelles** : en 1950, les prairies représentaient 44% de la superficie des terres agricoles, contre 56% pour les terres labourables ; en 1972, la part des prairies diminue presque de moitié (26% de la superficie des terres agricoles) et la proportion des terres arables augmente (74% en 1972 contre 56% en 1950). La diminution des surfaces prairiales continue en 1981 (25% de la surface des terres agricoles) au profit des terres cultivées (75% de la surface des terres agricoles). En 2002, les prairies ne représentent plus que 17% des surfaces de terres agricoles contre 83% pour les cultures.

Ces éléments sont confirmés par une étude de l'évolution des assolements de la petite région agricole concernée (Gâtines de Loches et Montrésor) entre 1968 et 2001, qui montre une simplification de la matrice agricole. Celle-ci connaît une forte diminution des prairies permanentes et temporaires (de 34 à 10,4 %) et des cultures de printemps et d'été (maïs ensilage, tournesol, qui

passent de 35 à 18,2 %), au profit des cultures d'automne (colza, blé, orge, qui passent de 31 à 59,2 %) et de la jachère (10,7% en 2001) <sup>209</sup>.

Notons que les prairies, qui étaient présentes et dispersées sur l'ensemble du site en 1950, se retrouvent concentrées, en 1972, en de grandes parcelles au Sud-Ouest du site et entre deux ruisseaux, avant de disparaître progressivement.

On remarque, d'autre part, **la stabilité de la superficie des parcelles boisées** entre 1950 et 2002 : autour de 30% de la surface du site, de même que la stabilité des surfaces en eau <sup>215</sup>. Ces boisements évoluent toutefois vers une simplification des formes, soit par réduction soit par augmentation de leur surface et on observe en général une agrégation des îlots boisés, dont le nombre diminue tandis que la surface moyenne augmente <sup>214</sup>. A cette exception, peu de changements ont concerné les surfaces boisées jusqu'à une époque très récente où elles augmentent au dépens des surfaces cultivées à la faveur d'opérations de reboisement (en résineux sur les plateaux et en peupliers en fond de vallée) de plus en plus fréquentes dans une partie des paysages de grande culture. Ces taches boisées, de dimension variée, couvrent 33% de la superficie du bassin et sont constitués de :

- grandes forêts de tête de bassin, privées, appartenant à des propriétaires, non agriculteurs, réunis dans des Groupements Forestiers ;
- îlots boisés de plus petite taille (généralement inférieure à 5 ha), appartenant surtout à des agriculteurs et inclus dans les surfaces des exploitations agricoles ; ces bois peuvent être de taille moyenne et se situer aux abords des ruisseaux, ou bien de taille très petite et situés alors sur les plateaux.

En outre l'agrandissement parcellaire est continu tout au long de la période (Figure 9, Figure 10, Figure 11).

Nous pouvons conclure le volet diachronique de cette recherche en affirmant que, si les taches boisées connaissent une relative stabilité (à l'exception des peupleraies, en augmentation), tous les réseaux de corridors connaissent une diminution drastique, y compris les bordures de champ, qui diminuent suite à l'agrandissement parcellaire (entamé bien avant le remembrement) et la ripisylve, réduite lors des opérations de recalibrage des ruisseaux, et parfois remplacée par des peupleraies.

Les habitats de prairie permanente n'étaient pas massifs en 1950, mais ils constituaient déjà une mosaïque avec les terres arables, sans terroirs visibles. Leur diminution les a d'abord regroupés dans une grande tache au Sud du site dès 1972, puis, cette tache disparue suite à l'évolution d'une seule exploitation, les prairies permanentes ont quasiment disparu du site.

Ce paysage apparaît donc caractérisé actuellement par une alternance entre îlots boisés et matrice agricole qui permet de le définir comme un paysage en taches. Ceci n'est pas anodin, car la localisation des taches boisées, qui résulte de changements d'occupation du sol sur le temps long, joue un rôle central dans la connectivité <sup>236</sup>.

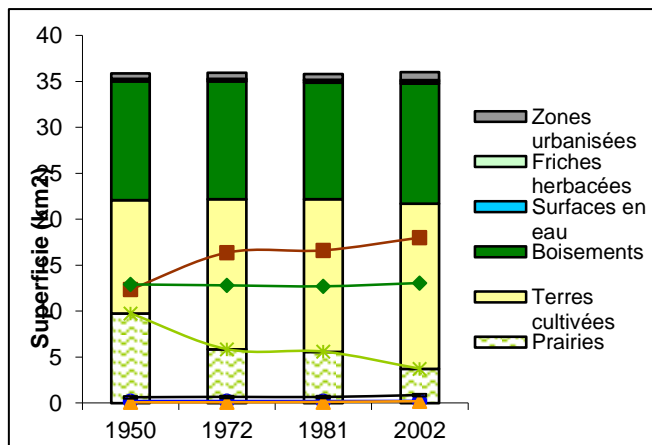


Figure 8 - Evolution de l'occupation du sol depuis les années 1950.<sup>215</sup>

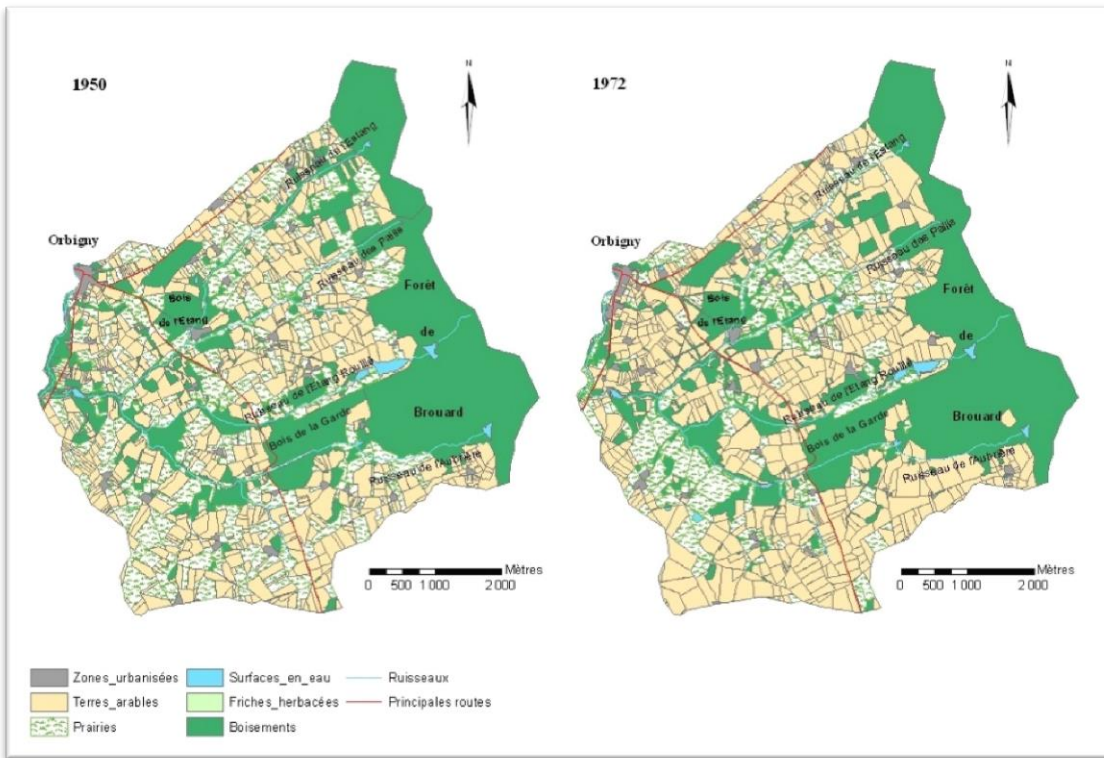


Figure 9 – Occupation du sol en 1950 et 1972 <sup>215</sup>

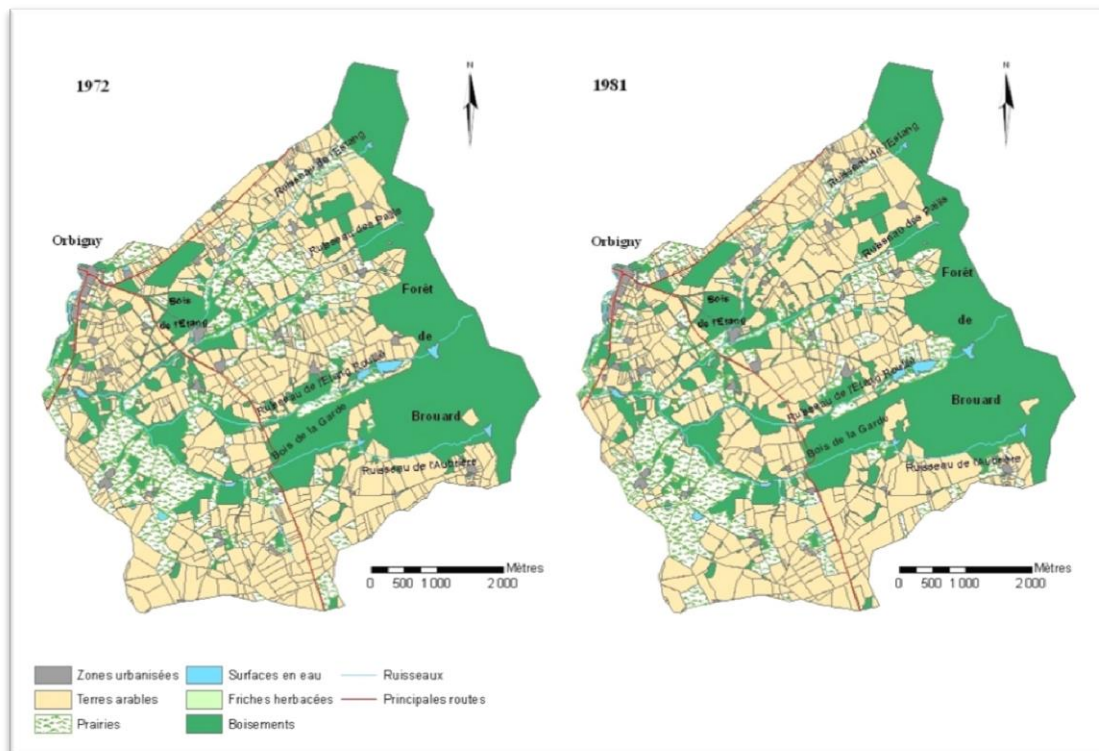


Figure 10 - Occupation du sol en 1972 et 1981 <sup>215</sup>

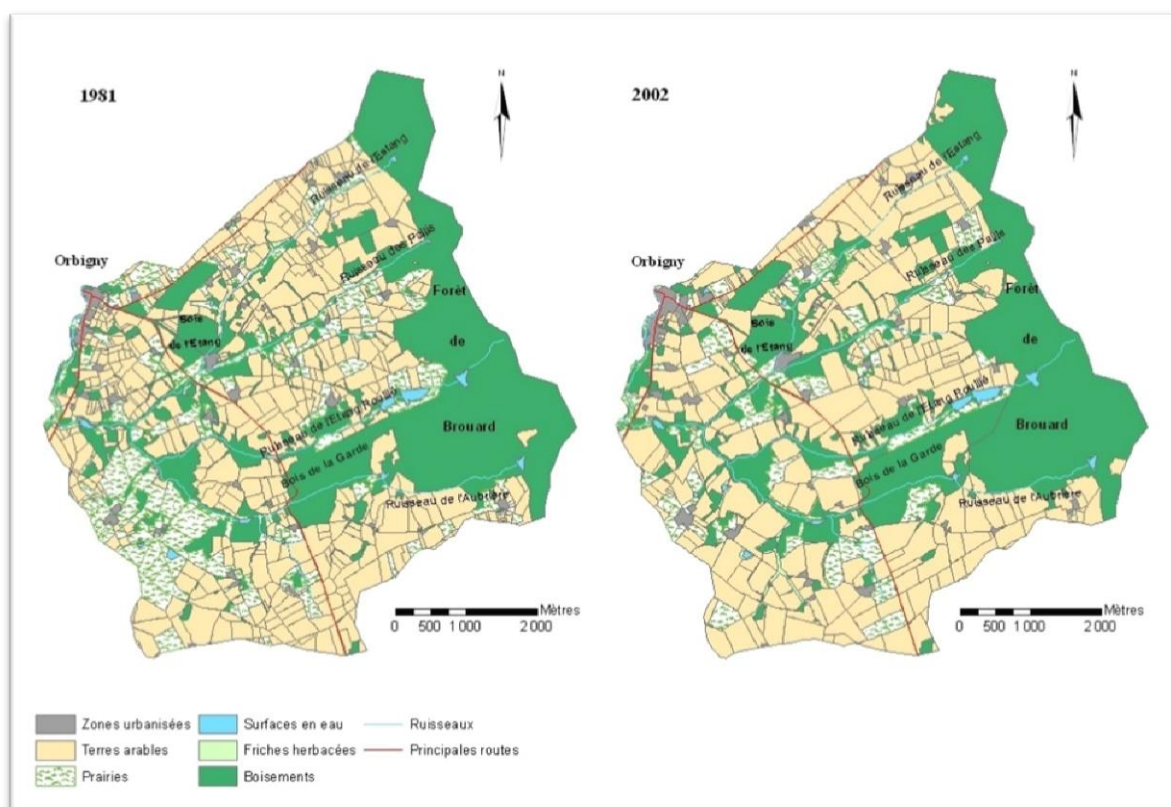


Figure 11 - Occupation du sol en 1981 et 2002 <sup>215</sup>

### 2.2.3.3 Une structuration générale du paysage basée sur le réseau hydrographique et stable depuis le 19<sup>ème</sup> siècle

L'analyse des éléments structurants les formes du paysage, basée sur l'orientation des formes, montre que, à l'échelle de la partie Sud-Est de la Gâtine comme à l'échelle du bassin-versant de l'Aubrière lui-même, les éléments structurants sont constitués du réseau hydrographique, du principal massif forestier (forêt de Brouard), des limites communales et du réseau des routes départementales et nationales, et suivent deux orientations dominantes (32°W et à 56°E) (Figure 12).

L'analyse morphologique montre que le *parcellaire* a la même orientation que le *réseau hydrographique* (actif ou fossile) ainsi que, grossièrement, les *habitats pérennes* décrits au chapitre précédent (réseau des haies, îlots boisés, fossés, ripisylves et peupleraies), mais aussi les *prairies*, liées aux exploitations d'élevage. Aussi ces éléments révèlent, sur la base de la géométrie parcellaire, une structuration générale en corridors ; les habitats pérennes sont des « taches connectées ». Ces corridors, de grande extension (ils couvrent les trois-quarts du bassin-versant), s'appuient essentiellement sur l'orientation locale des cours d'eau et des grands axes parcellaires et viaries qui reprennent eux-mêmes l'orientation des cours d'eau, et sont constitués de limites parcellaires, de tronçons de voies et de tronçons des ruisseaux <sup>210</sup>.

Cette organisation spatiale est déjà apparente dans le paysage au 18<sup>ème</sup> siècle (carte de Cassini) et sur les documents planimétriques du 19<sup>ème</sup> siècle (le réseau viarie, isocline, dans son ensemble, au complexe morphologique fluvio-parcellaire, existe déjà au 19<sup>ème</sup> siècle). Elle était plus évidente au

19<sup>ème</sup> siècle : le réseau des haies, dont la densité donnait à ce paysage une allure bocagère, était à cette époque plus dense et renforçait la structure en réseau.

Au cours du 20<sup>ème</sup> siècle une grande partie des haies a disparu, mais l'orientation du parcellaire et des éléments pérennes du paysage n'a pas changé : qu'ils soient hydrographiques, viaires, communaux ou forestiers, ces éléments ne varient pas ou peu dans leur orientation ; ils seront pérennisés jusqu'à l'époque actuelle (Figure 13).

Notons que l'évolution des pratiques agricoles et de l'aménagement rural, notamment le remembrement de 1983, n'a pas bouleversé cette structuration fondamentale, ce qui aurait été le cas si le parcellaire avait été réorganisé selon d'autres orientations que celles du réseau hydrographique. En agrégeant les parcelles orientées suivant le réseau hydrographique, cette structuration a juste été simplifiée.

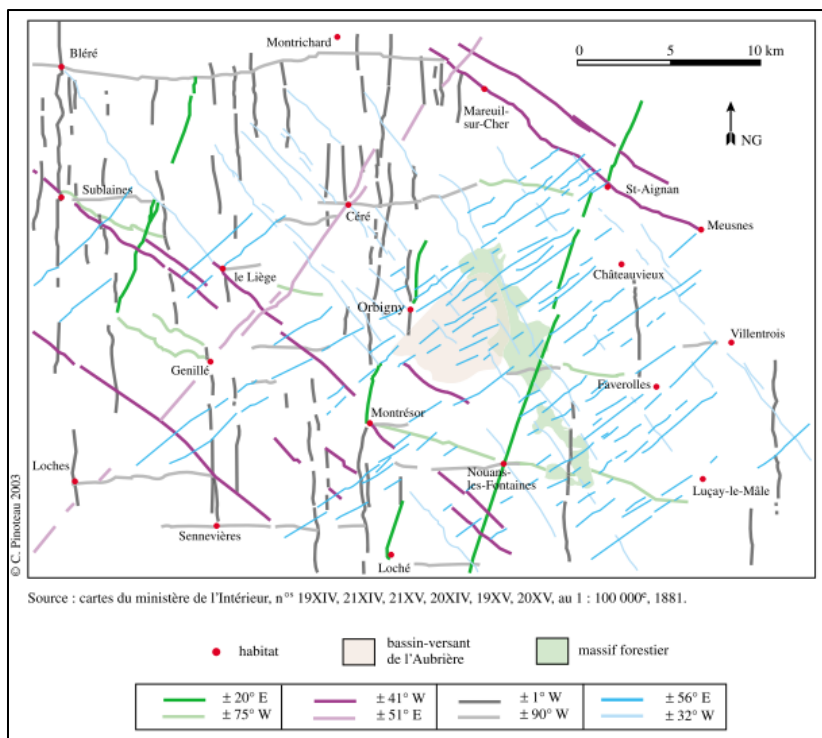


Figure 12 – Les éléments structurants du paysage : axes majeurs et alignements remarquables

205



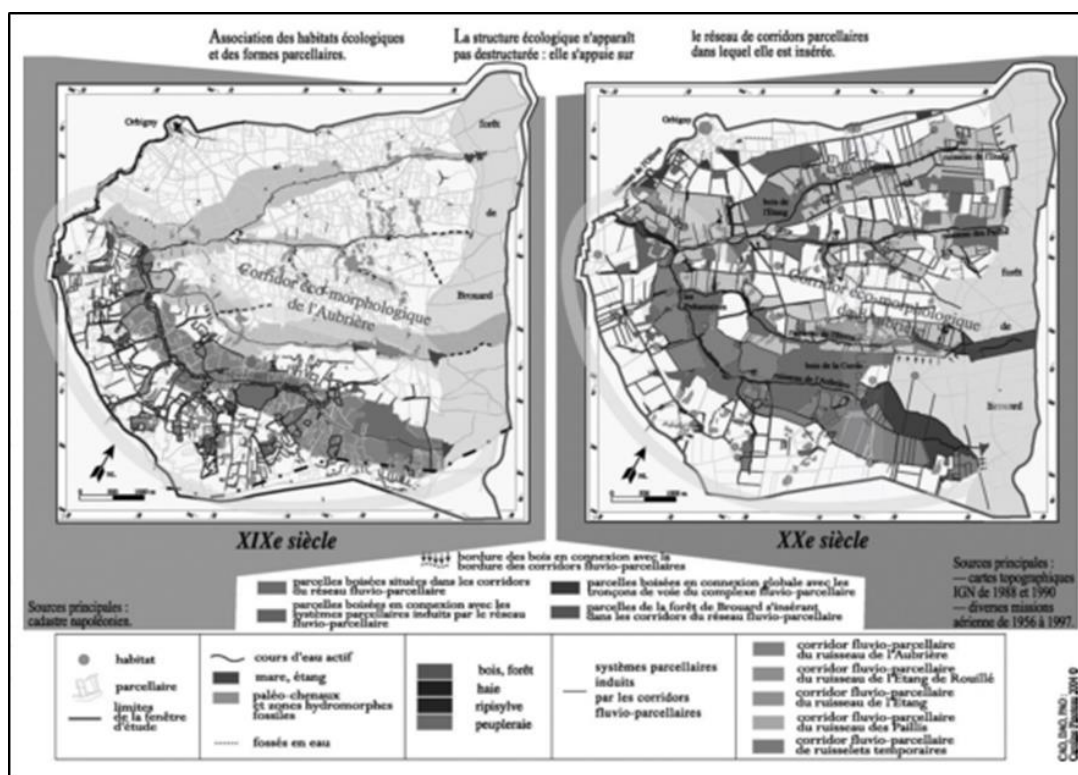


Figure 13 – Evolution du paysage depuis un siècle <sup>211</sup>

#### 2.2.3.4 Territoires des exploitations agricoles et rotations culturales

Qu'en est-il de cette matrice agricole qui est, et de plus en plus, comme nous venons de le voir, la partie quantitativement principale des paysages de grande culture ? Après l'analyse des éléments pérennes du paysage, nous allons analyser ses éléments temporaires, les cultures annuelles en rotation.

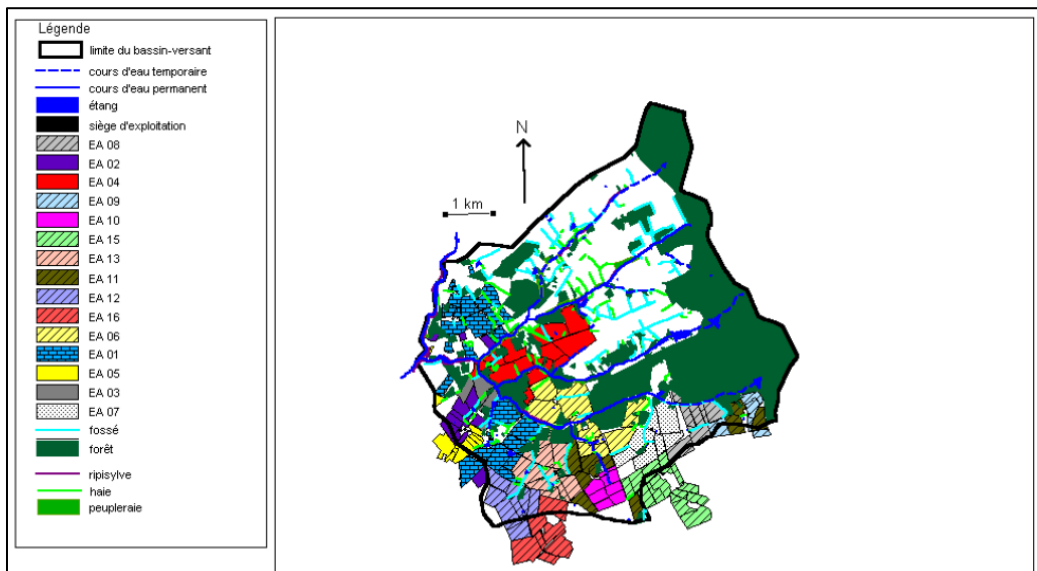
Les territoires des exploitations agricoles sont représentés dans la Figure 14. La distribution spatiale des parcelles, suivant leur appartenance à une exploitation agricole, montre des unités foncières concentrées ; on peut y voir les effets du remembrement de 1983 et de l'évolution qui a suivi ; le seul cas de fragmentation foncière conséquente (exploitation n° 1) n'est pas dû au morcellement mais à l'agrandissement d'une exploitation agricole. Nous constatons que certaines exploitations (n° 04, n° 06) semblent occuper la totalité d'un terroir (tête de bassin, fond de vallée).

La répartition de l'utilisation du sol de ces parcelles, rotations culturales (10 types) et couverts permanents (prairies permanentes et jachères), est illustrée par la Figure 15.

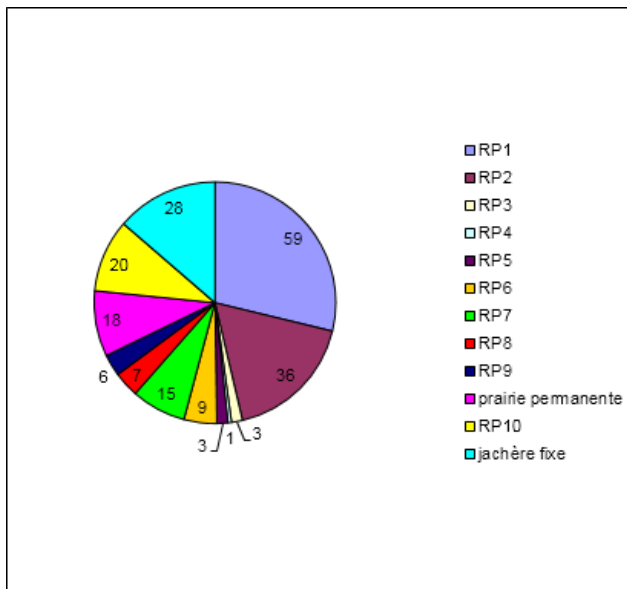
Les rotations culturales sont plus homogènes pour les exploitations céréalières (5 types pour 10 exploitations et 119 parcelles) que pour les exploitations laitières (5 types pour 5 exploitations et 40 parcelles). Ces rotations ne se distribuent pas dans l'espace suivant le réseau hydrographique (la carte montre des rotations prairiales à l'aval, mais pas uniquement en fond de vallée) ; ceci suggère la faiblesse d'un effet terroir.

Toutefois ces rotations culturales ne semblent pas se distribuer de façon aléatoire dans l'espace. Elles sont agrégées en **îlots de rotations culturales similaires**. Cette distinction recoupe la différence entre exploitations laitières (5 exploitations) et céréalnières (10 exploitations).

L'hétérogénéité des éléments temporaires du paysage est liée à la diversité des exploitations, et notamment à l'existence d'exploitation laitières, plus qu'à celle du milieu.



**Figure 14 – Territoires des 15 exploitations agricoles étudiées** <sup>209</sup>  
Sont représentées en couleur les parcelles selon leur appartenance à une exploitation agricole.



**Figure 15 - Répartition des 12 types d'utilisation du sol des parcelles étudiées**  
Pour le code des rotations culturales se reporter au Tableau 8.



### 2.2.3.5 Des déterminants des rotations culturales principalement socio-économiques

A partir de cette étude locale nous avons contribué à un travail collectif comparant cinq paysages agricoles en France (Haute-Normandie, Lorraine, Centre, Bretagne, Poitou-Charentes : Figure 16), afin d'explorer les mécanismes de formation des paysages agricoles et d'analyser comment des facteurs internes aux exploitations agricoles construisent des mosaïques culturales particulières<sup>177</sup>. L'objectif de cette étude est donc d'évaluer comment l'organisation des rotations culturales dans les exploitations et leur agrégation aux échelles locales du paysage contribuent à la structuration de mosaïques culturales spécifiques et à leur variabilité dans le temps.

Cette étude a comporté trois étapes, dont nous présentons ici les principales :

- 1) Construction de règles statistiques de l'allocation des rotations culturales dans les exploitations agricoles

Une rotation culturale est appliquée à l'échelle de la parcelle mais elle est organisée à l'échelle de l'exploitation agricole. En effet les rotations culturales sont conçues et allouées aux parcelles selon les objectifs de production de l'exploitation agricole, mais aussi selon les caractéristiques de chaque parcelle au sein du territoire de l'exploitation, et selon les caractéristiques du système d'exploitation comme la disponibilité d'équipements et de force de travail à une période donnée. Des règles statistiques du choix d'allocation des rotations culturales dans les exploitations agricoles ont été élaborées en relation avec trois types de facteurs d'allocation potentiels, à l'échelle de l'exploitation et de la parcelle :

- a) des descripteurs socio-économiques de l'exploitation : statut de l'exploitation, âge de l'exploitant, force de travail, orientation de la production, dimension économique ;
- b) des descripteurs de la configuration du territoire des exploitations agricoles : nombre total des parcelles de l'exploitation, dispersion des parcelles ;
- c) des descripteurs du milieu physique de la parcelle : pente, drainage, inondabilité, texture du sol, pierrosité, profondeur du sol.

Le degré d'explication des rotations culturales par ces facteurs est exprimé par la redondance R donnée par un test et une procédure de segmentation basée sur le calcul de l'information mutuelle entre variables qualitatives (Figure 17).

**Dans tous les sites les descripteurs socio-économiques sont les meilleurs facteurs explicatifs de l'allocation des rotations culturales**, viennent ensuite les descripteurs de la configuration du territoire des exploitations agricoles, sauf dans un site, celui du Marais Poitevin (Poitou-Charentes), où le deuxième groupe de déterminants est le milieu physique ; il s'agit en effet d'un site où les activités agricoles ont de fortes contraintes physiques liées aux sols.

Notons que dans notre site, comme en Lorraine, les déterminants socio-économiques sont de très loin dominants, bien avant les descripteurs de la configuration du territoire des exploitations agricoles et ceux du milieu physique de la parcelle. En revanche, dans les sites de l'Ouest, Bretagne et Haute-Normandie, les descripteurs de la configuration du territoire des exploitations agricoles et, pour la Bretagne, ceux du milieu physique de la parcelle, jouent un rôle considérable sur le choix des rotations culturales.

La part de variabilité des rotations culturales expliquée par l'ensemble des facteurs (Test\_TOT dans la Figure 17) est toujours inférieure à la somme de la part expliquée par chacun des facteurs pris séparément (Test\_FARM, Test\_DISP, Test\_ENV dans la même figure), du fait d'une redondance partielle entre ceux-ci.

## 2) Evaluation de l'agrégation des cultures à travers les mesures de connectivité

La connectivité des mosaïques culturales est une mesure de l'agrégation des cultures ; elle a été mesurée à partir de la proportion de pixels d'une même culture connectés, sur toutes les possibles connexions entre les pixels.

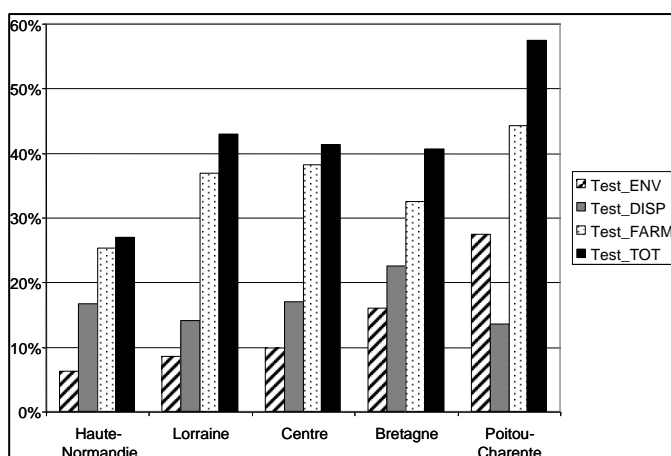
Les résultats concernant la connectivité de toute la mosaïque culturelle suggèrent que **le facteur le plus important expliquant la variabilité de la connectivité des mosaïques culturales est la diversité des cultures au sein et entre les rotations culturales**. Plus les cultures sont diversifiées, plus la connectivité des cultures est faible. Ceci doit être apprécié en sachant que la connectivité des mosaïques culturales est inversement proportionnelle au taux d'habitats semi-naturels, pérennes, considérés comme favorables à la biodiversité <sup>237</sup>. Cela suggère que plus les cultures sont homogènes, plus la connectivité entre cultures est forte et plus le taux d'habitats semi-naturels, pérennes, est faible.

Si d'autres études ont pris en compte la dimension et la forme des structures paysagères pérennes (comme les haies entourant les parcelles) dans le calcul de la connectivité des paysages actuels ou simulés, cette étude montre l'intérêt de prendre en compte tous les composants des mosaïques paysagères et les activités humaines associées, pour comprendre comment la connectivité des mosaïques culturales se développe dans l'espace et dans le temps.



**Figure 16 - Localisation des cinq sites d'étude en France** <sup>177</sup>

Haute-Normandie (HA), Lorraine (LO), Centre (CE), Bretagne (BR), Poitou-Charentes (PO). Le site « Centre » est représenté par le site de l'Aubrière.



**Figure 17 - Résultats des procédures de test : degré d'explication (R en %) de l'allocation des rotations culturales dans les exploitations** <sup>177</sup>

Test\_ENV = descripteurs physiques de la parcelle, Test\_DISP = descripteurs de la configuration de l'exploitation agricole, Test\_FARM = descripteurs socio-économiques, Test\_TOT = ensemble des descripteurs.

#### 2.2.4 Conclusion

La structure des paysages de grande culture est basée sur (1) des éléments pérennes : éléments massifs, boisés (qui sont stables), et prairiaux (rares et en diminution), et des éléments linéaires, boisés et enherbés (limites parcellaires), en diminution ; et (2) des éléments changeants, les cultures en rotation, regroupées selon les exploitations agricoles, qui sont en cours d'agrandissement. Les éléments boisés, surfaciques ou linéaires, même résiduels, structurent ce type de paysage sur la longue durée.

L'évolution de notre site confirme l'évolution générale des paysages de grande culture : réduction des habitats de prairie permanente, stabilité ou extension de la forêt, agrégation de parcelles semi-laniérées, recalibrage des cours d'eau et d'autres éléments qui se devinent sur les cartes d'évolution : suppression des anciens chemins et déplacement des sièges d'exploitation.

Pour répondre aux questions spécifiques aux paysages de grande culture, soulevées plus haut, nous pouvons affirmer que :

- 1) L'effet du milieu (effet terroir) se manifeste dans la disposition des éléments pérennes du paysage. En effet, bien qu'à première vue les ruisseaux qui sillonnent le bassin-versant semblent avoir un faible rôle dans la structure du paysage, l'analyse de la structuration de l'espace sur le temps long, à travers l'orientation des parcelles, étudiée par la morphologie, montre une organisation spatiale de ce territoire par le réseau hydrographique. Autour de ce réseau s'organisent des parcelles ayant une orientation similaire à celles des cours d'eau, et ceci malgré le remembrement parcellaire qui a eu lieu en 1983 sur cette commune. Ces « corridors morphologiques », constitués de parcelles isoclines, incluent en leur sein la plupart du réseau des haies ainsi qu'une grande partie des îlots boisés. En outre une grande partie des surfaces des cinq exploitations laitières du bassin-versant, et donc des surfaces en prairie, est située à l'intérieur de ces corridors ou est connectée à ceux-ci, alors que les exploitations céréalières ne le sont pas. La localisation des exploitations laitières, bien qu'il n'y ait quasiment plus de prairies permanentes humides sur ce site, est marquée par le réseau hydrographique. Ce dernier joue encore un rôle dans la localisation des surfaces des exploitations, ce qui montre que la structuration de l'espace en terroirs est encore relativement pertinente, même dans le cas d'un paysage à faible contrainte environnementale.

Ce paysage est donc structuré par un réseau hydrographique qui semble au premier abord peu significatif. La présence du réseau hydrographique, bien que peu marquante du point de vue écologique, influence les fonctions agricoles de ce bassin-versant. Le réseau hydrographique est ainsi un élément prégnant dans l'organisation spatiale du paysage même lorsqu'il ne constitue pas la contrainte majeure habituellement définie par la notion de « zone humide ». Le cours d'eau, qui était sans doute une contrainte majeure pour les activités agricoles passées, reste un élément structurant le paysage sur le temps long, même dans le cas de ruisseaux de faible dimension, comme c'est le cas sur ce site <sup>209</sup>.

C'est bien le niveau d'organisation englobant utilisé ici, celui du bassin-versant, qui a permis de faire émerger cette structure. Une telle analyse des éléments structurants du paysage permet d'envisager des orientations pour un aménagement durable du territoire, notamment dans la perspective d'opérations permettant de rendre plus lisible la structuration de l'espace à travers une mise en valeur du réseau hydrographique.

- 1) En revanche, l'effet des caractéristiques du milieu ne se manifeste pas sur les éléments temporaires du paysage, les parcelles de cultures en rotation, dont les principaux déterminants sont les descripteurs socio-économiques des exploitations, et pas les caractéristiques physiques des parcelles.

Les exploitations agricoles sont le facteur qui structure les éléments temporaires du paysage, les parcelles de cultures en rotation, déterminées principalement par les caractéristiques socio-économiques des exploitations.

A partir des résultats de ces deux études sur les rotations culturales, nous pouvons conclure que les rotations culturales, qui concernant la partie quantitativement principale des paysages de grande culture, ne sont pas distribuées aléatoirement dans l'espace, car elles sont en relation avec la présence d'exploitations agricoles spécifiques (étude locale de terrain). Leur allocation sur une parcelle donnée est expliquée principalement par les caractéristiques socio-économiques de l'exploitation (étude de simulation paysagère). C'est bien la diversité des exploitations agricoles (dans ce cas la présence d'exploitations laitières) et donc des rotations mises en œuvre, qui constitue l'élément d'organisation de cette matrice agricole aux habitats temporaires.

La place des collectivités locales et des politiques publiques dans l'aménagement et l'évolution de ces paysages très anthropisés semble faible, l'agrandissement parcellaire étant une tendance lourde du paysage de grande culture, qui se poursuit indépendamment des opérations d'aménagement foncier. Celles-ci ne constituent que des accélérateurs, mais non des déterminants, de cette tendance. C'est ce que montre l'analyse de l'évolution récente des habitats linéaires, aussi bien que l'analyse de la structuration à long terme du paysage : les caractéristiques des éléments pérennes n'ont pas été modifiées par le remembrement des années 1980 (1981-1983). En effet les évolutions récentes de ce paysage sont indépendantes des opérations d'aménagement foncier : diminution des habitats permanents herbacés (prairies et réseaux), agrandissement parcellaire et des exploitations agricoles, rotations culturales agrégées selon les exploitations, stabilité des îlots boisés.

A l'exception des îlots boisés, les paysages de grande culture sont donc caractérisés par la faiblesse et la réduction des éléments pérennes et linéaires : prairies permanentes, haies, ripisylve. Or les bordures de champs, bien qu'en diminution du fait de l'agrandissement parcellaire, constituent un réseau de milieux pérennes, non cultivés, partout présent dans le paysage. Il s'agit là d'un habitat crucial pour le maintien de la diversité biologique dans ce type de paysages. C'est l'objet du chapitre suivant.

## 2.3 Diversité et déterminants de la végétation des bords de champs en grande culture

L'objectif de ce chapitre est l'analyse de la végétation non cultivée des paysages de grande culture.

Nous allons d'abord définir notre habitat-test, les bordures de champ, puis analyser la diversité de la végétation des bordures de champs en grande culture et enfin la relation entre cette diversité végétale et les caractéristiques du paysage. L'objectif est de mesurer la contribution de plusieurs facteurs à la diversité de la végétation des bords de champs dans un paysage de grande culture. Il s'agit en particulier de mesurer le poids des facteurs paysagers sur la diversité végétale des bords de champs : dans quelle mesure la structure spatiale du paysage de grande culture, étudiée dans le chapitre précédent, influe sur la végétation des bords de champs ? Quel est, au contraire le poids des facteurs « locaux » de cet habitat, sa structure spatiale ou sa gestion ?

### 2.3.1 L'habitat « bord de champ »

Les bords de champs sont un habitat important pour la diversité biologique des paysages agricoles  
238 , 239 , 240 , 241 , 242 .

Du fait de leur valeur comme corridors, l'étude des bords de champs a été importante pour les premiers développements de l'écologie du paysage et a contribué à conforter le modèle de paysage « matrice – taches – corridors » (modèle PCM). Les bordures de champs et les espèces sur lesquelles ce modèle a été testé ont été principalement les haies et les populations animales, et notamment les populations d'invertébrés. Pour les plantes des îlots boisés, l'effet corridor des haies a toutefois été démontré<sup>238</sup>.

Par rapport aux réseaux bocagers étudiés dans les travaux d'écologie du paysage, les bords de champs en grande culture revêtent des caractéristiques particulières, liées à la spécificité de ce paysage en taches, marqué par l'alternance champs-bois, la rareté des prairies permanentes et la prédominance des cultures en rotation. Les haies y sont donc rares et les bords de champs sont principalement constitués de bordures uniquement herbacées ou bien de lisières forestières, les deux délimitant des terres arables. La végétation des bordures y est donc soumise à de fortes pressions agricoles, liées aux pratiques agricoles dans le champ et aux pratiques d'entretien de sa bordure.

Les bords de champs sont néanmoins un habitat particulièrement important pour la diversité biologique des paysages de grande culture, du fait de leur pérennité et leur continuité, dans ce contexte paysager pauvre d'habitats pérennes (rareté des prairies permanentes) et d'habitats linéaires continus (parcelles de grande dimension).

Sur les 15 exploitations agricoles du bassin-versant de l'Aubrière, 7 exploitations (3 exploitations céréalières et 4 exploitations laitières) ont fait l'objet d'un relevé exhaustif de la végétation de leurs bordures. Plusieurs campagnes botaniques<sup>20</sup> nous ont permis d'étudier une grande partie des bordures de champs de ce site, soit 479 bordures de champs.

En fonction de l'occupation du sol adjacente, les bords de champs se trouvent principalement dans trois types de situations.

---

<sup>20</sup> Conduites entre 2000 et 2006 sur ce site.

- (1) Les inter-champs : interfaces entre deux champs cultivés. L'instabilité spatiale et temporelle de cet habitat en grande culture, notamment lorsque les deux parcelles contigües sont utilisées par le même agriculteur, fait que nous avons limité notre étude aux bordures de champs relativement pérennes, c'est-à-dire accompagnés d'habitats relativement fixes : haies, fossés, clôtures. Sur le site de l'Aubrière, 209 inter-champs ont été étudiés.
- (2) Les lisières forestières : interfaces entre une parcelle cultivée et un îlot boisé. 156 lisières forestières ont été étudiées.
- (3) Les bords de route : interfaces entre une parcelle cultivée et une route goudronnée. 90 bords de route ont été étudiés.

A ces trois types principaux s'ajoute un type quantitativement mineur, l'interface champs-milieu aquatique (les bords de ruisseaux et d'étangs) : 14 interfaces de ce type ont été étudiées. En outre 10 bordures de champs bordaient des cours de ferme, des jardins particuliers etc. Ces éléments sont présentés dans la Figure 18.

Ces trois types de bordures de champs recouvrent différents **types d'habitats, différentes limites détaillées** (*boundaries*). Sept types de limites ont été détaillés, dont des bordures herbeuses diverses (210 bordures) et des haies arborescentes ou arbustives (82 haies). Les différents types de limites sont présentés dans le Tableau 9 et dans la Figure 19.

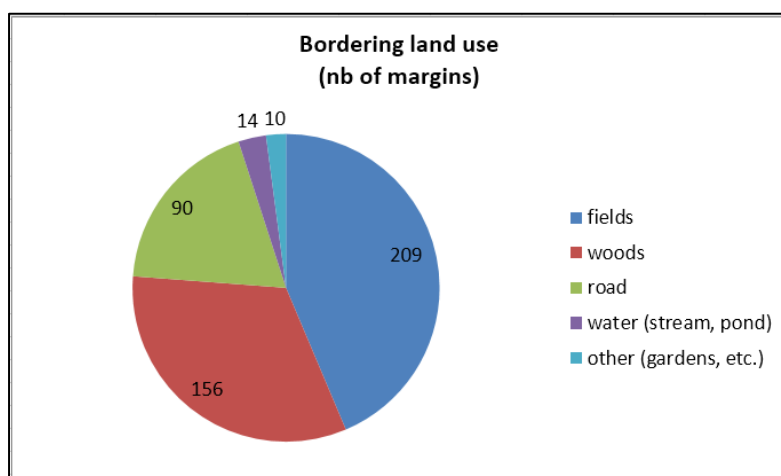


Figure 18 – Répartition des 479 bordures de champs étudiées en fonction du type d'occupation du sol adjacente<sup>213</sup>

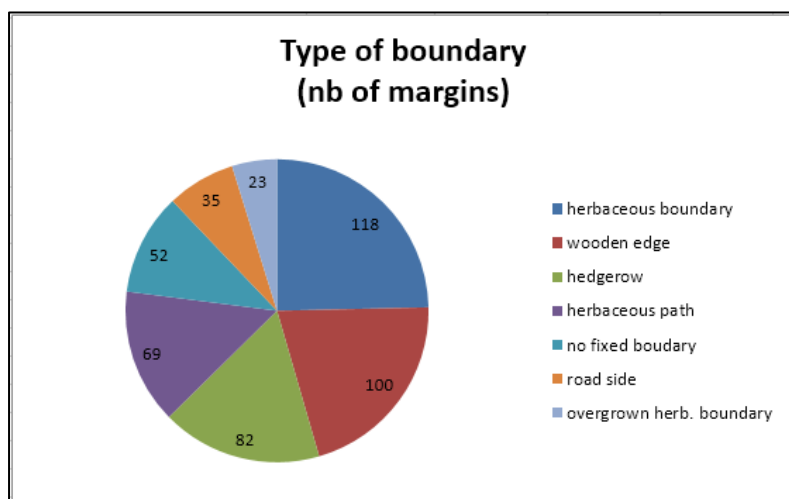


Figure 19 – Répartition des 479 bordures de champs étudiées en fonction du type de limites<sup>213</sup>

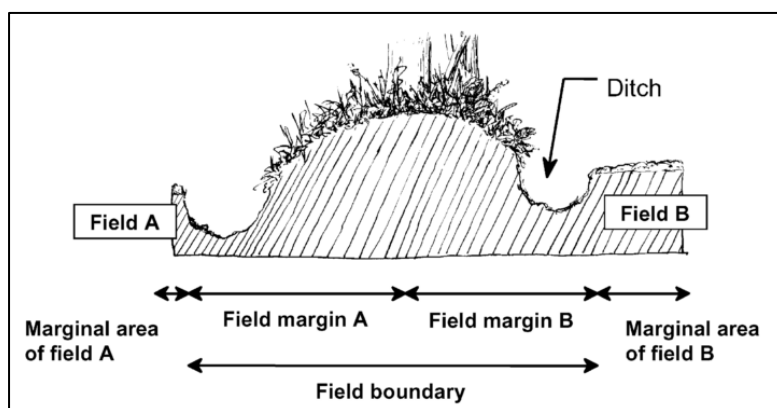
Type de limite	Éléments de structure	Caractères de recouvrement et hauteur du couvert végétal	Nb de bordures concernées
limite simple, peu matérialisée	largeur < 1 m	faible recouvrement et fort taux de sol nu	52
bord de route direct	pas de fossé, ni haie, entre le champ et la route	recouvrement élevé, hauteur variable	35
bordure herbeuse utilisée comme chemin	/	recouvrement élevé, hauteur faible	69
bordure herbeuse	largeur > ou = 1m présence d'un fossé profond	recouvrement élevé, hauteur variable	118
bordure herbeuse embroussaillée	/	présence d'espèces semi-ligneuses et ligneuses, recouvrement variable, hauteur élevée	23
haie arborescente ou arbustive	occupation adjacente : champ, chemin, route ou eau	présence d'espèces ligneuses	82
lisière de bois directe	sans chemin herbeux ni fossé entre le champ et le bois	présence d'espèces ligneuses	100
<i>Total</i>			479

**Tableau 9 – Les types de limites recensées dans les bordures de champs**

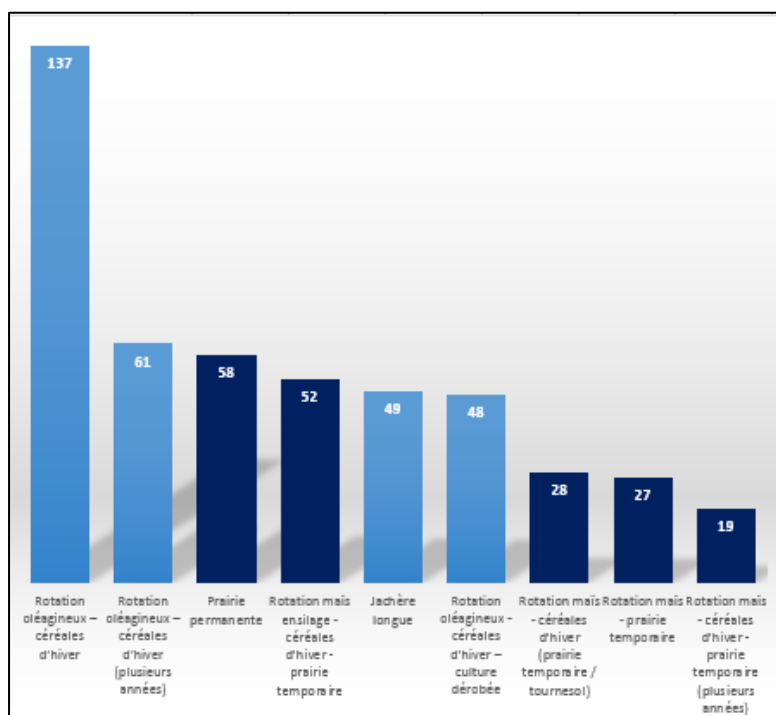
## 2.3.2 Méthodologie

### 2.3.2.1 Protocole d'observation de la végétation

Pour cette étude nous avons adopté le protocole d'observation de la végétation des bords de champs déjà utilisé dans des travaux similaires<sup>239</sup> : pour chaque bordure une station de 25 mètres de longueur, représentative de la bordure (en excluant donc les extrémités), et de la largeur de la bordure, a été étudiée, en recensant de façon exhaustive les espèces, associées à un indice d'abondance allant de 0 (absence) à 5 (dominance). La végétation des inter-champs a été relevée sur la moitié la plus proche au champ associé (Figure 20).



**Figure 20 – Définition des bordures pour les inter-champs**  
239



**Figure 21 - Répartition des bordures de champs en fonction de la rotation culturale**  
En bleu foncé les rotations présentes dans les exploitations laitières.

Type de culture du champ	Nb bordures
Rotation oléagineux – céréales d’hiver (plusieurs années)	61
Rotation oléagineux – céréales d’hiver	137
Rotation oléagineux - céréales d'hiver – culture dérobée	48
<b>Jachère longue</b>	49
Rotation maïs - céréales d'hiver (prairie temporaire / tournesol)	28
Rotation maïs ensilage - céréales d'hiver - prairie temporaire	52
Rotation maïs - prairie temporaire	27
Rotation maïs - céréales d'hiver - prairie temporaire (plusieurs années)	19
<b>Prairie permanente</b>	58
<i>Total</i>	479

**Tableau 10 – Répartition des bordures de champs en fonction de la culture du champ**  
En grisé les rotations présentes dans les exploitations laitières, en gras les couverts permanents.

### 2.3.2.2 Les descripteurs du paysage

Dans ce travail nous avons considéré, parmi les habitats environnant les bordures étudiées, qui constituent le paysage, uniquement les habitats immédiatement adjacents, soit le champ adjacent à la bordure étudiée, ainsi que l’autre côté de la bordure (voir Figure 20).

A) Le champ.

La **taille des champs** a été relevée ; elle varie entre 0,25 et 25,75 ha.

Sur la base des enquêtes en exploitation nous avons identifié, pour chaque bordure étudiée, **la culture de la parcelle adjacente et la rotation culturale**. Neuf types de cultures sont présents : 2 cultures permanentes (prairies permanentes et jachère longue) et 7 rotations culturales principales (Tableau 10). Leur importance numérique pour les bordures étudiées est représentée dans la Figure 21.



B) L'autre côté de la bordure.

**L'occupation du sol** de l'autre côté de la bordure a été recensée. Cinq types d'occupations adjacentes ont été identifiés :

1. cultures
2. forêt
3. routes et chemins gravillonnés
4. milieux aquatiques (ruisseaux et étangs)
5. autres éléments très anthropisés (cours de ferme, jardins particuliers).

### **2.3.2.3 Les descripteurs de l'habitat : structure et gestion des bordures de champs**

Parmi les descripteurs de la *structure des bordures de champ*, nous avons relevés les variables suivantes.

- 1) Type de limites : 7 types :
  - limite simple
  - bord de route direct
  - bordure herbeuse utilisée comme chemin
  - bordure herbeuse
  - bordure herbeuse embroussaillée
  - haie arborescente ou arbustive
  - lisière de bois directe.
- 2) Largeur totale de l'habitat
- 3) Largeur et hauteur de la strate ligneuse
- 4) Présence d'éléments particuliers : bandes enherbées semées, chemins non goudronnés, clôtures, fossés. 171 tronçons de fossés associés aux parcelles ont été dénombrés.

En ce qui concerne la *gestion des bordures de champs*, les enquêtes en exploitations ont permis de relever 14 modes d'entretien de la strate herbacée<sup>21</sup> des bords de champs, combinant plusieurs opérations parmi :

- l'absence d'entretien spécifique
- le broyage annuel ou biennuel (printemps et fin de l'été, après la moisson)
- le débroussaillage annuel (automne) ou biennuel
- le traitement chimique (glyphosate) 1 ou 2 fois par an (printemps et fin de l'été)
- des opérations mixtes mécaniques (associant fauche, au printemps, et débroussaillage, à la fin de l'été), ou bien des opérations chimiques (un traitement annuel) et mécaniques (gyrobroyage après la récolte ou broyage à l'épaveuse, annuel, à la fin de l'été), ou encore des opérations chimiques (un traitement annuel, au printemps) et plusieurs passages mécaniques (broyage annuel printanier, débroussaillage tous les 5 ans etc.).

---

<sup>21</sup> La strate arborescente subit un élagage tous les 5-6 ans.

Certains de ces modes de gestion, qui comprennent des modes de clôture des parcelles, sont inclus dans des contrats avec la Fédération départementale de Chasse.

Nous avons voulu prendre en considération la gestion des bordures de champ non seulement à l'échelle de l'habitat lui-même mais aussi à l'échelle de l'exploitation agricole à laquelle appartient la parcelle relative à chaque bord de champ ; ces éléments peuvent nous fournir des indications indirectes sur la gestion des bordures. Ainsi, sur les exploitations étudiées, nous avons relevé :

- l'orientation de la production : céréales et oléagineux (3 exploitations), ou bien bovin-lait (4 exploitations) ;
- la taille de l'exploitation (SAU), qui varie entre 30,33 ha (exploitation laitière) et 383,68 ha (exploitation céréalière) ;
- la fragmentation de l'exploitation, c'est-à-dire le nombre de parcelles par ha de SAU, qui varie entre 0,09 parcelles par hectare (pour les exploitations les plus concentrées) et 0,22 parcelles par hectare (pour les exploitations les plus fragmentées).

#### *2.3.2.4 Synthèse des descripteurs des bordures de champs*

Nous avons testé l'effet des 11 descripteurs présentés ci-dessus sur la flore des bordures de champs. En tout 48 variables (en comptant les modalités des variables qualitatives) ont été testées.

#### **Descripteurs paysagers (15 variables) :**

- 1) taille du champ
- 2) rotation culturale (9 types)
- 3) occupation du sol de l'autre côté de la bordure (5 types).

#### **Descripteurs de l'habitat :**

- structure spatiale de l'habitat (16 variables) :
  - 4) type de limite (7 types)
  - 5) largeur de l'habitat
  - 6) largeur et hauteur des strates ligneuses, arbustive et arborescente (4 variables)
  - 7) présence d'éléments particuliers (4 variables) ;
- gestion de l'habitat (17 variables) :
  - 8) mode d'entretien de la bordure (14 modes d'entretien)
  - 9) orientation de la production de l'exploitation agricole (2 types)
  - 10) taille de l'exploitation (SAU)
  - 11) fragmentation de l'exploitation (nb de parcelles / ha).

La contribution de ces différents facteurs à la diversité de la végétation telle qu'elle a été décrite au chapitre précédent, a été mesurée par des Analyses Canoniques des Correspondances (ACC), une technique d'analyse des données aujourd'hui fréquente en écologie des communautés et du paysage<sup>243</sup>, déjà utilisé dans des travaux similaires<sup>239</sup>. Toutes les analyses multivariées ont été réalisées avec le logiciel Canoco.

### 2.3.3 Résultats

#### 2.3.3.1 La diversité de la végétation est structurée par les habitats boisés

La végétation vasculaire recensée dans la strate herbacée des 479 bordures de champs comporte 356 espèces.

En ce qui concerne la richesse spécifique, des analyses sur un sous-échantillon de bordures<sup>207, 204</sup> montraient que la richesse spécifique des bordures adjacentes aux prairies (permanentes ou temporaires) est inférieure à celle des bordures adjacentes aux parcelles avec des rotations céréalières (sans prairie). Cela est expliqué par la présence, sur les secondes, de nombreuses espèces annuelles adventices des cultures et, par la présence, sur les premières, d'espèces pérennes prairiales, moins nombreuses mais plus stables. Ce sont pourtant ces dernières qui ont un plus grand intérêt fonctionnel de par leur rareté dans un milieu instable et riche comme celui de la grande culture, tout en étant moins « diversifiées » localement. Ces conclusions sont convergentes avec d'autres recherches<sup>186, 184</sup>.

Pour étudier la structure des communautés végétales des bords de champs avec des analyses multivariées, nous avons retenu les espèces les plus fréquentes, en excluant les espèces présentes dans moins de 5% des relevés (soit 24 relevés) avec une fréquence inférieure à 3 (« fréquent »), soit 251 espèces. Nous avons ainsi analysé 479 bordures et 105 espèces par une analyse factorielle des correspondances (AFC)<sup>213</sup>.

Cette analyse montre que le principal gradient de végétation (F1) est un gradient d'habitats, opposant des espèces d'ombre (habitats boisés : lisières forestières et haies) aux espèces de lumière (habitats ouverts : inter-champs simples, bords de routes, bordures herbeuses ouvertes). C'est aussi le résultat d'une analyse partielle sur 267 bordures<sup>208, 212</sup>. Ceci montre que des facteurs paysagers (proximité d'îlots boisés ou de routes) et des facteurs locaux (structure de la bordure, arborescente ou pas) s'entremêlent dans la construction de ce gradient d'habitats, qui est le gradient principal de la végétation des bords de champs.

Le deuxième gradient de végétation est un gradient biologique (durée de vie des espèces), opposant les espèces annuelles, associées aux parcelles de cultures en rotation, aux espèces pérennes, liées à la présence de couverts herbacés permanents (prairies ou jachères). Ceci montre que des facteurs liés à la gestion agricole de la parcelle et de sa bordure jouent un rôle dans la construction de ce deuxième gradient de la végétation des bords de champs (Figure 22).

Nous allons donc mesurer la contribution des variables paysagères et des variables d'habitat (structure et gestion) à la diversité de la végétation des bords de champs, contribution suggérée, mais pas mesurée, par l'interprétation de l'AFC.

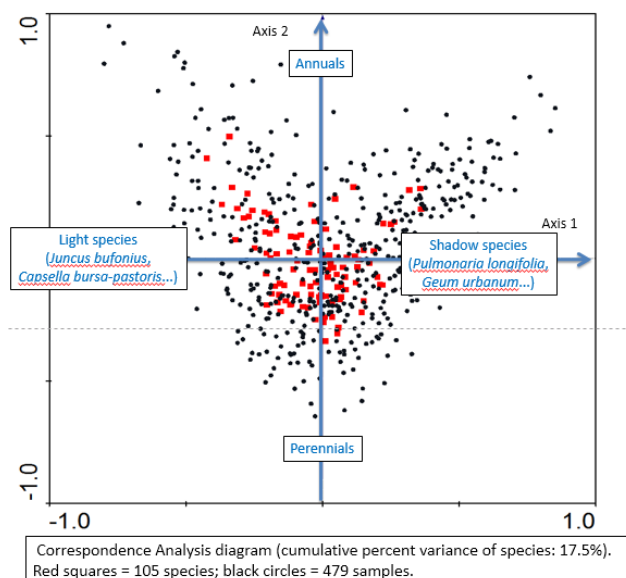


Figure 22 – Plan factoriel F1 \* F2 de l’AFC sur la végétation des bords de champs<sup>213</sup>

### 2.3.3.2 Des effets « locaux » entremêlés aux effets « paysagers »

D’après le test de MonteCarlo (logiciel Canoco) 34 variables sur les 48 variables testées sont statistiquement significatives ; la plupart des variables de gestion de la bordure ne sont pas. La hiérarchie des variables jouant sur la flore des bordures montre que les déterminants de la diversité végétale des bordures de champs sont principalement des variables de **structure de l’habitat lui-même** (type de limite : bordure herbeuse utilisée comme chemin, bord de route ; présence de bandes enherbées semées, fossés, clôtures), **d’occupation du sol de l’autre côté de la bordure** (présence de forêts) et de **taille de la parcelle adjacente**.

Viennent ensuite les **variables de l’exploitation agricole** et puis les **variables d’utilisation du sol**, relatives à la parcelle adjacente (rotations culturales) : parcelle en prairie permanente, en jachère longue ou bien comportant des rotations impliquant de la prairie temporaire ou de la jachère annuelle. Notons que toutes les variables à l’échelle de l’exploitation agricole (fragmentation et taille de l’exploitation, orientation de la production) jouent significativement sur la flore des bordures.

Le principal plan canonique montre une association entre les espèces et leurs déterminants (Figure 23). Les espèces d’ombre sont associées aux bordures boisées, aux exploitations de grande taille, et aux parcelles en rotation céréalière. Les espèces annuelles sont associées aux bordures larges, aux bandes enherbées semées, aux grandes parcelles, et aux jachères. Les deux types d’espèces (d’ombre et annuelles) sont associées aux exploitations céréalières.

Les espèces pérennes sont associées aux parcelles clôturées, incluses dans des exploitations laitières, au foncier fragmenté (fort rapport nb de parcelles / SAU) et aux parcelles en prairie permanente et temporaire. Les espèces de lumière sont associées aux bordures herbeuses utilisées comme chemin.

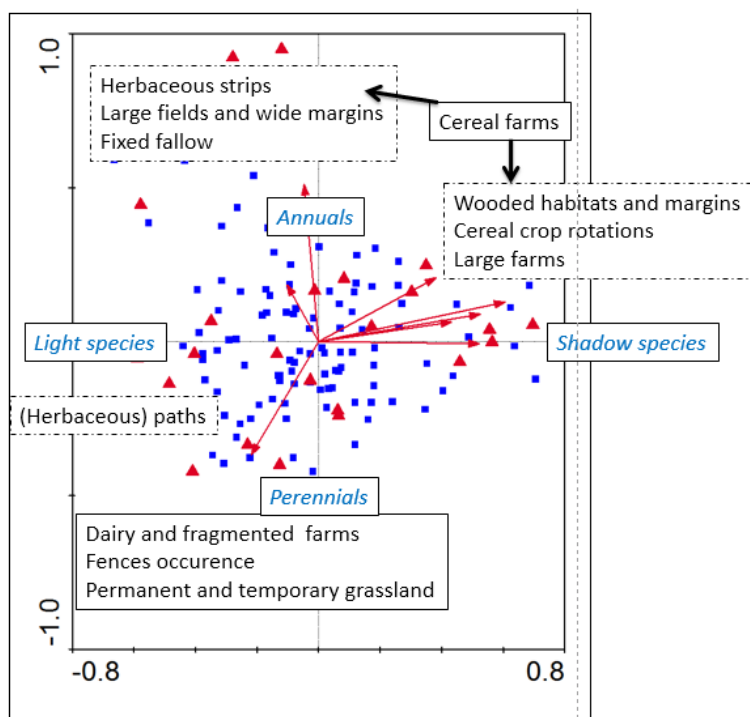


Figure 23 – Principal plan canonique (F1 \* F2) de l'analyse des déterminants de la végétation des bordures de champs <sup>213</sup>

### 2.3.4 Discussion et conclusion

Un des indicateurs paysagers, soit le descripteur des habitats adjacents aux bordures, joue un rôle de premier plan dans l'explication des déterminants de la flore des bordures. Ceci surtout à travers la présence d'îlots boisés à proximité des bordures, associés à la présence d'espèces d'ombre, et de parcelles de grande taille adjacentes aux bordures, associés aux espèces annuelles ; puis par l'effet des jachères et des prairies (permanentes et temporaires) dans les parcelles adjacentes aux bordures, associées à la présence d'espèces pérennes. Toutefois d'autres rotations culturales ne jouent pas un rôle de premier plan, contrairement à ce que prouvent d'autres études montrant que le type de culture peut jouer un rôle important sur la flore des bordures, notamment via les pratiques de fertilisation minérale du sol <sup>244</sup>. La contribution du paysage à la diversité de la végétation des bords de champs en grande culture est donc nuancée.

Les caractéristiques de la structure de l'habitat, qualifiées parfois d'effet « local », comme le type de limite (bordures herbeuses utilisées comme chemin, associées aux espèces de lumière), ou la présence d'éléments particuliers (présence de bandes enherbées semées, associées aux espèces annuelles, et de clôtures, associées aux espèces pérennes) jouent un rôle considérable sur la flore des bordures de champs en grande culture, au même niveau que certaines variables que nous avons qualifiées de « paysagères », comme l'occupation du sol adjacente.

Ces résultats convergent avec ceux trouvés par d'autres chercheurs en Europe du Nord : effet des variables de structure de la bordure <sup>179</sup>, effet de ces variables et du paysage (buffer de 250 m de rayon) <sup>188</sup>. L'effet essentiel de la structure spatiale du bord de champs sur la flore est donc confirmé même dans les paysages de grande culture, où les bords de champs n'ont pas, en général, une structure spatiale très marquée.

L'entrelacs des effets structurels et paysagers sur la flore des bordures de champs a été montré dans des réseaux bocagers (influence des facteurs agricoles, paysagers et locaux : entretien et structure de la bordure)<sup>178, 239</sup> ; l'effet des variables agricoles, de gestion de la bordure et du champ, a été souligné en Europe du Nord<sup>245</sup>. L'effet de ces variables agricoles, et de la largeur de la bordure, sur la végétation des bordures de champs, a été confirmé également dans un paysage méditerranéen<sup>246, 247</sup>.

A propos de l'effet de la présence de bandes enherbées semées, associées aux espèces annuelles dans la bordure, il faut rappeler des études qui montrent que la présence de bandes enherbées semées semble réduire les risques d'adventices et augmenter la richesse spécifique des bordures herbeuses<sup>248</sup>. En effet, les agriculteurs craignent l'introduction dans les champs, à travers les bordures, d'espèces adventices des cultures ; or, bien que 25% des espèces soient communes aux bordures et aux champs, peu de corrélations ont été trouvées entre la flore des bordures et celle des champs, les premières étant caractérisées surtout par des espèces pérennes et les seconds surtout par des espèces annuelles<sup>238</sup>. En outre les espèces adventices sont concentrées dans la bordure intérieure du champ (surtout dans les cultures de céréales conventionnelles)<sup>249</sup>.

Dans notre analyse la taille des champs semble jouer un rôle sur la flore des bordures, les grandes parcelles étant associées aux espèces annuelles. Rappelons que l'augmentation de la taille des parcelles est due à celle de la taille des engins, qui permettent de gagner du temps mais sont difficiles à déplacer d'une parcelle à l'autre : haies et bordures de champ disparaissant, le réseau d'habitats qu'elles constituent pour la faune et la flore sauvage devient de plus en plus lâche<sup>226</sup>. Dans un article récent des chercheurs analysent l'agrandissement parcellaire et évaluent sa contribution à l'efficacité croissante de la mécanisation et à la diminution d'habitat semi-naturels, notamment aux bordures de champs ; ces chercheurs ont trouvé qu'au-delà d'un seuil de 1-2 ha, l'efficacité de la mécanisation augmente très peu<sup>222</sup>. La recherche d'un effet de seuil est très intéressante pour orienter les opérations d'aménagement foncier ; sur notre site seulement 50 bordures sur 479 se trouvent dans une parcelle de taille inférieure à 2 ha.

Des travaux ont montré que les « banques de carabes » (*beetle banks*), ces étroites bandes enherbées semées au milieu des grandes parcelles, sont peu contraignantes, et, après quelques années, très bénéfiques pour la diversité végétale et animale, y compris pour les auxiliaires des cultures<sup>250</sup>. D'autres chercheurs soulignent toutefois que la présence d'éléments linéaires ne compense pas la perte d'habitats massifs semi-naturels en ce qui concerne la richesse spécifique végétale et la composition de groupes fonctionnels, car les éléments linéaires augmentent les espèces généralistes et annuelles plus que les espèces spécialistes et pérennes<sup>251</sup>.

Par ailleurs des chercheurs montrent que l'interface champs-milieu aquatique, soit les bords de ruisseaux et d'étangs (seulement 14 cas dans notre échantillon), présente la plus grande diversité fonctionnelle, notamment pour les traits de reproduction et de régénération, tandis que les interchamps sont caractérisés par la plus faible diversité fonctionnelle<sup>252</sup>.

## 2.4 Perspectives. L'interface route-champ cultivé

Dans l'ensemble des bordures de champs étudiées, les bords de route représentent presque un quart des bordures ; il s'agit d'un type de bordure à la fois très anthropisé et très diversifié. La présence d'une route parmi les occupations du sol situées de l'autre côté de la bordure est un élément qui joue sur la flore des bordures de champs <sup>213</sup>.

Dans le sillon du travail précédent sur la végétation des bords de champs, nous avons entrepris l'analyse de la végétation de l'interface route-champ cultivée. Comme les bordures de champs, cet habitat possède un intérêt écologique dans les paysages de grande culture, du fait de la raréfaction des habitats herbacés pérennes et des habitats linéaires dans ce type de paysages.

Dans le cadre du projet IRMA (Interactions Routes-Mosaïques Agricoles), nous nous sommes penchés sur les routes départementales, passées sous gestion décentralisée (Conseil Général) depuis 2006.

Cette recherche fait l'objet de la thèse de doctorat de Clémence Chaudron (en cours), que je co-encadre. Jusqu'à ce jour elle a donné lieu à 4 communications à des colloques scientifiques <sup>253</sup>.

### 2.4.1 L'interface route-champ cultivé

L'interface route-champ cultivé est un habitat très géré : fortement soumis à une double gestion anthropique, routière (par les services départementaux) et agricole (par les agriculteurs, qui gèrent l'habitat adjacent : la parcelle cultivée). Deux acteurs sont donc concernés : les gestionnaires des collectivités locales (Services Territoriaux d'Aménagement, STA, désormais dépendants du Conseil Général) et les agriculteurs riverains.

L'interface route-champ cultivé est un habitat le plus souvent étroit, quelques mètres de largeur, mais doté d'une continuité linéaire. Cette structure spatiale particulière divise cet habitat en 3 compartiments bien distincts : l'accotement, le talus (séparé du premier par un fossé), qui sont deux compartiments routiers (Figure 24), et la bordure intérieure du champ.

La gestion différenciée, par la fauche tardive, réduit l'étendue spatio-temporelle des opérations d'entretien du couvert herbacé sur cet habitat, dans l'objectif de préserver la biodiversité <sup>254</sup>. Toutefois **cette gestion est accusée par le monde agricole de favoriser les adventices des cultures dans les champs adjacents aux routes.**

L'objectif de cette recherche est non seulement de mesurer le potentiel de réservoir de biodiversité végétale et d'espèces adventices, de l'interface route-champ cultivé, mais aussi d'évaluer les déterminants paysagers et techniques de sa diversité végétale.

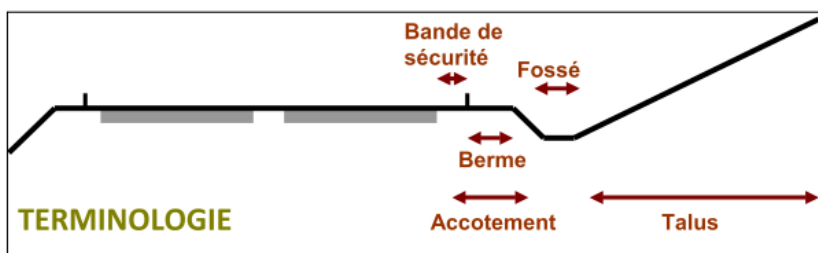


Figure 24 - Schéma des différents compartiments du bord de route <sup>254</sup>

## 2.4.2 Que sait-on de la végétation des bords de route ?

Les routes et leurs abords couvrent 1 à 2% de la surface nationale dans différents pays, mais, de par leur caractère pénétrant, leur impact écologique touche 15 à 20% de la surface nationale<sup>255</sup>. Une partie de l'écologie, et notamment de l'écologie du paysage, a étudié le rôle du réseau routier sur la diversité biologique : c'est la *road ecology*, l'écologie des routes<sup>256, 257</sup>. Le rôle des bords de route pour les espèces a été étudié dans trois contextes : les routes comme barrières, les routes comme conduit, et les routes comme habitat<sup>258</sup>.

### 2.4.2.1 Les routes comme barrières

Le premier groupe d'études est plus ancien et met l'accent sur l'impact fragmentant des routes sur des habitats massifs, notamment dans le contexte de paysages boisés<sup>259, 260</sup> ou de prairie<sup>261</sup>. Ceci a produit une vaste littérature scientifique qui débouche sur la conception de dispositifs aptes à reconnecter les habitats déconnectés par le passage de la route, passages à faune notamment<sup>262</sup>. La mortalité animale liée aux routes limite rarement la taille des populations<sup>263</sup>, sauf dans des points précis<sup>255</sup>. Le plus impactant est l'effet de barrière, surtout pour les autoroutes clôturées<sup>264</sup>. En fragmentant les paysages, les routes empêchent donc la connectivité transversale à la route.

### 2.4.2.2 Les routes comme conduits

Les bords de route ont un effet de corridor longitudinal pour différentes espèces<sup>264</sup>, peu nombreuses<sup>255</sup>, et surtout pour les espèces végétales : dans un article brillant des chercheurs montrent que les plantes de prairie utilisent les bords de routes et de voies ferrées comme conduit de dispersion<sup>265</sup>.

En constituant des corridors végétalisés, les bords de route augmentent la connectivité parallèle à la route. Ces habitats peuvent partiellement compenser la raréfaction des prairies permanentes et servir de routes de dispersion et d'habitats de substitution.

### 2.4.2.3 Les routes comme habitats

Les bords de routes tendent à être riches en espèces<sup>255</sup>. Le rôle de refuge des bords de route est souvent observé pour différentes espèces végétales<sup>266, 167, 267, 268, 254</sup>, ainsi que pour de multiples espèces animales, dont des invertébrés<sup>269, 270, 271</sup>, et des pollinisateurs<sup>272, 273, 274</sup>. Cet effet augmente avec l'âge des bords des routes<sup>275</sup>. Ce rôle de refuge pour différentes espèces dont les plantes est expliqué par le déclin général des espaces de prairie ainsi que par le régime de gestion et notamment une fauche régulière<sup>276, 277</sup>. Certains travaux soulignent l'importance de la gestion des résidus de fauche pour la diversité végétale<sup>276, 278</sup>, d'autant plus que la végétation des milieux de plaine est de plus en plus nitrophile<sup>279</sup>.

Du fait des émissions automobiles, la végétation des bords de route est caractérisée par une concentration élevée en nitrates, qui est décroissante avec la distance à la route<sup>280</sup>. Toutefois cette nitrophilie doit être appréciée au regard du milieu environnant qui peut, lui, l'être beaucoup plus, dans le cas d'une plaine céréalière.

Dans un article comparant les bordures de champs et les bords de routes dans un même milieu agricole, celui de la grande culture, des chercheurs montrent que la composition de ces deux habitats, qui ont bien d'espèces en commun, change en fonction de leur différent régime de gestion<sup>281</sup>. En effet les bords de champs sont composés d'espèces généralistes, hautes et nitrophiles, tandis que les bords de routes sont composés d'espèces plus nombreuses et basses, incluant des espèces



prairiales en déclin. Ces chercheurs constatent aussi l'effet positif de la fauche et de l'occupation du sol adjacente (prairies) sur la richesse spécifique des bords de routes.

Les bords de routes sont aussi accusés de faciliter la dispersion d'espèces invasives<sup>282, 283, 276</sup>, notamment pour l'ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*). D'autres travaux montrent toutefois que les bords de routes hébergent des espèces invasives sans en faciliter la dispersion<sup>284</sup>.

Un intéressant travail d'écologie historique montre que l'héritage du paysage environnant reste dans le pool d'espèces pour un long moment, au moins 50 ans, même dans les petits fragments de prairie permanente comme les bords de route<sup>285</sup>.

#### **2.4.2.4 L'aménagement des routes**

L'aménagement des routes a une longue tradition de planification à une large échelle, mais il limite la largeur des bords de routes à une étroite bande de terre<sup>286</sup>. C'est pourquoi une approche en termes d'écologie du paysage manque à la planification routière. Des chercheurs préconisent la gestion des bords de routes comme un élément intégré du paysage<sup>287</sup>. Seulement aux Pays-Bas et en Australie cette approche est appliquée, et, du fait de la diverse disponibilité de surface, de deux façons très différentes : par des passages à faune aux Pays-Bas, et par de larges bordures de routes en Australie<sup>255</sup>.

Peu de travaux ont étudié le rôle des bords de route pour la connectivité transversale à la route dans des paysages agricoles. Notre objectif est de contribuer à combler cette lacune. Un article de synthèse bibliographique est en préparation.

### **2.4.3 Une approche comparative**

Ce travail de recherche se déroule sur un gradient paysager de grande culture, allant d'un paysage ouvert à un paysage boisé, situé au Sud-Est du département d'Indre-et-Loire. Dans ce département, 180 km de routes départementales (5 % du linéaire des routes départementales) font l'objet d'une gestion différenciée depuis 2009.

#### **2.4.3.1 Eléments d'analyse de la végétation**

Sept routes départementales ont été sélectionnées sur notre site, balayant tout le gradient paysager du Sud-Est du département : 5 routes en gestion intensive (« normale »), et 2 routes en gestion différenciée. Compte-tenu de la diversité des cultures et de l'effet de cette diversité sur la flore de l'interface route-champ cultivé, nous avons choisi de nous focaliser sur la culture dominante : les céréales d'hiver. Deux campagnes de relevés ont été conduites pour recenser la végétation de l'interface route-champ cultivé :

- l'une en 2013, sur un échantillon de 40 bords de route, choisis de façon à représenter deux paysages contrastés (paysage ouvert et paysage boisé) et un gradient de gestion des bords de routes (plus ou moins intensive). Trois relevés par bord de route ont été effectués, choisis avec un espacement régulier de façon à estimer la variabilité interne du couple route-parcelle, soit 120 relevés en tout ; chaque placette mesurait 12m<sup>2</sup>. Un article sur les résultats de cette campagne est en préparation (Chaudron, Bonthoux, Perrone & Di Pietro, en préparation) ;
- l'une en 2014, la plus exhaustive possible, sur 241 relevés de bords de route, représentatifs de tout le gradient paysager de notre site.

Parallèlement à cette étude de la végétation exprimée, deux campagnes de relevés de la pluie de graines (*seed rain*) ont été conduites, l'une en 2013 et l'autre en 2014, afin d'évaluer le potentiel de dispersion des espèces végétales à partir des bords de routes vers les champs cultivés.

#### ***2.4.3.2 Eléments d'analyse du paysage et des facteurs locaux***

Pour les déterminants paysagers de la végétation de l'interface route-champ cultivé, nous avons analysé la composition de l'occupation du sol et la taille des parcelles adjacentes aux routes concernées :

- à deux dates, l'actuelle et la fin de années 1970. **Nous voulons en effet mesurer non seulement les effets de la diversité paysagère actuelle mais aussi ceux de la diversité paysagère passée, de façon à estimer la résilience du paysage pour la végétation des bords de route ;**
- dans une zone tampon (buffer) de rayon maximal de 1000 m autour des placettes de végétation étudiées<sup>288</sup>.

En outre la diversité de la structure spatiale de chaque bord de route (largeur, dimensions du fossé etc.) a été mesurée.

Pour les déterminants techniques les opérations de gestion conduites par les STA sur les accotements et talus d'une part, et les opérations techniques mises en œuvre sur la bordure de la parcelle et sur la parcelle elle-même par les agriculteurs, d'autre part, ont été recensées. Ces données sont issues d'enquêtes auprès des gestionnaires du STA et des agriculteurs, qui ont permis également d'appréhender les représentations qu'ont les agriculteurs des bords de route et de leur gestion<sup>22</sup>.

---

<sup>22</sup> Stage de Fin d'Etude d'Ingénieur Agronome, Agrocampus Ouest, Rennes, F. Rongère, 2014.



## 3 Comprendre le paysage urbain

### *Structure, évolution et diversité végétale des paysages urbains*

---

Depuis une dizaine d'années mes recherches se sont étendues aux paysages urbains, milieu anthropisé s'il en est. L'analyse de ce type de paysage bénéficie de l'expérience acquise dans l'analyse des paysages agricoles.

Comme pour la partie précédente, cette partie traite de l'émergence de cette recherche, de l'état de l'art des connaissances sur les paysages urbains, et des questions spécifiques qu'ils posent, et fait état de mes recherches sur la structure, l'évolution et les effets sur la végétation urbaine, de ce type de paysage. Cette partie se terminera sur les perspectives d'extension de cette approche à un habitat particulier, les friches urbaines, qui est l'objet d'une recherche en cours.

### 3.1 Contexte de la recherche sur les paysages urbains

#### 3.1.1 Genèse de la recherche

Depuis 2004 mes recherches sur les paysages anthropisés et leur diversité végétale se sont étendues aux milieux urbains<sup>23</sup>. Les paysages urbains sont au carrefour de deux champs de recherche majeurs de l'UMR CITERES : la recherche urbaine et la recherche environnementale.

Ce travail a contribué à deux projets de recherche, qui concernent principalement les secteurs péri-centraux et périphériques de la ville, où les dynamismes sont plus forts :

- projet « Les espaces périphériques urbains et le développement durable : analyse à partir du cas de l'agglomération tourangelle », du Programme Interdisciplinaire Développement Urbain Durable (PIDUD), CNRS, (responsable : J. Serrano, UMR CITERES), 2004-2006 ;
- projet DUE (Délaissés Urbains et Espèces Envahissantes), Région Centre 2012 (responsable : F. Di Pietro, UMR CITERES), 2012-2015.

Ces travaux de recherche se sont développés à partir de 2004 avec le DEA de Lotfi Mehdi sur la biodiversité urbaine, auquel a fait suite une thèse en Aménagement de l'espace et urbanisme, soutenue en 2010, que j'ai co-encadré avec C. Larrue<sup>196</sup>. Ce champ de recherche est aujourd'hui le cadre de la thèse en Aménagement de Marion Brun (en cours, soutenance prévue à l'automne 2015), que je co-encadre avec C. Larrue.

---

<sup>23</sup> Qui avaient fait l'objet de 3 mémoires de DEA que j'ai encadrés en 2002 et en 2004.

Ce sujet a donné lieu jusqu'à ce jour à 7 publications et une dizaine de présentations orales ou affichées à des colloques. Il a également fait l'objet de plusieurs mémoires universitaires<sup>24</sup> et de plusieurs rapports de stage<sup>25</sup>.

Cette recherche a donné lieu jusqu'à ce jour à 4 articles dans des revues à comité de lecture<sup>289, 290, 291, 292</sup>; 1 chapitre d'ouvrage<sup>293</sup>; 3 publications d'actes de colloque<sup>294, 295, 296</sup>; 1 rapport de recherche (en ligne)<sup>297</sup>, plusieurs présentations orales ou affichées à des colloques.

### 3.1.2 La ville, un milieu émergent dans la recherche sur les milieux naturels

Au cours des dernières années, le thème de la nature en ville a suscité beaucoup d'intérêt dans la littérature scientifique. L'émergence de la ville comme un objet d'étude pour les sciences de la nature est liée à l'émergence de l'écologie urbaine.

L'écologie urbaine, née dans les sciences sociales, la géographie et la planification urbaine, a émergé comme une sous-discipline de l'écologie dans les années 1970, initiée par les travaux d'Herbert Sukopp en Allemagne. Au moment de la disparition du paradigme de « l'équilibre de la nature », les écologistes ont reconnu que les implantations humaines sont des sujets légitimes d'études écologiques. Des analyses de l'écosystème urbain se développent ainsi. Le développement du programme de l'UNESCO *Man and the Biosphere* (MAB) en 1974, et, plus tard, la création de deux programmes de LTER (*Long Term Ecological Research*) urbains par la *US National Science Foundation* dans les années 1990, ont contribué à encourager l'étude des composants écologiques et sociaux des écosystèmes urbains dans le monde entier<sup>298</sup>.

McDonnell considère que les deux approches majeures des écosystèmes urbains peuvent aujourd'hui être exprimées comme :

- 1) l'écologie dans les villes : recherches disciplinaires, à l'échelle de l'habitat, et localisées dans une ville<sup>299, 300</sup>;
- 2) l'écologie des villes : recherches interdisciplinaires et multi-échelles intégrant les dimensions écologiques et humaines des écosystèmes urbains.

Certains regrettent que, bien que la complexité spatiale et temporelle des villes soit globalement reconnue en urbanisme, les études écologiques abordent encore ces caractéristiques de façon rudimentaire<sup>301</sup>. Quoiqu'il en soit les villes doivent être considérées comme un nouveau type d'environnement, avec des habitats et une composition spécifique particuliers aux secteurs urbains et industriels<sup>302</sup>.

### 3.1.3 Qu'est-ce qu'un paysage urbain ?

En France les aires urbaines couvrent, en 2012, 21,8 % du territoire national, et ont connu une augmentation d'environ 20 % en 10 ans<sup>303</sup>. Par ailleurs 77,5 % de la population française et 80% de la population de la plupart des pays européens vit en zone urbaine<sup>304</sup>.

---

<sup>24</sup> 3 mémoires universitaires de niveau M2, 2 Projets de Fin d'Etudes d'ingénieur en aménagement, un mémoire de niveau L3.

<sup>25</sup> 4 rapports de stage de niveau M1, 3 rapports de stage de niveau licence.

Toutefois la ville n'est pas homogène : selon Clergeau et al.<sup>305</sup>, des études d'écologie urbaine à plusieurs échelles doivent fournir des informations plus détaillées sur la colonisation, l'introduction et les mécanismes et, par conséquent, sur la construction de la biodiversité en milieu urbain. Ce sera une façon d'éviter les généralisations fausses, telles que « l'abondance élevée de nombreuses espèces dans des milieux urbains ». En réalité, seules quelques espèces dominent des milieux urbains centraux (p. ex. les oiseaux comme les pigeons ou les martinets), même si la diversité de certains groupes peut être plus élevée en banlieue que dans les zones rurales. Dans le sillon d'un débat théorique qui a traversé l'écologie du paysage, Clergeau et al. proposent différentes échelles spatiales pertinentes pour les zones urbaines, car correspondantes à des mécanismes de fonctionnement écologique :

- (i) les **habitats** (ou niveau local), qui sont définis par des éléments tels que des espaces verts ou les zones bâties, qui présentent des opportunités écologiques contrastées,
- (ii) le **paysage**, comme un quartier avec ses parcs, ses maisons et ses avenues, qui diffère structurellement entre le centre et la périphérie de la ville,
- (iii) l'**agglomération**, considérée comme un niveau sous-régional, qui comprend des corridors qui relient les quartiers dans la ville et les lient aux zones rurales,
- (iv) un niveau bio-climatique (ou continental), ce qui implique des différences entre le sud et le nord d'un continent, ou entre les continents.

Nous adoptons cette hiérarchie de niveaux d'organisation car elle nous semble pertinente pour articuler les différents processus urbains ayant un impact sur les écosystèmes et les paysages urbains. Nous nous focalisons particulièrement sur les trois premiers niveaux.

### **3.1.3.1 Les habitats urbains et les espèces**

Les villes fournissent des habitats pour une gamme riche et diversifiée de plantes et d'animaux qui se retrouvent parfois dans des communautés improbables<sup>306</sup>. Contrairement à l'idée que les villes sont des déserts biologiques, des études préliminaires montrent que la productivité primaire est élevée dans certaines zones de la ville et la densité aviaire, indépendamment de la diversité, peut être beaucoup plus élevée dans les zones urbaines qu'aux alentours, dans les paysages ruraux ou naturels<sup>307</sup>. Les modèles de changements de la diversité écologique dans les villes sont maintenant assez bien établis, bien que les changements de diversité dans les villes tempérées soient beaucoup mieux étudiés que ceux des villes des autres zones bio-climatiques. Généralement, la richesse spécifique végétale augmente dans les villes, éventuellement en raison de l'importation d'espèces exotiques, tandis que la richesse des espèces animales diminue. L'abondance de certains groupes, en particulier les oiseaux et les arthropodes, augmente souvent en milieu urbain, malgré le déclin dans la richesse en espèces<sup>308</sup>.

Les explications à cela sont diverses. Un chercheur observe que la présence humaine est généralement inversement proportionnelle à la richesse en espèces localement, mais la relation est positive à des échelles plus larges<sup>309</sup>. Le coefficient de corrélation entre la présence humaine et la richesse en espèces est positivement relié au « grain » et à l'étendue de l'étude. La corrélation positive à large échelle entre la présence humaine et la richesse en espèces suggère que les populations se sont installées préférentiellement dans les zones de forte biodiversité et/ou ont contribué à celle-ci avec l'introduction d'espèces et la diversification des habitats. Une démonstration analogue a été faite par d'autres chercheurs, qui affirment que des études antérieures sur

différentes échelles et pour les différentes régions d'Europe et l'Amérique du Nord ont montré que les villes abritent plus d'espèces végétales que les zones environnantes. Une grande partie de la richesse en espèces végétales indigènes pourrait s'expliquer par le nombre de types géologiques : les villes ne sont pas distribuées au hasard mais sont situées en fait dans les zones de grande diversité géologique. Les zones urbaines sont préférentiellement situées dans des *hotspots* de biodiversité préexistants : ce sont des espaces riches non pas en raison, mais en dépit, de l'urbanisation <sup>310</sup>.

Toutefois, nous pensons que les activités humaines en général et la ville en particulier peuvent être créatrices de diversité biologique, par les habitats nouveaux qu'elles produisent. La diversité des types de végétation est relativement élevée dans les paysages suburbains et est principalement déterminée par les activités humaines formant la structure du paysage <sup>311</sup>.

Il a été avancé que la richesse spécifique urbaine tient à la présence de nombreuses espèces exotiques, naturalisées ou envahissantes, introduites dans les villes pour différentes raisons, alimentaires ou ornementales notamment. On a prétendu que le plus grand nombre d'espèces végétales est habituellement causé par un grand nombre de plantes exotiques, promues par l'influence humaine. Ça a été montré que non seulement la richesse en espèces exotiques naturalisées mais également la richesse en espèces indigènes est significativement plus élevée en ville <sup>310</sup>. Kovarik <sup>312</sup> affirme que les villes peuvent être plus riches en espèces végétales, y compris en espèces indigènes, que les zones rurales. Les espèces exotiques, quant à elles, peuvent conduire aussi bien à l'homogénéisation qu'à la différenciation entre les régions urbaines.

Les espèces exotiques naturalisées contribuent à la diversité biologique de cet habitat. Sur le plan évolutif général, deux articles très intéressants de La Sorte montrent que, dans les flores européennes, les archéophytes (introduites avant 1500) sont associées à une faible diversité beta (entre les habitats) et les néophytes (introduites après 1500) à une diversité beta élevée ; les flores européennes gardent encore des assemblages régionaux distincts d'espèces neophytes <sup>313</sup>. L'homogénéisation des biomes de la terre n'est pas imminente <sup>314</sup>.

La direction des échanges d'espèces exotiques entre la ville et la campagne est aussi incertaine. Des chercheurs montrent que l'environnement urbain bâti peut être un « puits » pour les espèces de plantes envahissantes, avec les espaces boisés environnants envoyant plus de propagules d'espèces envahissantes dans l'environnement bâti qu'ils en reçoivent de lui <sup>315</sup>.

Composées majoritairement d'espèces généralistes et/ou introduites <sup>316</sup>, les communautés végétales urbaines sont dépourvues de valeur patrimoniale, à l'exception de quelques rarissimes exemples, dont le cas de l'Angélique des estuaires, rencontrée à Bordeaux et à Nantes. C'est la nature ordinaire, c'est-à-dire des espèces animales et végétales non concernées par des statuts de protection car très fréquentes jusqu'à une époque récente, mais dont le déclin est désormais entamé, qui est en jeu dans l'espace urbain <sup>317</sup>.

La végétation urbaine est plus nitrophile et plus thermophile que celle des zones rurales environnantes, ce qui est notamment dû aux pollutions urbaines <sup>318</sup>.

Des chercheurs montrent, à propos de la végétation à Rome, que le nombre moyen d'espèces par maille est le plus élevé dans les sites archéologiques et les parcs, suivis par les forêts et rivières et puis les prairies et les quartiers récents. Les zones résidentielles et du centre historique sont plus

pauvres en nombre d'espèces. Vers le nord de la ville, la richesse spécifique augmente en raison de l'hétérogénéité du paysage plus élevée. Les espèces indigènes composent en moyenne 84 % du nombre total d'espèces, et la représentation proportionnelle des néophytes diminue avec l'augmentation de la surface végétalisée, ce qui montre que la végétation semi-naturelle est mieux développée là où elle est moins fragmentée <sup>319</sup>.

L'écologie urbaine produit une intéressante littérature scientifique sur le classement des espèces selon leur tolérance aux différentes caractéristiques urbaines : espèces urbanophiles, urbanophobes ou urbano-tolérantes (classement repris dans la base de données écologique allemande BioFlor). Quoi qu'il en soit, avec l'urbanisation croissante, l'importance des villes pour la conservation de la diversité biologique s'affirme <sup>312</sup>.

### **3.1.3.2 Le paysage urbain et les habitats le composant**

La ville peut être décrite comme un paysage car elle se prête bien au modèle de paysage « matrice-taches-corradors », c'est-à-dire une structure spatiale composée d'une matrice (les espaces bâtis, dans leur diversité), des taches d'habitat (les espaces de nature en ville, aussi très diversifiés), et des corridors (les espaces de nature urbaine linéaire : alignement d'arbres, traversée urbaine des cours d'eau etc.). L'écologie du paysage voit la ville comme un paysage spatialement hétérogène composé de plusieurs taches d'habitat qui interagissent, au sein et au-delà des limites de la ville <sup>320</sup>.

Les éléments pérennes minéraux, les espaces imperméabilisés, bâtis (immeubles, hangars etc.) et non bâtis (routes, parkings, etc.) constituent la **matrice urbaine**.

La ville n'est pas dépourvue d'espaces végétalisés. Dans cette matrice minérale les espaces de nature en ville constituent des **taches d'habitat** à la fois très isolées et extrêmement diversifiées.

Les espaces de nature en ville sont isolés car entourés de surfaces artificialisées. L'intensité de cet isolement est fonction de l'occupation du sol environnante (plus ou moins minérale) et de la hauteur des bâtiments. En ville, la fragmentation des habitats est très importante en raison de la présence de nombreux bâtiments. Elle contraint les populations dans des sites de petite taille séparés les uns des autres par des constructions <sup>321</sup>. Les espaces de nature en ville sont aussi très diversifiés : comparé au paysage de grande culture, à la résolution (« grain ») plus grossière, le paysage urbain, à la résolution très fine, comporte une très grande diversité d'espaces de nature ; selon un gradient décroissant d'intensité de gestion nous pouvons citer les jardins, les pelouses, les bois, les friches. Ceci induit une forte diversité inter-habitats (diversité bêta) <sup>320</sup>.

La gestion de ces espaces, souvent très intensive, détermine en grande partie leur composition spécifique. Goddard et al. <sup>322</sup>, à propos des jardins urbains, préconisent l'utilisation du cadre de l'écologie du paysage pour identifier les groupes de jardins qui formeraient une tache d'habitat caractérisée par une même dynamique et une même gestion, afin de mettre en lumière que les habitats forment des taches interconnectées qui doivent être planifiées et gérées en relation à une trame verte urbaine. Alors que les éléments minéraux sont quasi-pérennes, les éléments non artificialisés sont des éléments avec une grande variabilité temporelle : certains plus stables (parcs publics), d'autres très temporaires, car régulièrement imperméabilisés par des immeubles ou des parkings (friches urbaines).



Ici aussi nous avons étudié la diversité de la matrice urbaine (le type de tissu urbain) et sa relation avec les espèces végétales présentes dans les espaces de nature. Mais, contrairement aux paysages de grande culture, les espaces de nature en ville connaissent une fréquentation humaine considérable qui est une partie intégrante de leur fonction en ville, voire leur raison d'être pour les espaces verts publics, et une caractéristique majeure de leur aménagement intérieur et de leur gestion. Aussi, spécificité du milieu urbain, la fréquentation de ces espaces fera l'objet d'analyses spécifiques et fera partie des facteurs explicatifs de la diversité végétale que nous avons étudiés.

Quant aux **corridors**, ce sont des éléments rares en ville et dans beaucoup de paysages très anthropisés ; le renforcement de ces corridors est l'idée phare du projet de trame verte urbaine. La trame verte multi-fonctionnelle s'appuie sur les *greenways* (chemins verts), qui, créés pour des raisons récréatives, peuvent avoir aussi une fonction écologique en reliant les habitats isolés<sup>323</sup>.

Nous partons du postulat que la ville, avec ses spécificités, peut être appréhendée comme un paysage au sens écologique du terme, et que les habitats urbains, loin d'être une dégradation des habitats « naturels », sont des habitats à part entière, originaux, soumis aux spécificités de la ville : isolement, diversité. Pour distinguer le sens écologique du mot « habitat » de son sens humain, nous parlerons aussi d'écosystèmes urbains.

Une question soulevée dans les débats en écologie urbaine concerne la pertinence d'adopter une approche en termes de gradient d'urbanisation, c'est-à-dire de replacer les habitats étudiés non pas sur un transect urbain-rural, mais en utilisant des mesures directes de l'urbanisation dans un lieu donné, de façon à caractériser le contexte paysager local. Le gradient d'urbanisation est ainsi mesuré par la composition d'occupation du sol autour des habitats étudiés (dans des zones tampon de rayon varié)<sup>174, 298</sup>. Cela réponds aux critiques de l'approche en termes de gradient d'urbanisation, qui jugent que cette approche ne cadre pas avec la croissance non linéaire et complexe des villes contemporaines<sup>301</sup> : « Le développement urbain ne suit pas un gradient urbain-rural, mais il est plus complexe. Il n'y a ni un gradient urbain-rural typique, ni une répartition spatiale urbaine uniforme qui peut servir comme un modèle générique pour les villes. Les centres-villes ne fournissent pas nécessairement moins de services écosystémiques par rapport à leurs régions et un haut degré d'imperméabilité n'entraîne pas nécessairement une faiblesse écologique »<sup>324</sup>.

Cette approche, qui consiste à replacer les habitats étudiés dans un gradient d'urbanisation caractérisé par le contexte paysager local, est une approche typique de l'écologie du paysage urbain, car elle fait appel à la caractérisation de la mosaïque d'habitats environnants afin d'expliquer la diversité biologique de l'habitat urbain étudié<sup>325</sup>. C'est une véritable écologie « de la ville »<sup>298</sup>. Elle est particulièrement intéressante, surtout en comparaison à d'autres approches basées uniquement sur l'échelle de l'habitat, développées en écologie urbaine (une écologie « dans la ville »), parce qu'elle permet d'intégrer la diversité biologique des habitats urbains à la ville et à ses dynamiques. Elle permet de faire le lien entre l'écologie des habitats urbains et les questions relatives au type d'habitat, de tissu urbain, de forme urbaine, aux quartiers, à l'âge du bâti, à la forme et la composition de ses espaces verts d'accompagnement, à la gestion des espaces verts urbains, etc., bref à des enjeux importants de la planification et de la gestion urbaines.

La densité de population en ville fait des paysages urbains des espaces particulièrement riches en enjeux sociétaux : accès aux espaces verts et inégalités écologiques<sup>326</sup>, éducation à l'environnement, services écosystémiques<sup>327</sup>, ce sont là des aspects incontournables qui font que les espaces de

nature en ville doivent répondre à de multiples fonctions <sup>328</sup>. L'urbanisme manque d'une approche d'écologie du paysage, les projets urbains étant basés sur l'optimisation de l'occupation du sol ou bien sur la valeur esthétique de l'espace <sup>329</sup>.

### 3.1.3.3 *L'agglomération : la forme urbaine et sa mesure*

Les analyses de la ville développées en géographie et urbanisme revêtent un intérêt particulier pour appréhender l'agglomération du point de vue écologique. En géographie, l'agglomération est caractérisée par la « forme urbaine », qui peut être définie comme le rapport entre le bâti et les espaces libres à l'intérieur d'une agglomération ou de différents types d'ensembles urbains <sup>330</sup>. La forme urbaine est étroitement liée à la densité d'habitants et aux modes de déplacement. Entendue comme le plan géométrique de la ville, la forme urbaine a été classée en modèle orthogonal ou bien modèle radio-concentrique, ce dernier prédominant depuis le Moyen-Age <sup>331</sup>. La forme radio-concentrique, éventuellement modifiée par la géographie locale, comme la présence de structures linéaires traversant la ville (fleuves, routes etc.), se décline en deux modèles qui sont en relation avec les paysages urbains : la ville compacte et la ville étalée.

La ville compacte est typique des villes d'Europe Centrale, densément peuplées, avec un habitat collectif et un mode de déplacement basé sur les transports en commun (« modèle rhénan »). Varsovie, avec son développement radio-concentrique et en étoile, en est un exemple <sup>51</sup>. C'est la forme en étoile de Rome qui a permis à cette ville de garder une stabilité de surface agricole et d'îlots boisés en périphérie, avec des effets positifs sur la continuité des habitats et le potentiel de rétablissement de la végétation <sup>50</sup>.

Opposée à cette version, il y a la ville étalée, ou l'archipel urbain, avec un habitat marqué par la maison individuelle et un mode de déplacement basé sur la voiture (« modèle atlantique ») : Los Angeles en est un exemple bien connu <sup>332</sup>.

Toutefois une étude <sup>333</sup> basée sur l'analyse de l'évolution du paysage urbain sur trois décennies, à l'aide de SIG et de la télédétection, montre que, malgré les différences dans le développement économique et l'histoire politique des villes étudiées, il y a des patrons communs dans leurs forme, taille et taux de croissance, ce qui suggère une convergence vers une forme urbaine standard.

Une grande variété de paramètres est utilisée pour quantifier la forme urbaine et plus généralement les caractéristiques de l'urbanisation dans les études écologiques, mais il y a relativement peu d'études axées sur la meilleure façon de quantifier ou de classer les paysages urbains. Les mesures de l'urbanisation se trouvent généralement en trois groupes :

- 1) les mesures démographiques liés à la population humaine, tels que la densité de population ou de revenu médian ; une étude <sup>59</sup> utilise la densité de logements et l'augmentation des logements, pour caractériser la croissance urbaine sur 50 ans ;
- 2) les mesures physiques ou chimiques, telles que la densité des routes, ou la concentration de polluants ; une étude <sup>324</sup> utilise un ensemble d'indicateurs sur la régulation du climat local, le refroidissement de l'air et les loisirs, à l'aide de données spatiales le long d'un gradient urbain-rural ;
- 3) les mesures quantitatives du paysage, telles que le nombre d'habitats, ou leur configuration dans le paysage ; une étude <sup>334</sup> utilise une combinaison de métriques paysagères basées sur l'analyse qualitative de photos aériennes, y compris analyse des contacts « *patch to patch* » dans tout le

paysage <sup>335</sup> ; une autre <sup>336</sup> utilise la combinaison de la télédétection (images Landsat) et de la métrique spatiale (logiciel Fragstat) pour monitorer l'urbanisation et explorer les relations entre l'urbanisation et la planification de l'utilisation du sol urbaine.

Une étude méthodologique a testé la pertinence, pour expliquer une carte d'urbanisation, de 17 mesures d'urbanisation couramment utilisées, y compris des variables démographiques, des variables physiques et des métriques de paysage. Quatre mesures ont saisi la majeure partie de la variabilité des modèles d'urbanisation, parmi lesquelles la densité de population par unité d'occupation du sol urbaine, un indice de forme paysagère et l'occupation du sol dominante <sup>337</sup>.

S'il semble important d'utiliser un ensemble de méthodes statistiques pour caractériser des aspects indépendants des milieux urbains <sup>338</sup>, l'analyse de métriques spatio-temporelles du paysage dans des zones tampon est un progrès par rapport à l'utilisation des taux de croissance urbaine uniquement <sup>339</sup>. Ainsi, pour rendre compte de l'urbanisation, une étude <sup>340</sup> combine trois variables indépendantes : la surface bâtie, la densité de voisinage et le nombre de permis de construire ; afin d'intégrer l'étalement urbain et l'augmentation de la population dans la quantification de l'isolement des habitats, et pour démontrer sa variation spatio-temporelle, une autre étude <sup>341</sup> propose deux nouvelles mesures : l'effet d'isolement de l'urbanisation et le degré d'isolement de l'habitat.

Certains concluent qu'il y a un besoin de mesures standardisées pour évaluer le gradient urbain-rural <sup>342</sup>.

Si les recherches aux échelles des espèces, des habitats et des paysages urbains sont le fait d'écologues urbains et/ou du paysage, les recherches à l'échelle de l'agglomération sont le fait de géographes, d'urbanistes et d'aménageurs. Chacune de ces communautés scientifiques a développé des compétences considérables, tout en restant indépendante ; on constate pourtant à quel point les approches multi-scalaires sont utiles ; on constate aussi à quel point les analyses des écologues à l'échelle de l'agglomération manquent des connaissances développées en sciences sociales et à quel point les études urbanistiques des paysages urbains manquent de l'approche de la nature développée en écologie du paysage.

### **3.1.4 L'évolution des paysages urbains**

L'évolution des espaces urbains a nourri une importante littérature en histoire, géographie, urbanisme et aménagement urbains. Cette littérature a concerné surtout l'échelle de l'agglomération : l'évolution des agglomérations est marquée surtout par l'extension urbaine et la diminution de leur densité de population (dédensification) ; l'ensemble de ces deux aspects est appelé étalement urbain.

#### **3.1.4.1 Les caractéristiques de l'étalement urbain...**

L'étalement urbain est défini comme un processus de dispersion du bâti et de dilatation de l'espace urbain embrassant successivement des « hinterlands » ruraux par annexion et incorporation <sup>343</sup>. L'étalement urbain est marqué par des évolutions corrélées : la croissance de l'emprise au sol des composantes urbaines (bâtiments, ouvrages de génie civil, infrastructures de transport, etc.) et la dispersion des éléments urbains dans le territoire, d'une part ; et la multiplication, l'élargissement et l'allongement des réseaux de transports urbains, d'autre part.

L'étalement urbain a tendance à se propager, à l'extérieur des noyaux urbains, le long des réseaux routiers existants <sup>41</sup>. Cette urbanisation change aussi la façon de concevoir la planification des espaces ruraux, de plus en plus sujets à des attentes urbaines <sup>304</sup>.

Dans une étude <sup>344</sup> approfondie sur l'expansion urbaine dans le monde, conduite sur la base d'une analyse spatiale, des chercheurs analysent trois caractères des structures spatiales urbaines et de leurs changements : la densité, la fragmentation et l'occupation du sol urbaine (*urban land cover*).

La densité de population moyenne par unité de surface bâtie montre que les densités urbaines des pays en voie de développement sont doubles de celles de l'Europe et du Japon, qui à leur tour sont doubles que celles de l'Amérique du Nord et de l'Australie ; les densités urbaines moyennes ont décliné de 2% par an entre 1990 et 2000 et ont décliné de façon continue pendant un siècle ou plus.

Les densités des villes des pays en développement se sont avérées être environ trois fois plus élevées que les densités des villes dans les pays industrialisés, et dans toutes les régions les densités ont diminué au fil du temps. Si les densités moyennes continuent de diminuer au rythme annuel de 1,7%, comme elles l'ont fait au cours de la dernière décennie, la surface bâtie des villes des pays en développement passera de 200.000 km<sup>2</sup> en 2000 à plus de 600.000 km<sup>2</sup> à l'horizon 2030, alors que leur population double. Dans une ville indienne, sur 25 ans, la croissance urbaine a été trois fois supérieure à la croissance de la population urbaine <sup>345</sup>.

La notion de fragmentation urbaine est multidimensionnelle car elle associe plusieurs expressions de l'étalement urbain : physiques (déconnexions physiques, discontinuités résidentielles, ruptures de la qualité résidentielle), économiques (spécialisations fonctionnelles, zonage), sociales (ségrégations résidentielles, replis communautaires), mais aussi politiques (dispersion et foisonnement des acteurs de la gestion et de la régulation urbaines) <sup>343</sup>. La fragmentation, considérée comme la quantité d'espace ouvert dans ou autour des villes qui est fragmenté par des surfaces bâties, montre que les villes ont des espaces ouverts fragmentés dans et autour d'elles qui sont équivalents en dimension à leur surface bâtie, mais la part de l'espace ouvert fragmenté au sein du territoire urbain a diminué lentement mais significativement dans les années 1990.

Concernant l'occupation du sol urbaine (entendue comme surface imperméabilisée), l'étude citée <sup>344</sup> montre que, en moyenne, le taux de croissance annuel de l'occupation du sol urbaine était double de celui de la population urbaine entre 1990 et 2000, et la plupart des villes étudiées ont augmenté leur surface bâtie de plus de 16 fois au 20<sup>ème</sup> siècle. Au rythme actuel, la population urbaine mondiale devrait doubler en 43 ans alors que l'occupation du sol urbaine aura doublé en seulement 19 ans. La population urbaine des pays en développement devrait doubler entre 2000 et 2030 alors que la surface bâtie de leurs villes est susceptible de tripler.

#### 3.1.4.2 ... et sa mesure

L'ambiguïté conceptuelle de l'étalement urbain, et l'absence de consensus parmi les chercheurs, ont rendu la mesure de l'étalement urbain très difficile, surtout à partir de données obtenues par télédétection <sup>346</sup>.

Deux éléments doivent être distingués dans l'étalement urbain : la densité de population et la densité de surface artificialisée, c'est-à-dire le taux de surface imperméabilisée (*imperviousness*) : l'emprise au sol de la ville.

Concernant la **densité de population**, partout dans les zones urbaines du monde, la croissance de la demande individuelle en surface s'ajoute à croissance démographique, avec la conséquente expansion des villes et la diminution de la densité de population <sup>347</sup>.

Concernant la **densité de surface imperméabilisée**, les recherches sont moins nombreuses, car la densité de surface imperméabilisée est plus difficilement détectable dans des paysages à « grain » fin. Toutefois il semble que globalement la densité des surfaces imperméabilisées augmente partout dans le monde, quelle que soit la base de calcul de ces paramètres sur la période considérée (l'ancienne surface de la ville ou la nouvelle) et quelle que soit la zone de la ville considérée (les marges de la ville, dans ses zones périphériques, ou les anciens centres urbains). L'imperméabilisation des jardins privés augmente depuis les années 1970, surtout dans les zones périphériques <sup>348</sup>, <sup>349</sup>. Ce processus est bien illustré par une recherche que nous avons conduite sur l'évolution des jardins familiaux dans l'agglomération tourangelle <sup>297</sup>.

Nous soulignons l'importance de différencier la surface imperméabilisée de la surface bâtie, la première étant bien plus large que la seconde, incluant les parkings, routes etc. La surface imperméabilisée non bâtie peut ainsi être comptabilisée, dans certaines études, dans l'espace ouvert urbain, et donc associée aux espaces végétalisés, alors que son fonctionnement écologique est tout autre.

On peut donc conclure que le caractère principal de l'évolution des paysages urbains est l'augmentation de la densité de surface imperméabilisée et la diminution de la densité de population, quelle que soit la base de calcul. On passe ainsi d'une ville à forte densité de population et relativement faible densité de surface imperméabilisée, à une ville plus étendue, à faible densité de population et forte densité de surface imperméabilisée.

### **3.1.4.3 Les étapes de l'étalement urbain**

Ces évolutions changent progressivement la forme des agglomérations. Cette transformation de la forme urbaine s'est opérée dans la plupart des pays européens en deux phases distinctes <sup>343</sup>.

La première, qui a connu ses débuts avant la Seconde guerre mondiale et a perduré jusqu'à la fin des années 1960, est une phase de suburbanisation. Elle est caractérisée par la décentralisation de la population et des emplois à l'intérieur de l'agglomération. L'espace urbain défini par la suburbanisation est l'agglomération morphologique. Les communes suburbaines se trouvent dans la zone jouxtant la ville-centre ainsi que le long des principales voies de communication de l'agglomération et se caractérisent entre autre par une forte densité (bâti, population, emploi, etc.) en situation de continuité avec la ville-centre.

La notion de périurbanisation désigne la deuxième phase. Elle se caractérise par l'émergence de configurations urbaines discontinues de l'agglomération morphologique, situées à la périphérie des couronnes suburbaines et caractérisées par une faible densité, une faible diversité (socio-démographique), mais aussi par une bonne accessibilité au reste de l'espace urbain. La périurbanisation est liée au développement de modes de vie nouveaux, surtout au développement de la maison individuelle et implique souvent un taux de motorisation privée élevé.

De fait, on se trouve aujourd'hui en présence de trois cercles emboîtés : un noyau dur constitué par le centre de l'agglomération, une première couronne de communes suburbaines complètement urbanisées et une zone périphérique en forte croissance, mais à urbanité imparfaite. Les limites entre ces zones et l'espace rural sont loin d'être figées. Alors que les villes historiques sont des zones indépendantes et bien définies qui se sont développées à travers des anneaux concentriques entourant un noyau urbain dense, les villes contemporaines ne sont plus nettement définies et sont de plus en plus dispersées.

Aux Etats-Unis la forme urbaine a radicalement changé au cours du siècle dernier <sup>52</sup>. Les villes au début du siècle étaient relativement compactes et densément peuplées, avec des moyens de transport principalement à pied, wagon ou en charrette. À la fin du 20<sup>ème</sup> siècle la plupart des villes américaines se caractérisaient par une forte dépendance à l'automobile pour le déplacement.

En France, l'étalement urbain a pris des formes différentes selon les périodes.

Le besoin de sortir du cadre hérité des villes, dont le cadre administratif communal, est ancien, il a précédé la seconde guerre mondiale mais il a été particulièrement ressenti au moment de la reconstruction des villes bombardées, dans le second après-guerre, comme le rappelle un chercheur dans une étude de quatre villes françaises <sup>350</sup>.

A l'étalement urbain organisé sous forme de ZUP (Zone à Urbaniser en Priorité) de 1958 à 1968 grâce à un forte engagement politique de l'Etat, a succédé un étalement urbain de fait sous forme d'opérations individuelles groupées ou dispersées qui s'accompagne de l'émergence progressive de nouvelles unités urbaines et par une décroissance du nombre de communes rurales. La plus forte explosion des territoires urbanisés (au sens de surface des communes urbaines) a eu lieu entre 1962 et 1968 : 20.000 km<sup>2</sup> en 6 ans, soit près de 40% en plus. Ce chiffre n'a évolué que de 30.000 km<sup>2</sup> au cours des trente années suivantes <sup>303</sup>.

#### **3.1.4.4 Les critiques de l'étalement urbain**

Ces transformations ont des impacts environnementaux importants, notamment sous l'angle de la consommation de sol.

L'expansion urbaine a lieu en général sur les surfaces non forestières, surfaces agricoles notamment, car elle épargne les forêts massives <sup>351</sup>. L'une des principales critiques de l'étalement urbain est relative à la perte de surface agricole, souvent sur de bons sols, consécutive à l'étalement urbain (comme en Chine <sup>352</sup>). L'étalement urbain sur les surfaces agricoles peut induire un étalement agricole sur les surfaces naturelles (comme en Turquie <sup>353</sup>) et /ou l'abandon et l'enfrichement d'une partie des surfaces agricoles (comme au Japon <sup>354</sup>). L'étalement urbain s'effectue donc au dépens des surfaces agricoles principalement, malgré différentes expériences de protection des surfaces agricoles péri-urbaines, toutes sous la houlette de la puissance publique, en France et ailleurs dans le monde <sup>355</sup>.

Les principales critiques environnementales de l'étalement urbain concernent, d'une part l'imperméabilisation des sols, la nécessité du développement des transports (infrastructures, consommation d'hydrocarbures...), la contribution au réchauffement climatique, et, d'autre part, la consommation et la fragmentation des habitats naturels et semi-naturels <sup>356</sup>, <sup>303</sup>.

L'étalement urbain semble inexorable et inévitable tant sont puissants les moteurs qui l'alimentent, et notamment les mécanismes économiques. Comme le montrent les outils envisagés pour lutter contre l'étalement urbain, il s'agirait donc désormais de mieux le maîtriser. Toutefois, leur efficacité pose encore question<sup>303</sup>.

### 3.1.5 Des questions spécifiques aux paysages urbains

Les paysages urbains posent la question des effets des pressions urbaines, et notamment de ce qui ressort des études citées plus haut, à savoir augmentation de la densité de surface imperméabilisée et diminution de la densité de population, sur les espaces de nature en ville.

D'une part, en ce qui concerne la **structuration des paysages urbains**, nous demandons comment la localisation des espaces de nature en ville a évolué au cours du temps, en articulation avec l'évolution de l'organisation spatiale des villes : comment les paysages urbains et leurs écosystèmes se sont structurés au cours du temps ?

D'autre part, en ce qui concerne la **végétation urbaine**, nous nous demandons comment les **pratiques urbaines** influencent la flore des espaces de nature en ville :

- les **pratiques de gestion et de fréquentation** des espaces de nature en ville ;
- les **pratiques d'aménagement de l'espace et de planification urbaine** : âge et surface de l'habitat, occupation du sol adjacente : y-a-il un **effet du paysage urbain** sur la diversité végétale des villes ?

En outre, et ce sera développé dans les perspectives en cours pour ce chantier « urbain », nous savons que les espaces bâtis, qui constituent la matrice du paysage urbain, sont accompagnés d'éléments « interstitiels » non bâtis (pelouses, jardins) pouvant occuper une proportion non négligeable de l'espace urbain : ces espaces d'accompagnement des bâtiments sont difficilement quantifiables en utilisant les bases de données actuelles (BD Topo de l'IGN notamment) ; leur localisation demande une photo-interprétation d'images aériennes fine et chronophage. Aussi, comme pour les paysages de grande culture, nous faisons l'hypothèse que la matrice urbaine possède différents degrés de perméabilité aux espèces, qui sont fonction du type d'habitat urbain (grand collectif, petit collectif, maison de ville, pavillonnaire etc.), de la proportion et du type d'espaces non artificialisés associés au bâti (pelouse, jardin, bois etc.), de la hauteur du bâti. L'importance de la variabilité du bâti pour les espèces végétales urbaines a été montrée pour la ville de Bruxelles. « *Future ecological studies should not treat urban areas as homogeneous areas by combining all anthropogenic factors into one aggregated variable. Instead, the urban matrix should be categorised in subsystems as it is multidimensional and highly variable across space* »<sup>357</sup>.

Quels sont donc les **effets réciproques de la structure du paysage et des facteurs locaux**, notamment des modalités de gestion et la fréquentation, sur la végétation des habitats urbains ? Quels effets peuvent avoir les opérations d'aménagement Vs celles de gestion de l'espace, sur la diversité végétale de ces milieux particulièrement anthropisés ?

Nous avons travaillé sur plusieurs habitats urbains dans notre site-chantier pour le paysage urbain, soit le corridor de la Loire moyenne et plus particulièrement l'agglomération tourangelle. Ces

habitats urbains montrent un gradient de gestion, du plus géré (le jardin) au moins géré (la friche) ; il s'agit des habitats suivants :

- les jardins
- les pelouses des espaces verts publics
- les bois des espaces verts publics
- les friches urbaines.

## 3.2 Structure et évolution du paysage urbain

### 3.2.1 Objectifs

L'objectif de ce travail est d'analyser la structure spatiale des paysages urbains et son évolution dans le temps, à partir de notre site-chantier, le corridor urbain de la Loire moyenne et plus particulièrement l'agglomération tourangelle. Dans la structure spatiale du paysage urbain nous distinguons la tache urbaine, notion imprécise indiquant l'étendue de l'espace bâti, et la structure verte, ou infrastructure verte, considérée comme l'ensemble des espaces verts urbains. Ceux-ci sont les éléments pérennes du paysage urbain.

Parmi ceux-ci nous nous focalisons sur deux grands types d'habitats urbains qui ont contribué au programme PIDUD : un habitat public, les espaces verts publics, bien étudiés en urbanisme, et, secondairement, un habitat semi-privé, les jardins familiaux, qui existent depuis longtemps sous différentes formes mais qui ne font l'objet d'attentions urbanistiques que depuis quelques années.

#### 3.2.1.1 Les espaces verts publics

Les espaces verts publics, sont les principaux îlots de nature de surface conséquente dans le tissu urbain <sup>290</sup>.

A une époque antérieure à 1961, date de l'introduction de la notion d'espace vert dans les textes réglementaires, les expressions utilisées étaient « espaces végétalisés » ou « espaces plantés ». La notion de « espace vert public » a fait ses premières apparitions dans les textes juridiques au début des années 1960 (textes réglementaires au décret n° 1298 du 30 novembre 1961 portant règlement national d'urbanisme), qui établissent l'idée du rapport nécessaire entre une occupation immobilière du sol et la création d'un espace interstitiel planté. Aujourd'hui l'expression « espace vert » est souvent utilisée en son sens le plus large, en tant qu'espace végétalisé, privé ou public, localisé à l'intérieur des zones urbaines ou urbanisables et faisant l'objet d'une classification en typologie <sup>358</sup>. Le statut privé ou public attribué aux espaces verts est considéré tantôt du point de vue de la propriété foncière (particulier, établissement, État...), tantôt du point de vue de l'ouverture aux usagers <sup>289</sup>.

Dans la continuité de la thèse de L. Mehdi, nous considérons comme espace vert public tout espace non bâti, végétalisé, géré par le service des espaces verts d'une commune et ouvert au public.

Comme le rappelle Ph. Clergeau dans une « petite histoire des parcs et jardins publics » <sup>359</sup>, les espaces verts publics émergent au cœur des villes à partir de la « promenade urbaine », plantée, à la fin du 16<sup>ème</sup> siècle, puis se développent au 19<sup>ème</sup> siècle, dans le sillon du courant hygiéniste, sous la forme de jardins publics, puis de parcs récréatifs au 20<sup>ème</sup> siècle, en périphérie des villes. Aux parcs récréatifs vont succéder les Bases de Plein Air et de Loisir des années 1970, puis les parcs « nature »



des années 1980-90. Les fonctions sociales succèdent ainsi aux fonctions symboliques et esthétiques qui ont présidé à leur naissance. Les parcs et jardins ont en outre joué un rôle historique dans l'émergence de la pensée paysagère <sup>360</sup>.

#### 3.2.1.1.1 Les espaces verts dans les théories urbanistiques

Depuis le 19<sup>ème</sup> siècle, la prise en compte des espaces végétalisés en urbanisme a connu des étapes contrastées. Ce sont les préoccupations hygiénistes, engendrées par la révolution industrielle, qui ont conduit toute une génération de penseurs à se focaliser sur la contribution du végétal à l'amélioration du cadre de vie urbain. Cette progression a été également inhérente à l'évolution des idéologies (progressiste, culturaliste, écologiste, etc.) et du contexte environnemental. En replaçant les espaces verts publics dans l'évolution urbaine depuis le 19<sup>ème</sup> siècle, la thèse de L. Mehdi (2010) a montré que ces principes urbanistiques fonctionnalistes président à l'organisation spatiale des espaces verts de l'agglomération tourangelle.

Dans un article collectif <sup>292</sup>, nous présentons l'évolution de la place attribuée aux espaces verts dans les théories urbanistiques, qui connaît deux phases.

**Jusqu'à la première moitié du 20<sup>ème</sup> siècle.** A partir de la fin du 18<sup>ème</sup> siècle et avec l'émergence du courant hygiéniste, la densité urbaine est synonyme d'insalubrité <sup>303</sup>. Dès la fin du 19<sup>ème</sup> siècle, l'urbanisation incohérente engendrée par la révolution industrielle nourrissait la réflexion sur le rôle des espaces verts ; pour toutes les tendances de l'urbanisme, les parcs et jardins (à cette époque la notion d'espace vert n'était pas encore utilisée) ont acquis une place prépondérante ; le courant de pensée hygiéniste, notamment, commence à s'intéresser aux conditions de vie déplorables des classes ouvrières et à l'antagonisme ville-campagne. C'est à partir de cette époque que des urbanistes vont penser les espaces verts en ville. Selon la classification proposée dans la dernière synthèse globale sur les politiques des espaces verts <sup>361</sup>, certains urbanistes proposent un **modèle urbain développé en fonction d'un important système de parcs et jardins** (Olmsted, Soria, Howard, Garnier, Barchtch, Guinzbourg), alors que d'autres (Hénard et surtout, plus tard, Le Corbusier) intègrent **les espaces plantés comme une infrastructure, qui vient compléter les fonctions rendues par les divers autres équipements urbains** (voirie et stationnement, eau et canalisations, espaces collectifs aménagés, etc.). Pour ce dernier courant d'urbanistes, les espaces plantés sont des îlots de verdure monofonctionnels, voire des espaces interstitiels à vocation sociale ; leur attention a été portée davantage sur les autres équipements urbains, en particulier sur celui du réseau routier. « Le mouvement moderne du début du 20<sup>ème</sup> siècle n'accordera quant à lui qu'une place finalement assez résiduelle à l'espace vert : une fois posés les immeubles et les réseaux de voirie, l'espace vert, c'est tout le reste » <sup>362</sup>.

Nombre de ces théories de l'urbanisme ont été partiellement appliquées dans certaines villes européennes : Arturo Soria, à Madrid ; Tony Garnier, à Lyon, etc. Toutefois ces applications resteront rares et limitées à quelques quartiers, à l'exception de Eugène Hénard, à Paris, qui réalise, en 1903, un projet de système de parcs et jardins, dont il prévoyait d'équiper les quartiers dépourvus d'espaces végétalisés, de sorte que chaque habitant, en sortant de son domicile, se retrouve au maximum à 500 mètres d'un jardin et d'un square et à un kilomètre d'un grand parc. L'objectif était un système de parcs et jardins dans la ville, afin de rapprocher la population des espaces de détente et de loisirs, système dont les éléments sont les grandes réserves et les paysages protégés, les parcs suburbains et les grands parcs urbains, les petits parcs et les jardins de quartier, les terrains de

récréation divers, et enfin les avenues-promenades qui relient ensemble ces différents éléments. Ce projet a inspiré la loi du 14 mars 1919 sur les plans d'aménagement des villes, qui va influencer les choix municipaux.

**A partir des années 1950.** Dans les années 1945-1970, la densité urbaine est utilisée comme instrument de rationalisation du territoire. A l'issue de la Deuxième Guerre mondiale et jusqu'aux années 1970 des programmes d'urbanisation ont été conduits afin de remédier au problème de la demande croissante en logements. Les constructions étaient constituées majoritairement de lotissements pavillonnaires ou d'immeubles collectifs, créés dans le style de l'urbanisme fonctionnaliste <sup>358</sup>. Pour des raisons sociales (loisirs) et urbanistiques (espaces interstitiels), il a été décidé d'une part d'annexer des espaces verts d'accompagnement de vaste étendue aux constructions et, d'autre part, de concevoir des parcs et jardins de proximité en nombre et en capacité d'accueil élevés. La construction des grands ensembles des années 1960-70 peut être considérée comme un premier tournant crucial dans les politiques de planification et d'aménagement des espaces verts <sup>363</sup>. Les grands ensembles ont donné de l'élan au développement des infrastructures vertes urbaines, tant sur le plan quantitatif que sur le plan qualitatif. À cette époque, il a été décidé d'annexer à l'ensemble des constructions et équipements publics des espaces plantés, désignés comme « espace vert d'accompagnement » de statut public ou privé. La prolifération de ce type d'espace vert a été accompagnée de la multiplication d'autres types plus anciens et plus répandus : les parcs, les jardins et les squares de proximité.

**Le modèle d'urbanisme fonctionnaliste, mis en exergue par la Charte d'Athènes, a été le plus largement adopté par la suite.** D'une manière synthétique, ce modèle répartit les zones urbaines selon quatre fonctions prépondérantes : habiter, travailler, circuler et récréer, cadre de vie et loisirs étant au cœur de ce mode d'urbanisation. Ce sont des raisons fonctionnelles qui doivent déterminer la construction d'une ville ; à l'inverse, les considérations esthétiques sont reléguées au second plan.

Toutefois nous soulignons que **les espaces plantés, quant à eux, n'ont pas bénéficié de cette nouvelle approche et continuent d'être pris en compte surtout en tant que décor urbain ou un simple espace de loisirs.** Paradoxalement, tous ces modèles, en traitant la question des espaces verts, ont tenu compte essentiellement des seuls aspects esthétiques et hygiéniques de l'infrastructure verte. En réalité, à cette époque, les connaissances scientifiques ne permettent pas une meilleure prise en compte des processus écologiques dans la pensée urbanistique. Le végétal est ainsi réduit pratiquement à son simple aspect visuel, et dans les meilleurs des cas, à son rôle en tant que régulateur climatique. C'est pourquoi la situation des espaces verts de nos jours, conçus en référence aux recommandations de ces théories, est insatisfaisante. Merlin et Choay soulignent : « Durant les cinquante dernières années, les espaces verts publics urbains ont été considérés comme un équipement urbain au même titre que les autres, en oubliant que la plupart d'entre eux apportaient une réponse unique à une question unique... L'échec de ce type d'espace vert, purement et étroitement fonctionnel, est si évident que les utilisateurs les abandonnent, car la prise en compte des seuls besoins élémentaires a conduit à une uniformité affligeante » <sup>358</sup>.

En définitive, le rôle du végétal dans la ville, plus particulièrement tout au long de la seconde moitié du 20<sup>ème</sup> siècle, a été restreint à un rôle visuel.

Aujourd'hui l'ampleur des problèmes environnementaux et l'étendue des zones urbaines ont considérablement augmenté ; l'intégration du fonctionnement des milieux semi-naturels dans les mécanismes et les processus d'urbanisation est une préoccupation très récente.

#### 3.2.1.1.2 Les espaces verts dans la planification urbaine en France

En France, c'est au cours du 20<sup>ème</sup> siècle que la planification urbaine a permis d'intégrer définitivement les espaces plantés dans les politiques et les pratiques urbaines<sup>292</sup>.

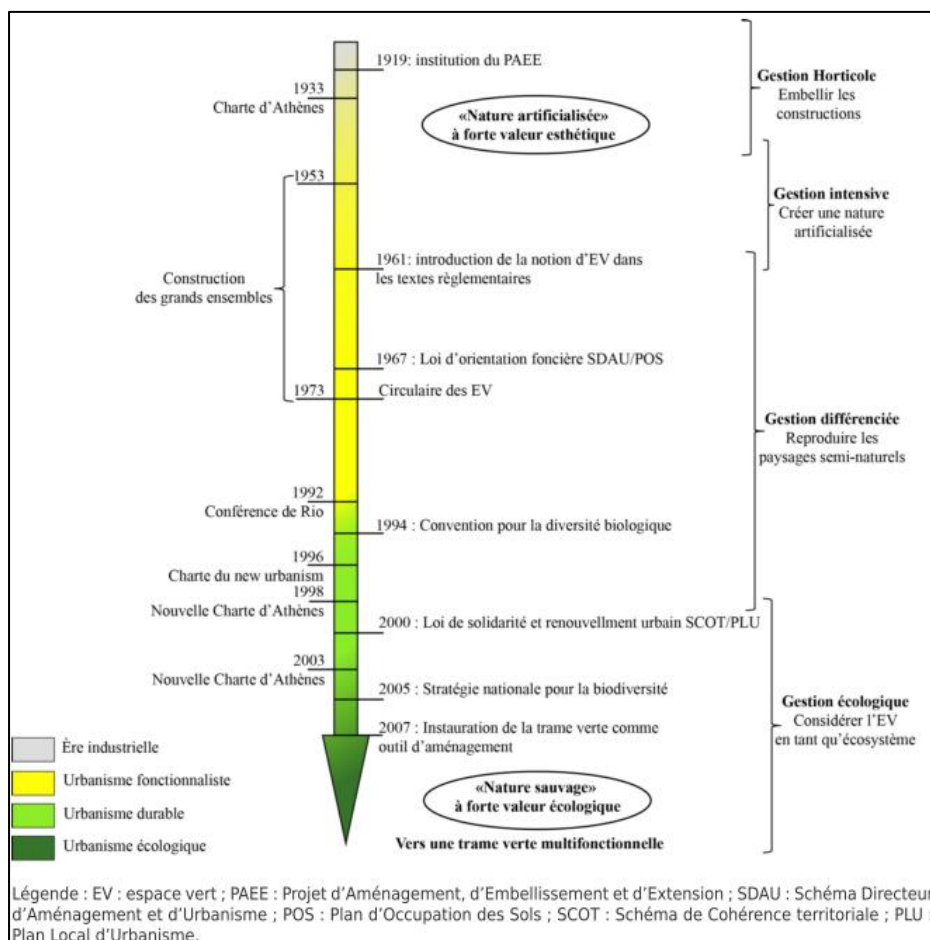
C'est au moyen des documents d'urbanisme que ces équipements sont conçus et maintenus. Dans la même décennie, les Schéma Directeur d'Aménagement et d'Urbanisme (SDAU) ont été instaurés par la Loi d'Orientation Foncière (LOF) du 30 décembre 1967, qui a fixé la destination générale des sols. Cette loi a tenté de maintenir un relatif équilibre spatial entre la ville et la campagne, en conservant et en créant de nouveaux espaces verts. La planification des espaces verts dans la région parisienne se concrétise en 1976 par un plan général d'organisation, nommé « la Trame verte de la région parisienne » ; nous notons au passage que l'idée de trame verte, proposée par le Grenelle de l'environnement en 2007, remonte aux années 1970.

Dans les années 1970-1990, la construction de grands ensembles ralentit, on assiste alors à la prolifération des maisons individuelles et à la dé-densification des centres villes<sup>303</sup>. C'est aussi durant cette époque qu'on note les prémices d'une critique de la gestion horticole intensive des espaces verts, ainsi qu'une attention manifestée à l'égard de la qualité du paysage. C'est aussi de cette époque que date la conception du projet Métropole-Jardin (Tours-Blois-Orléans) comme support de développement économique.

C'est à partir des années 1990 que les regards des urbanistes et des écologues commencent à se tourner vers les espaces verts en tant qu'écosystème et non plus seulement comme un décor ou un équipement structurant de la ville. Deux nouveaux modes d'action s'affirment : d'une part soumettre les espaces verts à une gestion différenciée<sup>364</sup> ; d'autre part attribuer à certains espaces végétalisés urbains un statut particulier (comme les Espaces Naturels Sensibles, le Réseau Natura 2000, les ZNIEFF).

C'est l'idée de l'espace vert multifonctionnel qui commence à prévaloir au détriment de son traditionnel rôle visuel et urbanistique. Ces dernières années, le rôle écologique des espaces verts commence à être pris en compte dans la planification urbaine au même titre que les fonctions urbanistiques.

Dans les années 1990 la notion de trame verte apparaît aux aménageurs comme une illustration d'un urbanisme intégré au fonctionnement de l'écosystème. La trame verte, qui avait au départ pour mission la lutte contre l'érosion de la diversité écologique, engendrée par la fragmentation des habitats par les activités humaines, recouvre aujourd'hui des fonctions de plus en plus variées (Figure 25).



**Figure 25 - Schéma de l'évolution de la prise en compte des espaces végétalisés dans les théories et les pratiques urbaines**  
292

Toutefois, si la loi de Solidarité et Renouvellement Urbain (SRU) de 2000, et son injonction à la densification des espaces urbains, vise à préserver les sols péri-urbains, elle limite la création voire le maintien d'espaces verts à l'intérieur de la ville.

Par ailleurs, les deux lois (LOF et SRU) n'ont abordé ni les modes d'entretien à préconiser, ni l'harmonisation des programmes de gestion et d'aménagement des espaces verts à l'échelle de l'agglomération. La plupart des municipalités sont souveraines quant aux choix de gestion et de financement de leur infrastructure verte.

### 3.2.1.2 Les jardins familiaux

La contribution des jardins urbains à l'ensemble des espaces verts urbains (l'infrastructure verte, ou la structure verte), a été analysée<sup>365</sup>, notamment par une revue de synthèse (*review*)<sup>366</sup> qui évalue les effets variés des jardins et des pratiques de jardinage sur les services écosystémiques. Les jardins domestiques représentent entre 21,8 % et 26,8 % de la zone urbaine de certaines villes, ce qui est corrélé avec la variation de la densité de population et de la densité de logement<sup>367</sup>. Une étude<sup>368</sup> montre, par ailleurs, que la surface moyenne des jardins n'est pas corrélée avec la date de construction des maisons.

La contribution des jardins urbains à la diversité végétale des villes a été montrée dans plusieurs pays ; un important programme de recherche à ce sujet a été conduit au Royaume Uni <sup>369, 370, 368, 371, 367, 372, 373</sup>. Les jardins peuvent avoir un impact sur la flore exotique potentiellement invasive <sup>371</sup>, et les espèces « échappées des jardins » peuvent avoir un rôle sur la flore spontanée <sup>374</sup>.

Ces travaux ont été conduits sur les jardins individuels, ou privés (*domestic gardens*), constitués d'un habitat écologique principal : la pelouse. Ces jardins individuels ont une importance particulière dans les projets de l'urbaniste Howard et ses cités-jardin, fondées sur un habitat individuel anciennement enraciné dans les pays anglo-saxons et violemment critiqué par l'urbanisme progressiste de Le Corbusier, avant de se développer, en France aussi, sous la forme d'un habitat pavillonnaire largement étendu <sup>359 (pp 54-56)</sup>.

Mais les pratiques de jardinage dépendent aussi du voisinage : les mêmes pratiques se retrouvent dans un ensemble de jardins proches <sup>375</sup>. Il y a des similitudes dans la composition spécifique entre les jardins du même type de densité de logement <sup>376</sup>. Surtout, dans leur excellente *review* <sup>325</sup> sur la contribution des jardins privés à la biodiversité urbaine, des chercheurs soulignent que le jardin individuel est beaucoup plus petit que l'unité de gestion nécessaire pour maintenir des populations de faune et flore viables. Les jardins et les habitats adjacents forment des réseaux interconnectés et le cadre théorique de l'écologie de paysage est nécessaire pour comprendre la relation entre la configuration spatiale des parcelles de jardins et leur biodiversité. Ceci conduit à préconiser une gestion collective de « groupes » de jardins, à l'échelle de la tache d'habitat urbain, ce qui a été par ailleurs contesté par d'autres chercheurs <sup>377</sup>.

Pour ces raisons, nous avons fait le choix de travailler sur les jardins collectifs, ou jardins familiaux ; cette recherche a donné lieu à une publication <sup>297</sup>.

Nous disposons d'une vaste palette de définitions de jardin familial : suivant le thème d'étude abordé, on peut trouver différentes définitions des jardins familiaux, qui prendront plus ou moins en compte les aspects sociaux, législatifs, fonciers ou environnementaux <sup>378</sup>. Nous retiendrons la définition, non officielle, de la proposition de loi adoptée par le Sénat et transmise à l'Assemblée Nationale le 14 octobre 2003 : « On entend par jardins familiaux les terrains divisés en parcelles, **affectées par les collectivités territoriales ou par les associations de jardins familiaux à des particuliers y pratiquant le jardinage pour leurs propres besoins et ceux de leur famille, à l'exclusion de tout usage commercial.** ».

Ancêtres des jardins familiaux, les jardins ouvriers sont apparus en France durant la révolution industrielle et ont représenté 120 ans d'agriculture urbaine en France. Je ne rappellerai pas ici la longue histoire des jardins ouvriers ni leurs développements sociétaux récents vers les jardins collectifs <sup>379, 380</sup>. Rappelons seulement que la fondation, à la fin du 19<sup>ème</sup> siècle, sous l'impulsion de l'abbé Lemire, député « républicain » du Nord, de la Fédération Nationale des Jardins Ouvriers, devenus familiaux dans les textes sous le régime de l'État Français en 1941-42, puis par la loi de 1952, est étroitement liée au souci de pousser les classes laborieuses à s'occuper et à se nourrir en partie elles-mêmes. Aujourd'hui le phénomène des jardins associatifs urbains est en pleine expansion, notamment dans les pays industrialisés. En France, la Fédération nationale des jardins familiaux et collectifs (FNJFC) estime que les jardins familiaux actuels ont été majoritairement créés après 1980 <sup>380</sup>.

Les jardins familiaux, qui sont un aspect d'un phénomène plus large, le jardinage en ville, sont des habitats urbains récemment mis en exergue par les aménageurs et urbanistes pour renforcer le potentiel paysager des villes <sup>379</sup>. Sans prêter aux jardins familiaux des vertus particulières, c'est simplement à la place de cet habitat dans la ville, et à son évolution que je m'intéresse ici : quels sont l'état et l'évolution récente des jardins collectifs ? Quelle est leur place dans les documents d'urbanisme ?

Un état des lieux de cet habitat a été réalisé dans l'agglomération tourangelle <sup>297</sup>. L'objectif de ce travail était de connaître la localisation des jardins, en référence notamment à la position vis-à-vis du corridor fluvial et du centre-ville, ainsi que le statut foncier et l'organisme gestionnaire. Nous avons notamment recensé et analysé la localisation, la propriété foncière, la gestion, la morphologie des jardins familiaux. À travers ces éléments, nous caractérisons la diversité des jardins familiaux : à partir de la grande diversité de situations nous avons abouti à une typologie. L'histoire récente et les perspectives d'évolution de ces espaces sont également abordées. Après avoir analysé la place des jardins familiaux dans les documents d'urbanisme, nous montrons que cet habitat en voie de « délocalisation » pour faire de la place aux projets de construction, traduit une densification des surfaces imperméabilisées en ville.

Si l'urbanisation a un effet sur les jardins familiaux, on peut penser que ceux-ci ont un effet sur la diversité biologique urbaine <sup>380</sup>. Nous n'avons pas pu, toutefois, traiter cette question.

### **3.2.2 Méthodologie**

Chaque type d'habitat, espaces verts publics et jardins familiaux, a connu une méthodologie spécifique se recoupant partiellement.

#### ***3.2.2.1 Délimitation de l'aire d'étude***

Notre aire d'étude est celle de la Communauté d'Agglomération de Tours, soit quatorze communes en 2007 (Chambray-lès-Tours, Notre-Dame-d'Oé, Fondettes, Saint-Avertin, Joué-lès-Tours, Saint-Cyr-sur-Loire, La Membrolle-sur-Choisille, Saint-Etienne-de-Chigny, La Riche, Saint-Genouph, Luynes, Saint-Pierre-des-Corps, Mettray, Tours).

Ce périmètre de la communauté d'agglomération nous permet de travailler sur une entité administrative pertinente, notamment en ce qui concerne les documents d'urbanisme.

#### ***3.2.2.2 Elaboration d'une carte d'évolution des espaces bâtis dans l'agglomération depuis le 19<sup>ème</sup> siècle***

Une étude cartographique et diachronique de l'extension de la tache urbaine de l'agglomération tourangelle, sur SIG, a été réalisée sur la base de cartes et plans de 1839 à 2005 ; en fonction de la disponibilité et de la qualité des données cartographiques, quatre dates ont été retenues : 1874, 1958, 1991, 2002.

Les espaces bâtis ont été localisés, ainsi que les principaux espaces verts de l'agglomération tourangelle, soit l'ensemble des espaces verts classés en parc public. Ceux-ci sont en général d'une superficie supérieure à un hectare, contrairement aux jardins publics et squares.

### 3.2.2.3 Les espaces verts publics

#### 3.2.2.3.1 Sélection des espaces verts publics étudiés

Dans le sillon d'autres recherches sur les espaces verts urbains,<sup>381</sup>,<sup>382</sup>, nous avons choisi d'étudier les espaces verts publics de plus d'un hectare de surface. L'agglomération tourangelle dispose de 36 espaces verts publics de plus d'un hectare pour un total de 1.142,47 hectares. Parmi ceux-ci, 24 espaces verts publics avec des conditions situationnelles comparables (type de milieu) et gérés par un service technique communal (5 communes) ont été sélectionnés (Figure 26), (Tableau 11).

#### 3.2.2.3.2 Les descripteurs du paysage

Le paysage urbain a été appréhendé par deux descripteurs :

- 1) le gradient urbain *stricto sensu* : distance des espaces verts au centre géographique de la ville (place Jean Jaurès<sup>383</sup>) ;
- 2) la part de 4 classes d'occupation du sol dans des zones-tampons (buffers) de 3 rayons (100m, 500m, 750m) autour du centre de l'espace vert : occupation du sol adjacente (Figure 27).

Nous avons choisi de caractériser l'occupation du sol par de grands types contrastés : **bâti**, **cultures** (principalement terres labourables), **forêt**, **réseau hydrographique**. Pour les rayons des zones-tampon, nous avons choisi la distance de 500m, déjà utilisée dans plusieurs études de la matrice paysagère agricole et urbaine<sup>384</sup> ; nous avons voulu tester aussi un rayon plus petit (100m) et un rayon plus grand (750m). En effet le gradient d'urbanisation ne doit pas être mesuré uniquement par de simples positions sur un transect, mais également par la composition d'occupation du sol autour des habitats étudiés<sup>174</sup>,<sup>298</sup>.

#### 3.2.2.3.3 Les descripteurs de l'habitat : gestion et usages

Deux aspects de la variabilité des espaces verts publics à l'échelle de l'habitat ont été étudiés.

**La gestion des espaces verts.** Une enquête a été conduite auprès des services techniques municipaux. L'objectif de ces enquêtes était de connaître la gestion (différentes opérations de gestion, comme la fréquence et la hauteur des tontes, la date et la composition du dernier semis pour les pelouses), d'une part, et l'opinion, d'autre part, des gestionnaires municipaux concernant la végétation des 24 espaces verts urbains étudiés.

**Les usages des espaces verts.** Les enquêtes auprès des usagers des 24 espaces verts ont permis de connaître les pratiques et les opinions des usagers dans les espaces verts publics, par des entretiens directs. Un questionnaire destiné aux usagers a été élaboré en réunissant 27 questions qui traitent des pratiques et des opinions des usagers à trois échelles du gradient urbain : les espaces verts en général, les grands parcs situés habituellement dans la zone périurbaine et enfin les espaces ruraux, naturels et semi-naturels<sup>385</sup>. Quatre catégories d'usagers, choisis selon leur âge et leur situation, ont été ciblées : parents, marginaux, sportifs, promeneurs. Afin de prendre en compte la plus grande diversité d'usagers, les entretiens ont été effectués à des jours différents de la semaine. Les entretiens ont été menés dans les espaces verts publics où les relevés floristiques ont eu lieu (voir plus bas), afin de mettre en évidence le lien entre les pratiques des usagers et la dynamique floristique. 293 usagers ont répondu à ces questions. Une base de données, par la suite traitée en tableau disjonctif complet, a été créée. Une analyse des correspondances multiples (ACM) a permis d'observer la répartition des usagers en fonction des modalités des réponses ; une classification ascendante hiérarchique a facilité l'identification de regroupements d'usagers<sup>289</sup>.



### 3.2.2.3.4 Analyse de documents d'aménagement et d'études sur les espaces verts retenus

Une étude des documents d'aménagement et d'études variées, issues des archives, a été conduite sur les 24 espaces verts publics sélectionnés. Les éléments relevés ont porté sur les dates clefs, les modes de gestion, la surface, les aménagements et équipements. Cette analyse approfondie nous a permis de suivre l'évolution spatiale et temporelle des espaces verts. A l'issue de ce travail, une base de données a été constituée, regroupant les principales informations techniques sur les espaces verts publics sélectionnés : date de création, superficie, gestionnaire, équipements, modifications subies (rachat, fragmentation, changement de mode de gestion, etc.).

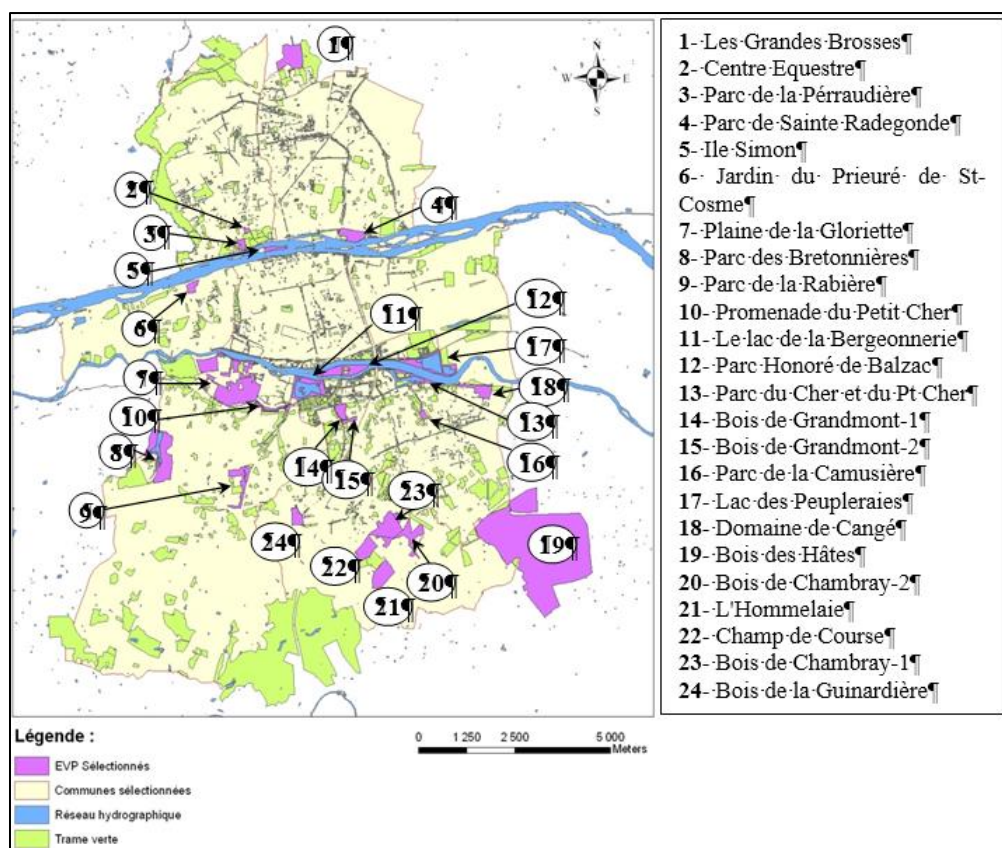


Figure 26 – Localisation des 24 espaces verts publics étudiés dans l'agglomération tourangelle





Figure 27 – Réalisation de zones-tampon autour de chaque espace vert étudié <sup>196</sup>, <sup>296</sup>

N°	Toponymie	Commune (gestionnaire)	Type	S2 (m2)
1	Les Grandes Brosses	Tours	Bois	313 737
2	Centre Equestre	Saint-Cyr-sur-Loire	Prairie	18 979
3	Parc de la Perraudière	Saint-Cyr-sur-Loire	Bois	43 691
4	Parc de Sainte Radegonde	Tours	Prairie	157 447
5	Ile Simon	Tours	Bois	45 619
6	Jardin du Prieuré de Saint-Cosme	Tours	Prairie	61 021
7	Plaine de la Gloriette	Tours	Prairie	966 829
8	Parc des Bretonnières	Joué-lès-Tours	Bois et prairie	496 823
9	Parc de la Rabière	Joué-lès-Tours	Bois	179 141
10	Promenade du Petit Cher	Tours	Prairie	69 324
11	Le lac de la Bergeonnerie	Tours	Prairie	181 257
12	Parc Honoré de Balzac	Tours	Prairie	222 952
13	Parc du Cher et du Petit Cher	Saint-Avertin	Prairie	104 316
14	Bois de Grandmont-1	Tours	Bois	100 797
15	Bois de Grandmont-2 (terrain de boules)	Tours	Bois	17 910
16	Parc de la Camusière	Saint-Avertin	Bois et prairie	44 989
17	Lac des Peupleraies	Tours	Prairie	171 740
18	Domaine de Cangé	Saint-Avertin	Bois et prairie	152 161
19	Bois des Hâtes	Tours	Bois	4 876 849
20	Bois de Chambray-2	Chambray-lès-Tours	Bois	293 289
21	L'Hommelaie	Chambray-lès-Tours	Prairie	241 358
22	Champ de Course	Chambray-lès-Tours	Prairie	188 738
23	Bois de Chambray-1	Chambray-lès-Tours	Bois	300 019
24	Bois de la Guinardière	Chambray-lès-Tours	Bois	101 161

Tableau 11 - Récapitulatif de l'ensemble des espaces verts publics sélectionnés dans l'agglomération tourangelle <sup>196</sup>

### 3.2.2.4 Les jardins familiaux

#### 3.2.2.4.1 Identification des jardins familiaux

L'identification des jardins familiaux s'est faite de façon itérative entre les sources municipales, le terrain et l'observation des orthophotos. Le travail de recensement des jardins familiaux a été fait par secteur urbain ; quatre secteurs ont été déterminés (le secteur Centre : Tours, Saint-Cyr-sur-

Loire ;, le secteur Sud-Ouest : Saint-Genouph, La Riche, Joué-lès-Tours, Chambray-lès-Tours ; le secteur Est : Notre-Dame-d'Oé, Mettray, Saint-Pierre-des-Corps, Saint-Avertin ; le secteur Nord-Ouest : Saint-Etienne-de-Chigny, Luynes, Fondettes, La Membrolle-sur-Choisille).

Sur chaque secteur urbain les étapes suivantes ont été effectuées. Contact des services municipaux (mairies, services techniques, etc...) : renseignements, consultation des documents d'urbanismes (POS, PLU), cartes, rapports, contacts des associations, etc. ; vérification sur le terrain, recueil de données supplémentaires et rencontres avec habitants et jardiniers ; nouvelle prospection ; description de chaque jardin recensé ; contact de toutes les associations pour compléter les informations de terrain (nombre de parcelles par jardin, propriété foncière, surface et gestion etc.) ; observation des orthophotos et recherche de nouveaux jardins potentiels.

Nous avons écarté certains types de jardins.

**Les jardins familiaux ne sont pas des jardins individuels.** Certaines configurations de l'espace urbain (zones pavillonnaires ou habitat de passé communautaire) pourraient amener à considérer certains jardins de particuliers comme des jardins familiaux, mais ces espaces étant attenants aux habitations de leurs utilisateurs, nous ne les avons pas considérés comme tels. L'identification des jardins familiaux à l'aide des orthophotos (photos aériennes) a consisté en un repérage des zones susceptibles d'être un jardin familial : petit terrain quadrillé avec de petites constructions séparées, ressemblant à une « mini zone pavillonnaire » ; cette méthode peut induire en erreur, les potagers particuliers présentant bien souvent les mêmes caractéristiques morphologiques que de véritables jardins familiaux.

De plus, la présence d'une association gérante n'est pas un caractère obligatoire pour prétendre à l'appellation de « jardin familial ». En effet, certains jardins sont gérés individuellement par leurs utilisateurs, voire en accord avec la municipalité, mais présentent toutefois les caractéristiques spécifiques des jardins familiaux. La notion de jardin potager à des fins d'alimentation familiale nous a par contre semblé primordiale, différenciant ainsi les jardins familiaux des espaces maraîchers <sup>386</sup>.

**Les jardins « squattés ».** D'autre part, il existe des jardins dits « sauvages », que l'on peut trouver sur des zones de friches. Les terrains sont alors en général « squattés », sans accord explicite du propriétaire. La difficulté de recenser ces espaces, due à leur caractère illégal, à leur absence de tout document officiel et parfois à leur abandon ou déplacement imprévu, ainsi que l'incapacité évidente à les prendre en compte dans les documents d'urbanisme, nous a amenés à ne pas les inclure dans notre étude.

Les jardins familiaux considérés ici sont donc :

- des groupements de parcelles, situées sur un terrain distinct de celui des habitations des jardiniers, et utilisées à des fins potagères pour la consommation du foyer ;
- ils présentent un caractère collectif, de par leur mode de gestion ou leur règlement, qu'il soit écrit ou accepté implicitement par les jardiniers.

Les jardiniers peuvent être propriétaires ou locataires de leur terrain, quelles que soient les modalités de location. Les terrains de jardins familiaux peuvent appartenir à des propriétaires privés, à des administrations publiques, à l'État, à des organismes HLM ou à des collectivités locales. Le propriétaire peut passer une convention avec une association chargée de la location des parcelles

(d'une taille moyenne de 200 m<sup>2</sup>) et de la gestion du jardin. Toute location de jardin est conclue pour une durée d'un an renouvelable par tacite reconduction. Il est souvent établi un règlement intérieur que les locataires sont priés de respecter sous peine de sanctions, la plus forte étant l'exclusion. Ce règlement fixe les conditions d'occupation des terrains, l'usage du sol et les constructions ainsi que l'entretien des parties communes.

Les jardins étant divisés en parcelles ou lots, on parle aussi de lotissements.

#### 3.2.2.4.2 Les descripteurs des jardins familiaux

Ces informations constituent une base de données renseignant trois domaines : géographique (localisation, superficie, accessibilité) ; juridique (adresse, propriétaire, gestionnaire, zonage) ; physique (parcelles, cabanes, entretien).

### 3.2.3 Résultats

Nous présentons ici les résultats de nos analyses sur la distribution spatiale des deux habitats urbains étudiés, espaces verts publics et jardins familiaux, et leur évolution dans le temps en relation avec l'évolution de la tache urbaine.

#### 3.2.3.1 De grands espaces verts issus de l'aménagement des zones inondables

L'évolution générale de la tache urbaine de Tours entre les années 1950 et 1990 montre bien la suburbanisation des années 1960-70 et la péri-urbanisation qui a suivi (Figure 28). L'analyse conjointe de l'évolution de la tache urbaine de l'agglomération tourangelle et de ses parcs publics montre que l'agglomération tourangelle a connu deux grandes périodes de création d'espaces verts (Figure 29) :

- 1) le 19<sup>ème</sup> siècle : mutation d'équipements urbains en espaces verts, sous l'influence des idées hygiénistes ;
- 2) les années 1960-80 : urbanisation de secteurs inondables (Rives du Cher) et mutation d'espaces naturels en espaces verts, sous l'influence de l'urbanisme fonctionnaliste.

Par ailleurs les espaces verts ont connu de façon continue des phénomènes de fragmentation voire de destruction, et souvent de transformation (ex : de jardin public à espace d'accompagnement de bâtiments publics).

##### 3.2.3.1.1 Naissance de la structure verte à Tours

L'analyse cartographique montre la stabilisation de plusieurs espaces verts publics de Tours entre 1874 et 1898, espaces dont les surfaces se fixent définitivement à cette époque (Jardin de la Préfecture, parc Mirabeau, parc des Prébendes, jardin Botanique).

Dans le sillon de l'expérience parisienne, elle-même inspirée d'autres grandes villes occidentales comme Londres, ces espaces verts publics sont apparus au cours du 19<sup>ème</sup> siècle dans le contexte de l'émergence du mouvement hygiéniste, où les espaces végétalisés jouent un rôle capital dans les conceptions urbaines. Ces parcs et jardins sont apparus dans une ville en extension qui construit ses espaces verts pour des fonctions d'agrément et d'esthétisme. Ils ont été utilisés au départ par une catégorie sociale aisée, avant qu'ils soient utilisés par des usagers plus diversifiée.

La mise en application de la loi du 14 mars 1919 sur les plans d'aménagement des villes se traduit par l'acquisition le 12 octobre 1919 du domaine de Grandmont par la ville de Tours. Elle reflète la

demande croissante de la ville en nouveaux espaces de « décongestion ». C'est à cette époque que nous constatons également la création d'espaces verts issus de la mutation de certains équipements urbains en espace vert (axe routier en boulevard arboré par exemple).

#### 3.2.3.1.2 Les années 1960-70 et les grands aménagements urbains : l'agglomération s'équipe en grands espaces verts

Deux éléments majeurs président à l'émergence de la structure verte tourangelle actuelle : l'émergence de l'idéologie du zonage et du fonctionnalisme, ainsi que les aménagements des rives du Cher, qui vont donner aux modèles fonctionnalistes la possibilité d'être appliqués en minimisant la contrainte d'un tissu urbain pré-existant. Le zonage est une forme de planification urbaine qui a caractérisé l'après-guerre, et qui est historiquement associée à l'étalement urbain dans la plupart des pays occidentaux (comme aux Etats-Unis<sup>52</sup>).

La période comprise entre 1960 et 1980, caractérisée par de grandes planifications, est une période de grands changements pour Tours et sa périphérie, période durant laquelle il a été constaté la création du plus grand nombre de vastes parcs. C'est à ce moment qu'on assiste aussi à l'apparition des grands aménagements d'espaces verts en tant que « parcs périurbains » remplissant la fonction de pôle de loisir et de détente (Lac de la Bergeonnerie, île Honoré de Balzac). Dans le cas de l'agglomération tourangelle, leur localisation reflète bien les choix des politiques urbaines adoptés à ce moment-là : ces espaces verts sont des espaces de périphérie, des grands équipements qui ne vont trouver leur place que dans les espaces limitrophes de l'urbanisation.

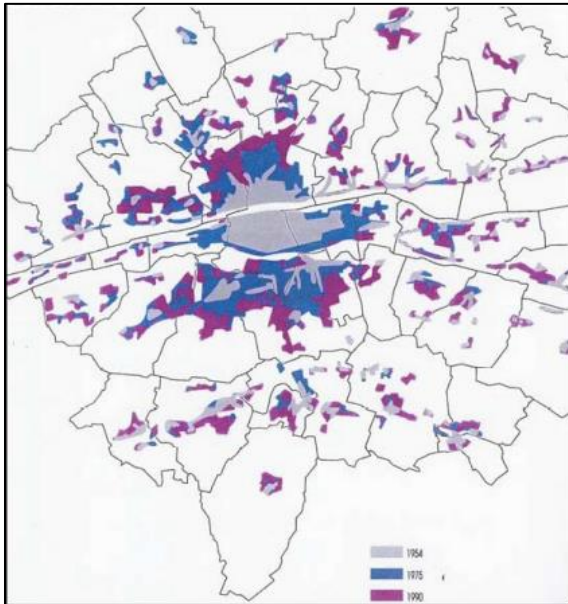
Cette transformation a été déclenchée par la décision d'aménager les rives du Cher. Lors de l'aménagement des rives du Cher dans les années 1960-70, des quartiers urbains vont voir le jour sur des espaces qui étaient avant peu ou pas urbanisés car inondables. Il s'agissait d'endiguer et de canaliser une partie du Cher, et aussi une partie des rives de la Loire, pour permettre l'urbanisation de ses berges. Ainsi, les nouvelles digues, prévues pour réduire les risques d'inondation, ont permis la construction de plusieurs quartiers (Rives du Cher, Fontaines et puis Deux Lions). Les aménagements des rives du Cher, décidés à partir de 1962, débutent en 1968 : nous sommes en pleine croissance démographique dans l'agglomération et l'étalement périurbain va débuter dans les années 1970.

Ces grandes opérations d'aménagement se sont accompagnées de la création d'espaces verts de deux types :

- 1) des squares et jardins aménagés comme des espaces interstitiels de ces grands ensembles (Jardins Bouzignac, Jardin de Ockeghem, Jardin Gabrieli, Jardin Véronèse sur la rive droite du Cher) ;
- 2) des grands parcs ont été créés de toute pièce de part et d'autre du Cher (la Bergeonnerie, qui est une grande base de loisirs en périphérie sud de Tours, l'île Balzac, le Lac des Peupleraies, le lac de Saint Avertin, ancien bras du Cher). Ce vaste pôle d'agrément devrait répondre non seulement à la demande des riverains des quartiers proches (dont les Fontaines : 5.000 logements), mais aussi à celle de la population tourangelle dans son ensemble (Figure 30).

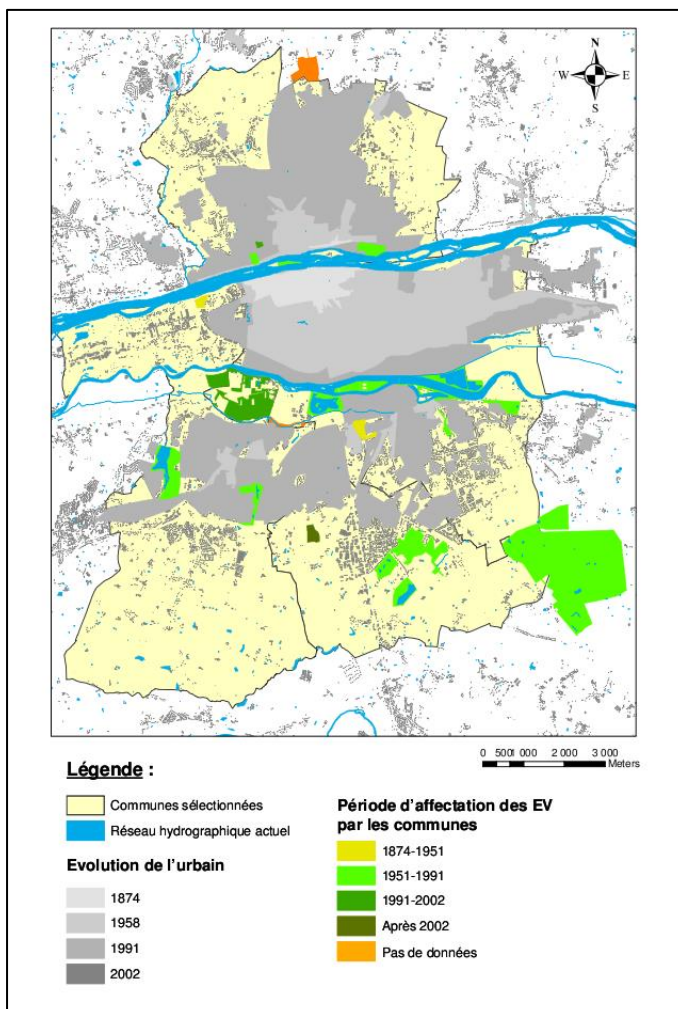
La majeure partie de ces grands aménagements se concentrant sur la partie Sud de la ville, d'autres pôles de loisirs vont être créés par souci d'équilibrage territorial de la structure verte, au nord de la

Loire (Parc de Sainte Radegonde), secteur qui reste toutefois sous-équipé en espaces verts. Dans la continuité du projet de « métropole-jardin », ces espaces verts publics, vus comme une illustration de la réputation de la Touraine comme « jardin de la France », étaient considérés comme un équipement indispensable à la ville, à l’instar des autres équipements urbains (réseau routier, réseau d’assainissement, bâtiments publics, etc.).



**Figure 28 – Evolution de l’urbanisation de l’agglomération tourangelle : 1954, 1975, 1990**  
235

Source : AUAT, Lusson (1997)



**Figure 29 - Carte de l’évolution spatiale des principaux espaces verts de de l’agglomération tourangelle**<sup>196 296</sup>  
Réalisation : Debiais-Thibaud V. et Mehdi L.

### 3.2.3.1.3 Réduction et disparitions d'espaces verts

Tout au long de cette période, plusieurs espaces verts subissent la pression de la dynamique urbaine sur la structure verte, et ce malgré l'existence de textes réglementaires<sup>26</sup> qui incitent les municipalités à protéger les espaces verts. La réduction se manifeste par la transformation des espaces verts publics en espaces d'accompagnement d'équipements publics, qui se déroule sur un laps de temps relativement long. Cette évolution est une fragmentation de vastes ensembles naturels (Parc de Grandmont, la Cousinerie, château des Charentais à St. Cyr etc) ; la ville de Tours va par ailleurs acquérir et aménager d'autres espaces verts (le bois des Hâtes, en 1967, et le lac des Bretonnières à Joué-Lès-Tours) pour remplacer le bois de Grandmont comme espace boisé périurbain. Plus rares sont les disparitions complètes d'espaces verts (château et parc de Beaujardin, espace boisé des Grands Champs, parc des Justices à St.Pierre, les pépinières viticoles à plusieurs endroits).

### 3.2.3.2 Une localisation actuelle des espaces verts dans le gradient urbain marquée par des zones humides

La tache urbaine de l'agglomération tourangelle s'écarte du modèle radioconcentrique classique, car elle est allongée sur l'axe routier Nord-Sud (reliant Bordeaux à Paris). Les grandes taches d'habitat sont des espaces verts publics situés en partie dans les zones inondables associées aux cours d'eau qui traversent l'agglomération (Loire, Cher, Choisille : presque un tiers de la surface totale des espaces verts publics est classée dans le Plan de Prévention des Risques Inondation, notamment dans les secteurs inconstructibles), en partie dans deux grandes forêts périphériques ou associés à d'autres zones humides : un ruisseau, deux lacs, un étang, une ancienne zone humide centrale (Figure 31).

En fonction de la distance du centre urbain (Figure 32), les 24 espaces verts publics majeurs peuvent être classés en trois classes (Figure 33) :

- 1) des espaces verts centraux : situés à une distance inférieure à 2 km du centre ;
- 2) des espaces verts péri-centraux : situés à une distance comprise entre 2 et 5 km du centre ;
- 3) des espaces verts périphériques : situés à une distance supérieure à 5 km du centre.

L'analyse de l'occupation du sol adjacente montre que la quasi-totalité des espaces verts (la quasi-totalité des pelouses et les 2/3 des bois), est entourée à plus de 40% de surface bâtie (Figure 34). Les espaces verts les plus entourés de bâti sont les espaces péricentraux (2-5 km du centre) ; les espaces verts les moins entourés de bâti sont ceux périphériques (> 5 km du centre), proches de zones agricoles et boisées, et ceux centraux (< 2 km du centre), proches des cours d'eau et situés en zone inondable (Figure 35).

Nous en concluons que dans l'agglomération tourangelle les grands habitats que sont les espaces verts ne suivent pas un modèle radioconcentrique, linéaire, le long d'un transect allant du centre vers la périphérie, du fait notamment de la présence des corridors fluviaux.

---

<sup>26</sup> Dont le décret du 28 février 1973 relatif à la politique des espaces verts et la loi MOP de 1985.



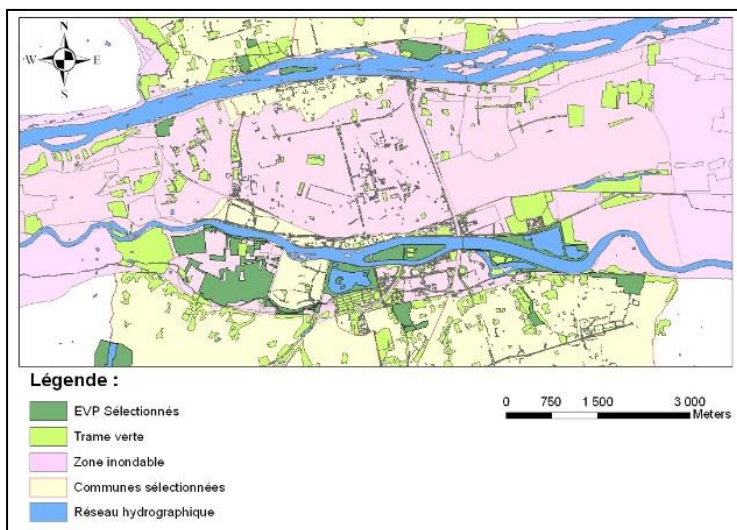


Figure 30 – Les Rives du Cher<sup>196</sup>,  
296

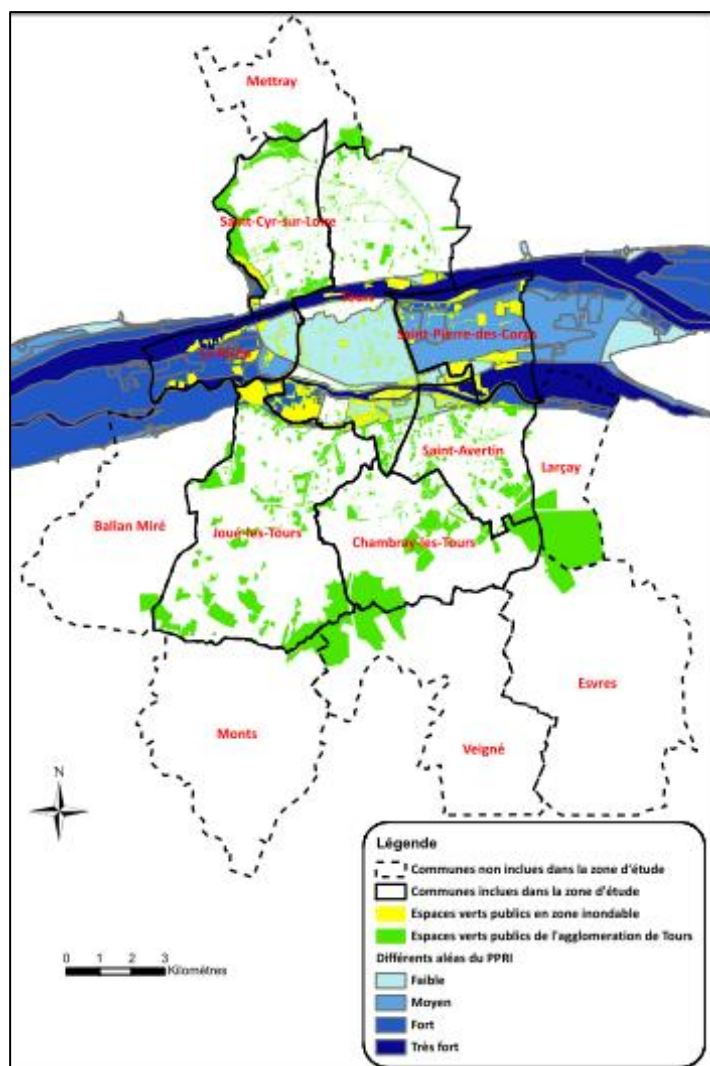


Figure 31 – Localisation des espaces verts de l'agglomération tourangelle en fonction du zonage inondation<sup>387</sup>

### 3.2.3.3 Des pratiques de gestion non coordonnées à l'échelle de l'agglomération

L'enquête conduite auprès des services techniques municipaux montre que les pratiques de gestion des pelouses consistent principalement en la tonte, dont la fréquence et la hauteur sont variables. Les enquêtes ne font pas état de pratiques régulières d'arrosage (ou elles sont exceptionnelles), ni de pratiques régulières de fertilisation, ni de protection phytosanitaire, ni d'autres soins (aération, scarification etc.)<sup>296, 196</sup>.

Dans les orientations de gestion des espaces verts publics, les services techniques sont totalement indépendants les uns des autres, même lorsque les espaces verts sont proches voire imbriqués. Il n'y a pas d'approche globale et coordonnée de la gestion des espaces verts publics, comme il peut y en avoir pour d'autres équipements urbains (routes, assainissement, éclairage etc.). Ceci à l'exception de la mise en place d'une base de données sur les espaces verts (données administratives, spatiales, contextuelles) par l'Atelier d'Urbanisme de l'Agglomération Tourangelle (AUAT).

L'analyse des relations entre les catégories d'usagers, la place des espaces verts publics dans le gradient urbain et l'intensité de la fréquentation montre que les espaces verts publics de la zone urbaine sont caractérisés par la présence de marginaux, de parents et aussi de promeneurs. À l'inverse, les sportifs fréquentent les grands parcs, les milieux ruraux et semi-naturels. Enfin les promeneurs sont plus concentrés dans les grands parcs périphériques. Nous observons aussi que 93 % des personnes interrogées ont attesté marcher assez souvent sur la pelouse dans le parc en question et 95 % dans les espaces verts en général ; autrement dit, la plupart des usagers piétinent la pelouse. Par ailleurs 68 % des usagers souhaitent plus d'espaces sauvages que d'espaces jardinés dans les espaces verts publics<sup>289</sup>.

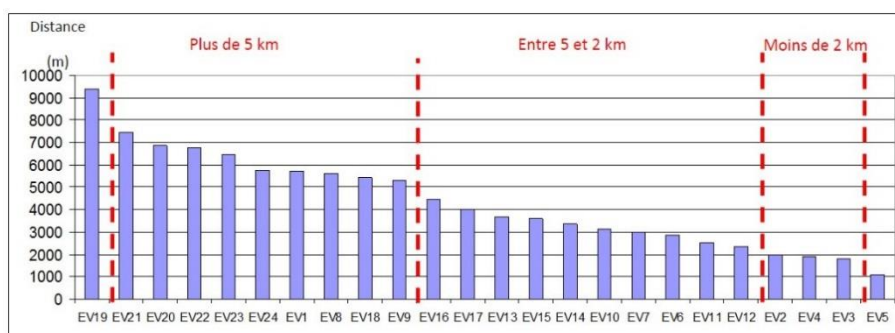


Figure 32 – Distance des espaces verts publics du centre urbain<sup>196, 296</sup>,



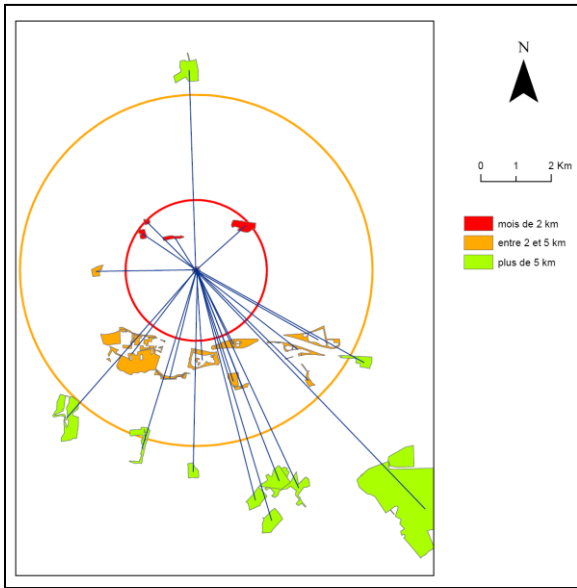


Figure 33 – Les espaces verts publics dans le gradient urbain <sup>196, 296</sup>

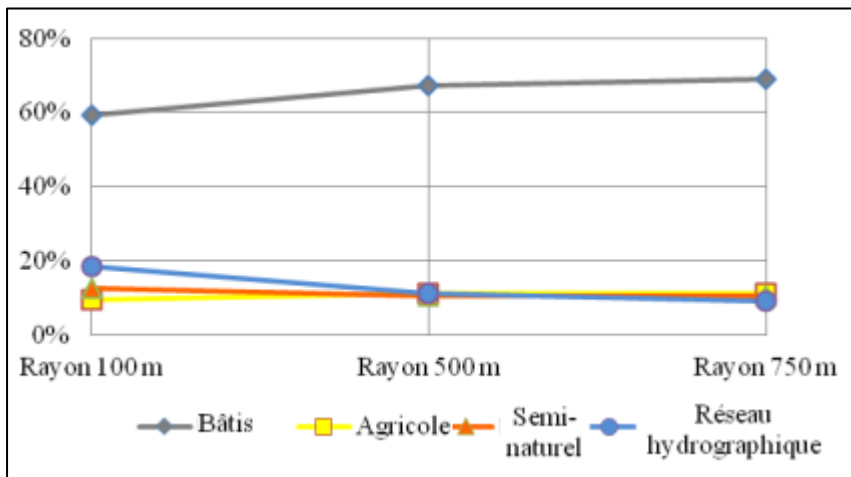


Figure 34 – Part des différentes classes d'occupation du sol dans des zones-tampon de 3 rayons autour des espaces verts publics <sup>196</sup>



Figure 35 – Un exemple d'espace vert public central (l'île Simon)  
Source: IGN, 2007.

### 3.2.3.4 Des jardins familiaux en voie de péri-urbanisation

Soixante-deux sites de jardins ont été recensés dans l'agglomération de Tours, dont seuls quatre réunissent plus d'une centaine de parcelles. Les 62 jardins sont répartis sur 7 des 14 communes étudiées (La Riche, Saint-Pierre-des-Corps, Saint Avertin, Fondettes, Saint-Cyr-sur-Loire, Joué-lès-Tours, Tours) (Figure 36).

#### 3.2.3.4.1 La localisation des jardins familiaux : une concentration en périphérie proche de Tours

Les jardins se trouvent disposés au centre de l'agglomération (Tours) et dans sa périphérie proche. Ils sont principalement concentrés sur deux communes (La Riche et Saint-Pierre-des-Corps), qui partagent le même passé : tradition maraîchère et ouvrière ; nous constatons l'absence de jardins au Nord de l'agglomération. La majorité des jardins est située entre la Loire et le Cher, là où les terres sont fertiles mais aussi inondables, et donc non constructibles. Les jardins sont présents en grand nombre aussi le long d'axes de communication, sur des délaissés de voirie, ce qui est confirmé par d'autres études sur d'autres sites<sup>386</sup> (Figure 37).

#### 1.1.1.1.1 Propriété foncière et modes de gestion des jardins familiaux

Près de la moitié des jardins familiaux (46%) sont la propriété de communes (Figure 38). En effet, pour pouvoir effectuer leurs opérations de renouvellement urbain, les communes doivent s'assurer la maîtrise foncière et acquièrent les jardins. **Les jardins sont donc une réserve foncière pour les communes.** Conformément à la loi de 1976, les communes sont tenues de relocaliser ces jardins familiaux lors de l'opération. En effet cette loi, relative à la création et à la protection des jardins familiaux, stipule que tout jardin détruit doit être relocalisé : elle réaffirme l'obligation existant dans le Code Rural de redonner aux associations expulsées soit une surface équivalente, soit éventuellement une somme d'argent.

Des particuliers (27%) possèdent leur propre jardin ou le louent à des jardiniers. De nombreux jardins familiaux appartiennent à des particuliers qui peuvent soit louer leurs parcelles, ce qui peut leur permettre de rentabiliser leurs terrains inutilisés, soit utiliser eux-mêmes leur terrain, pour avoir une plus grande liberté.

Enfin, certains jardins appartiennent à des entreprises implantées localement (ex : SNCF, Caisse d'Épargne) ou des administrations (ex : DDT) qui louent principalement ces terrains à leurs employés. Certaines entreprises gèrent de façon très organisée les jardins qu'elles possèdent alors que d'autres les laissent librement à la gestion des particuliers.

Parfois les associations arrivent à acheter des terrains dont elles ont la gestion, ce qui leur permet d'avoir une plus grande autonomie. Néanmoins, il est assez rare qu'elles réunissent assez d'argent pour acquérir ces jardins.

Trois **modes de gestion** des jardins familiaux ont été observés (Figure 39). Les jardins familiaux sont principalement gérés par des associations de jardiniers (71%). Les jardiniers s'organisent majoritairement en association. En Indre-et-Loire, on compte 23 associations, dont 15 font partie de l'Association de Jardins Familiaux de la Ville de Tours, structure communale créée par le maire de Tours dans les années 1960 et pérennisée depuis. Elles gèrent de 32 à 516 jardins, de taille assez variable mais tous autour de 200 m<sup>2</sup>, répartis sur 1 à 6 sites<sup>379</sup>.

Les communes gèrent 10% des jardins familiaux. Elles commencent par acquérir des terrains afin de contrôler le foncier, généralement suite à une relocalisation de jardins. Elles louent alors ces terrains à des particuliers qui s'engagent à respecter certaines règles définies par la commune. La gestion des jardins par une ville se rapproche de celle d'une association. La ville instaure de nombreuses règles lors du contrat de location pour donner une certaine homogénéité à l'ensemble du jardin. Seul l'aspect « communautaire » peut manquer par rapport à un organisme associatif.

Les particuliers (19%), sans organisation administrative spécifique, gèrent et entretiennent conjointement l'ensemble de leur terrain. La gestion des jardins familiaux par des particuliers, non regroupés en association, aboutit à une organisation de jardins très variable. En fonction du type de propriétaire, les jardins peuvent être très ordonnés ou pas.

#### 1.1.1.1.1 Diversité des jardins familiaux : une typologie

Sur la base de ces critères (gestion et propriétés des jardins familiaux), ainsi que de critères morphologiques (la taille, la forme et le nombre de parcelles ; la présence de clôtures, de cabanes ; la gestion de la végétation), de la date de création (lorsqu'elle est connue), de la situation géographique, nous avons identifié trois types de jardins. Toutefois des jardins familiaux restent « inclassables », comme cela a été observé ailleurs<sup>388, 379</sup>.

**Le modèle ancien de jardin familial.** Ces jardins familiaux sont pour la plupart d'anciens jardins ouvriers destinés à l'origine aux personnes en difficulté. Ces jardins donnent une identité forte à la ville. Ces jardins ont souvent été installés sur d'anciens terrains maraîchers, le long des voies ferrées ou en périphérie des centres-villes.

En termes de morphologie, ce type de jardin est caractérisé par des parcelles de superficie homogène allant de 250 à 350 m<sup>2</sup> mais de forme irrégulière, ce qui donne un aspect désorganisé à l'espace, qui s'ajoute à la diversité des cabanes et des clôtures (bois, grillages, haies). Étant donné leur ancienneté, la végétation est souvent plus dense que dans d'autres jardins familiaux, avec la présence d'arbres fruitiers arrivés à maturité, ou de haies.

Ce sont souvent des associations qui gèrent ces sites. Le devenir de ces jardins dépend principalement de leur inscription dans les documents d'urbanisme : lorsqu'une zone est spécifiquement créée pour les jardins, ils ont peu de risques d'être détruits. Mais souvent la pression foncière est telle que les jardins de cette catégorie, ne se trouvant pas en zone spécifique, sont voués à la disparition.

**Le modèle récent de jardin familial.** Ces jardins ont été installés récemment puisqu'ils font suite à la loi du 10 novembre 1976, dont « l'effet, attendu, est de pérenniser les associations plus que les sites »<sup>379</sup>. Ils sont situés sur des terrains qui ne peuvent pas faire l'objet d'opérations immobilières ou peu convoités (zones périphériques, proche de grandes infrastructures, délaissés).

Ils sont en général structurés, bien délimités et avec des parcelles de forme régulière : cette organisation du jardin donne l'impression d'une grande rigidité. Lors de la création de ces lotissements, tout était prévu pour accueillir les jardiniers, l'eau et les abris étaient fournis sur chaque parcelle. Tout cela contribue à rendre le site très homogène : il existe peu de différenciation possible entre les parcelles, chacune est clôturée de la même façon (clôtures en grillage fin) et les cabanes sont toutes identiques (Figure 40). Les communes choisissent des terrains adaptés à la

pratique du jardinage (surface plane), qui peuvent accueillir un grand nombre de parcelles (une superficie importante pour réaliser des économies d'échelle) ; afin de rentabiliser le site et de répondre à la demande, les parcelles, en nombre élevé, sont souvent de dimensions réduites en comparaison aux autres modèles, comprises entre 200 et 250 m<sup>2</sup>. En ce qui concerne la végétation, les réglementations étant plus strictes, l'entretien est régulier, il y a moins d'arbres fruitiers de haut jet ou de haies, laissant place à des arbustes fruitiers (groseilliers, framboisiers, ...) ou à des arbres fruitiers taillés et formés (en cordon, en palmette, en gobelet etc.).

Dans la totalité des cas étudiés, ce sont les communes qui sont à l'origine de ces jardins ; la gestion est généralement associative. Dans cette catégorie l'inquiétude quant à la disparition des jardins est plus réduite, les jardins se trouvant parfois en zone spécifique de protection des jardins familiaux. Cependant, lorsque, du fait de l'étalement urbain, les jardins se retrouvent au centre d'un tissu urbain dense, la pression urbaine étant extrêmement forte, leur conservation n'est pas assurée.

**Les jardins situés en zone inondable d'aléa 4.** Ces jardins sont situés en zone d'aléa fort (4), dans le lit endigué de la Loire. Implanté depuis longtemps là où il est interdit de construire, ce type de jardin s'est parfois constitué de façon illégale ; les autorités contrôlent mal ces zones.

Une grande diversité morphologique caractérise ce modèle. Cette diversité se concrétise par des limitations de parcelles souvent très visible (haies, barbelés, grillages) et des cabanes construites avec des matériaux de récupération (avec, parfois, la présence de caravanes). Les parcelles sont, elles aussi, très hétérogènes par leur forme et leur taille (souvent importante, de 300 à 400 m<sup>2</sup>). L'inexistence de réglementations et l'absence de gestion sur ces terrains entraînent une grande liberté quant à l'usage du sol : des friches apparaissent et le mode d'occupation se situe entre le logement de fortune et le jardin de loisirs. La végétation est souvent plus dense que dans les autres modèles. Les allées sont étroites et le mode de gestion varie beaucoup : les parties gérées par des associations sont mieux structurées, alors que les parties privées sont inaccessibles et ressemblent plus à des « squats » (Figure 41). Il est interdit d'habiter sur ces terrains car ils peuvent à tout moment être inondés.

Les municipalités ferment les yeux sur ce type de jardins, cependant, quelques études ont été réalisées et il serait prévu de reloger les familles utilisant ces terrains. À certains endroits, ces jardins peuvent constituer une agréable promenade pour les passants ; cela peut parfois même participer à la mise en valeur du bord de Loire. Cependant, à d'autres endroits, ces jardins sont inaccessibles et peu fréquentables. L'avenir est encore très incertain pour ces espaces que les municipalités voudraient voir supprimés ; en effet, elles ont la volonté de se réapproprier ces terrains dans l'optique d'une mise en valeur (la Loire à vélo, Espace Naturel Sensible, etc.).

#### 1.1.1.1.1 Evolution des types de jardins

Ces trois types sont présents sur les deux communes (La Riche et Saint-Pierre-des-Corps), qui concentrent la part la plus importante des jardins familiaux de l'agglomération.

L'évolution, commune, que nous constatons est une suppression des jardins anciens et de ceux inclassables et la conséquente installation de jardins récents sur un zonage spécifique, en périphérie du centre-ville. Nous observons une homogénéisation et une concentration des types de jardins en périphérie de ces deux communes pour tendre vers un modèle unique : les jardins récents. En parallèle, le devenir des jardins en zone inondable d'aléa fort reste en suspens et les communes

veulent pouvoir retrouver leur maîtrise foncière à moyen terme. Les jardins récents implantés en périphérie des centrevilles sont majoritaires dans le Sud de l'agglomération, où la pression foncière a été tellement forte que le processus de réimplantation de jardins récents a déjà été effectué.

Subsistent encore, au Nord de l'agglomération, quelques jardins anciens et inclassables, qui ont été maintenus car la pression foncière qui s'exerce sur ces communes est encore relativement raisonnable.

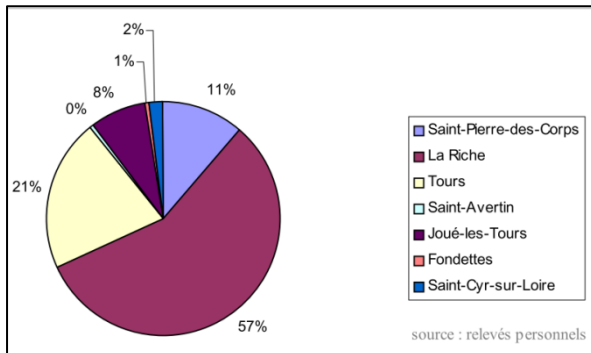


Figure 36 - Répartition du nombre de parcelles des jardins familiaux par commune<sup>297</sup>



Figure 37 - Les jardins collectifs sont présents en majorité le long d'axes de communication<sup>386</sup>

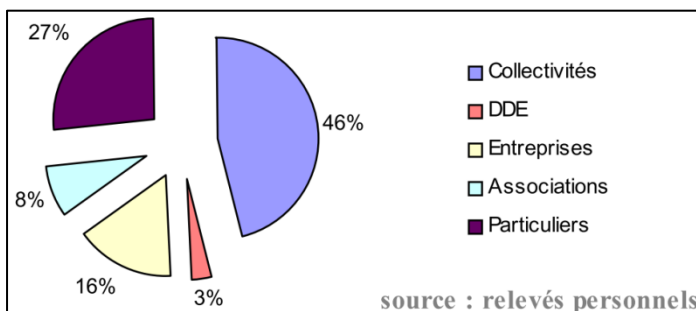


Figure 38 - Les propriétaires des jardins familiaux<sup>297</sup>

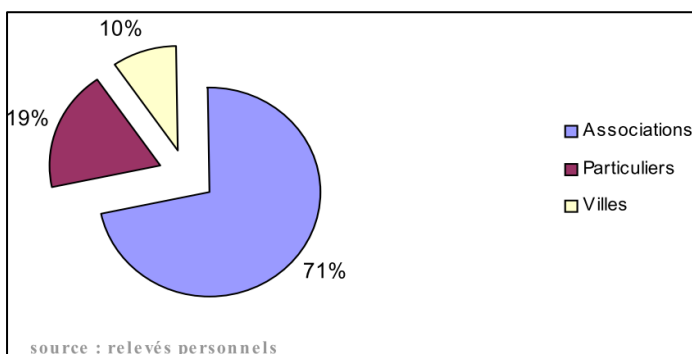


Figure 39 - Les gestionnaires des jardins familiaux<sup>297</sup>

#### 3.2.3.4.2 La prise en compte des jardins familiaux dans les documents d'urbanisme

Les zones réglementaires sur lesquelles sont localisés les jardins familiaux ont été recensées à partir des documents d'urbanisme. Ce travail permet de savoir s'il existe une prise en compte spécifique de ces jardins dans les documents d'urbanisme, et d'établir une comparaison entre les différentes communes étudiées (Tableau 12). Les zones dans lesquelles les jardins familiaux sont localisés sont de deux types (Figure 42).

1) Zones U, qui correspondent en général à des espaces urbanisés (habitat, activité économique et industrielle ou secteur tertiaire). Dans ces secteurs, les jardins sont donc explicitement menacés par l'implantation de bâti, sauf si la préservation du jardin a été notifiée spécifiquement ou qu'il s'agisse d'un terrain actuellement inutilisable autrement que pour cette fonction de jardin, de par sa proximité d'avec les rails, ou d'une zone inondable où l'urbanisation est limitée.

2) Zones N, qui sont des espaces naturels pour la plupart, qu'ils soient utilisés en tant que jardins, espaces verts ou de loisirs, voire encore en friche. Leur statut peut cependant varier : certaines zones sont maintenues en l'état en raison de leur qualité paysagère et écologique, ou à cause des risques d'inondation très importants. Ces dernières sont en général des secteurs en bord de fleuve. D'autres zones sont promises à une urbanisation future, même si celle-ci ne surviendra, en principe, que lorsque l'aménagement des zones U aura été réalisé.

On peut constater que seules les deux communes principales en ce qui concerne les jardins familiaux possèdent une zone réellement spécifique aux jardins familiaux. Dans les autres cas, ces derniers se situent sur une zone agricole, ou plus souvent dans des secteurs destinés à l'urbanisation à plus ou moins long terme.

Les secteurs où les jardins familiaux trouvent leur place sans être menacés sont en général des espaces soumis à des inondations fréquentes, ou à des facteurs de risques industriels. En effet, ces zones sont inconstructibles et ne sont donc propres à accueillir que des équipements légers, bien souvent des espaces sportifs ou de loisirs.

La volonté de localiser les jardins familiaux dans ces zones isolées questionne sur l'intérêt que les municipalités portent à la fonction structurante des jardins dans la trame urbaine. Ainsi, l'absence de zonage spécifique aux jardins familiaux dans les documents d'urbanisme démontre bien souvent que les villes cèdent à la pression foncière et font peu de cas de ces espaces verts si particuliers.

S'il n'y a pas de réelle prise en compte globale des jardins à l'échelle communale, nous observons qu'il n'y a pas non plus de prise en compte globale des jardins à l'échelle de l'agglomération, échelle qui montre bien l'émiettement des sites des jardins familiaux. Le bilan actuel des jardins familiaux montre que l'évolution de ce type de milieu n'a pas respecté les préconisations du SDAT (Schéma Directeur de l'Agglomération Tourangelle) de 1993, en vigueur à l'époque où les décisions d'urbanisation des jardins familiaux ont été prises, et va même à leur rencontre, comme illustré dans le Tableau 13.





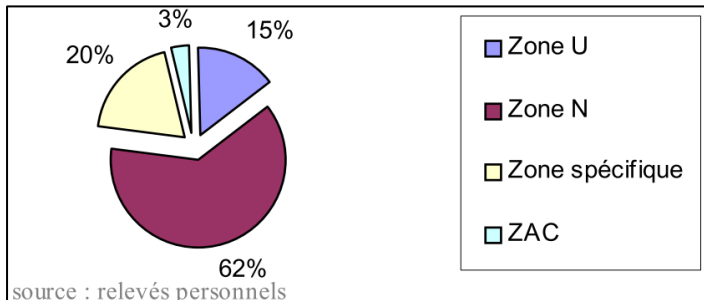
**Figure 40 - Les jardins de la Bergeonnerie, à Tours**

Source: IGN, 2002



**Figure 41 - Les jardins des Iles Noires, à La Riche**

Source: IGN, 2002



**Figure 42 – Proportion de jardins familiaux dans les différentes zones des documents d'urbanisme communaux<sup>297</sup>**

### 3.2.4 Conclusion

La forme urbaine de l'agglomération tourangelle est marquée par l'axe routier Nord-Sud qui la traverse, ce qui implique une déformation du modèle radio-concentrique théorique. Le paysage urbain est marqué par la présence de cours d'eau qui induisent, de par les secteurs inondables et non constructibles qu'ils contiennent, des grands espaces verts publics. L'étalement urbain d'une part et la redensification du tissu existant sous la poussée de la loi SRU de 2000, d'autre part, induisent un besoin d'espace permanent pour la création de logements, de centres commerciaux et d'infrastructures qui les accompagnent. **Les habitats urbains ont été créés et/ou détruits par cette avancée de la ville, comme le montrent les résultats sur les espaces verts publics et sur les jardins familiaux.**

#### 3.2.4.1 Une évolution sous la pression urbaine

Nous avons vu comment l'étalement urbain des années 1970 a englobé dans la tache urbaine des zones inondables dont une partie a été transformée en espaces verts publics. Aujourd'hui l'infrastructure verte de la ville est pour un tiers située en zone inconstructible du fait du risque inondation. Ces espaces verts nés de l'étalement urbain, les espaces verts publics, sont des parcs de grande dimension.

En revanche la pression urbaine a été préjudiciable aux espaces de petite dimension, comme le montre l'analyse des jardins familiaux, progressivement déplacés vers les marges de la ville. Ces collectifs de jardins se trouvent souvent en bordure d'infrastructures de transport routières ou ferroviaires, à moins de cent mètres de celles-ci, rattrapés par ces dernières ou repoussés vers elles suite aux vagues successives d'urbanisation<sup>386</sup>. La localisation des jardins familiaux était liée à des terrains impropres à l'urbanisation, assortis de servitudes réglementaires (inondables), mais « la densification et l'étalement urbain les ont repoussés (quand ils n'ont pas été éliminés) peu à peu, au point que la plupart se trouvent de fait aujourd'hui en position périurbaine »<sup>379</sup>. Renvoyés en grande partie aux franges rurales (et, à Tours, maraîchères) de l'agglomération, ils y ont été rattrapés par la périurbanisation. « En effet, la règle est plutôt le déplacement, voire un quasi-nomadisme. Le jardin est d'une certaine façon éphémère, en tout cas peu durable »<sup>379</sup>. Ceci confirme bien le rôle de réserve foncière qu'ont les jardins familiaux, un habitat temporaire et soumis à l'intensité de la pression urbaine, tout comme les friches urbaines, présentées plus loin. Les jardins familiaux permettent de requalifier des friches urbaines ou périurbaines difficilement aménageables par les collectivités territoriales<sup>380</sup>. Celles-ci, en déléguant la gestion d'une portion du territoire à un groupe de citoyens, favorisent non seulement la réappropriation sociale de l'espace mais encore l'entretien d'un espace vert à moindre coût.

#### 3.2.4.2 Deux habitats majeurs des espaces verts publics : les pelouses et les bois urbains

Nous avons vu l'histoire et la diversité spatiale des espaces verts publics. Les espaces verts publics, dont la fonction de refuge pour la diversité biologique en contexte bâti est aujourd'hui reconnue, sont surtout des lieux de détente et de loisir du citoyen qui se trouve alors confronté à cette nature<sup>389</sup>,<sup>390</sup>. Entretien à des degrés divers, ils peuvent abriter un nombre relativement élevé d'espèces végétales, plantées et/ou spontanées et ainsi potentiellement représenter un pôle important du maintien de la biodiversité, animale et végétale, dans un contexte urbain<sup>391</sup>. Or, à l'exception de quelques inventaires, les recherches bibliographiques ont démontré un déficit important en matière d'étude de la végétation urbaine en France, notamment en ce qui concerne la caractérisation de la



flore des espaces verts publics. Ce constat de déficience est dû à de nombreux motifs, parmi lesquels la réticence des écologues à s'intéresser à la ville <sup>359, 392</sup>, et l'orientation purement esthétique de l'intérêt que les aménageurs portent au végétal, au détriment du fonctionnel <sup>359</sup>.

Pour contribuer à combler cette lacune, nous avons étudié deux habitats très fréquents dans les espaces verts publics, les **pelouses** (14 espaces verts) et les **bois** urbains (13 espaces verts)<sup>27</sup>. Ces deux habitats sont présents dans les 24 espaces verts publics majeurs. Ces deux habitats correspondent à deux niveaux différents d'intervention anthropique. Les pelouses urbaines sont soumises à des pratiques de gestion régulières dans l'objectif de favoriser la fréquentation par le public ; les bois urbains sont les espaces verts publics les moins gérés car moins fréquentés que les pelouses. Dans les chapitres suivants nous allons analyser la diversité végétale de ces deux habitats majeurs des espaces verts publics, et en mesurer les déterminants paysagers et locaux.

commune	Zonage dans le POS ou PLU	Signification du zonage
Fondettes	Zone NDj	Zone naturelle inondable protégée
Joué-lès-Tours	Zone NDb	Correspond aux équipements publics et espaces verts qui ceinturent le centre en longeant le périphérique. Ce secteur n'a aucune vocation à accueillir de l'habitat
La Riche	Zone 1NA2	Zone naturelle non équipée où l'urbanisation est envisagée à court et moyen terme (activités tertiaires)
	Zone 2NA2	Zone destinée à l'urbanisation future, à long terme. Utilisation agricole uniquement pour ne pas compromettre une urbanisation future
	Zone NC3	Zone naturelle, destinée à la mise en valeur des richesses du sol
	Zone NCj3	Secteur spécifique destiné aux jardins familiaux
	Zone ND4	Zone naturelle protégée en raison des risques d'inondation et de la richesse du site naturel des rives de la Loire et du Cher
	Zone NDe4	Zone naturelle protégée, en raison des risques d'inondation et de la qualité paysagère et historique. Inconstructible et destinée aux activités légères de loisirs de plein air
	Zone UD3	Zone d'habitat résidentiel pavillonnaire
	ZAC des Minimés	Règlement spécifique à la ZAC
Saint Avertin	Zone NA	Zone naturelle, fait l'objet d'une mise en valeur agricole partielle
Saint-Cyr-sur-Loire	Zone NDr	Zone naturelle inondable soumise au PIG (Projet d'Intérêt Général)
	Zone Uba	Secteur à vocation d'habitat individuel
Saint-Pierre-des-Corps	Zone 1NA (1NAa à 1NAe)	Cœurs d'îlots vides du "vieux Saint-Pierre", anciens jardins maraîchers. Destinés à l'urbanisation (habitations, commerces, services...)
	Zone 2NAi2	Réservée exclusivement aux jardins familiaux (risques d'inondation et zone SEVESO)
	Zone 2NAi3	Affecté aux activités de sports et de loisirs
	Zone NDi	Correspond aux champs d'expansion des crues du Cher et de la Loire. Autorise les équipements démontables liés à la culture des jardins. Réglementation pour les clôtures
	Zone U2s	Les jardins de cette zone ont été inscrits en "terrain cultivé à protéger"
	Zone U3	Zone inondable, COS (Coefficient d'Occupation des Sols) limité à 0.3
	Zone UXb	Correspond à l'emprise des voies SNCF
Tours	Zone ND ND×1 à ND×4: qualifie l'importance du risque naturel ND b: situé en zone C du bruit	Zone faisant l'objet d'une protection particulière en raison de la qualité des sites et paysages (jardins et parcs publics, sites classés) ou en raison de l'existence de risques naturels (zones inondables) ou de nuisances (zone de bruit)
	Zone UB×0.8	Zones urbaines proches du centre situées au Nord de la Loire et au Sud du Cher. Le nombre correspond au COS (habituellement de 0.6) et traduit donc une pression foncière plus forte, car la capacité urbanisable est plus importante
	Zone UC	Zone d'activité économique et industrielle

**Tableau 12 - Place des jardins familiaux dans le zonage des documents d'urbanisme communaux** <sup>297</sup>

<sup>27</sup> Trois espaces verts comprenant à la fois des pelouses et des bois.

Préconisations du SDAT de 1993	Faits actuels concernant les jardins familiaux
Lutte contre la banalisation du paysage	Développement des modèles récents : jardins tous identiques
Meilleure cohésion entre sites naturels et urbains	Rupture de plus en plus présente entre espaces naturels et urbains, due aux multiples délocalisations des jardins en dehors des cœurs d'îlot
Développement des espaces verts, espaces de détente et loisir au Nord de l'agglomération	Aucune création de jardins familiaux, ni d'espace vert au Nord de l'agglomération: même bilan qu'il y a 12 ans
Réseau continu d'espaces naturels	Avec la délocalisation des jardins, rupture des réseaux et formation d'agrégats de jardins
Recherche de mixité quant à l'usage des sols	La création de zones spécifiques pour les jardins familiaux ne contribue pas toujours à la mixité quant à l'usage des sols

**Tableau 13 - Les préconisations du SDAT de 1993 à l'épreuve des faits** <sup>297</sup>

### 3.3 Diversité et déterminants de la végétation des pelouses urbaines

#### 3.3.1 Objectifs

Les pelouses urbaines sont un des habitats les plus fréquents dans les villes, malgré leur faible surface totale (à titre d'exemple, elles couvrent 5% de la surface de la ville de Berlin <sup>393</sup>). Cet habitat est le support de plusieurs services écosystémiques : des services écologiques, car les pelouses urbaines ont des effets positifs sur la connectivité urbaine et sur la réduction de la fragmentation des populations végétales, fournissant des ressources et un habitat pour de multiples communautés animales. Elles ont des effets positifs sur l'hydrologie urbaine, sur la réduction des nuisances érosives, auditives, sur le stockage carbone et de l'azote atmosphérique ; elles ont un effet positif sur le bien-être humain, la santé physique et mentale, la sociabilité, le sens esthétique, et représentent la première voire l'unique opportunité pour avoir un contact quotidien avec la nature <sup>394</sup>.

Malgré ce fort potentiel, elles sont peu étudiées ; il y a pourtant un besoin de combler les lacunes sur les possibles modes de gestion des pelouses, afin d'augmenter leur diversité floristique et maintenir un réseau de pelouses fonctionnelles dans les villes. Notre travail souhaite contribuer à cet objectif général en mesurant l'influence des pratiques urbaines sur les communautés végétales des pelouses des espaces verts publics.

Nous avons vu que les pratiques urbaines sont mises en œuvre à deux niveaux d'organisation différents : le paysage urbain, qui est sous l'effet de l'aménagement de l'espace et de la planification urbaine, d'une part ; et l'espace vert lui-même (l'habitat), niveau auquel sont mises en œuvre les pratiques de gestion et de fréquentation, d'autre part.

L'hypothèse principale est que les pelouses des espaces verts publics, situées de part et d'autre des chemins de fréquentation, subissent l'impact des pratiques des usagers (particulièrement le piétinement) et de celui de la gestion communale. Mais les pelouses connaissent aussi l'effet du paysage urbain environnant : dans quelle mesure le paysage urbain influe sur la végétation des pelouses ? Quel est, au contraire le poids des facteurs « locaux » de cet habitat, la fréquentation du public et la gestion municipale ? La relation entre la répartition spatiale des espaces végétalisés dans la ville et leur composition floristique a été mise en évidence pour des espaces peu entretenus :

boisement, friches, ripisylve etc. <sup>395</sup>. Qu'en est-il pour des espaces très entretenus comme les pelouses des espaces verts publics ?

L'objectif de ce travail est donc de caractériser la végétation des pelouses urbaines et de mesurer le poids respectif des facteurs paysagers et des facteurs locaux sur la végétation des pelouses.

### 3.3.2 Méthodologie

#### 3.3.2.1 Protocole d'observation de la végétation

Parmi les 24 espaces verts publics étudiés, nous avons retenu les espaces verts avec un couvert herbacé suffisamment étendu, comprenant des pelouses ayant une largeur supérieure à 20 m. Quatorze espaces verts constitués de pelouses ont été retenus (Figure 43).

Dans chacun de ces espaces deux sites de pelouse ont été localisés, l'un à faible fréquentation et situé loin des centres de perturbation d'origine anthropique, l'autre à forte fréquentation, situé à proximité de l'entrée de l'espace vert, des aires de jeux, des terrains de sport, etc. En définitive, 25 transects ont été échantillonnés, certains espaces verts étant dépourvus de sites à faible ou bien forte fréquentation.

Dans chacun de ces sites un transect composé de 10 placettes de 4 m<sup>2</sup> chacune (2 mètres x 2 mètres) a été placé, perpendiculairement à un chemin de fréquentation, allant du chemin (quadrat 1 : Q1) vers l'intérieur de la pelouse (quadrat 10 : Q10) (Figure 44). La démarche d'échantillonnage, comportant 4 échelles d'observation, est illustrée par la (Figure 45).

Un indice d'abondance allant de 0 (absence) à 5 (dominance) a été utilisé dans les relevés <sup>239</sup>. Les 250 relevés (quadrats), réalisés durant l'été 2007 (Juin à Août), ont permis de constituer une base de données composée de 135 espèces.

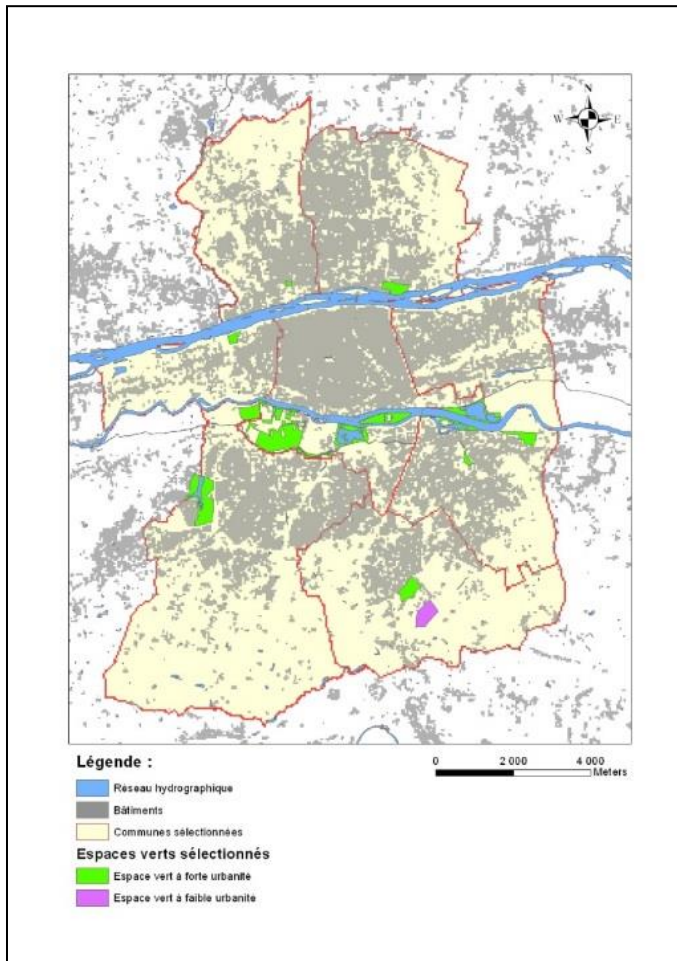


Figure 43 – Localisation des 14 espaces verts dotés de pelouses <sup>196</sup>

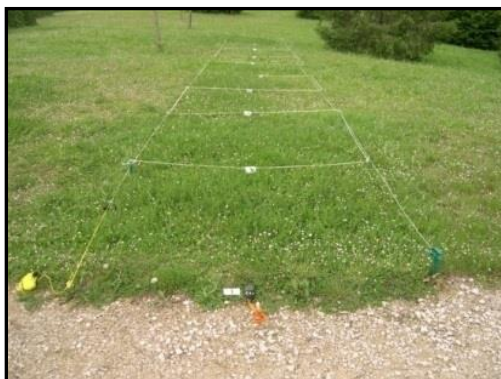


Figure 44 - Transect utilisé pour relever la flore des pelouses urbaines<sup>290</sup>

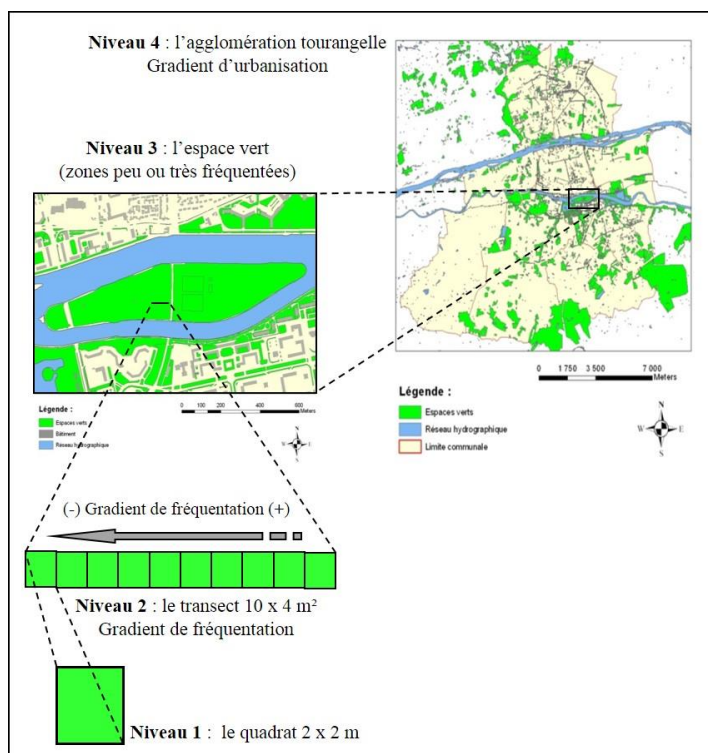


Figure 45 – Schéma de la démarche d'échantillonnage retenue pour les pelouses urbaines<sup>196</sup>

### 3.3.2.2 Les descripteurs du paysage

Pour décrire les habitats environnants les pelouses urbaines, les variables suivantes ont été utilisées :

- la proportion d'occupation du sol (bâtie, cultivée, boisée, aquatique) dans des zones tampon de différentes dimensions ; 3 rayons ont été retenus : 100m, 500m, 750m autour du centre de la pelouse (Figure 46) ;
- la distance minimale inter-espaces verts.

### 3.3.2.3 Les descripteurs de l'habitat : gestion et fréquentation des pelouses urbaines

Les opérations de gestion retenues, recensées lors des enquêtes auprès des services techniques municipaux, gestionnaires de ces espaces, sont les suivantes :

- fréquences des tontes

- hauteurs des tontes
- espèces semées initialement : mélanges de Ray-grass, Fétuque, Pâturin, Agrostide (variable qualitative)
- âge de la pelouse (ancienneté du semis)
- surface de la pelouse.

L'estimation de la fréquentation est intégrée dans le protocole d'échantillonnage :

- fréquentation du quadrat : distance du chemin
- fréquentation du transect : zones très / peu fréquentée (variable qualitative).

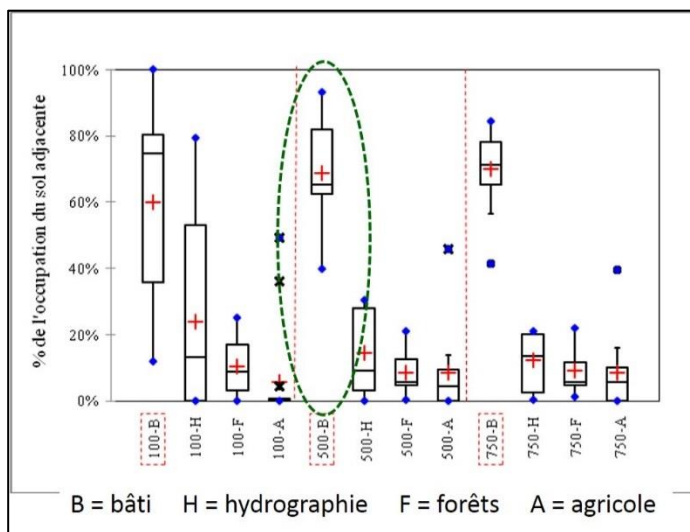


Figure 46 – Variation du pourcentage d'occupation du sol adjacente aux pelouses urbaines <sup>196</sup>

### 3.3.2.4 Analyses des données

Nous avons d'abord utilisé des indices classiques de diversité : richesse spécifique et diversité spécifique, qui pondère la richesse par l'abondance de chaque espèce, selon l'indice de Shannon. Puis nous avons utilisé un indice de similarité entre relevés, qui maintient l'identité des espèces (contrairement à ce que font les indices de diversité <sup>396</sup>) ; nous avons utilisé l'indice de Dice (D), appelé encore indice de Czekanowski (1913), ou indice de Sorensen (1948) <sup>290, 289</sup>.

Les analyses multivariées nous ont permis d'étudier la composition botanique (AFC) et la contribution des variables décrivant le paysage et de celles décrivant des facteurs « locaux », à la composition botanique des pelouses (Analyses Canoniques des Correspondances avec partition de variance). Elles ont été réalisées sur un tableau qui écarte des relevés particuliers et des espèces très peu fréquentes, afin d'analyser un jeu de données robuste qui ne surévalue pas le poids des espèces très rares. Le logiciel utilisé est Canoco.

### 3.3.3 Résultats

En tout 135 espèces ont été trouvées sur les 25 pelouses urbaines étudiées (250 quadrats de 4 m<sup>2</sup>). A titre de comparaison, 159 espèces ont été trouvées dans 52 pelouses urbaines (104 quadrats de 1m<sup>2</sup>) à Sheffield (Royaume Uni)<sup>397</sup> ; 79 espèces ont été trouvées dans 100 pelouses urbaines (1.000 quadrats de 30cm<sup>2</sup>) à Paris<sup>394</sup> (mais les relevés ont été effectués au cours de l'automne). La plupart de ces espèces herbacées, à l'exception des graminées semées initialement, telles que le Ray-grass, la Fétuque, le Pâturin etc., qui sont les plus abondantes, se sont installées spontanément dans les pelouses.

#### 3.3.3.1 Richesse, diversité, similarité et composition botanique des pelouses

Dans un article issu de ce travail<sup>290</sup>, nous montrons que les variations de richesse, diversité, similarité le long du transect, mettent en évidence une organisation spatiale particulière. Ces résultats révèlent une continuité spatiale dans la composition floristique des pelouses, sous l'effet d'un gradient de fréquentation. De ce fait, l'influence des pratiques des usagers sur la composition floristique des pelouses, selon un gradient de fréquentation à partir des chemins, est confirmée. Nous montrons également que la richesse spécifique est plus élevée dans les pelouses à faible fréquentation. Ces résultats sont cohérents avec ceux trouvés par d'autres chercheurs ; dans une étude sur les pelouses urbaines, publiques et privées, le long d'un transect lisière-centre de la pelouse, des chercheurs trouvent que la richesse spécifique est plus élevée dans les pelouses urbaines peu fréquentées, et la fréquentation a un effet négatif sur la diversité floristique. Cette étude démontre aussi que la similarité floristique n'est pas corrélée avec la distance physique entre les différents sites, ce qui suggère l'effet de l'urbanisation (présence de hauts bâtiments qui empêchent la dispersion des espèces par le vent)<sup>394</sup>.

Les résultats d'une AFC sur un tableau de 219 quadrats et 126 espèces montrent que les quadrats se regroupent en fonction de deux critères<sup>296</sup> :

1. les espaces verts publics auxquels ils appartiennent ;
2. le type des transects (à faible ou forte fréquentation) : les quadrats se regroupent au sein de leur transect d'appartenance :
  - les communautés des pelouses des zones très fréquentées, très homogènes et localisées au centre du nuage de points, sont caractérisées par des espèces comme *Bellis perennis*, *Senecio vulgaris*, *Centaurea sp.*, *Ranunculus bulbosus*, *Prunella vulgaris*, *Torilis nodosa*, etc.
  - à l'inverse, les communautés des pelouses des zones peu fréquentées, hétérogènes et positionnées de part et d'autre des extrémités du nuage, connaissent des variations d'humidité, d'acidité et de nutrition minérale du sol : elles sont différentes de celles à forte fréquentation, et sont différentes entre elles.

Dans cette analyse les quadrats ne se regroupent pas selon la position de leur rang dans le transect, c'est-à-dire en s'ordonnant conformément au gradient de fréquentation (Q1, Q2, ..., Q10).

Ces résultats sont cohérents avec ceux trouvés par d'autres chercheurs : la fréquentation semble avoir un effet sur la composition botanique des pelouses urbaines privées<sup>397</sup>. Une autre étude montre que les espèces des zones périphériques et proches des chemins de fréquentations sont plus

nitrophiles et rudérales<sup>28</sup> que celles du centre de la pelouse (dans un grand parc herbeux à Rome, à l'échelle de grands quadrats de 1 ha) <sup>398</sup>.

### 3.3.3.2 Après l'âge, un effet prépondérant des variables de paysage

Les 24 variables relatives au paysage et à l'habitat ont été testées et hiérarchisées par l'Analyse Canonique des Correspondances. Elles sont toutes significatives (test de MonteCarlo). De la hiérarchie des variables émergent :

- l'âge de la pelouse
- l'occupation du sol adjacente bâtie et cultivée (rayon de 500m)
- le type de mélange semé
- les autres variables de gestion (hauteur et fréquence de la tonte).

L'effet de la fréquentation et de la proximité d'autres espaces verts (distance minimale inter-espaces verts) est moindre, tout en étant significatif ; l'effet des espaces boisés sur la flore des pelouses est parmi les moindres, ce qui s'explique facilement par la différence d'habitat (Figure 47).

Les principaux types de communautés végétales des pelouses associées à des pratiques urbaines sont, d'une part les **pelouses entourées de bâti, âgées** (une trentaine d'années), initialement semées en Ray-Grass et Fétuque, qui sont composées d'espèces thermophiles, rudérales et annuelles (comme *Verbena officinalis*, *Trifolium arvense*, *Prunella laciniata*, *Carex spicata*, *Medicago lupulina*, *Agrimonia eupatoria*). D'autre part nous trouvons les **pelouses entourées de champs cultivés, gérées par de façon « différenciée »** (tonte haute, à 8-10 cm, fréquence élevée), initialement semées en Ray-Grass, Fétuque, Pâturin, qui sont composées d'espèces nitrophiles et anémochores (se dispersant par le vent).

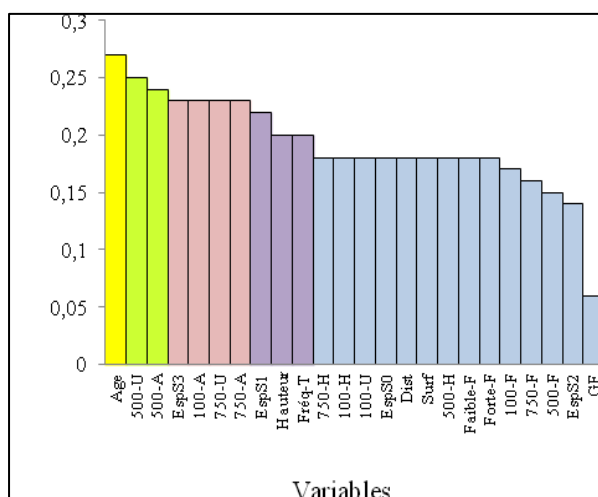


Figure 47 – Hiérarchie des variables déterminant la composition botanique des pelouses urbaines <sup>196, 296</sup>,

<sup>28</sup> Espèces des zones perturbées et riches en nutriments.



### 3.3.4 Discussion

L'analyse canonique montre que la végétation des pelouses urbaines est marquée par les pratiques de gestion et par le paysage urbain. En ce qui concerne les pratiques de gestion nous observons l'importance de deux éléments :

- les conditions initiales : date et type de semis (présence ou pas de *Poa pratensis*), qui isolent les pelouses âgées, semées initialement sans le pâturin (associées aux espèces thermophiles et annuelles) ;
- les pratiques d'entretien : fréquence et hauteur de la tonte, qui isolent les pelouses soumises à une tonte haute (associée aux espèces nitrophiles et rudérales) et une fréquence élevée (associée à des espèces en rosette).

Ceci confirme d'autres études <sup>394</sup>, qui avaient trouvé que la fréquence de fauche a un effet sur la composition botanique (et elle est corrélée négativement avec la richesse spécifique et la rareté). Cette étude montre aussi que la similarité floristique des pelouses urbaines est très corrélée avec leur similarité environnementale, de gestion notamment. Ainsi les communautés végétales se développent le long d'un gradient ordonné en fonction de l'intensité des pratiques (fréquentation et gestion), qui diminuent tout en s'éloignant du chemin (Figure 48).

En ce qui concerne le paysage urbain, il porte, seul, plus de la moitié de la variance expliquée (analyse canonique avec partition de variance) et se trouve parmi les principales variables jouant sur la composition botanique des pelouses, bien que son poids statistique ait pu être surévalué à cause d'un artefact (le nombre prépondérant des variables paysagères). Dans d'autres études <sup>394</sup> la gestion et la surface, et seulement après le paysage (% de surface bâtie dans un buffer de 200 m), ont un effet sur les traits des plantes, alors que pour nous l'effet du paysage sur la composition botanique des pelouses est plus important.

Les **espaces bâtis** entourant les pelouses induisent la présence d'espèces thermophiles, rudérales et annuelles. La présence caractéristique des espèces annuelles dans les pelouses centrales avait été déjà soulignée <sup>394</sup>. Une autre étude, réalisée dans les pelouses urbaines berlinoises, confirme que la part d'espèces annuelles augmente avec les impacts humains en général <sup>399</sup>. En outre les **espaces cultivés** entourant les pelouses induisent la présence d'espèces nitrophiles et anémochores.

Parmi les différents rayons utilisés pour mesurer l'effet du paysage (100m, 500m, 750m), c'est le rayon de 500m qui a le principal effet sur la flore des pelouses, suivi de 100m et puis de 750m. La connexion des pelouses urbaines avec d'autres espaces verts urbains herbacés de plus petite taille, comme les espaces verts d'entreprises, renforce la trame verte urbaine <sup>400</sup>.



**Figure 48 – L'intensité des pratiques de fréquentation et de gestion des pelouses urbaines diminue tout en s'éloignant du chemin**  
196

### 3.4 Diversité et déterminants de la végétation des bois urbains

#### 3.4.1 Objectifs

Les bois urbains sont probablement l'habitat urbain le plus important en taille ; en Suède ils couvrent entre 1% et 40% de la surface urbaine, 20% en moyenne <sup>401</sup>.

L'objectif de ce travail est de mesurer l'influence des pratiques urbaines aux deux échelles du paysage et de l'habitat, sur les communautés végétales des bois des espaces verts publics. Il s'agit donc de caractériser la végétation des bois urbains, l'habitat le moins géré dans les espaces verts publics, en relation au paysage urbain et à la structure spatiale des bois et notamment la différence entre lisière et centre des bois.

#### 3.4.2 Méthodologie

##### 3.4.2.1 Protocole d'observation de la végétation du sous-bois

Parmi les 24 espaces verts publics étudiés, les 13 espaces verts constitués de bois ont été retenus pour cette étude, chacun recouvrant une superficie égale à 1 ha au moins (Figure 50).

Selon un protocole déjà testé ailleurs <sup>384, 402</sup>, dans chacun de ces bois urbains 5 placettes de 30m<sup>2</sup> (6m x 5m) ont été placées dans la zone centrale du bois et 5 placettes de 30m<sup>2</sup> (10m x 3m) ont été placées dans la zone périphérique de celui-ci (zone de lisière). Ainsi 10 placettes de 30m<sup>2</sup> chacune ont été positionnées dans chaque bois urbain étudié, pour un total de 130 placettes (Figure 51).

Ce travail a été réalisé à 3 échelles d'observation (Figure 53) :

- 1) l'agglomération : 13 bois urbains
- 2) le bois urbain (espace vert) : zone centrale / zone de lisière
  - 65 zones centrales
  - 65 zones de lisière
- 3) la placette de 30m<sup>2</sup> : 6m x 5m au centre, 10m x 3m en lisière.

Afin de nous affranchir de l'effet de la plantation volontaire d'espèces horticoles, nous nous sommes concentrés sur la strate herbacée (sous-bois) (

Figure 52). Toutes les espèces de sous-bois ont été recensées, selon un indice d'abondance allant de 0 (absence) à 5 (dominance)<sup>239</sup>,

Les 130 relevés (quadrats) ont permis de constituer une base de données composée de 219 espèces.



Figure 49 – Les bois urbains sont moins fréquentés et gérés que les pelouses urbaines<sup>196</sup>

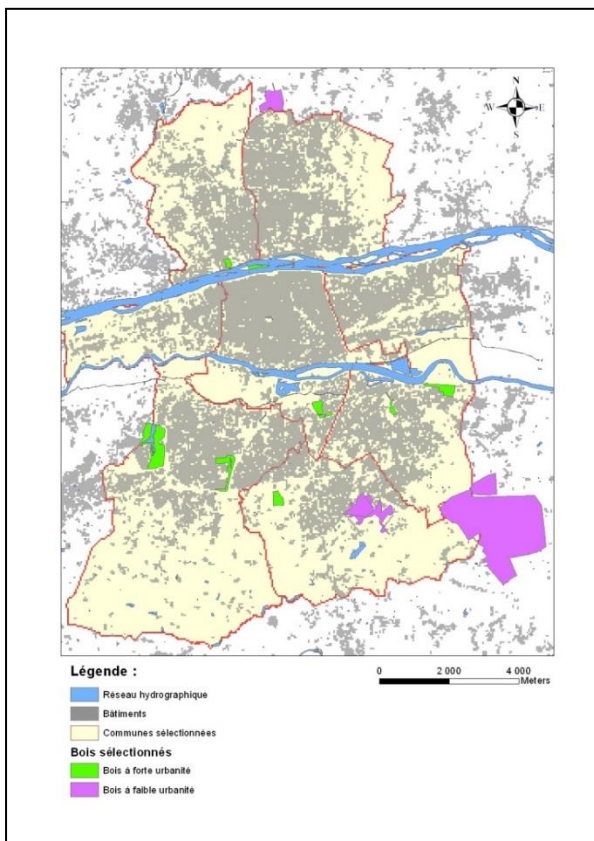


Figure 50 - Localisation des 13 espaces verts dotés de bois<sup>196</sup>



Figure 51 – Placette utilisée pour relever la flore des bois urbains  
196

### 3.4.2.2 Les descripteurs du paysage

Les descripteurs du paysage urbain utilisés sont les suivants :

- la proportion d'occupation du sol (bâtie, cultivée, boisée, aquatique) dans des zones tampon de différentes dimensions ; 3 rayons ont été retenus : 100m, 500m, 750m autour du centre de la pelouse (Figure 54) ;
- la distance minimale inter-espaces verts.

A ces variables s'ajoutent :

- la distance minimale au centre géographique de la ville ;
- la distance minimale à un cours d'eau (Figure 55).

### 3.4.2.3 Les descripteurs de l'habitat : âge et structure spatiale du bois

Pour décrire les facteurs relatifs à l'espace vert lui-même, les variables suivantes ont été utilisées.

- Age du bois (ancienneté de la plantation)
- Surface du bois
- Position de la placette, centrale ou en lisière (variable qualitative), qui identifie des zones supposées plus fréquentées (les lisières) et des zones moins fréquentées (le centre).

La position de la placette d'observation, centrale ou en lisière, permet d'évaluer la diversité interne de l'habitat, mais elle renseigne aussi sur la fréquentation publique, les zones de lisières, surtout dans les bois proches des zones bâties, étant *a priori* plus fréquentées que les zones centrales (ce qui est confirmé <sup>403</sup>) (Figure 49).

Ces analyses vont nous permettre d'étudier la composition botanique (AFC) et la contribution des variables décrivant le paysage et de celles décrivant des facteurs « locaux », à la composition botanique des bois, par une Analyses Canoniques des Correspondances, ACC, utilisée dans d'autres études des bois urbains <sup>384</sup>. Le logiciel utilisé est Canoco.



Figure 52 – La strate herbacée d'un bois urbain : le sous-bois <sup>196</sup>

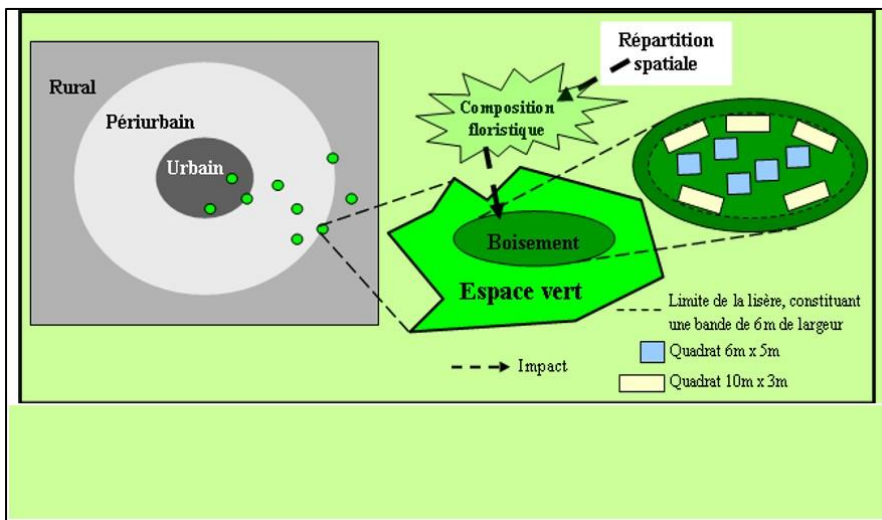


Figure 53 - Schéma de la démarche d'échantillonnage retenue pour les bois urbains <sup>196</sup>

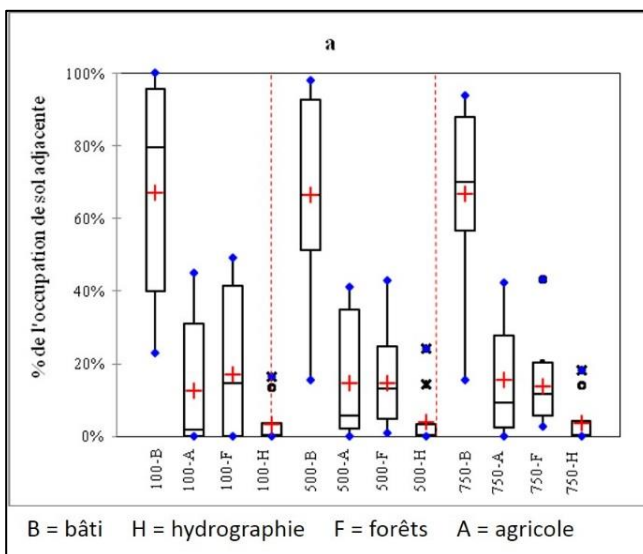


Figure 54 - Variation du pourcentage d'occupation du sol adjacente aux bois urbains <sup>196</sup>

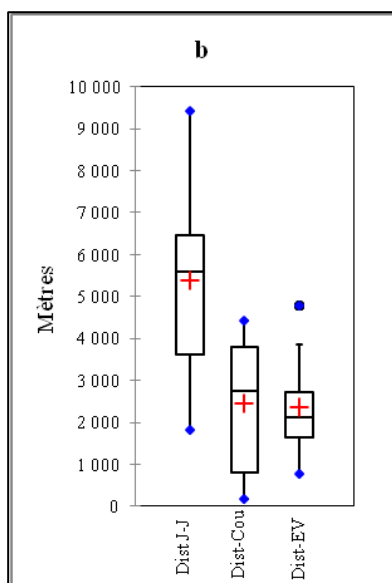


Figure 55 – Variation des distances des bois urbains au centre-ville, aux cours d'eau, à l'espace vert le plus proche <sup>196</sup>

### 3.4.3 Résultats

Dans les 130 placettes de sous-bois, 219 espèces ont été trouvées. Ceci est cohérent avec d'autres mesures : 113 espèces trouvées sur 420 placettes de sous-bois de 9m<sup>2</sup> <sup>381</sup>, 203 espèces de sous-bois trouvées sur 210 placettes de 10m<sup>2</sup> <sup>403</sup>, et 414 espèces (toute strate confondue) trouvées sur 25km<sup>2</sup> <sup>404</sup>.

#### 3.4.3.1 La composition botanique sous l'effet du paysage bâti

L'indice de similarité montre des communautés beaucoup plus similaires que celles des pelouses ; une forte similarité est enregistrée entre les placettes du centre et de la lisière des bois car beaucoup d'espèces sont communes à ces deux zones du bois. La similarité ne suit pas le gradient urbain : des bois similaires ne sont pas forcément proches <sup>196</sup>.

Après avoir écarté des relevés particuliers et des espèces très peu fréquentes, afin d'analyser un jeu de données robuste qui ne surévalue pas le poids des espèces très rares, nous avons travaillé sur un tableau de 110 quadrats et 132 espèces. Les résultats d'une AFC montrent l'effet de l'espace vert d'appartenance : comme pour les pelouses, l'espace vert est un niveau d'organisation de la végétation des bois urbains <sup>296</sup>. Les communautés végétales des bois urbains se classent selon un gradient de pressions urbaines (part de surface bâtie dans un buffer de 500m de rayon) et un gradient de densité des bois. Trois communautés végétales des sous-bois urbains sont observées :

- 1) des bois à fortes pressions urbaines, caractérisés par des **taxons horticoles** (*Fraxinus sp hort*, *Ilex sp hort*, *Prunus sp hort*, *Tilia sp hort*, *Buxus sp hort*) ;
- 2) des bois urbains denses, caractérisés par des espèces d'ombre ;
- 3) des bois urbains peu denses, caractérisés par des espèces herbacées généralistes (*Trifolium repens*, *Bellis perennis*, *Plantago lanceolata*, *Potentilla reptans*).

#### 3.4.3.2 Un effet prépondérant des variables de paysage

Les 19 variables testées dans l'Analyse Canonique des Correspondances sont toutes significatives (test de MonteCarlo). De la hiérarchie des variables significatives émergent :

- l'occupation du sol adjacente forestière, à tous les rayons testés (100m, 500m, 750m)
- l'occupation du sol adjacente bâtie (rayon de 100m surtout)
- la surface du bois
- la distance au centre-ville.

L'effet de la proximité d'autres espaces verts (distance minimale inter-espaces verts) et surtout de la position de la placette (centrale ou en lisière) est moindre, comme pouvait le faire penser l'indice de similarité entre placettes centrales et de lisière (Figure 56).

Les principaux types de communautés végétales des bois associées à des pratiques urbaines sont, d'une part, les **bois proches de zones forestières (et agricoles), péri-urbains**, composés d'espèces de bois caducifoliés, acidophiles (*Pteridium aquilinum*, *Ilex aquifolium*, *Melampyrum pratense*, *Solidago virgaurea*, *Agrostis capillaris*, *Deschampsia flexuosa*, *Peucedanum gallicum*). Des espèces horticoles sont présentes (*Danae racemosa*, *Quercus palustris*). Ces bois sont généralement de grande taille et comprennent des espèces de prairie, pelouse ou de lisière forestière herbacée (*Trifolium pratense*, *Bellis perennis*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus bulbosus*, *Potentilla erecta*, *Mycelis muralis*, *Hypericum pulchrum*).

D'autre part nous trouvons les **bois proches de zones bâties (et des cours d'eau), centraux, anciens**, sont composés d'espèces de bois caducifoliés, vivaces, basophiles (*Quercus pubescens*, *Arum maculatum*, *Cyclamen hederifolium*, *Hedera helix*, *Achillea millefolium*, *Geum urbanum*). Des espèces horticoles sont présentes (*Tilia sp hor*, *Fraxinus sp hort*).

Ainsi nous observons que la végétation des bois urbains est très marquée par :

- le paysage urbain : proximité d'espaces **boisés** (tous rayons) et **bâtis** (rayon de 500m)
- la surface du bois, associée à une moindre densité forestière et à la présence d'espèces prairiales.

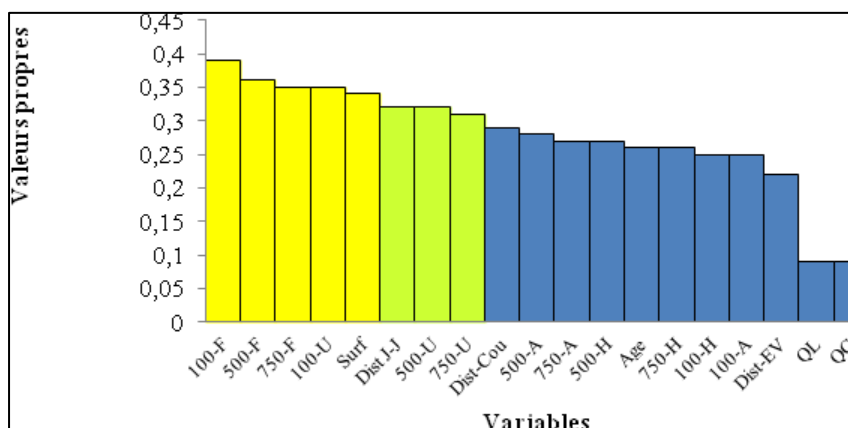


Figure 56 - Hiérarchie des variables déterminant la composition botanique des bois urbains <sup>196, 296</sup>

### 3.4.4 Discussion

La végétation des bois urbains est très influencée par le paysage urbain d'abord, et, ensuite, par la surface de l'habitat lui-même, qui induit une plus faible densité forestière et une plus forte



proportion d'espèces prairiales dans le sous-bois. L'influence du paysage est confirmée par l'effet de la part de surfaces boisées dans l'occupation du sol adjacente aux bois étudiés, quel que soit le rayon considéré. L'effet de la part de surface bâtie est important, les espèces forestières se dispersant difficilement par le vent et étant sensibles à l'effet de barrière physique, et donc d'isolement, que représente la bâti.

Ces résultats sont cohérents avec ceux trouvés par d'autres chercheurs, concernant les bois urbains de plusieurs villes de l'Ouest de la France<sup>405</sup> ou de Barcelone (Espagne)<sup>403</sup>, les variables principales affectant la composition botanique des forêts urbaines sont la surface du bois et l'occupation du sol adjacente. La proximité de grandes forêts avec des surfaces agricoles en zone péri-urbaine est recommandée, car elle favorise le maintien d'espèces rares<sup>403</sup>.

L'effet lisière, mesuré par la position de la placette d'observation, au centre ou en lisière du bois, est faible, ce qui est cohérent avec certaines études<sup>381</sup>, et pas avec d'autres (une grande forêt en périphérie de Bruxelles, Belgique)<sup>404</sup>. La faiblesse de cet effet suggère également la faiblesse de l'effet de la fréquentation sur la flore des bois urbains.

Le paysage urbain, porte, seul, presque la moitié de la variance expliquée (analyse canonique avec partition de variance). Une importante redondance existe entre les variables paysagères et celles locales (50% de la variance partitionnée), car les bois péri-urbains, proches de zones forestières, sont aussi des bois de grande surface ; et les bois centraux, proches de zones bâties, sont aussi des bois âgés.

Les espèces des bois urbains trouvées dans les espaces verts les plus centraux sont associées aux forêts les plus anciennes, contrairement à ce que trouvent d'autres études<sup>384</sup>.

Du fait de la faiblesse de la gestion, les bois urbains représentent bien un habitat de choix pour tester l'effet du paysage urbain, et particulièrement de la part de surface bâtie, sur les communautés floristiques des villes ; d'autres études, toutefois, ne trouvent pas de relation entre les traits de dispersion des espèces des bois urbains avec la position de l'habitat dans le gradient urbain<sup>382</sup>.

La présence d'espèces horticoles ne discrimine pas des bois particuliers, ces espèces étant présentes dans tous les types de bois, centraux et péri-urbains, mais de façon limitée, comme le montrent d'autres études des bois urbains<sup>381</sup>. Les villes sont des points chauds des invasions végétales et les plantes ligneuses échappées des cultures contribuent de manière significative à ce phénomène. Les succès d'invasion des espèces ligneuses exotiques en milieu urbain sont toutefois fortement dépendants de l'échelle et du contexte ; les assemblages d'espèces ligneuses dans les zones urbaines ne sont pas seulement caractérisés par un nombre élevé d'exotiques, mais aussi par une abondance élevée d'espèces indigènes<sup>406</sup>. La présence d'espèces ligneuses invasives peut toutefois entraîner une perte importante de diversité du sous-bois<sup>407</sup>.

Au-delà des forêts urbaines, l'arbre en ville pose la question de l'articulation entre différents services techniques urbains responsables de leur gestion, et aussi de la diversité des fonctions de cette forme de nature, comme l'a montré une étude des pieds d'arbre en ville<sup>408</sup>.



### 3.5 Perspectives. Les délaissés urbains

Cette recherche sur la biodiversité urbaine et ses déterminants paysagers se poursuit actuellement sur un autre type d'habitat urbain : les délaissés urbains (terme issu de l'aménagement), ou friches urbaines (terme issu de l'écologie).

Le choix de cet habitat, qui est dépourvu d'usages officiels, nous permet de nous affranchir le plus possible, dans le contexte urbain, des effets anthropiques locaux, que nous avons étudiés pour les bois et surtout les pelouses urbaines : gestion et fréquentation. C'est donc, *a priori*, l'habitat qui devrait nous permettre de mieux comprendre les effets du paysage urbain sur la diversité végétale et son éventuel caractère de réservoir d'espèces invasives<sup>409</sup>.

Les friches urbaines sont l'objet de la thèse de Marion Brun, que je co-encadre ; jusqu'à ce jour cette recherche a donné lieu à un article scientifique<sup>291</sup>, un chapitre d'ouvrage<sup>293</sup>, et plusieurs communications à des colloques scientifiques.

Les friches urbaines sont aussi l'objet du projet DUE (Délaissés Urbains et Espèces Envahissantes, financement Conseil Régional du Centre), que je coordonne. Ce projet implique plusieurs membres de l'UMR CITERES ainsi que d'autres partenaires. Il s'agit des collègues de l'Ecole Nationale Supérieure de la Nature et du Paysage de Blois, le bureau d'études Biotope, deux structures associatives relatives à la diversité biologique (la Société Botanique Ligérienne et la Fédération des Conservatoires des Espaces Naturels) et les deux agglomérations de Tours (Atelier d'Urbanisme de l'Agglomération Tourangelle, AUAT) et de Blois (Agglopolys Blois). Il est ainsi structuré en 10 tâches (Tableau 14).

Les résultats des différents volets de ce projet (2012-2015) seront restitués dans des articles scientifiques en préparation. Plusieurs articles de communication sur ce projet ont été publiés.

N° de la tâche du projet DUE	Nom de la tâche
1	Bibliographie
2	Cartographie de l'occupation du sol
3	Analyse des données spatiales
4	Relevés floristiques
5	Etude diachronique
6	Etude foncière et projets
7	Analyse des données floristiques
8	Etude de la banque de graines du sol de 15 friches
9	Etude de la perception de 15 friches
10	Bilan et préconisations pour la conception de la TVB

**Tableau 14 – Les tâches du projet DUE (Délaissés Urbains et Espèces Envahissantes)**

### 3.5.1 Les friches urbaines

La définition de cet habitat est variable suivant les différents contextes d'utilisation. Sur la base de la littérature scientifique internationale, nous avons retenu les caractères suivants :

- un espace sans usages officiel, bien que pas nécessairement dépourvu d'usage informel ni de gestion, rare et irrégulière
- un espace végétalisé spontanément, qui est constitué d'un ensemble d'états transitoires entre la prairie et le bois ; les friches arborescentes ont été exclues de l'échantillon
- un espace inclus dans la tache urbaine, ce qui permet de distinguer les friches urbaines, même d'origine agricole, des friches agricoles actuelles.

Deux principaux termes anglais sont utilisés pour définir ce que l'on nomme « friche urbaine » en français : *wasteland*, qui caractérise un site délaissé et *brownfield* qui caractérise plus spécifiquement un ancien site industriel délaissé. Le détail est fourni dans la Figure 57.

Terms	Number of references
Wasteland	18
Brownfield	12
Railway	3
Derelict land/site	2
Ruderal site	1
Vacant land	1
Spontaneous woodland	1
Definition	
Abandoned/vacant/unused site; demolition site	17
Vegetation develops spontaneously	7
Composed of pioneer and ruderal plant species	6
Composed of early stages of succession (from annual plants to shrubs)	5
Unmanged/no human control/occasional mowing	5

**Figure 57 – Termes utilisés pour désigner et définir les friches urbaines dans 37 études analysées** <sup>291</sup>

### 3.5.2 Que sait-on de la végétation des friches urbaines ?

#### 3.5.2.1 Les friches urbaines comme habitat

Dans deux publications collectives, <sup>293</sup>, <sup>291</sup>, nous avons fait un état des lieux des potentialités des friches urbaines vis-à-vis de la diversité biologique urbaine telles qu'elles ressortent des articles scientifiques publiés. Nous avons analysé l'ensemble des études conduites à ce sujet, soit 37 articles scientifiques, rapportant des recherches conduites pour la plupart dans les grandes villes d'Europe Occidentale et Centrale.

Nous soulignons que, pour la plupart des études, les friches urbaines abritent plus d'espèces que les autres espaces verts urbains, et qu'elles ont un réel potentiel pour contribuer à la conservation de la diversité biologique dans les zones urbaines.

Si cet habitat peut être un refuge pour la diversité biologique en ville, il est aussi potentiellement un refuge pour une biodiversité non souhaitée, et notamment pour des espèces exotiques naturalisées et envahissantes. Une étude <sup>406</sup> de la flore urbaine tout habitat confondu, montre que le pourcentage d'espèces exotiques est significativement plus élevé dans les espaces verts, les friches et les zones

résidentielles, que dans les forêts et les zones humides. Cependant, les espèces indigènes sont fréquentes à l'échelle de l'habitat. À l'échelle d'une des communautés qui composent les habitats, cette étude montre que les espèces indigènes prévalent dans les zones résidentielles, et les espèces exotiques dans les friches urbaines. Une autre étude <sup>410</sup> montre que la présence d'espèces invasives dans les friches le long de voies ferrées dépend du gradient urbain, plus que de la distance entre les friches.

Des facteurs locaux sont identifiés dans ces recherches pour expliquer la diversité biologique des friches urbaines : la surface de la friche, son âge (toutefois le stade de succession végétale n'est pas toujours lié à l'âge des friches : les ressources limitantes du sol peuvent prolonger les stades pionniers de manière importante <sup>411</sup>). Également le sol, le micro-climat (facteur important en relation aussi à l'îlot de chaleur urbain, et peu étudié), les actions humaines (faibles mais pas absentes). La Figure 58 illustre ces éléments.

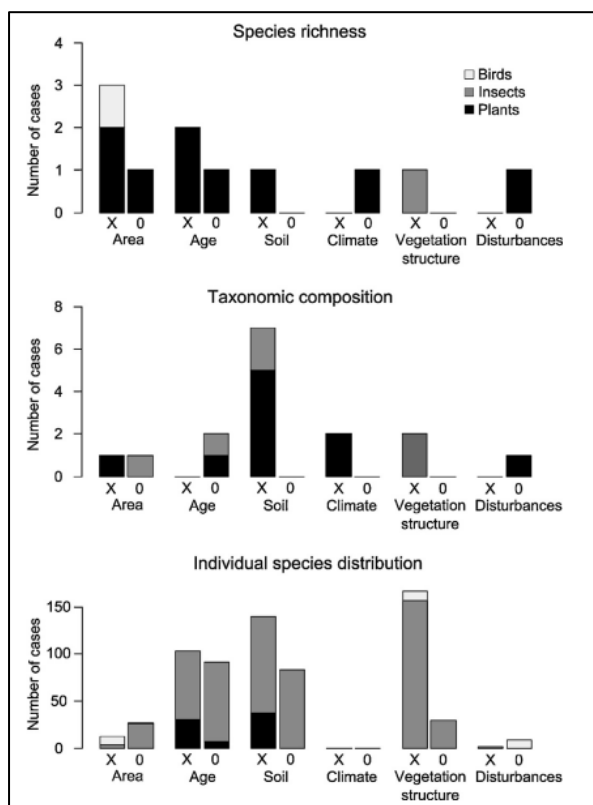
Des facteurs paysagers sont aussi mis en évidence : la part d'espaces semi-naturels (végétalisés) <sup>412</sup>, <sup>413</sup> et d'espaces bâtis <sup>414</sup> entourant la friche joue un rôle sur la diversité biologique des friches. La distance entre friches a également un effet sur leur composition botanique <sup>415</sup>, y compris lorsque les friches se trouvent au bord de voies de communication, comme les voies ferrées <sup>410</sup>.

La plupart de ces études montrent que l'effet du contexte paysager est moins important que l'effet des caractéristiques locales sur les communautés des friches urbaines.

### ***3.5.2.2 Les friches urbaines et l'aménagement urbain***

Les friches urbaines sont des habitats temporaires et très « dynamiques » : elles disparaissent et apparaissent suite à la mise en œuvre de projets d'urbanisation : construction sur d'anciennes friches et création de nouvelles friches dans les « dents creuses » de l'étalement urbain.

Les habitats urbains, particulièrement les friches et les friches industrielles, contribuent à conserver la biodiversité et constituent un habitat pour plusieurs espèces, même rares et en voie de disparition. Toutefois, ces habitats sont également sous pression socio-économique en raison du réaménagement pour des usages industriels et de logements. Afin de maintenir la biodiversité urbaine, on ignore actuellement quelle superficie ouverte doit être préservée. Nous nous inscrivons dans la perspective tracée par Kattwinkel et al. <sup>416</sup>, qui préconisent d'intégrer le concept de "conservation temporaire" dans la planification des zones industrielles et commerciales. Ce concept exige la destruction des friches par leur réaménagement en sites bâtis, mais en même temps la création de nouveaux espaces ouverts. Leurs simulations ont montré que laisser en jachère les friches urbaines avant leur réaménagement pour une période de 15 ans en moyenne, a un grand intérêt écologique. Cela maintient une mosaïque spatio-temporelle de différents stades successionnels allant de communautés pionnières à pré-forestières, ce qui est confirmé par Muratet et al. <sup>415</sup>, qui trouvent une richesse spécifique végétale maximale dans les friches d'âge compris entre 4 et 13 ans, qui impliquent un mélange d'espèces de début et de milieu de succession. Toutefois les travaux de Kattwinkel et al. <sup>416</sup> font référence aux friches déconstruites (développées sur d'anciens sols bâtis), or celles-ci sont rares, la plupart des friches urbaines étant d'anciennes zones agricoles intégrées à la ville par l'étalement urbain.



**Figure 58 – Nombre de cas significatifs (X) et non significatifs (0) concernant l'impact des facteurs locaux sur 3 métriques de biodiversité (richesse spécifique, composition taxonomique, et distribution d'espèces individuelles) de 3 groupes taxonomiques : plantes, insectes (carabes, sauterelles, criquets) et oiseaux**<sup>291</sup>

Le sol, le climat, la structure de la végétation et les perturbations sont issus de plusieurs variables. Pour chaque cas un effet significatif a été noté lorsqu'au moins une de ces variables était significative

### 3.5.3 Une approche comparative

L'objectif de ce travail est non seulement de mesurer le potentiel de réservoir de biodiversité végétale, y compris d'espèces exotiques, des friches urbaines, mais aussi d'évaluer les déterminants paysagers de cette diversité végétale. Ceci afin d'estimer la place potentielle de cet habitat, très soumis aux pressions de l'urbanisation dans une optique de densification, dans une trame verte urbaine. Ce travail de recherche se déroule dans deux agglomérations de taille moyenne (Tours) et petite (Blois), situées dans le corridor urbain de la Loire moyenne.

#### 3.5.3.1 Eléments d'analyse de la végétation

Après une démarche originale pour identifier de la façon la plus exhaustive possible les délaissés urbains des agglomérations de Tours et Blois, dont la taille est très variée, une campagne de relevés de végétation a été conduite en 2013. Elle a concerné 179 friches urbaines sur les deux agglomérations, qui sont considérées comme l'échantillon le plus complet de friches urbaines accessibles<sup>29</sup> au moment des relevés. Deux articles scientifiques sont en préparation sur ce volet (Brun et al., en préparation).

#### 3.5.3.2 Eléments d'analyse du paysage et des facteurs locaux

Pour les déterminants paysagers de la végétation des friches urbaines, nous avons analysé la composition de l'occupation du sol adjacente aux friches à plusieurs dates, plusieurs dimensions de zone-tampon et à partir de plusieurs sources d'images : bases de données complétées de photo-interprétation d'orthophotos IGN, images satellitaires à plusieurs résolutions et dates ; un article est en préparation sur ces résultats.

<sup>29</sup>Certaines friches n'ont pas pu être étudiées car non accessibles : terrains clos, dont les délaissés SNCF.

Une analyse des connectivités écologiques, qui compare les distances floristiques, c'est-à-dire des mesures de similarité entre relevés, et les distances spatiales mesurées et calibrées de différentes façons, permettra de préciser les modalités d'insertion des friches urbaines dans la trame verte urbaine. En effet la composition de la matrice urbaine et la connexion géographique entre les friches sont les principaux déterminants paysagers de la biodiversité de ces dernières <sup>291</sup>.

En ce qui concerne les facteurs locaux, la date d'abandon des délaissés (l'âge des friches) et l'usage précédent leur abandon, ont été déterminés et l'évolution de l'occupation du sol du quartier sur la base de photos aériennes anciennes a été caractérisée. En effet, l'âge et la surface des friches sont parmi les principaux facteurs locaux de la biodiversité des friches urbaines <sup>291</sup>.

Nous avons également recensé le type de propriétaires des friches urbaines (particuliers, entreprises, collectivités locales), le statut réglementaire des friches et notamment leur place dans les zonages PLU. Des enquêtes auprès d'un échantillon de propriétaires ont permis de préciser la gestion de cet habitat qui, pour être rarement géré, fait néanmoins l'objet d'une tonte irrégulière. Ces enquêtes ont permis également d'appréhender les représentations des friches urbaines qu'en ont les propriétaires<sup>30</sup>. Une autre enquête auprès des habitants riverains des friches a permis d'appréhender les perceptions des friches urbaines qu'en ont les citoyens, notamment en relation avec le concept de « nature »<sup>31</sup>.

---

<sup>30</sup> PFE d'Aménagement, Gharbage, Godof & Le Scaon, 2014.

<sup>31</sup> PFE d'Aménagement, Vaseux, 2013.

## 4 Perspectives. Agir sur le paysage ?

### *Action publique et restauration écologique appliquées au paysage*

---

#### 4.1 Synthèse. Paysage et végétation dans les milieux anthropisés

Nous rappelons ici les principaux résultats présentés dans les deux parties précédentes.

##### 4.1.1 La végétation des espaces verts publics et ses déterminants

Les fonctions des espaces verts urbains ont évolué au cours de l'histoire et, depuis une quinzaine d'années, les fonctions de conservation de la biodiversité et d'éducation à l'environnement s'ajoutent aux fonctions symboliques et anthropiques de ces espaces. Quelle biodiversité trouve-t-on dans les espaces verts publics, des espaces très anthropisés et soumis aux pratiques de gestion et d'aménagement urbain ? Dans quelle mesure ces dernières déterminent la flore des espaces verts ?

Pour répondre à ces questions nous avons testé une batterie de variables relatives au paysage urbain, à la surface et à l'âge de l'habitat, ainsi que d'autres variables spécifiques, en mesurant, par des analyses canoniques, leur contribution à la variance de la composition botanique de deux habitats très fréquents dans les espaces verts publics et représentant deux niveaux d'intervention humaine : les pelouses, très gérées, et les sous-bois, moins gérés.

Pour les premières, notre hypothèse est que la végétation est déterminée par les pratiques de gestion et de fréquentation des espaces verts. Pour les sous-bois, notre hypothèse est que le paysage urbain détermine en grande partie la composition botanique. A ces facteurs s'ajoute l'âge de l'habitat, pelouse ou bois, qui conditionne les processus de colonisation par des espèces adventices.

Nous avons ainsi relevé la végétation de 219 placettes constituées de quadrats de 4m<sup>2</sup>, positionnés par 10 sur des transects partant d'un chemin, dans des zones fortement et faiblement fréquentées de pelouses urbaines de l'agglomération tourangelle. Nous avons également relevé la végétation de la strate herbacée de 130 placettes de 30 m<sup>2</sup>, positionnées en lisière et au centre de bois urbains du même site <sup>384</sup>.

En ce qui concerne les pelouses, la hiérarchie des variables jouant sur la composition botanique met en relief le facteur « âge », suivi de l'occupation du sol adjacente à l'espace vert (bâtie et agricole), et d'autres variables de gestion (type de mélange semé, hauteur et fréquence de la tonte). Pour les bois, cette hiérarchie met en relief le poids de l'occupation adjacente forestière et bâtie, de la surface du bois, et de sa distance du centre-ville.

**Dans tous les cas, même dans celui très géré des pelouses, l'occupation du sol adjacente, et notamment le pourcentage de surface bâtie, joue un rôle prépondérant sur la flore des espaces verts.**

Ceci est cohérent avec d'autres recherches <sup>357</sup> sur les effets du paysage urbain sur la végétation vasculaire urbaine, quel que soit l'habitat précis (étude systématique de la végétation de Bruxelles) :

les zones densément bâties sont le prédicteur le plus puissant de la composition floristique, suivie des surfaces bâties industrielles, des surfaces semi-ouvertes ou de bâti ouvert avec des plantations, et des surfaces de bâti ouvert avec beaucoup de végétation naturelle environnante.

A partir de l'étude des relations paysage-diversité végétale dans deux habitats majeurs mais contrastés des espaces verts publics, nous avons montré que l'occupation du sol adjacente joue un rôle prépondérant sur la flore des espaces verts et ceci particulièrement pour la proportion de surface bâtie entourant les espaces verts. Ceci confirme l'effet du paysage urbain sur la flore des espaces verts.

Dans une perspective appliquée, ceci montre que les espaces verts urbains, bien qu'isolés par les espaces bâtis, sont en relation avec les milieux semi-naturels et ruraux et suggère l'importance de l'aménagement urbain pour la diversité végétale : localisation des espaces verts, zonage des espaces naturels et bâtis, aménagement de coulées vertes, planification d'une véritable trame verte urbaine, etc. Par ailleurs nos travaux soulignent l'effet de l'orientation des opérations de gestion (semi initial, hauteur et fréquence des tontes...) sur la flore des pelouses urbaines.

Ces éléments contribuent à l'intégration d'espaces verts multifonctionnels dans le projet urbain.

L'étude des friches urbaines, des espaces privés, les moins gérés en ville, devrait nous permettre de mettre en lumière encore mieux l'effet du paysage urbain sur la végétation.

#### **4.1.2 Structure, évolution et végétation des paysages anthropisés**

Nous avons vu les caractères principaux de la structure spatiale des paysages de grande culture et des paysages urbains.

Pour les paysages de grande culture, nous avons montré l'alternance taches-matrice, avec la rareté et discontinuité des éléments pérennes et linéaires et l'importance des éléments temporaires, les parcelles de cultures en rotation.

Pour les paysages urbains, nous avons montré la diversité de la matrice urbaine dans le cadre d'une forme plus ou moins radio-concentrique, ponctuée de grandes taches d'habitat qui sont des espaces verts publics pour un tiers associés aux cours d'eau traversant la ville, et de petits habitats que constituent les jardins.

Nous avons vu comment l'évolution de l'occupation du sol commencée avant la deuxième guerre mondiale s'est accélérée après les années 1950 et particulièrement dans les années 1970. L'intensification agricole a entraîné une raréfaction des éléments linéaires et des habitats de prairie permanente, les boisements restant globalement stables. L'étalement urbain dans des zones inondables a entraîné la création d'habitats de grande ampleur (espaces verts publics), tout en fragmentant d'autres espaces verts plus anciens.

La structure du paysage a un effet sur la diversité végétale des habitats, et ce quel que soit l'habitat étudié et quelle que soit la métrique paysagère choisie. Le paysage joue ainsi un rôle important sur la diversité végétale des habitats fortement anthropisés : bordures de champs en grande culture, pelouses et bois urbains.

Les variables paysagères qui jouent davantage pour les bordures de champ sont l'occupation adjacente en forêt, en couvert herbeux (prairie, jachère), associée aux espèces pérennes, ainsi que la

taille de la parcelle adjacente, associée aux espèces annuelles. Pour les pelouses urbaines ce sont les surfaces bâties, associées aux espèces thermophiles, rudérales et annuelles ; les surfaces cultivées, associées aux espèces nitrophiles et anémochores (dans un rayon de 500m). Pour les bois urbains ce sont les surfaces boisées, associées aux espèces acidophiles ; les surfaces bâties, associées aux espèces basophiles. L'importance de la surface cultivée pour les pelouses urbaines et de celle boisée pour les bois urbains montre que les cultures et les bois sont des sources de propagules pouvant s'installer dans les pelouses et les bois respectivement. L'importance des surfaces bâties indique en revanche l'intensité de l'isolement de ces habitats. Une explication analogue peut être avancée pour les bordures de champs en grande culture : la forêt et le couvert herbeux sont des sources de propagules pour les bordures, par rapport à la matrice agricole dominante dans les paysages de grande culture.

Toutefois pour chacun de ces habitats d'autres facteurs que ceux paysagers ont un effet sur la diversité végétale, et principalement : la structure spatiale de la bordure (et notamment les éléments associés : chemins, associées aux espèces de lumière ; bandes enherbées ; clôtures, associées aux espèces pérennes) pour les bordures de champs en grande culture. Pour les pelouses urbaines : l'âge du couvert herbacé, son semis initial, associées aux espèces thermophiles et annuelles ; et les opérations de gestion : tonte haute, associée aux espèces nitrophiles et rudérales, et tonte fréquente, associée à des espèces en rosette. Pour les bois urbains : la surface de l'habitat lui-même, associée aux espèces de prairie, pelouse ou de lisière forestière herbacée. Ces éléments indiquent les contraintes locales qui pèsent le plus sur les plantes de chaque habitat.

Modifier les paramètres paysagers par des opérations d'aménagement, et les paramètres locaux par un changement de gestion, contribuerait à changer la flore des habitats anthropisés.

Sur le plan méthodologique nous soulignons l'intérêt de se placer dans un gradient : gradient de fragmentation forestière au Sud-Est du département d'Indre-et-Loire, gradient d'urbanisation, pour les habitats urbains étudiés (pelouses, bois, friches).

Nous soulignons également l'intérêt de se placer dans une situation comparative : entre deux systèmes de production (céréalière Vs laitier), entre deux paysages contrastés mais cohérents (ouvert Vs boisé), entre deux habitats de la même agglomération (pelouses Vs bois), entre deux degrés de fréquentation (zones peu Vs zones très fréquentées des pelouses urbaines ; lisière Vs centre des bois urbains), entre deux tailles d'agglomérations (moyenne Vs petite).

Les métriques paysagères utilisées ont évolué au cours des recherches, et ont suivi l'avancement des techniques et la disponibilité de l'imagerie. Simple occupation du sol adjacente (pour les bordures de champ), part d'occupation du sol dans 4 classes dans des zones tampon de rayon varié (pour les pelouses et bois urbains), elles s'affinent dans les recherches en cours sur les bords de routes et les friches urbaines.

L'évolution de mes recherches, à partir des paysages agricoles vers les paysages urbains, fait que je me suis trouvée à travailler sur des espaces plus denses de population mais aussi d'enjeux et finalement de collaborations. Les paysages agricoles ont été, pour moi comme pour tout un pan de la



recherche sur les milieux anthropisés, aussi une opportunité de tester des hypothèses, des approches et des méthodes, que j'ai pu transférer aux paysages urbains.

## 4.2 L'action publique sur le paysage : deux exemples

Nous distinguons l'action publique paysagère, c'est-à-dire celle qui a comme objectif explicite le paysage, de l'action publique qui a des effets sur le paysage, c'est-à-dire celle qui l'implique à différents degrés sans en faire sa raison d'être. Les différences entre paysagisme et aménagement du paysage ne sont pas uniquement des différences d'échelles, de méthodes, de types d'opérations mais aussi des différences de clients et leurs motivations<sup>417</sup>. En France, un marché du paysagisme se développe, auprès des collectivités locales notamment, porté par les conséquences des évolutions des paysages des dernières décennies, évoquées au début de ce rapport, sur le cadre de vie. La concurrence entre l'ingénierie écologique et le paysagisme sur ce marché (bureaux d'études en particulier), explique l'hostilité traditionnelle du paysagisme vis-à-vis des approches environnementales au paysage, dont l'écologie du paysage<sup>115</sup>.

### 4.2.1 L'action publique sur le paysage sensible : une « mise en scène » ?

L'action paysagère de bien des collectivités locales montre le poids de la dimension visuelle et esthétique dans la mise en place des politiques de gestion, dans lesquelles les acteurs locaux restent peu impliqués<sup>418</sup>. L'action publique paysagiste est souvent superficielle et dépourvue de lien avec les habitants : « *Le paysage se réduit trop, dans l'action publique, à une marchandisation de la mise en scène de la nature* »<sup>115</sup>. Par ailleurs certaines institutions « *dotent le paysage d'une faible pertinence pour définir leurs problématiques d'intervention, elles justifient pourtant certaines de leurs activités à l'aide de cette notion* »<sup>419</sup>. Dans un article faisant le bilan du programme national de recherche « Politiques publiques et paysages : analyse, évaluation, comparaisons » lancé par le MEDD en 1998, l'un de ses responsables souligne que la plupart des travaux ont montré que les politiques strictement paysagères ont moins d'impact sur le paysage que les politiques économiques ou d'aménagement<sup>107</sup>.

C'est ce que nous avons observé en analysant la place du paysage dans les Plans de Développement Durable (PDD), une expérimentation française à l'origine des Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) et puis des Contrats d'Agriculture Durable (CAD). Dans un article issu de cette analyse<sup>420</sup>, nous avons montré que, bien que le paysage soit l'objet d'une vaste littérature scientifique dans des domaines très variés, ses potentialités pour l'aménagement rural ne sont pas utilisées dans ces procédures (voir Annexe).

En effet l'impact des PDD sur le paysage a concerné principalement les éléments bâtis, les actions paysagères prônées dans le cadre des procédures PDD ayant été restreintes aux abords de la ferme : il s'agit là d'actions ponctuelles, limitées dans l'espace et notamment à un espace « de vente ». Par contre le paysage non bâti, qui est étroitement lié au système de production de l'exploitation, et qui touche donc directement à la rentabilité de la ferme, est un aspect dans lequel les PDD se sont peu engagés, aussi bien en termes de communication qu'en termes d'actions préconisées. Nous constatons enfin que le paysage non bâti a été abordé dans le contexte d'autres mesures (protection des haies, extensification), qui relèvent d'un autre régime d'aides, et avec lesquelles les PDD ont eu peu de liens. Les actions sur l'extensification des systèmes de production d'une part et celles sur le paysage d'autre part semblent avoir été déconnectées.

De ce fait le rôle du paysage comme outil de négociation et lieu de concertation entre acteurs différents (agriculteurs, agents de développement au niveau local, experts nationaux) ne semble pas avoir été mis en valeur. Le paysage n'a pas non plus émergé comme un facteur d'enracinement local et d'identité régionale, liés à la notion de « terroir ». Trois éléments d'explication peuvent être avancés pour justifier ce premier bilan.

- 1) Le choix de centrer les actions paysagères principalement sur le paysage bâti traduit une conception du paysage influencée par les pratiques des architectes paysagistes (le rôle du CAUE dans la mise en oeuvre de ces actions locales est important), ce qui est fréquent dans les démarches paysagères inspirées de l'architecture.
- 2) L'absence d'indications précises de la part de la cellule nationale PDD, non pas en termes de paradigmes exemplaires, mais en termes de références techniques par couple « système de production - type d'enjeu paysager », peut expliquer l'orientation vers les éléments bâtis suivie au niveau local (comme le souligne un animateur de PDD).
- 3) Il est difficile, et inefficace, de mettre en oeuvre des actions sur le paysage non bâti à la seule échelle de l'exploitation agricole : une échelle supra-exploitation, continue dans l'espace, doit être utilisée pour aborder l'évolution du paysage agricole. Le choix de centrer la procédure PDD sur des groupes d'agriculteurs plutôt que sur l'exploitation individuelle peut être salué comme une tentative de dépassement de l'échelle ponctuelle et spatialement discontinue de l'exploitation individuelle (bien que les réseaux d'exploitations impliquées dans les PDD ne se situent pas nécessairement dans une continuité spatiale).

Ceci ne veut pas dire que les représentations spatiales n'ont pas d'intérêt pour les politiques touchant au paysage, bien au contraire. Nous avons montré, dans une recherche sur la mise en oeuvre locale des politiques de prévention du risque inondation (RIO. Programme *Risque Inondation*, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 1998-2000), l'intérêt de questionner les représentations spatiales du risque qu'en ont les habitants, pour comprendre les difficultés de l'intégration des prescriptions des politiques environnementales dans les documents d'urbanisme locaux. Nous avons adopté une démarche de géographie behavioriste basée sur les « cartes mentales », dans deux sites, l'un rural et l'autre urbain <sup>421, 422, 423</sup>. Mais c'était là une approche bien ancrée dans les représentations des acteurs, et pas une approche technocratique du paysage sensible.

#### **4.2.2 L'action publique sur le paysage matériel : la planification spatiale**

Parmi les politiques publiques qui ont eu des effets sur le paysage, qui l'ont impliqué à différents degrés sans en faire leur raison d'être, il y a incontestablement les procédures d'aménagement de l'espace, comme les dispositifs d'aménagement foncier, de type remembrement, ou la planification urbaine, du type des documents d'urbanisme. Les paysages anthropisés sont très aménagés, et la planification spatiale les concerne au premier chef.

De nombreux auteurs s'accordent sur le fait que la planification spatiale est un moyen efficace de protéger la nature <sup>424, 425, 426, 427, 428, 429</sup>. Toutefois des réserves sont émises.

Dans un article récent <sup>86</sup> sur l'expérience danoise en ce qui concerne le paysage rural, les auteurs estiment que les politiques publiques liées au paysage se sont considérablement développées depuis la seconde guerre mondiale tant sur le plan international qu'au sein des états-nations. Le potentiel du paysage comme un concept de planification intégrée est de plus en plus reconnu dans les

politiques publiques. Cependant il est particulièrement difficile de guider le changement du paysage localement. Des explications à cette défaillance locale concernent le manque de références techniques, de « standards », de la conservation de la nature par la planification du paysage<sup>430</sup>, ou bien le caractère trop abstrait ou rigide de ces références<sup>431</sup>.

Si certains estiment qu'il y a besoin d'une réponse stratégique aux changements de l'espace rural, et que l'écologie du paysage propose un cadre théorique approprié à la planification de l'espace à des échelles multiples<sup>432</sup>, il y a de réels obstacles à la convergence entre écologie du paysage et planification spatiale, difficultés liées au champ d'action de la planification. Ceci concerne tout particulièrement les zones rurales.

En effet, on constate que, au-delà des généralités sur les bienfaits de la planification spatiale, cette dernière est associée au « développement » conçu comme urbanisation, ce qui laisse la grande partie de l'espace rural en dehors du champ de la planification. La planification spatiale est limitée aux espaces bâtis.

Cette limite de la planification spatiale, entendue généralement comme « urbaine », a été discutée de façon approfondie en Grande Bretagne, en relation avec la question des échelles, locale et nationales, de la planification spatiale<sup>433</sup>. Une intéressante comparaison des processus de planification dans l'espace urbain et dans celui rural a été présentée (Figure 59).

Le panel des possibilités de l'action publique sur les surfaces privées va de l'éducation et information jusqu'à la nationalisation, en passant par des pénalités / incitations financières et par la restriction des usages indésirables (Figure 60), et la planification de l'occupation du sol en milieu rural pourrait s'appuyer sur l'ensemble de ces possibilités.

Les limites de la planification spatiale sont mises en lumière aussi dans le cas de l'Italie, où l'espace rural n'a jamais pu avoir des outils de planification, comme le zonage, typiques des zones urbaines ; seulement les outils de protection environnementale ont été appliqués en milieu rural. Comme en France, la planification reste associée au bâti. Ceci est d'autant plus déficient dans un contexte d'étalement urbain généralisé, où tout l'espace rural nécessite d'outils de planification. Le zonage doit s'étendre dans les zones rurales, sur la base d'unités paysagères et environnementales, et évoluer, en évitant l'usage unique<sup>434</sup>.

### **4.2.3 Orienter l'évolution du paysage rural**

Compte tenu de la faiblesse de la planification spatiale en milieu rural, qu'est-ce qui guide son évolution ? Nous discutons ici brièvement de l'entrelacs de facteurs de nature différente (politiques, techniques, économiques, culturels et géographiques) qui orientent l'évolution des paysages agricoles.

#### ***4.2.3.1 Des politiques agricoles peu efficaces pour orienter l'évolution des paysages***

Concernant les zones rurales et notamment les paysages agricoles, plusieurs recherches conduites en Europe montrent que les changements dans les priorités de la Politique Agricole Commune (PAC), qui ont eu lieu à partir des années 1980, n'ont pas modifié l'orientation de l'évolution des paysages. Ceci dans des contextes diversifiés, comme le cas de la Grèce<sup>11</sup> ou celui des Pays-Bas<sup>55</sup>, où l'intensification de la production continue de dominer. Une synthèse de l'évolution des politiques agricoles est présentée dans l'Encadré 3.

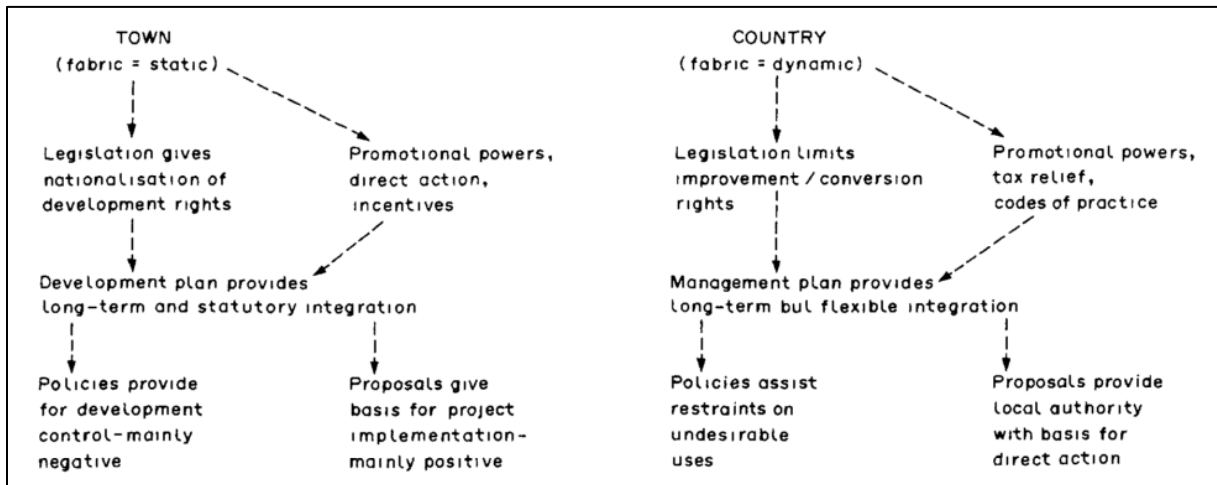


Figure 59 – Comparaison du cadre de la planification urbaine (à gauche) et rurale (à droite) <sup>433</sup>

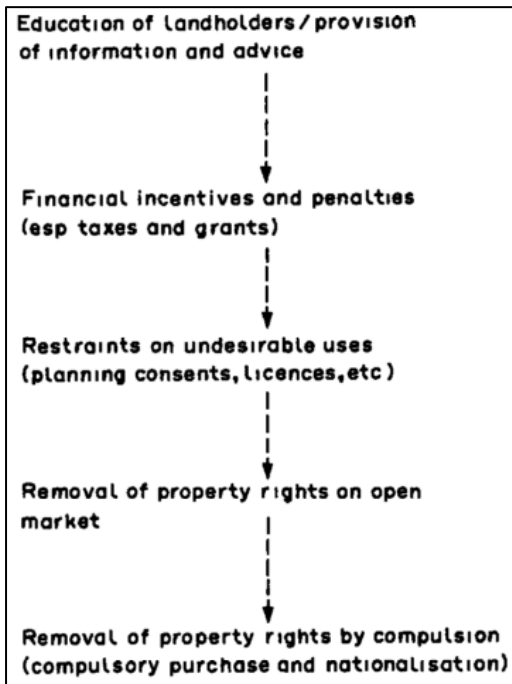


Figure 60 – Le panel des possibilités de l'action publique sur les surfaces privées <sup>433</sup>

#### 4.2.3.2 *Politiques publiques Vs facteurs technico-économiques : qu'est-ce qui oriente l'évolution du paysage ?*

La question se pose ici de l'efficacité des politiques publiques pour orienter l'évolution des paysages agricoles.

Pour la plupart des auteurs qui ont travaillé sur les déterminants du paysage et de son évolution, à l'exception des auteurs d'une recherche conduite dans les Ardennes belges <sup>24</sup>, les politiques publiques sont moins efficaces que d'autres facteurs. Ces facteurs sont divers.

- Ces facteurs sont les facteurs techniques et culturels à l'échelle de l'exploitation agricole <sup>40</sup> : pour le *midwest* américain, les facteurs techniques et culturels à l'échelle de l'exploitation agricole influencent le paysage (intensification agricole) davantage que les politiques publiques et la socio-économie régionale.
- Ce sont les innovations techniques, sur le plan international, filtrées localement par les forces culturelles (attitudes, traditions et idées) combinées à la pression économique ; ce sont aussi les politiques nationales et les instruments économiques (subventions, paiements, etc.) qui jouent un rôle crucial pour les changements agricoles et pour les changements du réseau routier <sup>54</sup>.
- Ce sont les facteurs économiques surtout, et puis politiques, qui ont un effet sur le paysage (urbanisation et intensification agricole), plus que les facteurs techniques, dans un contexte artificialisé de longue date (zones périurbaines de la plaine suisse) <sup>49</sup>.
- Dans un espace physiquement contrasté comme celui de la montagne, le milieu physique contraint l'évolution du paysage (topographie favorable, machinisme et urbanisation) <sup>54</sup>.

Des auteurs concluent sur le fait que les autorités politiques ont la possibilité d'orienter l'évolution du paysage, mais il y a des éléments moteurs du changement de paysage qui ne sont pas dans leur sphère d'influence : « *on observe un réseau de plus en plus dominant de forces difficilement contrôlables* » <sup>54</sup>.

Depuis longtemps, et surtout dans les dernières décennies, les marchés des denrées alimentaires et leurs chaînes d'approvisionnement se sont élargis à l'échelle mondiale et le commerce alimentaire est au cœur de nombreux accords (accords commerciaux bilatéraux, organisation mondiale du commerce, politiques commerciales nationales et transnationales comme la politique de marché libre au sein de l'Union européenne). En même temps, les régimes de subventions nationales et régionales ont été réduits, découplés de la production ou abandonnés complètement. Au cours des années, les régulations de marché sont devenues de plus en plus centralisées, et, dans les pays développés, il y a très peu de politiques de marché inférieures au niveau national qui ont une pertinence pour les paysages ruraux <sup>86</sup>.

Dans les décennies après la seconde guerre mondiale, l'approche prédominante à la politique agricole était d'industrialiser le secteur agricole, en maximisant la production alimentaire, conduisant à « l'ère productiviste », caractérisée par une agriculture intensive et industrialisée, s'éloignant des régimes de production traditionnels de faible intensité. Les critiques concernant les impacts environnementaux et ruraux et les problèmes budgétaires liés à l'agriculture productiviste, ont conduit depuis les années 1980 à un nouveau changement dans les priorités politiques de l'agriculture qui, selon certains chercheurs, a marqué la transition vers une ère « post-productiviste » caractérisée par des régimes agricoles plus variés <sup>11</sup>. Parallèlement à l'émergence du concept de développement durable, qui remplace l'antinomie du développement et de l'environnement par leur convergence, on assiste, au cours des années 1990, à un rapprochement des politiques agricoles et environnementales concernant l'espace rural, politiques autrefois divergentes. Ce rapprochement est intégré dans les politiques d'aménagement ; il peut être décrit en trois phases.

- a) Au cours des années 1950-60 l'espace rural, marqué par l'exode rural et la déprise agricole, semble être dépositaire principalement d'une fonction de production agricole. Cet impératif de production se traduit dans les politiques agricoles par des mesures incitatives tournées vers l'augmentation des quantités de denrées alimentaires produites (mécanisme du soutien des prix). Les politiques d'aménagement intègrent cette demande et sont alors axées sur la réalisation d'infrastructures et d'équipements pour le développement agricole (politique de production et politique de structure) <sup>55</sup>. Les premières politiques environnementales sont basées principalement sur la définition d'espaces protégés et sur l'élaboration de standards à l'extérieur de ceux-ci (émission de substances polluantes par l'industrie et l'agriculture etc.).
- b) Au cours des années 1980 l'espace rural, qui est le théâtre de profondes mutations des paysages (enfrichement, destruction des bocages etc.) alors même que le tourisme rural se développe, voit sa fonction productive remise en question par les difficultés budgétaires liées à la surproduction de denrées agricoles et au coût de leur stockage. La demande sociale vers l'agriculture change progressivement et les politiques agricoles se tournent alors vers le contrôle de l'offre, notamment en ce qui concerne le lait (quotas laitiers) et certaines cultures de vente (gel des terres). Ce tournant, qui est vécu comme un choc psychologique par de nombreux représentants du monde agricole, n'est pas sans conséquences sur l'identité de la profession agricole. Les politiques d'aménagement intègrent la différenciation des espaces ruraux et des problèmes émergents (politique des zones) en forgeant de nouvelles échelles d'intervention (politique micro-régionale).

c) Dans ce sillon, au cours des années 1990 l'espace rural semble investi de plusieurs fonctions (récréative, productive, environnementale), ce qui accroît la complexité de sa gestion et le risque de conflits entre acteurs sociaux et institutionnels. Les politiques d'aménagement s'engagent alors vers des démarches contractuelles (contrats de pays, puis contrats de plan, notamment). La demande sociale vers l'agriculture semble s'orienter vers la qualité des produits agricoles, valorisée par les labels, la vente directe et en général les circuits courts, et vers des productions non agricoles, comme les paysages, valorisées surtout par le tourisme.

A la fonction productive s'ajoute la fonction de gestion de l'espace. Dans le débat sur les nouvelles fonctions de l'agriculture la question reste ouverte d'envisager la forme que cette coexistence de fonctions pourrait prendre : coexistence au sein des mêmes exploitations et des mêmes territoires ou séparation spatiale des fonctions ? On se dirigerait dans ce dernier cas vers deux modèles agricoles spatialement séparés, l'un « écologique », dans lequel la fonction productive serait secondaire, qui concernerait l'Europe du Sud, l'autre « productiviste », avec peu de contraintes pour l'environnement, qui concernerait l'Europe du Nord.

### **Encadré 3 - Bref historique de l'émergence des mesures agri-environnementales** <sup>420</sup>

#### 4.2.4 Contenir l'expansion de la ville

En Europe, les politiques de gestion de la croissance urbaine sont les « schémas directeurs » (*master plans*), comme ceux qui existent en France, des politiques de préservation d'espaces ouverts comme le « cœur vert » aux Pays-Bas et l'endiguement de l'étalement urbain, qui est le paradigme dominant de la planification urbaine, censé orienter aujourd'hui l'expansion des villes et des régions métropolitaines. Nous allons mentionner ci-dessous les caractéristiques saillantes de ces stratégies.

##### 4.2.4.1 La planification urbaine en France

Comme dans d'autres pays, en France aussi l'attitude à l'égard des paysages est passée d'un souci de protection et de conservation à celui « d'assistance à la vie des paysages »<sup>5 (p.253)</sup>.

Dans un article issu d'un projet de recherche européen auquel j'ai pris part (SUSCOM. *Sustainable communities. Local Agendas 21 in Europe*, Action Concertée, DG XII, 1998-1999), nous avons retracé l'histoire de la planification urbaine en France<sup>435</sup>, où le Plan d'Occupation des Sols (POS), puis le Plan Local d'Urbanisme (PLU), à l'échelle communale, ainsi que les Schéma Directeur d'Aménagement et Urbanisme (SDAU), puis les Schéma de Cohérence Territoriale (SCOT), à l'échelle intercommunale, sont les principaux documents d'urbanisme. Ces deux documents d'urbanisme (le schéma directeur et le plan d'occupation des sols) sont nés de l'urbanisme opérationnel des années 1960-70, qui a suivi l'urbanisme de la reconstruction, du 2<sup>ème</sup> après-guerre aux années 1960, qui a concerné surtout la réalisation des grandes infrastructures (les réseaux de transport et la construction de logements).

Ces deux phases ont été marquées par le **zonage** (dont nous avons déjà parlé pour la création d'espaces verts à Tours), une forme de planification urbaine historiquement associée à l'étalement urbain, qui a caractérisé l'après-guerre dans la plupart des pays occidentaux. Développé dans le contexte de forte croissance des Trente glorieuses, ce modèle est dominé par une approche spatiale dont l'objectif est la régulation de l'usage des sols par la production de plans, accompagnés de règlements, essentiellement quantitatifs, qui voient leur contenu conditionné par le niveau des équipements existants ou prévisibles. Il s'agit alors de réguler la croissance en définissant des zonages, des densités de construction, articulés à la réalisation ou à la mise à niveau d'infrastructures, en réalisant des équipements collectifs<sup>436</sup>.

L'émergence des préoccupations environnementales marqua l'urbanisme des années 1975-1980, mais, surtout, le ralentissement du processus d'exode rural conduisit à l'abandon de la planification centralisée.

En France le mouvement de décentralisation des années 1982-84 entame la redéfinition du rôle respectif de l'état et des collectivités locales, avec un transfert progressif de compétences du premier aux secondes. Ce mouvement modifia également les politiques environnementales, avec l'émergence, à partir de 1987, de politiques environnementales locales, contractualisées entre l'état et les collectivités locales et basées sur l'adhésion volontaire des collectivités, qui s'engagent sur un plan d'action financé en partie par l'état et négocié avec celui-ci. Ce contexte nouveau, associé à la métropolisation, induit une transformation des méthodes de la planification qui émerge dans les années 1990 sous le nom de « **projet urbain** », une notion recouvrant des projets très divers, allant des grandes infrastructures au quartier. Le monde économique se trouve associé à l'élaboration et surtout à la mise en œuvre des stratégies, notamment par l'intermédiaire de partenariats public-privé (à la fois pour la réalisation d'investissements mais aussi pour la gestion des services urbains).



La « ville soutenable » apparaît comme la dernière métamorphose du projet urbain. Née au début des années 1990, cette notion se traduit par la centralité de la morphologie urbaine et des questions relatives aux densités urbaines : la ville compacte est opposée à la ville émergente ou à l'archipel urbain, qui caractérise le développement urbain contemporain en France. L'approche collaborative de la planification urbaine se propose de renouveler la planification à travers la communication. Dans la pratique, on assiste à une convergence des modèles avec une planification moins spatiale, plus stratégique mais pas encore tout à fait collaborative <sup>436</sup>.

L'Agenda 21 local (AL21) est une tentative de traduire localement le paradigme général de la « ville soutenable ». L'Agenda 21 local est un projet de développement durable pour un territoire. C'est une démarche globale initiée par une collectivité locale, conduite avec la population et les acteurs locaux, avec l'ambition collective de faire du développement durable le nouveau modèle de développement du territoire<sup>32</sup>. Elle est considérée comme la déclinaison locale du programme Agenda 21 qui a été lancé lors du Sommet de la terre, à Rio, en 1992, avec pour objectif l'élaboration d'un plan d'action de développement durable pour le 21<sup>ème</sup> siècle.

Nous avons analysé la mise en œuvre de cette politique intégrative, dans le sens qu'elle entend toucher les trois volets du développement durable, l'environnement, l'économie et la société. L'objectif de cette recherche était d'explorer l'expérience des AL21 à la lumière des difficultés de la planification urbaine en France. La méthodologie adoptée a été l'analyse d'études de cas. En France, où ces projets locaux ont touché surtout des communes et des communautés de communes situées en milieu péri-urbain, les problématiques des AL21 ont concerné principalement les trois thématiques suivantes : les transports, le développement économique local, l'environnement urbain et la nature en ville <sup>437</sup>. Quel intérêt représentent ces expériences face aux difficultés de la planification urbaine ? Trois aspects sont mis en évidence : la cohérence entre outils sectoriels existants et la mise en cohérence de l'action publique, fragmentée en différents secteurs et services municipaux ; la participation publique, mise en œuvre afin de minimiser les risques d'opposition aux projets municipaux ; l'adoption d'échelles d'aménagement du territoire nouvelles, supra ou infra communales (intercommunalités ou quartiers) <sup>435</sup>. Toutefois ces projets, pilotés par le Ministère de l'Environnement, ont eu, en France, surtout une démarche descendante (*top-down*) et sont restés à l'écart des principaux processus de l'aménagement urbain <sup>438</sup>.

#### 4.2.4.2 « Limites de la croissance urbaine », ceintures vertes, « cœur vert »

Les stratégies de confinement urbain sont un des instruments de planification les plus connus pour la gestion de l'étalement urbain. Les deux principales stratégies de confinement urbain sont les ceintures vertes et les limites (*boundaries*) de la croissance urbaine (LCU) ; la LCU et les ceintures vertes ne sont pas destinées à être statiques, mais sont ajustées en fonction des nouveaux besoins ; dans la plupart des cas cela signifie tous les 10 à 20 ans <sup>439</sup>.

La LCU (limites de la croissance urbaine) n'est pas un espace physique, mais une ligne de démarcation tracée autour d'une zone urbaine sur une carte pour séparer la zone urbaine des zones rurales environnantes. Les surfaces hors de cette limite sont zonées pour un usage rural tandis que les surfaces à l'intérieur sont zonées pour le développement du bâti. La Suisse applique cette

---

<sup>32</sup> Source : MEDD, <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Qu-est-ce-qu-un-Agenda-21-local.html>, consulté le 24/12/14.

politique depuis les années 1970 ; une évaluation sur 4 villes suisses entre 1970 et 2000 montre que la limitation a restreint la plupart du développement urbain aux zones de construction et a favorisé l'augmentation de la densité du bâti. Généralement, la densité du bâti a augmenté dans les zones déjà bâties mais a diminué à l'extérieur de celles-ci <sup>439</sup>. Toutefois, aux Etats-Unis, d'autres chercheurs estiment que le zonage n'est pas très utile contre étalement urbain <sup>440</sup>.

La ceinture verte est une surface physique d'espaces ouverts qui entoure une ville et agit comme un obstacle à la croissance urbaine. La notion de ceinture verte comme un séparateur de ville et de son arrière-pays fait référence au Moyen-Age. Les ceintures vertes entre ville et campagne sont un élément de la planification urbaine depuis la démolition de la plupart des remparts des villes d'Europe aux 18<sup>ème</sup> et 19<sup>ème</sup> siècles. L'urbaniste E. Howard a transféré la forme en anneau concentrique des villes du Moyen-Age dans les régions industrielles grandissantes, avec son modèle influent et populaire des cités-jardins. Les cités-jardins, avec une croissance strictement limitée, doivent être entourés d'une zone agricole et récréative, appelée ceinture verte. Ce modèle a été appliqué dans beaucoup de grandes villes européennes au cours du 20<sup>ème</sup> siècle, en particulier au Royaume-Uni, mais aussi en France (le cas le plus connu étant celui de Rennes <sup>441</sup>). Les fonctions des ceintures vertes ont été vues à l'origine dans le contrôle de la croissance urbaine ultérieure, en évitant la fusion des villes l'une dans l'autre, et dans la séparation des caractéristiques typiques de la ville et de la campagne. Aucun consensus n'existe sur la relation entre la ceinture verte et la croissance urbaine : une position stricte a voulu définir la ceinture verte comme un « arrêt » de la croissance urbaine, une position plus souple l'a définie comme un tampon pour séparer les noyaux urbains dans une région urbaine <sup>442</sup>.

Le « cœur vert ». E. Howard plaça le centre idéal de ses cités-jardins dans un parc central rond et public. L'hypothèse centrale de la doctrine de planification du « cœur vert » (*Green Heart*) est un rôle d'espace ouvert pour relier les différentes communautés à une unité spatiale. La question fondamentale est : peut le cœur d'une conurbation moderne pulser dans un espace ouvert ? Cette stratégie a été appliquée à une région métropolitaine dans la partie occidentale des Pays-Bas, reliant les grandes villes d'Amsterdam, Rotterdam, la Haye et Utrecht : c'est la Randstad (ville en anneau), un concept de planification polycentrique. Les Pays-Bas sont, avec la Grande Bretagne, l'un des pôles européens majeurs de politique paysagère appliquée à l'aménagement ; les politiques de planification, qui font certes appel aux aspects visuels du paysage, dépassent les seuls soucis protectionnistes et sont en grande partie basées sur des aspects écologiques <sup>5 (p 251)</sup>. Le « cœur vert » couvre une superficie d'environ 1.500 km<sup>2</sup> dans le milieu de la conurbation, il est conçu pour empêcher les différentes villes de converger vers une seule zone urbanisée. Dans le « cœur vert », il y a 70 municipalités locales, dont 43 entièrement sur son territoire. Le territoire du cœur vert se compose en grande partie des terres agricoles, qui étaient utilisées principalement comme pâturages ; les exploitations laitières dans le « cœur vert » ont suivi la tendance générale d'intensification et d'agrandissement. Ces objectifs politiques ont été considérés comme peu réussis. Les critiques ont souligné l'augmentation de la densité de population dans le « cœur vert », au-dessus de la moyenne nationale, la croissance suburbaine en augmentation et la tendance générale à l'urbanisation des villes et villages à l'intérieur du « cœur vert » <sup>443, 444</sup>. Déjà dans les années 1970 les implantations perdaient progressivement leur caractère rural, et un continuum urbain-rural se développait <sup>442</sup>.

La ceinture verte opère dans une ville monocentrique et sa campagne environnante, l'approche de *Green Heart* opère dans une région urbaine polycentrique. Toutefois, ceinture verte et « cœur vert » sont d'abord des constructions abstraites des urbanistes et plus difficilement une localité physique et une réalité anthropique.

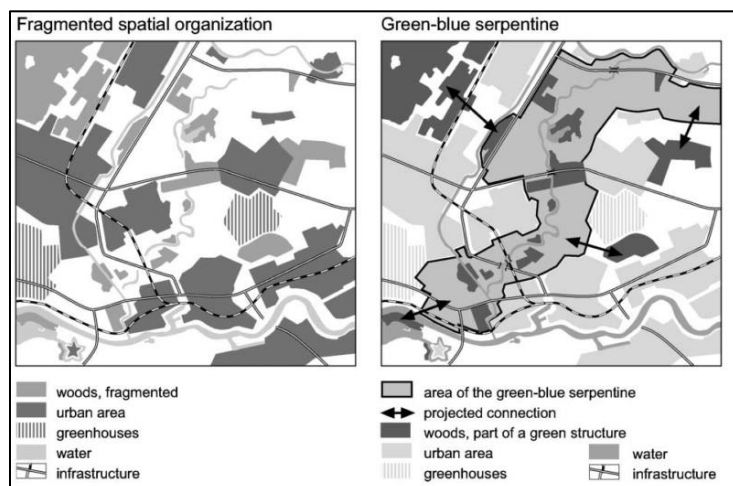


Figure 61 – De la ville fragmentée à la ville en réseau <sup>445</sup>

#### 4.2.4.3 Quelle efficacité des politiques de contention de l'étalement urbain ?

Des critiques de l'efficacité des politiques de contention de l'étalement urbain, qu'il s'agisse de la ceinture verte (le cas de Berlin) ou du « cœur vert » (le cas de la Randstad aux Pays-Bas) sont émises par des géographes et aménageurs post-modernes, souvent pour légitimer la consommation ultérieure d'espace et accepter l'étalement urbain comme un fait <sup>442</sup>.

Aux Pays-Bas par exemple, malgré l'expérience de planification urbaine, surtout depuis les années 1960, avec l'objectif de confinement de l'urbanisation, celle-ci n'a cessé de s'étendre : « *Despite serious endeavours to keep city and countryside separate entities, urbanisation processes often followed their own course* » <sup>445</sup>. L'efficacité des politiques publiques de densification urbaine est mise en doute pour le cas de *Salt Lake County*, présenté comme le cas étasunien de contrôle de l'étalement urbain, où pourtant l'étalement urbain continue <sup>52</sup>.

D'autres voix s'élèvent contre le modèle de la ville compacte, sur la base de plusieurs critères d'évaluation <sup>446</sup>. Selon certains l'endiguement n'est pas approprié pour les pays en voie d'urbanisation rapide, où la plupart de la croissance urbaine a lieu actuellement. Cette analyse de la dimension quantitative de l'occupation du sol urbaine passée, présente et à venir suggère un paradigme différent, le paradigme « faire de la place » (*the making room paradigm*), comme une stratégie plus réaliste pour les villes et les régions métropolitaines qui doivent se préparer à leur expansion inévitable <sup>344</sup>.

Certains considèrent que la ville et la campagne ne peuvent plus être planifiées comme deux entités séparées, et proposent de quitter le modèle de la ville compacte, qui ne répond plus aux besoins de la société, et d'adopter le modèle du réseau (*network concept*), qui se traduit par une urbanisation qui devient polynucléaire <sup>445</sup>. Le concept de réseau ne s'oppose pas aux principes fondamentaux de

l'aménagement du territoire. Bien que ce concept puisse renoncer à l'approche de la ville compacte à certains égards, il souscrit encore à des principes comme celui de la concentration des fonctions urbaines, de la différenciation spatiale et de la cohérence spatiale. Alors que la croissance urbaine continue, il devient de plus en plus difficile d'obtenir la qualité spatiale souhaitée à travers les vieux concepts. Le concept de réseau a donc au moins deux qualités intéressantes. Tout d'abord, il a le potentiel de réaliser les principes fondamentaux de la planification, la concentration urbaine, la différenciation spatiale et la cohérence spatiale, d'une manière nouvelle. Deuxièmement, il correspond aux tendances émergentes de la société en réseau qui se caractérise par une grande mobilité, des activités spatiales éventuellement devenant sans attache territoriale, la montée des réseaux urbains et l'imbrication de la ville et de la campagne (Figure 61).

Nous pouvons légitimement poser la question de l'efficacité de la planification spatiale en zone urbaine, où les pouvoirs publics disposent pourtant d'outils réglementaires pour orienter l'occupation du sol. Certains chercheurs, travaillant sur le cas de la Suisse, affirment que les outils de planification jouent un rôle ambigu sur le changement paysager : ils ont eu un effet de soutien pour la croissance rapide de l'agglomération, et fournissent le cadre juridique pour un développement urbain continu<sup>54</sup>. C'est ce que nous allons vérifier dans les recherches en cours.

### **4.3 Deux recherches en cours. Trame Verte et Bleue et réseau écologique**

Nous distinguons le réseau écologique de la Trame Verte et Bleue (TVB). Le réseau écologique désigne l'ensemble des habitats qui ont une fonction d'abri, de refuge ou de corridors pour les espèces ; il est mesuré de façon générale par la connectivité structurelle, qui est la base matérielle de la circulation d'un large panel d'espèces, et de façon plus précise, en fonction de chaque espèce ou groupe d'espèces, par la connectivité fonctionnelle. Le réseau écologique est un élément caractéristique des paysages, mis en exergue par l'écologie du paysage. La TVB désigne une politique d'aménagement du territoire et de protection de la nature, dont l'objectif est de renforcer ou conforter le réseau écologique. Le réseau écologique existe indépendamment de la TVB.

Deux projets de recherche, dans lesquels je suis impliquée, sont en cours dans l'UMR CITERES, sur chacun de ces deux aspects. Je me limiterai ici à évoquer brièvement ces deux projets en cours, l'un sur la mise en œuvre locale de la TVB, et l'autre sur la contribution de nouveaux habitats à la connectivité écologique.

#### **4.3.1 Les conditions de la mise en œuvre locale de la Trame Verte et Bleue**

Les notions d'écologie du paysage ont inspiré la TVB et les schémas de trame verte, d'infrastructure verte, bien que cette notion ait été partiellement présente dans les théories urbanistiques antérieures<sup>447, 448, 77</sup>. L'intérêt de la politique publique de la Trame Verte et Bleue pour les relations paysage-diversité végétale est majeur. Il s'agit en effet de la première action publique à l'échelle nationale visant directement la planification de l'occupation du sol comme condition de modification des patrons de diversité biologique, en vue de conforter ou renforcer cette dernière. Il s'agit donc à la fois d'une politique de protection de la nature et d'une politique d'aménagement de l'espace, qui entend agir sur le paysage. Elle vise en outre les paysages et la diversité biologique ordinaires.

Mes recherches sur la Trame Verte et Bleue s'inscrivent dans le projet ERUDIE. Ce projet de recherche, enraciné dans les sciences sociales, concerne les conditions de la mise en œuvre locale de

la politique de TVB (Encadré 4). A la lumière d'analyses précédentes <sup>54</sup>, nous explorons le type d'espace concerné par la politique de TVB et faisons plusieurs hypothèses qui portent sur les relations entre les usages suggérés par la TVB et les usages existants sur les territoires de projet.

Ces hypothèses sont testées sur l'un des espaces d'action publique sélectionnés dans le projet ERUDIE : le SCOT de l'agglomération tourangelle. L'agglomération de Tours a intégré dans son SCOT (2013), une TVB définie auparavant (2011). L'Atelier d'Urbanisme de l'Agglomération Tourangelle (AUAT) en est le maître d'ouvrage. L'enjeu est maintenant, pour l'AUAT, de décliner ce schéma d'infrastructures vertes dans les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU). Les communes de ce secteur sont des espaces périurbains particulièrement concernés par la concurrence entre usages urbains et agricoles.

Il est à ce stade d'avancement du projet trop tôt pour présenter des résultats étayés. Les analyses menées jusqu'ici nous permettent néanmoins de conforter plusieurs de nos hypothèses et notamment la domination des approches en terme de planification des espaces au regard des approches naturalistes, dans la mise en œuvre locale de cette politique publique. Au vu de ces analyses, nous pensons que les activités agricoles contribuent à la TVB en tant qu'espace d'ajustement, dans les corridors et les secteurs à enjeux, deux éléments du zonage de la TVB de l'agglomération tourangelle.

Le projet ERUDIE. Les Espaces RUraux au Défi des Infrastructures Écologiques. Innovations pour l'action publique et conséquences sur les usages des ressources naturelles.

Projet financé dans le cadre de l'appel à propositions de recherche « DIVA. Action publique, agriculture et biodiversité. Continuités écologiques dans les territoires ruraux et leurs interfaces, Second appel à propositions de recherche » (2012-2015), porté par l'UMR CITERES (responsable : C. Larrue).

L'hypothèse générale du projet est que **la Trame Verte et Bleue est conçue par les élus locaux en charge des documents locaux d'urbanisme essentiellement comme un dispositif d'aménagement du territoire et, secondairement, comme un outil de connexion**. Autrement dit, la TVB est un outil complémentaire permettant aux élus de justifier et de répondre aux enjeux de maîtrise du foncier et de limitation de l'étalement urbain. La référence au Schéma Régional des Continuités Ecologiques (SRCE) et au Grenelle de l'environnement, dispositifs exogènes au territoire, leur permet de se dédouaner, partiellement, des contraintes que fait peser la proximité sociale avec les administrés - propriétaires - usagers de l'espace sur les élus locaux.

Trois hypothèses spécifiques sont testées dans ce projet.

- La première hypothèse questionne les effets des changements d'échelles régionales/locales.
- La seconde concerne la cohérence des démarches TVB avec les autres politiques territoriales.
- La troisième porte sur **les relations entre les usages prescrits par la TVB et les usages existants sur les territoires de projet de continuités écologiques**.

Pour tester ces hypothèses, l'approche retenue est celle des études de cas. Il était indispensable de travailler sur un site dans lequel les espaces d'action de la TVB aient été déjà définis, et donc dans lequel la mise en œuvre de la TVB ait été relativement avancée. Cinq processus d'action publique ont été sélectionnés :

- l'élaboration des Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE) de Franche-Comté et de la Région Centre
- les Schémas de Cohérence Territoriale (SCOT) de l'agglomération de Tours et du Pays de Montbéliard
- le Contrat de corridor de la Saône.

Trois méthodes sont mises en œuvre sur ces différents cas :

- une démarche d'analyse de politiques publiques appuyée sur une revue de la littérature, la passation d'entretiens et l'observation non-participante de démarches d'action publique ;
- une démarche d'analyse juridique des relations entre le SRCE et le SCOT ;
- une **analyse spatiale** des effets de changements d'échelles sur la déclinaison locale des usages prescrits par la TVB au regard des usages déjà existants sur ces territoires en mobilisant des outils d'information géographique et les concepts opératoires en écologie du paysage.

#### **Encadré 4 - Le projet ERUDIE**

Source : Résumé de la proposition de recherche

#### 4.3.2 La restauration écologique à l'échelle du paysage. Contribution de nouveaux habitats à la connectivité écologique

A une échelle plus modeste, mais aussi de façon plus concrète, l'action sur le paysage prend la forme aussi d'opérations de restauration écologique. En effet, alors que la perte d'habitats semi-naturels continue, des efforts de restauration des habitats sont en cours. Les démarches de restauration écologique posent des questions importantes sur les états à atteindre et sur les méthodes de ce type d'intervention ; elles sont aussi l'occasion d'avancées indéniables dans les approches théoriques outre que dans les techniques de la mise en œuvre concrète <sup>449</sup>.

Une de ces questions concerne les échelles de la restauration écologique ; nous postulons que, pour être efficace, la restauration écologique doit prendre en compte non seulement l'échelle de l'habitat mais aussi celle, plus large, du paysage dans lequel l'habitat s'inscrit. Les récentes avancées en écologie du paysage et en écologie urbaine, dont notre propre expérience, relatée dans la partie précédente de ce mémoire, nous confortent dans ce sens <sup>450, 451</sup>. Plusieurs aspects de la restauration écologique à l'échelle du paysage sont mis en exergue par les chercheurs.

- La réussite future de la restauration d'habitats semi-naturels exige non seulement la sélection des sites qui se prêtent à la restauration de l'habitat cible, mais devrait idéalement viser également à améliorer la connectivité des habitats <sup>12</sup>. « *Improving spatial network properties often effectively counterbalances the negative effects of habitat dynamics* » <sup>182</sup>.
- Par ailleurs l'intérêt de considérer les cultures et leur rotations pour évaluer la connectivité est souligné <sup>452</sup>.
- Les projets de restauration basés sur des analyses spatiales de l'évolution des paysages devraient donc examiner non seulement les effets de la surface, de l'isolement, les effets de corridors et effets de lisière, mais aussi l'histoire du paysage étudié, surtout si la conservation concerne les espèces moins mobiles et de forte longévité <sup>25</sup>.

L'implantation d'un habitat nouveau, comme les zones humides artificielles, est une intervention émergente dans le domaine de la protection des milieux aquatiques. Les zones humides artificielles, judicieusement positionnées et dimensionnées, permettent en effet de réduire les impacts des pollutions diffuses sur le milieu récepteur. Une copieuse littérature scientifique le prouve <sup>453, 454, 455</sup>.

Toutefois ces milieux nouveaux soulèvent aussi des questions, notamment sur leurs objectifs et sur les méthodes d'entretien. En effet l'optimisation de l'objectif d'épuration, qui requiert un couvert végétal monospécifique, semble s'opposer à l'objectif de diversité écologique, qui requiert au contraire un couvert végétal diversifié <sup>456, 457, 458</sup>. L'un des objectifs du projet ZHART est d'évaluer les conditions de convergence de ces deux objectifs.

Le projet ZHART (Zones Humides Artificielles) est un projet collaboratif<sup>33</sup>, financé par l'état : le Fond Unique Interministériel (FUI)<sup>34</sup>. L'objectif du projet ZHART (2012-2015), piloté par un acteur privé, le

---

<sup>33</sup> Car il associe au moins deux entreprises, dont l'une pilote le projet, et un organisme de recherche ou de formation.

<sup>34</sup> Le FUI soutient des projets de recherche appliquée portant sur le développement de produits, procédés ou services susceptibles d'être mis sur le marché à court ou moyen terme (généralement 5 ans), labellisés par les pôles de compétitivité (dispositif qui rassemble sur un territoire bien identifié et sur une thématique ciblée, des entreprises, petites et grandes, des laboratoires de recherche et des établissements de formation).

groupes Suez Environnement, est de développer et industrialiser des zones de rejet végétalisées (ZRV) en sortie de stations d'épuration (STEP) afin de les convertir en une véritable zone humide artificielle (ZHART) assurant des garanties de traitement de micropolluants et de diversité écologique. L'objectif de l'UMR CITERES dans ce projet concerne l'analyse des conditions de l'intégration paysagères et territoriale des ZRV. Le volet auquel je prends part, avec L. Mehdi, est celui de l'intégration paysagère et écologique des ZRV (lot 2B4). Notre objectif est ici de mesurer la contribution des ZRV à la connectivité du réseau écologique.

#### 4.4 Conclusion

La brève analyse de ces expériences d'action sur le paysage montre une évolution vers des interventions de plus en plus effectives sur le paysage, comme la restauration du paysage par l'implantation d'un habitat nouveau ou la politique de TVB, à partir de politiques sectorielles où le paysage était réduit à une mise en scène (c'est le cas des PDD).

Cette évolution répond à la nécessité, maintes fois évoquée dans les recherches en écologie du paysage et en planification spatiale, de comprendre et d'agir sur les milieux naturels à une échelle plus large que celle de l'habitat, mais aussi à une échelle plus localisée que les échelles régionales ou nationales. C'est l'intérêt majeur du paysage pour l'aménagement de l'espace, souligné dans la première partie de ce rapport : une « méso-échelle » adaptée à la compréhension et à la gestion d'une partie des problèmes d'environnement.

Mais ces expériences montrent aussi la faiblesse de l'action publique, non seulement en milieu rural, où elle manque de bases pour l'action (planification spatiale), mais aussi en milieu urbain, où la planification urbaine se révèle peu efficace pour endiguer un phénomène majeur, l'étalement urbain, qui est sa principale raison d'être.

A notre avis les raisons de l'impuissance de l'action publique en matière d'aménagement de l'espace ont des racines profondes, qui tiennent à ce que des acteurs importants de l'intensification agricole ou de l'étalement urbain, comme les entreprises de l'agro-chimie ou de l'agro-alimentaire, ou les grandes entreprises de BTP et les promoteurs, ne sont pas révélés et encore moins contraints. Des auteurs évoquent alors des « éléments moteurs du changement du paysage qui ne sont pas dans la sphère d'influence des autorités politiques » ainsi qu'un « *increasingly dominant web of hardly controllable forces* »<sup>54</sup>. L'action publique finit, dans ce cadre étriqué, par être efficace uniquement lorsqu'elle facilite l'intensification agricole ou l'étalement urbain<sup>54</sup>. Dépasser ces contraintes pour orienter consciemment et publiquement l'évolution des paysages et des habitats qui les constituent, reste néanmoins une nécessité pour la société.





# Conclusion générale

## *Qu'apporte l'analyse du paysage à l'aménagement des espaces non bâtis ?*

---

Tout au long de ces recherches sur les habitats de grande culture et les habitats urbains, nous avons mis en évidence les mutations et les permanences des paysages cultivés et urbains. Les permanences, liées à des éléments du milieu physique structurant ces paysages sur le long terme : le réseau hydrographique notamment, qui, constitué de grands fleuves dans l'agglomération tourangelle, conditionne l'existence d'habitats d'ampleur, comme les espaces verts publics, mais aussi d'habitats interstitiels, comme les jardins familiaux, situés en zone inondable. Ce même réseau hydrographique joue un rôle considérable dans la structuration du paysage sur le long terme aussi dans un contexte tout autre, celui des petits ruisseaux dans les têtes de bassin affectées à la grande culture, où les habitats pérennes sont liés à la présence de ce chevelu de faible dimension.

Nous avons constaté aussi les mutations de ces paysages, liées aux deux processus majeurs du changement paysager depuis l'après-guerre, l'intensification agricole et l'étalement urbain. L'effet de ces processus sur les habitats ne se résume pas à la destruction d'habitats pérennes, qui est indéniable dans la réduction de la prairie permanente, des réseaux bocager, rivulaire et de bordures de champs en grande culture, dans l'urbanisation de certains espaces verts anciens et dans le déclin du modèle ancien de jardin familial.

Nous avons montré que ces processus explicatifs des changements paysagers induisent aussi la création d'habitats nouveaux. Ces habitats sont représentés par une matrice cultivée structurée par des rotations culturelles organisées dans l'espace en fonction de l'orientation de la production des exploitations agricoles, des bords de routes, des grands espaces verts publics issus des opérations d'urbanisation en zone inondable, des jardins familiaux de modèle récent, des friches urbaines qui apparaissent et disparaissent au gré de l'avancement de la ville.

Il n'est pas question ici de faire un bilan qualitatif de ces opérations de destruction-crédation d'habitats, mais de souligner l'inscription de ces processus dans l'espace et de mettre en évidence les possibilités que cela crée pour la diversité biologique et pour une action publique soucieuse d'orienter le changement paysager. En grande culture nous avons également mesuré les déterminants de l'utilisation du sol et avons pu observer l'importance des descripteurs socio-économiques dans le choix des rotations culturelles étudiées.

L'effet des habitats environnants sur la composition botanique des habitats-cibles (bordures de champ, pelouses et bois urbains) est avéré ; pour les bordures de champ, cet effet concerne surtout les habitats boisés et prairiaux ainsi que la taille de la parcelle cultivée ; pour les bois urbains cela concerne les habitats boisés et bâtis ; pour les pelouses urbaines cela concerne les habitats bâtis et agricoles. Ces phénomènes recouvrent sans doute des processus variés, mais ils suggèrent l'importance de la colonisation des habitats cibles par des espèces des habitats adjacents, démontrée

dans le cas des pelouses urbaines par le poids considérable de la variable « âge de la pelouse » sur la composition botanique de cet habitat. Nous avons déjà souligné l'intérêt de ce résultat, qui confirme l'importance de l'échelle paysagère, associée à une échelle plus large de l'action humaine, comme la planification spatiale, pour la flore des habitats anthropisés.

Cet effet n'élimine pas le rôle des facteurs locaux, associés à la gestion, la structure spatiale et, pour les habitats urbains, la fréquentation publique, qui s'exercent sur l'habitat lui-même et qui font référence à une échelle plus immédiate de l'action humaine.

Pour les bordures de champ en grande culture, ces facteurs locaux sont relatifs à la structure spatiale du bord de champ (présence de chemins, bords de route, bandes enherbées semées, fossés, clôtures) et à son instance de gestion (des exploitations agricoles céréalières ou laitières, plus ou moins étendues et fragmentées). Cela montre que, même dans un paysage où la structure des bordures de champs est relativement homogène, la présence d'éléments simples de différenciation conditionne la flore des bordures.

Pour les pelouses urbaines, ces facteurs locaux sont relatifs à la gestion horticole à laquelle les pelouses sont soumises, et notamment à la hauteur et à la fréquence de la tonte, mais aussi aux conditions initiales et notamment au mélange d'espèces semé au départ.

Pour les bois urbains, ces facteurs locaux sont relatifs à la surface de l'habitat, associée à une moindre densité forestière et à la présence d'espèces prairiales.

Malgré cela, le paysage, considéré comme un ensemble d'habitats interconnectés, est une échelle pertinente pour comprendre et agir sur la diversité végétale des habitats individuels, même dans des milieux très anthropisés où ces habitats sont sous l'effet d'une gestion intensive. Malgré cette gestion, les habitats restent soumis aux phénomènes de colonisation, dispersion, isolement par rapport aux habitats environnants.

Les effets de ces deux échelles de l'action humaine, l'aménagement, s'exerçant à l'échelle du paysage et la gestion, s'exerçant sur l'habitat, sont entremêlés et jouent conjointement sur la végétation des habitats considérés. Ces deux types de facteurs explicatifs jouent sur la végétation de façon plus ou moins indépendante : les résultats de la partition de variance montrent une forte redondance entre les variables explicatives de la flore des bois urbains prises en considération, les bois péri-urbains, proches de zones forestières, étant aussi des bois de grande surface, et les bois centraux, proches de zones bâties, étant aussi des bois âgés.

Nous soulignons l'intérêt de prendre en compte l'anthropisation à ces deux échelles spatio-temporelles, car cela permet de détailler et hiérarchiser les effets des actions humaines sur la végétation et de les orienter de façon pertinente.

Tous ces éléments suggèrent d'autres références que le passé pour envisager l'intégration d'habitats nouveaux dans le paysage et orienter des opérations de restauration. Cela confirme non seulement l'intérêt, mais aussi la nécessité de se placer à l'échelle du paysage pour concevoir et planifier des opérations de restauration d'habitats qui aient une chance d'être effectives.

Cela témoigne de l'intérêt de cette « méso-échelle » locale qu'est le paysage, supérieure à l'échelle de l'habitat isolé, considéré en tant que tel, et inférieure aux échelles, administratives, de la décision publique, éloignées du terrain.

Sans revenir à l'histoire du concept de paysage, retracée dans la première partie de ce rapport, nous rappelons l'intérêt pratique du paysage, d'abord lié à l'aménagement et la mise en culture de vastes espaces peu habités (steppes d'Europe nord-orientale, étendues de terre mal connues d'Australie, d'Amérique du Nord, d'Afrique occidentale) et basé sur l'identification géographique d'unités homogènes. Puis lié à la compréhension et au besoin de maîtrise d'espaces habités en mutation rapide, dans le second après-guerre ; enfin associé à la reconnexion d'habitats fragmentés à conserver (îlots boisés, prairies résiduelles, espaces de nature en ville) et basé sur l'identification écologique d'éléments hétérogènes. Nous nous situons désormais dans ce dernier contexte et notre travail confirme l'intérêt pratique de cette notion.

Dans le sillon d'autres travaux revendiquant la place des « espaces ouverts », non bâtis, dans l'urbanisme <sup>459</sup>, <sup>460</sup>, surtout dans le contexte de la ville diffuse, nous pensons que, malgré les limites des outils de la planification spatiale, et malgré le fait que des progrès sont nécessaires dans la compréhension des relations entre paysage, habitats et diversité biologique, il est pertinent d'inclure le rôle fonctionnel et biologique des espaces non bâtis dans la conception de l'aménagement de l'espace et de l'urbanisme.

Sur le plan méthodologique, l'articulation de données d'origine différente se diffuse et se confirme comme un moyen pertinent pour analyser les milieux « naturels », malgré le défi que cela pose à l'inscription disciplinaire de ces recherches. Les progrès dans les sources et les métriques paysagères sont indéniables et sans doute insuffisamment exploités dans les travaux présentés ici.

Les perspectives des recherches sur deux habitats anthropiques, les bords de route et les friches urbaines, ainsi que sur les expériences de reconnexion écologique aux échelles des politiques publiques et de la restauration d'habitats, évoquées ici, permettront de combler ces lacunes.



# Annexe

## Le cas d'une expérimentation française : les Plans de Développement Durable (PDD)

C'est dans le contexte d'évolution de la Politique Agricole Commune (PAC), évoqué dans la 4<sup>ème</sup> partie, que se situe l'émergence des mesures agri-environnementales et des Plans de Développement Durable (Encadré 5).

### Objectif de la recherche : le paysage dans les Plans de Développement Durable

L'objectif de cette recherche était d'explorer les potentialités du concept de paysage comme outil de l'aménagement rural. En effet, dans le cadre du rapprochement des politiques agricoles et environnementales concernant l'espace rural, nous faisons l'hypothèse que le paysage peut jouer un rôle clé dans l'articulation de processus et d'acteurs de nature différente et également actifs dans les territoires ruraux.

Les objectifs spécifiques de cette recherche étaient :

- 1) évaluer l'impact des PDD sur le paysage. Une telle évaluation restera limitée à la perception des acteurs et aux actions paysagères de la démarche PDD, sans aborder, dans le cadre de cette recherche, la modification des structures matérielles du paysage ;
- 2) évaluer le rôle joué par le paysage dans la procédure PDD, apprécier sa valeur comme outil de négociation entre acteurs différents : agriculteurs, agents de développement au niveau local, experts nationaux.

### Méthodologie

Pour ce faire nous avons orienté nos recherches dans trois directions :

- 1) les actions de communication sur le paysage mises en œuvre dans la procédure PDD
- 2) les actions envisagées pour traiter les problèmes paysagers émergents
- 3) la valorisation du paysage, liée ou pas aux produits de l'exploitation.

Nous avons mené une enquête aux deux niveaux d'organisation principaux de la procédure PDD : le niveau national et le niveau local.

Au niveau national, auquel nous disposons des documents et des bilans réalisés sous l'égide du Ministère de l'Agriculture, nous avons interrogé trois membres de la Cellule Nationale PDD. La cellule nationale identifie un « modèle idéal » de traitement du paysage dans la démarche PDD, qui met l'accent sur le lien entre système de production des exploitations et qualité esthétique des paysages. Cependant aucune indication plus précise, par type de système de production et de problème paysager, par exemple, n'est donnée au niveau national.

Au niveau local nous avons voulu observer une situation jugée positive par le bilan du Ministère. Nous avons donc choisi des PDD situés dans l'Ouest, une des deux zones où les PDD ont eu le plus de succès au vu de l'ampleur de la réorientation réalisée par les exploitations.

Les Plans de Développement Durable sont procédure expérimentale qui a été proposée à quelques 1.200 exploitations agricoles (sur environ 600.000 exploitations présentes en France), dont 700 environ y ont adhéré, dans 59 sites. Comme les autres mesures agri-environnementales, les PDD sont une démarche contractuelle entre l'agriculteur et l'Etat et se concrétisent par un contrat signé entre l'exploitant et le Ministère de l'Agriculture. Toutefois les PDD se distinguent des autres mesures agri-environnementales dans (1) les termes du contrat et (2) l'échelle d'application.

1. Les PDD n'impliquent pas de rémunération particulière. Les investissements impliqués dans les PDD sont financés par d'autres procédures (prêts aidés, mesures agri-environnementales, etc.). Il s'agit, pour le Ministère de l'Agriculture, d'un investissement en matière grise concernant l'encadrement de la procédure qui a lieu au niveau local (par des techniciens, les animateurs de site) et au niveau national (par des experts réunis dans la Cellule Nationale PDD).

2. Les PDD oeuvrent à l'échelle de l'exploitation agricole et du site. D'une part la réorientation du système de production concerne l'ensemble du territoire de l'exploitation et non pas quelques parcelles uniquement, comme c'est le cas pour les autres mesures agri-environnementales. D'autre part la démarche PDD est basée sur des groupes d'agriculteurs qui adhèrent volontairement à cette procédure : chaque site PDD s'appuie sur l'existence de réseaux locaux d'agriculteurs déjà sensibilisés au thème de l'agriculture durable (agriculteurs biologiques ou non) ou intéressés par l'extensification des systèmes de production.

Les PDD sont explicitement orientés vers une agriculture durable, l'objectif affiché de cette démarche étant la réorientation du système de production des exploitations vers des systèmes plus durables sur les plans à la fois environnemental et économique. L'hypothèse implicite qui sous-tend cette démarche est donc que l'agriculture productiviste, très coûteuse sur le plan environnemental, l'est aussi sur le plan économique pour les exploitations mêmes. Le succès de la démarche dans certains espaces et auprès de certaines exploitations, et son échec relatif dans d'autres espaces et vis-à-vis d'autres types d'exploitations, montre que cette hypothèse n'est que partiellement vérifiée, comme le reconnaît le bilan d'étape de cette expérience (analyse de 205 projets signés en 1996) publié par le Ministère de l'Agriculture. En effet, parmi les exploitations ayant adhéré à cette démarche, la réorientation du système de production semble être effective (réorientation de fond du processus de production vers des systèmes économes et autonomes herbagers) pour la majeure partie (les 2/3) des exploitations situées dans :

1) les régions occidentales et les régions de piémont à l'agriculture intensive (on prévoit ici de bons résultats économiques mais une baisse d'emplois agricoles)

2) les régions de montagne, sèche et humide, à l'agriculture extensive (on prévoit ici une diversification importante des activités, notamment par le développement d'activités touristiques et par la pluriactivité, qui s'accompagnerait de création d'emplois).

C'est dans ces régions, et particulièrement dans les régions de montagne, que la recherche de valeur ajoutée, par une valorisation spécifique des produits (transformation et vente directe des produits, circuits courts), est la plus importante. En revanche la réorientation de ces systèmes reste prudente (rationalisation de l'utilisation des fertilisants et des produits phytosanitaires, remaniement de certains éléments paysagers comme les haies, le patrimoine bâti) pour les exploitations de polyculture-élevage et de grande culture (on prévoit ici une baisse des revenus). Cependant ce sont là les exploitations les plus onéreuses sur le plan environnemental.

## Encadré 5 – Les Plans de Développement Durable <sup>420</sup>

## **Les PDD du Val de Loire : des systèmes d'élevage en voie d'extensification ?**

Comme dans l'ensemble des régions françaises de l'Ouest l'élevage dans les régions du Val de Loire est très marqué par l'intensification fourragère et animale, qui s'appuie sur des exploitations de taille moyenne orientées vers des systèmes bovin-lait. L'intensification a eu des conséquences importantes sur l'utilisation du sol et sur les paysages qui, dans ces régions humides, sont caractérisés par un maillage bocager plus ou moins lâche, un agencement d'écosystèmes prairiaux et culturels délimités par des haies. En effet, les ressources fourragères de l'exploitation étant de plus en plus basées sur le maïs fourrager, les surfaces cultivées en céréales se sont généralisées au dépens des herbages et des haies, devenues un obstacle au passage des machines pour l'irrigation et la moisson ; le bocage a ainsi évolué progressivement du bocage à maillage serré, au bocage à larges mailles, à un paysage ouvert.

Dans ce contexte, l'orientation vers une agriculture durable, prônée par certains agents de développement agricole au cours des années 90, est basée sur la désintensification et sur le concept d'autonomie de l'exploitation. L'objectif est d'utiliser en priorité les ressources herbagères de l'exploitation, et de réduire les achats de fourrages, de fertilisants et de produits phytosanitaires.

Ceci implique une modification de la taille de l'exploitation (augmentation des surfaces), de l'utilisation du sol (augmentation de la surface en herbages), du système fourrager (augmentation de la part d'alimentation du troupeau dépendante des surfaces de l'exploitation). Mais aussi du système technique (augmentation de la saison de pâturage, soins pour la qualité des produits, transformation des produits sur place), du mode de commercialisation (passage des circuits longs conventionnels, via les coopératives et la grande distribution, aux circuits courts, via les labels et la vente directe, qui permettent de mieux valoriser une production de qualité) et de l'orientation même de la production (de troupeaux lait à troupeaux allaitants). Des tels systèmes d'élevage existent, ce sont les systèmes de montagne, qui bénéficient cependant de l'apport fourrager des surfaces collectives d'altitude, utilisées en été, et peuvent donc être basés des surfaces d'exploitation très réduites.

Dans ce nouveau contexte de désintensification les haies peuvent retrouver une utilité particulière pour l'exploitant (délimitation des surfaces en pâturage, effet sur la santé des troupeaux et la qualité des produits) ; le lien entre systèmes techniques des exploitations agricoles et qualité esthétique des paysages trouve ici tout son sens, et se traduit par un lien fort entre produit (viande bovine de qualité) et paysage (bocage).

### **Les cinq PDD analysés. La démarche de recueil des informations**

Au niveau local nous avons suivi une démarche d'échantillonnage emboîté, qui nous a emmené à interroger des animateurs de PDD et des agriculteurs adhérant à un PDD. Parmi les PDD des régions Pays de la Loire et Centre, nous avons retenu cinq PDD caractérisés par leur diversité, bien qu'ils soient presque tous (quatre PDD) touchés par la menace de déprise agricole :

- Trois PDD de trois petites régions : le Ségréen, le Boischaut-Sud, la vallée de l'Authion. L'agriculture de ces trois petites régions est marquée par la prédominance de l'élevage bovin (viande et lait) ; on observe également la présence d'arboriculture (Ségréen), de viticulture et de maraîchage (vallée de l'Authion). Le paysage dominant est le paysage de bocage et sa disparition



représente le principal problème paysager, associé à d'autres problèmes environnementaux comme la qualité de l'eau dans le Ségréen.

- Le PDD de Grande Sologne. Il s'agit d'un territoire aux potentialités touristiques liées aux activités cynégétiques, marqué par l'importance des secteurs boisés et de la mosaïque prairies-étangs ; le principal problème paysager est l'enfrichement et la fermeture du paysage, liés à l'abandon des prairies. Ici l'agriculture, très touchée par la déprise, est caractérisée par l'élevage bovin (viande et lait) et la polyculture et céréaliculture, mais aussi la sylviculture.
- Le PDD du Marais Poitevin, une vaste zone humide aux qualités environnementales reconnues, où l'élevage bovin (viande et lait) cède progressivement le terrain au développement de la maïsiculture et de la populiculture.

Les cinq animateurs de ces PDD ont fait l'objet d'une enquête qui a pris la forme d'un questionnaire et d'un entretien libre. Parallèlement, dix agriculteurs du PDD Ségréen ont été interrogés à travers une enquête constituée de quatre phases : un questionnaire, un entretien libre, le commentaire de photos de paysages et un tour de ferme.

### **Résultats : paysage bâti et paysage non bâti**

L'analyse des enquêtes réalisées a été guidée par les trois axes de recherche mentionnés plus haut.

**1) Les actions de communication sur le paysage mises en œuvre dans la procédure PDD.** Dans les démarches PDD observées les actions de communication ont été basées sur des réunions, des diaporamas, des visites d'exploitation (5-6 actions par an en moyenne). Il faut observer qu'au moment de la mise en œuvre de la procédure PDD les animateurs n'étaient pas formés sur ce thème ; dans ce contexte le CAUE (Conseil en Architecture, Urbanisme et Environnement) a joué un rôle important de formation aux animateurs et de conseil aux agriculteurs (chaque ferme a reçu la visite d'un membre du CAUE).

**2) Les actions envisagées pour traiter les problèmes paysagers émergents.** Les actions envisagées pour traiter les problèmes paysagers émergents ont été principalement basées sur le patrimoine bâti ; le patrimoine non bâti, c'est-à-dire la grande partie du paysage agricole, et qui touche au système de production des exploitations, n'a pas reçu beaucoup d'attention.

Les actions en direction du paysage bâti ont été axées sur la séparation de la maison d'habitation et des bâtiments d'exploitation et sur la rénovation de ces derniers (la maison d'habitation étant généralement mieux mise en valeur) : restauration de bâtiments, rénovation des couvertures, installation ou rénovation de bardages en bois qui remplacent progressivement les bardages en taule, plantation de haies et d'arbres de haut jet autour des bâtiments, etc. Les actions paysagères au sein de la procédure PDD ont concerné donc principalement les abords de ferme.

Les actions en faveur de la replantation ou du maintien des haies ont été abordées dans le cadre d'autres procédures (mesures agri-environnementales, aides européennes ou des collectivités locales) et n'ont pas été au cœur de la démarche paysagère PDD.

**3) La valorisation du paysage, liée ou pas aux produits de l'exploitation.** La valorisation du paysage est une démarche toujours observée dans les procédures PDD ; elle a lieu principalement à travers un produit : la vente directe à la ferme, qui lie la vente du produit au paysage, est présente (association de vente directe « Eleveurs du Haut-Anjou ») mais secondaire, tandis que la volonté de

labellisation associée à une démarche qualité est plus générale (de nombreux labels ont été recensés sur le terrain). Cependant le circuit de vente le plus utilisé pour écouler la production reste le circuit conventionnel.

Trois fermes d'accueil, une ferme pédagogique, un verger conservatoire ont été recensés dans l'échantillon d'exploitations enquêtées. La valorisation du paysage à travers le tourisme à la ferme (hébergement, restauration, accueil) semble se développer mais est tributaire du gisement touristique de la région : elle est importante pour les PDD de Sologne et du Marais Poitevin mais reste secondaire là où le tourisme est moins important, comme dans la plupart des régions de l'Ouest.

### **Discussion**

Confrontées aux deux objectifs de cette recherche, mentionnés plus haut, ces considérations montrent que :

- 1) L'impact des PDD sur le paysage a concerné principalement les éléments bâtis, les actions paysagères prônées dans le cadre des procédures PDD ayant été restreintes aux abords de ferme.
- 2) Il s'agit là d'actions ponctuelles, limitées dans l'espace et notamment à un espace « de vente ». Celui-ci peut jouer un rôle important dans la phase de commercialisation des produits, notamment s'il y a vente directe et tourisme à la ferme : dans ce cas en effet l'image du produit et celle la ferme sont étroitement associées.

Par contre le paysage non bâti, qui est étroitement lié au système de production de l'exploitation, et qui touche donc directement à la rentabilité de la ferme, est un aspect dans lequel les PDD se sont finalement peu engagés, aussi bien en termes de communication que d'actions préconisées. Cet aspect est resté au second plan, même lorsqu'il répond à une préoccupation des agriculteurs eux-mêmes, car associé à des problèmes d'environnement comme l'enfrichement (c'est le cas à Boischaud-Sud et en Sologne). Le choix de négliger le patrimoine non bâti interdit de traiter des problèmes environnementaux qui se développent à grande échelle et sont donc très associés à l'évolution du paysage, comme l'enfrichement et la fermeture des paysages, la dégradation de la qualité de l'eau des nappes, la fragilité sanitaire des cultures, l'érosion du sol. Nous constatons enfin que le paysage non bâti a été abordé dans le contexte d'autres mesures (protection des haies, extensification), qui relèvent d'un autre régime d'aides, et avec lesquelles les PDD ont eu peu de liens. Les actions sur l'extensification des systèmes de production d'une part et sur le paysage d'autre part semblent avoir été déconnectées. En ce qui concerne le bocage, par exemple, les agriculteurs ont souvent évoqué les difficultés du maintien ou de la replantation des haies, liées au temps nécessaire pour effectuer non seulement les travaux propres à l'activité agricoles (irrigation, moisson), mais aussi les travaux d'entretien des haies. Mais peu d'attention semble avoir été portée dans la procédure PDD au rôle fonctionnel du bocage dans une démarche de qualité des produits. Dans ce sens l'impact des PDD sur le paysage a donc été réduit.

De ce fait le rôle du paysage comme outil de négociation et lieu de concertation entre acteurs différents (agriculteurs, agents de développement au niveau local, experts nationaux) ne semble pas avoir été mis en valeur. Le paysage n'a pas émergé comme un facteur d'enracinement local et d'identité régionale, lié à la notion de « terroir ».

Dans les cinq procédures PDD observées, la valorisation de la qualité des produits à travers les labels, la vente directe, les activités touristiques, a été recherchée. Mais le lien entre la qualité des produits et la qualité du paysage reste limité à la phase de vente des produits, qui a lieu dans la ferme et à ses abords. On est donc très tenté de qualifier les exemples étudiés « d'occasion manquée » par rapport à ses potentialités. Trois éléments d'explication peuvent être avancés pour justifier ce premier bilan.

- 4) Le choix de centrer les actions paysagères principalement sur le paysage bâti traduit une conception du paysage influencée par les pratiques des architectes paysagistes (le rôle du CAUE dans la mise en oeuvre de ces actions locales est important) et est fréquent dans les démarches paysagères inspirées de l'architecture.
- 5) L'absence d'indications précises de la part de la cellule nationale, non pas en termes de paradigmes exemplaires, mais en termes de références techniques par couple « système de production - type de problème paysager », peut expliquer l'orientation vers les éléments bâtis suivie au niveau local (comme le souligne un animateur de PDD). Par exemple : quelles sont la dimension et la configuration spatiale optimales d'un champ bordé de haies, pour quels types de systèmes d'exploitation et de milieux ? Les références techniques, dans cette « ingénierie agro-écologique », semblent toutefois faire défaut ; ce manque est souvent invoqué pour expliquer les difficultés d'extension de l'agriculture durable ; c'est là le résultat de l'orientation « productiviste » que la recherche scientifique et technique a suivie pendant longtemps.
- 6) Il est difficile, et inefficace, de mettre en oeuvre des actions sur le paysage non bâti à la seule échelle de l'exploitation agricole : une échelle supra-exploitation, continue dans l'espace, répondant à une homogénéité du milieu, doit être utilisée pour aborder l'évolution du paysage agricole. Le choix de centrer la procédure PDD sur des groupes d'agriculteurs plutôt que sur l'exploitation individuelle peut être salué comme une tentative de dépassement de l'échelle ponctuelle et spatialement discontinue de l'exploitation individuelle (bien que les réseaux d'exploitations impliquées dans les PDD ne se situent pas nécessairement dans une continuité spatiale).

Ces analyses suggèrent que, bien que le paysage soit l'objet d'une vaste littérature scientifique dans des domaines très variés, ses potentialités pour l'aménagement rural ne sont pas encore pleinement utilisées dans les procédures de développement agricole.

# Bibliographie citée

(en gras les références de l'auteure)

1. Lévêque, C. *L'écologie est-elle encore scientifique ?* (Quae, 2013).
2. Golley, F. B. Introducing landscape ecology. *Landsc. Ecol.* **1**, 1–3 (1987).
3. Mathieu, N. in *Sci. la nature, Sci. la société. Les passeurs Front.* 129–154 (Editions du CNRS, 1992).
4. Pinchemel, P. & Pinchemel, G. *La face de la Terre.* (Armand Colin, 1988).
5. Rougerie, G. & Beroutchachvili, N. *Géosystèmes et paysages. Bilan et méthodes.* (Armand Colin, 1991).
6. Rougerie, G. *Emergence et cheminements de la biogéographie.* (L'Harmattan, 2006).
7. Bertrand, G. Les géographes français et leurs paysages. *Ann. Geogr.* **93**, 218–229 (1984).
8. Allen, T. F. H. & Starr, T. B. *Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity.* (The University of Chicago Press, 1982).
9. Allen, T. F. H. & Hoekstra, T. W. *Toward a Unified Ecology.* (Columbia University Press, 1992).
10. Burel, F. *et al.* Landscape ecology and biodiversity in agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* **166**, 1–2 (2013).
11. Zomeni, M., Tzanopoulos, J. & Pantis, J. D. Historical analysis of landscape change using remote sensing techniques: An explanatory tool for agricultural transformation in Greek rural areas. *Landsc. Urban Plan.* **86**, 38–46 (2008).
12. Hooftman, D. A. P. & Bullock, J. M. Mapping to inform conservation: A case study of changes in semi-natural habitats and their connectivity over 70 years. *Biol. Conserv.* **145**, 30–38 (2012).
13. Marcucci, D. J. Landscape history as a planning tool. *Landsc. Urban Plan.* **49**, 67–81 (2000).
14. Reger, B., Otte, A. & Waldhardt, R. Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. *Landsc. Urban Plan.* **81**, 104–113 (2007).
15. Antrop, M. Sustainable landscapes: contradiction, fiction or utopia ? *Landsc. Urban Plan.* **75**, 187–197 (2006).
16. Meeus, J. H. A., Wijermans, M. P. & Vroom, M. J. Agricultural landscapes in Europe and their transformation. *Landsc. Urban Plan.* **18**, 289–352 (1990).
17. De Nijs, T. C. . M., de Niet, R. & Crommentuijn, L. Constructing land-use maps of the Netherlands in 2030. *J. Environ. Manage.* **72**, 35–42 (2004).
18. Nassauer, J. I. & Corry, R. C. Using normative scenarios in landscape ecology. *Landsc. Ecol.* **19**, 343–356 (2004).

19. Rounsevell, M. D. a. *et al.* A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* **114**, 57–68 (2006).
20. White, E. M., Morzillo, A. T. & Alig, R. J. Past and projected rural land conversion in the US at state, regional, and national levels. *Landsc. Urban Plan.* **89**, 37–48 (2009).
21. Verburg, P. H., Schulp, C. J. E., Witte, N. & Veldkamp, A. Downscaling of land use change scenarios to assess the dynamics of European landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* **114**, 39–56 (2006).
22. Palang, H., Aluma, H. & Mander, Ü. Holistic aspects in landscape development: a scenario approach. *Landsc. Urban Plan.* **50**, 85–94 (2000).
23. Tomas, F. Du paysage aux paysages, pour une autre approche paysagère. *Rev. géographie Lyon* **69**, 277–286 (1994).
24. Petit, C. C. & Lambin, E. F. Long-term land-cover changes in the Belgian Ardennes (1775–1929): model-based reconstruction vs. historical maps. *Glob. Chang. Biol.* **8**, 616–630 (2002).
25. Lindborg, R. & Eriksson, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* **85**, 1840–1845 (2004).
26. Van der Veken, S., Verheyen, K. & Hermy, M. Plant species loss in an urban area (Turnhout, Belgium) from 1880 to 1999 and its environmental determinants. *Flora* **199**, 516–523 (2004).
27. San-Antonio-Gómez, C., Velilla, C. & Manzano-Agugliaro, F. Urban and landscape changes through historical maps: The Real Sitio of Aranjuez (1775–2005), a case study. *Comput. Environ. Urban Syst.* **44**, 47–58 (2014).
28. Antrop, M. Why landscapes of the past are important for the future. *Landsc. Urban Plan.* **70**, 21–34 (2005).
29. Pedroli, M. & Borger, G. J. Historical land use and hydrology. A case study from eastern Noord-Brabant. *Landsc. Ecol.* **4**, 237–248 (1990).
30. Hietala-Koivu, R., Järvenpää, T. & Helenius, J. Value of semi-natural areas as biodiversity indicators in agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* **101**, 9–19 (2004).
31. Hietala-Koivu, R. Landscape and modernizing agriculture: a case study of three areas in Finland in 1954–1998. *Agric. Ecosyst. Environ.* **91**, 273–281 (2002).
32. Calvo-Iglesias, M. S., Crecente-Maseda, R. & Fra-Paleo, U. Exploring farmer’s knowledge as a source of information on past and present cultural landscapes. *Landsc. Urban Plan.* **78**, 334–343 (2006).
33. Zanoni, L., Gurnell, A., Drake, N. & Surian, N. Island dynamics in a braided river from analysis of historical maps and air photographs. *River Res. Appl.* **24**, 1141–1159 (2008).
34. Brown, P. W. & Schulte, L. A. Agricultural landscape change (1937–2002) in three townships in Iowa, USA. *Landsc. Urban Plan.* **100**, 202–212 (2011).

35. Gerard, F. *et al.* Land cover change in Europe between 1950 and 2000 determined employing aerial photography. *Prog. Phys. Geogr.* **34**, 183–205 (2010).
36. Ihse, M. Swedish agricultural landscapes—patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landsc. Urban Plan.* **31**, 21–37 (1995).
37. Cousins, S. A. O. Landscape history and soil properties affect grassland decline and plant species richness in rural landscapes. *Biol. Conserv.* **142**, 2752–2758 (2009).
38. Baessler, C. & Klotz, S. Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agric. Ecosyst. Environ.* **115**, 43–50 (2006).
39. Bıcık, I., Jelecek, L. & Stepanek, V. Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th centuries. *Land use policy* **18**, (2001).
40. Medley, K. E., Okey, B. W., Barrett, G. W., Lucas, M. F. & Renwick, W. H. Landscape change with agricultural intensification in a rural watershed, southwestern Ohio, USA. *Landsc. Ecol.* **10**, 161–176 (1995).
41. Rayburn, A. P. & Schulte, L. a. Landscape change in an agricultural watershed in the U.S. Midwest. *Landsc. Urban Plan.* **93**, 132–141 (2009).
42. Pan, D., Domon, G., De Blois, S. & Bouchard, A. Temporal (1958–1993) and spatial patterns of land use changes in Haut-Saint-Laurent (Quebec, Canada) and their relation to landscape physical attributes. *Landsc. Ecol.* **14**, 35–52 (1999).
43. Skanes, H. M. & Bunce, R. G. H. Directions of landscape change (1741–1993) in Virestad, Sweden—characterised by multivariate analysis. *Landsc. Urban Plan.* **38**, 61–75 (1997).
44. Burel, F. & Baudry, J. Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. *Landsc. Ecol.* **4**, 197–210 (1990).
45. Mallinis, G., Emmanoloudis, D., Giannakopoulos, V., Maris, F. & Koutsias, N. Mapping and interpreting historical land cover/land use changes in a Natura 2000 site using earth observational data: The case of Nestos delta, Greece. *Appl. Geogr.* **31**, 312–320 (2011).
46. Alados, C. L. *et al.* Variations in landscape patterns and vegetation cover between 1957 and 1994 in a semiarid Mediterranean ecosystem. *Landsc. Ecol.* **19**, 543–559 (2004).
47. Tortora, A., Statuto, D. & Picuno, P. Rural landscape planning through spatial modelling and image processing of historical maps. *Land use policy* **42**, 71–82 (2015).
48. Calvo-Iglesias, M. S., Fra-Paleo, U. & Diaz-Varela, R. A. Changes in farming system and population as drivers of land cover and landscape dynamics: The case of enclosed and semi-openfield systems in Northern Galicia (Spain). *Landsc. Urban Plan.* **90**, 168–177 (2009).
49. Hersperger, A. M. & Bürgi, M. Going beyond landscape change description: Quantifying the importance of driving forces of landscape change in a Central Europe case study. *Land use policy* **26**, 640–648 (2009).

50. Frondoni, R., Mollo, B. & Capotorti, G. A landscape analysis of land cover change in the Municipality of Rome (Italy): Spatio-temporal characteristics and ecological implications of land cover transitions from 1954 to 2001. *Landscape Urban Plan.* **100**, 117–128 (2011).
51. Solon, J. Spatial context of urbanization: Landscape pattern and changes between 1950 and 1990 in the Warsaw metropolitan area, Poland. *Landscape Urban Plan.* **93**, 250–261 (2009).
52. Lowry, J. H. & Lowry, M. B. Comparing spatial metrics that quantify urban form. *Comput. Environ. Urban Syst.* **44**, 59–67 (2014).
53. Ellis, E. C. *et al.* Estimating Long-Term Changes in China's Village Landscapes. *Ecosystems* **12**, 279–297 (2009).
54. Schneeberger, N., Bürgi, M., Hersperger, A. M. & Ewald, K. C. Driving forces and rates of landscape change as a promising combination for landscape change research—An application on the northern fringe of the Swiss Alps. *Land use policy* **24**, 349–361 (2007).
55. Van Apeldoorn, D. F., Kempen, B., Sonneveld, M. P. W. & Kok, K. Co-evolution of landscape patterns and agricultural intensification: An example of dairy farming in a traditional Dutch landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* **172**, 16–23 (2013).
56. Ernoult, A., Bureau, F. & Poudevigne, I. Patterns of organisation in changing landscapes: implications for the management of biodiversity. *Landscape Ecol.* **18**, 239–251 (2003).
57. Ernoult, A., Freiré-Díaz, S., Langlois, E. & Alard, D. Are similar landscapes the result of similar histories ? *Landscape Ecol.* **21**, 631–639 (2006).
58. Kristensen, S. P. Agricultural land use and landscape changes in Rostrup, Denmark: processes of intensification and extensification. *Landscape Urban Plan.* **46**, (1999).
59. Hammer, R. B., Stewart, S. I., Winkler, R. L., Radeloff, V. C. & Voss, P. R. Characterizing dynamic spatial and temporal residential density patterns from 1940–1990 across the North Central United States. *Landscape Urban Plan.* **69**, 183–199 (2004).
60. Lepar, J., Marty, P. & Kleczewski, M. in *Paysages la Connaissance à l'action* (eds. Berlan-Darqué, M., Luginbühl, Y. & Terrasson, D.) 29–40 (2007).
61. Kristensen, L. S., Thenail, C. & Kristensen, S. P. Landscape changes in agrarian landscapes in the 1990s: the interaction between farmers and the farmed landscape. A case study from Jutland, Denmark. *J. Environ. Manage.* **71**, 231–44 (2004).
62. Li, Y. Land cover dynamic changes in northern China: 1989–2003. *J. Geogr. Sci.* **18**, 85–94 (2008).
63. Jobin, B., Latendresse, C., Grenier, M., Maisonneuve, C. & Sebbane, A. Recent landscape change at the ecoregion scale in Southern Québec (Canada), 1993–2001. *Environ. Monit. Assess.* **164**, 631–47 (2010).
64. Zheng, X.-Q. *et al.* A coupled model for simulating spatio-temporal dynamics of land-use change: A case study in Changqing, Jinan, China. *Landscape Urban Plan.* **106**, 51–61 (2012).

65. Schmitt-Harsh, M. Landscape change in Guatemala: Driving forces of forest and coffee agroforest expansion and contraction from 1990 to 2010. *Appl. Geogr.* **40**, 40–50 (2013).
66. Barbault, R. Biodiversity dynamics: from population and community ecology approaches to a landscape ecology point of view. *Landsc. Urban Plan.* **31**, 89–98 (1995).
67. Petit, S. The dimensions of land use change in rural landscapes: lessons learnt from the GB Countryside Surveys. *J. Environ. Manage.* **90**, 2851–6 (2009).
68. Benton, T. G., Vickery, J. a. & Wilson, J. D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key ? *TRENDS Ecol. Evol.* **18**, 182–188 (2003).
69. Ernoult, A. *et al.* Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain: Past or present patterns ? *Biol. Conserv.* **127**, 1–17 (2006).
70. Serra, P., Pons, X. & Saurí, D. Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: A spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Appl. Geogr.* **28**, 189–209 (2008).
71. Cohen, M., Angles, S., Marquez, C. & Araque Jimenez, E. in *Paysage et développement durable* (eds. Luginbühl, Y. & Terrasson, D.) (2013).
72. Legay, J.-M. *L'interdisciplinarité dans les sciences de la vie.* (Quae, 2006).
73. Clergeau, P., Le Lay, G. & Mandon-Dalger, I. in *L'interdisciplinarité dans les Sci. la vie* (ed. Legay, J.-M.) 103–113 (Quae, 2006).
74. Barbault, R. in *L'interdisciplinarité dans les Sci. la vie* (ed. Legay, J.-M.) 151–169 (Quae, 2006).
75. Giraudoux, P., Craig, P. & Vuitton, D. in *L'interdisciplinarité dans les Sci. la vie* (ed. Legay, J.-M.) 131–149 (Quae, 2006).
76. Décamps, H. in *L'interdisciplinarité dans les Sci. la vie* (ed. Legay, J.-M.) 31–37 (Quae, 2006).
77. Franchomme, M., Bonnin, M. & Hinnewinkel, C. La biodiversité 'aménage-t-elle' les territoires ? Vers une écologisation des territoires. *Développement durable Territ.* **4**, 1–6 (2013).
78. Haase, G. & Richter, H. Current Trends in Landscape Research. *GeoJournal* 107–119 (1983).
79. Depraz, S. *Géographie des espaces naturels protégés: genèse, principes et enjeux territoriaux.* (Armand Colin, 2008).
80. Lepart, J. & Marty, P. Des réserves de nature aux territoires de la biodiversité. L'exemple de la France. *Ann. Geogr.* **651**, 485 (2006).
81. d'Angio, R. Au secours le paysage revient ! *Inf. Geogr.* **61**, 122–128 (1997).
82. Vieillard-Coffre, S. Gestion de l'eau et bassin versant: de l'évidente simplicité d'un découpage naturel à sa complexe mise en pratique. *Hérodote* **102**, 139 (2001).



83. Grujard, É. La gestion de l'eau à l'épreuve des territoires. *Hérodote* **110**, 47–69 (2003).
84. Hall, D. L. Landscape planning: functionalism as a motivating concept from landscape ecology and human ecology. *Landsc. Urban Plan.* **21**, 13–19 (1991).
85. Conrad, E., Christie, M. & Fazey, I. Is research keeping up with changes in landscape policy ? A review of the literature. *J. Environ. Manage.* **92**, 2097–108 (2011).
86. Primdahl, J., Kristensen, L. S. & Swaffield, S. Guiding rural landscape change. *Appl. Geogr.* **42**, 86–94 (2013).
87. Gobster, P. H., Nassauer, J. I., Daniel, T. C. & Fry, G. The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology ? *Landsc. Ecol.* **22**, 959–972 (2007).
88. Parra-López, C., Groot, J. C. J., Carmona-Torres, C. & Rossing, W. A. H. An integrated approach for ex-ante evaluation of public policies for sustainable agriculture at landscape level. *Land use policy* **26**, 1020–1030 (2009).
89. Paradis, S. & Lelli, L. La médiation paysagère, levier d'un développement territorial durable ? *Développement durable Territ.* **1**, (2010).
90. Joliveau, T. La gestion paysagère des espaces ruraux : questions, concepts, méthodes et outils. *Rev. géographie Lyon* **69**, 325–334 (1994).
91. Arntz, K. & Muir, R. Landscape: A Forgotten Legacy: A Reply. *Area* **31**, 297–300 (1999).
92. Tomas, F. Les temporalités du patrimoine et de l'aménagement urbain. *Géocarrefour* **79**, (2004).
93. Tress, B. & Tress, G. Capitalising on multiplicity: a transdisciplinary systems approach to landscape research. *Landsc. Urban Plan.* **57**, 143–157 (2001).
94. Frolova, M. Le paysage des géographes russes: l'évolution du regard géographique entre le XIXème et le XXème siècle. *Cybergeo* (2000).
95. Watteaux, B. M. Settlement and landscape in english historical studies: a french view. *Mediev. Settl. Res.* **24**, 1–15 (2010).
96. Baker, A. *Geography and History: Bridging the Divide*. (Cambridge University Press, 2003).
97. Muir, R. Landscape: a wasted legacy. *Area* **30**, 263–271 (1998).
98. Williams, M. Historical geography and the concept of landscape. *J. Hist. Geogr.* **15**, 92–104 (1989).
99. Gregory, D. The discourse of the past: phenomenology, structuralism and historical geography. *J. Hist. Geogr.* **4**, 161–173 (1978).
100. Debarbieux, B. Actualité politique du paysage. *Rev. géographie Alp.* **4**, (2007).
101. Rose, M. Landscape and labyrinths. *Geoforum* **33**, 455–467 (2002).

102. Rosemberg, M. Contribution à une réflexion géographique sur les représentations et l'espace. *Géocarrefour* **78**, 71–77 (2003).
103. Troll, C. Landscape ecology (geoecology) and biogeocenology. A terminological study. *Geoforum* **2**, 43–46 (1971).
104. Tansley, A. G. The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. *Ecology* **16**, 284–307 (1935).
105. Moss, M. R. Landscape Synthesis, Landscape Processes and Land Classification, some Theoretical and Methodological Issues. *GeoJournal* 145–153 (1983).
106. Luginbühl, Y. Le paysage aujourd'hui et son enseignement. *Inf. Geogr.* **60**, 24–29 (1996).
107. Terrasson, D. Un tournant dans la recherche sur le paysage en France: contexte et apports du programme Politiques publiques et paysages. *Natures Sci. Sociétés* **195**, 187–195 (2006).
108. Deffontaines, J.-P. Analyse du paysage et étude régionale des systèmes de production agricole. *Econ. Rural.* **98**, 3–13 (1973).
109. Bertrand, C. & Bertrand, G. in *Hist. la Fr. Rural. Tome 1 La Form. des campagnes françaises des Orig. à 1340* (eds. Duby, G. & Wallon, A.) (Seuil, 1975).
110. Deffontaines, J.-P. Aménagement et espace: Evolution des exploitations agricoles et transformation de l'espace. *Econ. Rural.* **119**, 28–28 (1977).
111. Barrué-Pastor, M. & Muxart, T. in *Sci. la nature, Sci. la société. Les passeurs Front.* 259–266 (Editions du CNRS, 1992).
112. Bertrand, G. Le paysage et la géographie: un nouveau rendez-vous. *Treballs la Soc. Catalana Geogr.* **XV**, (2000).
113. Bertrand, C. & Bertrand, G. La nature-artefact: entre anthropisation et artialisation, l'expérience du système GTP. *Inf. Geogr.* **78**, 10–25 (2014).
114. Brossard, T. & Wieber, J. Le paysage: trois définitions, un mode d'analyse et de cartographie. *Espace. Geogr.* **1**, 5–12 (1984).
115. Luginbühl, Y. Pour un paysage du paysage. *Econ. Rural.* 297–298 (2007).
116. Levins, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. ESA* **15**, 237–240 (1969).
117. Hanski, I. Spatially realistic theory of metapopulation ecology. *Naturwissenschaften* **88**, 372–381 (2001).
118. Brown, J. H. & Lomolino, M. V. Independent Discovery of the Equilibrium Theory of Island Biogeography. *Ecology* **70**, 1954–1957 (1989).
119. Brown, J. H. Two decades of interaction between the MacArthur-Wilson model and the complexities of mammalian distributions. *Biol. J. Linn. Soc.* **28**, 231–251 (1986).

120. Lomolino, M. V. A call for a new paradigm of island biogeography. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **9**, 1–6 (2000).
121. Laurance, W. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biol. Conserv.* **141**, 1731–1744 (2008).
122. Fahrig, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**, 487–515 (2003).
123. Walter, H. S. The mismeasure of islands: implications for biogeographical theory and the conservation of nature. *J. Biogeogr.* **31**, 177–197 (2004).
124. Blondel, J. *Biogéographie évolutive*. (Masson. Collection d'écologie 20, 1986).
125. Burel, F. & Baudry, J. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. (Lavoisier, 1999).
126. Bennett, A. F., Radford, J. Q. & Haslem, A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biol. Conserv.* **133**, 250–264 (2006).
127. Forman, R. T. T. & Godron, M. *Landscape ecology*. (1986).
128. Golley, F. B. The ecosystem concept: A search for order. *Ecol. Res.* **6**, 129–138 (1991).
129. Golley, F. B. Reaching a landmark. *Landsc. Ecol.* **10**, 3–4 (1995).
130. Golley, F. B. A state of transition. *Landsc. Ecol.* **11**, 321–323 (1996).
131. Naveh, Z. & Lieberman, A. S. *Landscape Ecology: Theory and Application*. (1993).
132. Farina, A. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. (Chapman & Hall, 1998).
133. Opdam, P. Deconstructing and reassembling the landscape system. *Landsc. Ecol.* **22**, 1445–1446 (2007).
134. Lepczyk, C. A., Lortie, C. J. & Anderson, L. J. An ontology for landscapes. *Ecol. Complex.* **5**, 272–279 (2008).
135. Higgins, S., Mahon, M. & McDonagh, J. Interdisciplinary interpretations and applications of the concept of scale in landscape research. *J. Environ. Manage.* **113**, 137–145 (2012).
136. Turner, M. G., Dale, V. H. & Gardner, R. H. Predicting across scales: theory development and testing. *Landsc. Ecol.* **3**, 245–252 (1989).
137. Turner, M. G., O'Neill, R. V., Gardner, R. H. & Milne, B. T. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landsc. Ecol.* **3**, 153–162 (1989).
138. Pereira, G. M. A Typology of Spatial and Temporal Scale Relations. *Geogr. Anal.* **34**, 21–33 (2002).

139. Manson, S. M. Does scale exist ? An epistemological scale continuum for complex human–environment systems. *Geoforum* **39**, 776–788 (2008).
140. Howitt, R. Scale and the other: Levinas and geography. *Geoforum* **33**, 299–313 (2002).
141. Gibson, C. C., Ostrom, E. & Ahn, T.-K. The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecol. Econ.* **32**, 217–239 (2000).
142. Turner, M. G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landsc. Ecol.* **4**, 21–30 (1990).
143. O’Neill, R. V., Milne, B. T., Turner, M. G. & Gardner, R. H. Resource utilization scales and landscape pattern. *Landsc. Ecol.* **2**, 63–69 (1988).
144. Milne, B. T., Johnston, K. M. & Forman, R. T. Scale-dependent proximity of wildlife habitat in a spatially-neutral Bayesian model. *Landsc. Ecol.* **2**, 101–110 (1989).
145. Mazur, E. Landscape syntheses—objectives and tasks. *GeoJournal* **7**, 101–106 (1983).
146. Clifford, N. J. The future of geography: when the whole is less than the sum of its parts. *Geoforum* **33**, 431–436 (2002).
147. Ackerman, E. Where is a Research Frontier ? *Ann. Assoc. Am. Geogr.* **53**, 429–440 (1963).
148. Preobrazhenskiy, V. S. Geosystem as an object of landscape study. *GeoJournal* **7**, 131–134 (1983).
149. Pitman, A. J. On the role of Geography in Earth System Science. *Geoforum* **36**, 137–148 (2005).
150. Poudevigne, I. & Baudry, J. The implication of past and present landscape patterns for biodiversity research: introduction and overview. *Landsc. Ecol.* **18**, 223–225 (2003).
151. Tress, B., Tress, G., Décamps, H. & D’Hautesserre, A.-M. Bridging human and natural sciences in landscape research. *Landsc. Urban Plan.* **57**, 137–141 (2001).
152. Legay, J.-M. in *L’interdisciplinarité dans les Sci. la vie* (ed. Legay, J.-M.) (Quae, 2006).
153. Fry, G. L. A. Multifunctional landscapes. Towards transdisciplinary research. *Landsc. Urban Plan.* **57**, 159–168 (2001).
154. Bastian, O. Landscape Ecology – towards a unified discipline ? *Landsc. Ecol.* 757–766 (2002).
155. Moss, M. R. Interdisciplinarity, landscape ecology and the ‘ Transformation of Agricultural Landscapes ’. *Landsc. Ecol.* 303–311 (2000).
156. Musacchio, L., Ozdenerol, E., Bryant, M. & Evans, T. Changing landscapes, changing disciplines: seeking to understand interdisciplinarity in landscape ecological change research. *Landsc. Urban Plan.* **73**, 326–338 (2005).
157. Blandin, P. & Lamotte, M. in *Fondements Ration. l’aménagement d’un Territ.* (ed. Lamotte, M.) 139–162 (Masson Sciences, Édition Dunod, 1985).

158. Holtz, J. M. Radioscopie de la géographie allemande. *Espace. Geogr.* 157–160 (1983).
159. **Di Pietro, F. Durabilité et Organisation du paysage. Application des concepts de l'écologie systémique au diagnostic de la gestion pastorale du territoire des vallées des Pyrénées Centrales (France). (1996).**
160. Marty, P., Lepart, J. & Caplat, P. Géographie et écologie des paysages: quelles relations ? *Bull. l'association des géographes français* **3**, 355–367 (2006).
161. **Di Pietro, F. & Balent, G. Dynamique des pratiques pastorales et des paysages: une approche pluri-échelles appliquée aux Pyrénées ariégeoises (France). *Agron. Sustain. Dev.* (1997).**
162. **Di Pietro, F. Toward appropriate scales of management for sustainable agricultural land use: A case-study in the central Pyrenees (France). in *Planet. Gard.* **99** (1999).**
163. **Di Pietro, F. Assessing ecologically sustainable agricultural land-use in the Central Pyrénées at the field and landscape level. *Agric. Ecosyst. Environ.* **86**, 93–103 (2001).**
164. Herzog, F. *et al.* Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *Eur. J. Agron.* **24**, 165–181 (2006).
165. Baudry, J. & Thenail, C. Interaction between farming systems, riparian zones, and landscape patterns: a case study in western France. *Landsc. Urban Plan.* **67**, 121–129 (2004).
166. **Di Pietro, F. & Yengué, J. L. La couverture végétale. *Atlas Archéologique de Touraine* 1–6 (2013).**
167. Cousins, S. A. & Eriksson, O. The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landsc. Ecol.* **17**, 517–529 (2002).
168. Gregory, I. N. & Healey, R. G. Historical GIS: structuring, mapping and analysing geographies of the past. *Prog. Hum. Geogr.* **31**, 638–653 (2007).
169. Haase, D., Walz, U., Neubert, M. & Rosenberg, M. Changes to Central European landscapes—Analysing historical maps to approach current environmental issues, examples from Saxony, Central Germany. *Land use policy* **24**, 248–263 (2007).
170. Tucci, M. & Giordano, A. Positional accuracy, positional uncertainty, and feature change detection in historical maps: Results of an experiment. *Comput. Environ. Urban Syst.* **35**, 452–463 (2011).
171. Palang, H., Helmfrid, S., Antrop, M. & Alumäe, H. Rural Landscapes: past processes and future strategies. *Landsc. Urban Plan.* **70**, 3–8 (2005).
172. Botequilha Leitao, A. & Ahern, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landsc. Urban Plan.* **59**, (2002).
173. Corry, R. C. & Nassauer, J. I. Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landsc. Urban Plan.* **72**, 265–280 (2005).

174. McDonnell, M. J. & Hahs, A. K. in *Ecol. Cities Towns A Comp. Approach* (eds. McDonnell, M. J., Hahs, A. K. & Breuste, J. H.) (2009).
175. Bürgi, M., Hersperger, A. M. & Schneeberger, N. Driving forces of landscape change—current and new directions. *Landsc. Ecol.* **19**, 857–868 (2004).
176. York, A. M. *et al.* Land fragmentation under rapid urbanization: A cross-site analysis of Southwestern cities. *Urban Ecosyst.* **14**, 429–455 (2011).
- 177. Thenail, C. *et al.* The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales. *Agric. Ecosyst. Environ.* **131**, 207–219 (2009).**
178. Le Coeur, D., Baudry, J. & Burel, F. Field margins plant assemblages: variation partitioning between local and landscape factors. *Landsc. Urban Plan.* **37**, 57–71 (1997).
179. Aavik, T. *et al.* What is the role of local landscape structure in the vegetation composition of field boundaries? *Appl. Veg. Sci.* **11**, 375–386 (2008).
180. Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L. & Petit, S. The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic Appl. Ecol.* **14**, 235–245 (2013).
181. Whittaker, R. *Communities and ecosystems*. (MacMillan, 1975).
182. Van Teeffelen, A. J. a., Vos, C. C. & Opdam, P. Species in a dynamic world: Consequences of habitat network dynamics on conservation planning. *Biol. Conserv.* **153**, 239–253 (2012).
183. Whittaker, R. Classification of natural communities. *Bot. Rev.* **28**, 1–239 (1962).
184. Abadie, J.-C., Machon, N., Muratet, A. & Porcher, E. Landscape disturbance causes small-scale functional homogenization, but limited taxonomic homogenization, in plant communities. *J. Ecol.* **99**, 1134–1142 (2011).
185. Lomba, A., Bunce, R. G. H., Jongman, R. H. G., Moreira, F. & Honrado, J. Interactions between abiotic filters, landscape structure and species traits as determinants of dairy farmland plant diversity. *Landsc. Urban Plan.* **99**, 248–258 (2011).
186. Burel, F. *et al.* Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* **19**, 47–60 (1998).
187. Ter Braak, C. J. F. & Wiertz, J. On the statistical analysis of vegetation change: a wetland affected by water extraction and soil acidification. *J. Veg. Sci.* **5**, 361–372 (1994).
188. Aavik, T. & Liira, J. Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. *Agric. Ecosyst. Environ.* **135**, 178–186 (2010).
189. Maury, R. La genèse des paysages agraires en France. La Touraine en est-elle une synthèse ? *Norois* 5–27 (1992).

190. Linglard, M. & Blandin, P. La biodiversité des petits bois, «anthroposystèmes insulaires» dans les plaines de grandes cultures: l'exemple du Gâtinais occidental. *Ann. Geogr.* **651**, 569–596 (2006).
191. Bosc, A. & Pigot, B. *Etude des paysages d'Indre-et-Loire*. (DDE 37 - DIREN Centre, 2001).
192. Couderc, J.-M. Les landes des régions de la Loire moyenne. *Norois* **164**, 583–598 (1994).
193. Yvard, J.-C. Délimitation de la Champagne tourangelle historique. *Norois* **167**, 549–556 (1995).
194. Thibault, S. & Verdelli, L. La Métropole jardin, un projet urbain régional jamais officiellement abandonné. *La Loire ses terroirs* 19–24 (2007).
- 195. Pinoteau, C. & Di Pietro, F. in *Eval. des risques environnementaux pour une Gest. durable des Espac.* (ed. Vanpeene-Bruhier, S.) 257–259 (Cemagref Editions, 2003).**
196. Mehdi, L. Structure verte et biodiversité urbaine. L'espace vert: analyse d'un écosystème anthropisé. (2010).
- 197. Di Pietro, F. & Sieurin, A. in *L'eau, la Cell. au paysage* (ed. Wicherek, S.) 31–39 (Elsevier, collection Environnement, 2000).**
198. Duelli, P. & Obrist, M. K. Basic and Applied Ecology Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic Appl. Ecol.* **138**, 129–138 (2003).
199. Tscharrntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. *Ecol. Lett.* **8**, 857–874 (2005).
200. Obrist, M. K. & Duelli, P. Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. *Biodivers. Conserv.* **19**, 2201–2220 (2010).
- 201. Di Pietro, F., Naudin, A. & Auger, J. The role of field margins in IPM: a multi-scale case-study. in *Eureco'99. 8th Eur. Ecol. Congr. Eur. Dimens. Ecol. - Perspect. challenges 21st century* 302 (1999).**
- 202. Di Pietro, F. & Génin, A. Diversity of field margins in an intensive crop region (Gâtine lochoise, France): explanatory factors and effects over biodiversity. in *Hedgerows world. Their Ecol. Funct. Differ. landscapes, Proc. Annu. IALE-UK Conf. (International Assoc. Landsc. Ecol. - United Kingdom)* (eds. Barr, C. & Petit, S.) 187–196 (2001).**
- 203. Di Pietro, F., Sieurin, A., Lemesle, B. & Botté, F. La richesse des carabidés en grande culture: le cas de la Gâtine Lochoise. *Symbioses* 4, 73–74 (2001).**
- 204. Di Pietro, F., Génin, A. & Botté, F. La flore des bordures de champ en zone de grande culture: structuration et effet des facteurs agricoles et paysagers. *Symbioses* 49–54 (2003).**

205. Pinoteau, C. & Di Pietro, F. Association de formes et de dynamiques dans le bassin-versant de l'Aubrière (Indre-et-Loire). *Etud. Rurales* (2003).
206. Di Pietro, F., Genin, A. & Yengue, J.-L. in *Eval. des risques environnementaux pour une Gest. durable des Espac.* (ed. Vanpeene-Bruhier, S.) 243–245 (Cemagref Editions, 2003).
207. Di Pietro, F. & Génin, A. in *Campagnes société. Fonct. usages des campagnes françaises* (ed. Romero, C.) 321–327 (Presses Universitaires d'Orléans, 2003).
208. Di Pietro, F. in *Sustain. L. Use Intensively Used Agric. Reg.* (ed. Meyer, B. C.) 140–151 (Landscape Europe, 2006).
209. Di Pietro, F. in *Contraintes environnementales Gouv. des Territ.* (eds. Scarwell, H. J. & Franchomme, M.) 409–417 (Editions de l'Aube, collection « Aube Nord », 2004).
210. Di Pietro, F., Pinoteau, C. & Genin, A. in *L'évaluation du paysage une Utop. nécessaire ? A la Rech. d'indicateurs/marqueurs Pluridiscip.* (eds. Puech, D. & Rivière-Honegger, A.) 311–326 (Publications de l'Université Paul Valéry, 2004).
211. Di Pietro, F. & Pinoteau, C. in *Bocage et sociétés* (eds. Antoine, A. & Marguerie, D.) (Publications Universitaires de Rennes, collection Espaces et Territoires, 2007).
212. Di Pietro, F. Contribution des activités agricoles et de la structure des bordures à la flore des bordures de champs en grande culture. in *Interact. Nature-Société, Anal. modèles. Umr 6554 LEGT, La Baule 2006* 1–5 (2006).
213. Di Pietro, F. Landscape organization and plant biodiversity in an intensively used agricultural region of central France. in *25 years Landsc. Ecol. Sci. Princ. Pract. Proc. 7th IALE (International Assoc. Landsc. Ecol.) World Congr. – Part 1* (eds. Bunce, R., Jongman, R., Hojas, L. & Weel, S.) 148–149 (2007).
214. Di Pietro, F. & Doreau, D. Le rôle de l'aménagement des paysages dans la préservation de la qualité de l'eau et de la biodiversité en zone de grande culture. in *Hydrosystèmes, paysages Territ. 6-8 Sept. 2001* (CD-Rom, 2001).
215. Yengué, J. L., Di Pietro, F., Servain, S. & Verdelli, L. *Analyse spatiale et paysages. Rapport de recherche.* (2008).
216. Agence de l'eau Loire-Bretagne, A. *Chapitre 4. Caractérisation économique des usages et des activités liés à l'eau.* (2013).
217. Collectif, X. Grande culture. *Larousse Agric. Le monde paysan au 20ème siècle* (2002).
218. Burel, F., Aviron, S., Baudry, J., Le Féon, V. & Vasseur, C. in *Landsc. Ecol. Sustain. Environ. Cult.* (eds. Fu, B. & Jones, K. B.) 285–308 (Springer Netherlands, 2013).
219. Stoate, C. *et al.* Ecological impacts of arable intensification in Europe. *J. Environ. Manage.* **63**, 337–365 (2001).
220. Hietala-Koivu, R., Lankoski, J. & Tarmi, S. Loss of biodiversity and its social cost in an agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* **103**, 75–83 (2004).



221. Jongman, R. H. G. Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landsc. Urban Plan.* **58**, 211–221 (2002).
222. Rodríguez, C. & Wiegand, K. Evaluating the trade-off between machinery efficiency and loss of biodiversity-friendly habitats in arable landscapes: The role of field size. *Agric. Ecosyst. Environ.* **129**, 361–366 (2009).
223. Persson, A. S., Olsson, O., Rundlöf, M. & Smith, H. G. Land use intensity and landscape complexity—Analysis of landscape characteristics in an agricultural region in Southern Sweden. *Agric. Ecosyst. Environ.* **136**, 169–176 (2010).
224. Norris, K. Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conserv. Lett.* **1**, 2–11 (2008).
225. Matson, P. A. & Vitousek, P. M. Agricultural Intensification: Will Land Spared from Farming be Land Spared for Nature ? *Conserv. Biol.* **20**, 709–710 (2006).
226. Papy, F. & Torre, A. Quelles organisations territoriales pour concilier production agricole et gestion des ressources naturelles ? *Études Rech. sur les systèmes agraires le développement* 151–169 (2003).
227. Temme, a. J. a. M. & Verburg, P. H. Mapping and modelling of changes in agricultural intensity in Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* **140**, 46–56 (2011).
228. Roschewitz, I., Thies, C. & Tschardtke, T. Are landscape complexity and farm specialisation related to land-use intensity of annual crop fields ? *Agric. Ecosyst. Environ.* **105**, 87–99 (2005).
229. Petit, S. & Firbank, L. Predicting the risk of losing parcels of semi-natural habitat to intensive agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* **115**, 277–280 (2006).
230. Poudevigne, I. & Alard, D. Landscape and agricultural patterns in rural areas: a case study in the Brionne Basin, Normandy, France. *J. Environ. Manage.* **50**, 335–349 (1997).
231. Grashof-Bokdam, C. J. & van Langevelde, F. Green Veining: Landscape Determinants of Biodiversity in European Agricultural Landscapes. *Landsc. Ecol.* **20**, 417–439 (2005).
232. Castellazzi, M. S. *et al.* A systematic representation of crop rotations. *Agric. Syst.* **97**, 26–33 (2008).
233. McLaughlin, A. & Mineau, P. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* **55**, 201–212 (1995).
234. Piutti, S., Schneller, C., Guimont, H.-P. & Amiaud, B. Une approche expérimentale sur l’allongement des rotations et l’implantation de bandes enherbées en grandes cultures pour maximiser les services rendus par la biodiversité végétale et microbienne. *Innov. Agron.* **8**, 149–158 (2010).
235. Andrieu, D. & Mehdi, L. in *Les Espac. périphériques urbains le développement durable Anal. à partir du cas l’agglomération tourangelle* (ed. Serrano, J.) (pro, 2007).

236. Baudry, J. *et al.* Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help ? *Landsc. Ecol.* **18**, 303–314 (2003).
237. Billeter, R. *et al.* Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* **45**, 141–150 (2007).
238. Marshall, E. J. P. & Arnold, G. M. Factors affecting field weed and field margin flora on a farm in Essex, UK. *Landsc. Urban Plan.* **31**, 205–216 (1995).
239. Le Cœur, D., Baudry, J., Burel, F., Thenail, C. & Le Cœur, D. Why and how we should study field boundary biodiversity in an agrarian landscape context. *Agric. Ecosyst. Environ.* **89**, 23–40 (2002).
240. Smart, S. M., Bunce, R. G. H., Firbank, L. G. & Coward, P. Do field boundaries act as refugia for grassland plant species diversity in intensively managed agricultural landscapes in Britain ? *Agric. Ecosyst. Environ.* **91**, 73–87 (2002).
241. Musters, C. J. M. *et al.* Development of biodiversity in field margins recently taken out of production and adjacent ditch banks in arable areas. *Agric. Ecosyst. Environ.* **129**, 131–139 (2009).
242. Poggio, S. L., Chaneton, E. J. & Ghersa, C. M. Landscape complexity differentially affects alpha, beta, and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields. *Biol. Conserv.* **143**, 2477–2486 (2010).
243. Leps, J. & Smilauer, P. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. (Cambridge, 2003).
244. Spratt, S. E., Cooper, A. & McCann, T. P. An ecological basis for the management of grassland field margins. *Asp. Appl. Biol.* 45–52 (2011).
245. Marshall, E. J. P. & Moonen, A. C. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* **89**, 5–21 (2002).
246. Bassa, M., Boutin, C., Chamorro, L. & Sans, F. X. Effects of farming management and landscape heterogeneity on plant species composition of Mediterranean field boundaries. *Agric. Ecosyst. Environ.* **141**, 455–460 (2011).
247. Bassa, M., Chamorro, L. & Sans, F. X. Vegetation patchiness of field boundaries in the Mediterranean region: The effect of farming management and the surrounding landscape analysed at multiple spatial scales. *Landsc. Urban Plan.* **106**, 35–43 (2012).
248. Moonen, a. . & Marshall, E. J. . The influence of sown margin strips, management and boundary structure on herbaceous field margin vegetation in two neighbouring farms in southern England. *Agric. Ecosyst. Environ.* **86**, 187–202 (2001).
249. Romero, A., Chamorro, L. & Sans, F. X. Weed diversity in crop edges and inner fields of organic and conventional dryland winter cereal crops in NE Spain. *Agric. Ecosyst. Environ.* **124**, 97–104 (2008).

250. Thomas, S. R., Noordhuis, R., Holland, J. M. & Goulson, D. Botanical diversity of beetle banks: Effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK. *Agric. Ecosyst. Environ.* **93**, 403–412 (2002).
251. Liira, J. *et al.* Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes. *J. Veg. Sci.* **19**, 3–14 (2008).
252. Ma, M. & Herzog, I. Plant functional diversity in agricultural margins and fallow fields varies with landscape complexity level: Conservation implications. *J. Nat. Conserv.* **22**, 525–531 (2014).
253. Chaudron, C. Effet du paysage et des modalités de gestion sur la végétation de l'interface route-champs cultivés. in *Sixièmes journées Dr. du paysage* (2014).
254. Association, H. *Gestion des dépendances routières et bordures de champs à l'échelle de la région Centre, dans le cadre du Grenelle de l'environnement et de la Trame Verte et Bleue.* (2011).
255. Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **29**, 207–231 (1998).
256. Forman, R. T. . Road ecology: a solution for the giant embracing us. *Landsc. Ecol.* **13**, (1998).
257. Coffin, A. W. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *J. Transp. Geogr.* **15**, 396–406 (2007).
258. Redon (de), L. *et al.* Road network in an agrarian landscape: Potential habitat, corridor or barrier for small mammals? *Acta Oecologica* **62**, 58–65 (2015).
259. Mcgarigal, K., Romme, W. H., Crist, M. & Roworth, E. Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA). *Landsc. Ecol.* 327–349 (2001).
260. Marcantonio, M., Rocchini, D., Geri, F., Bacaro, G. & Amici, V. Biodiversity, roads, & landscape fragmentation: Two Mediterranean cases. *Appl. Geogr.* **42**, 63–72 (2013).
261. O'Farrell, P. J. & Milton, S. J. Road Verge and Rangeland Plant Communities in the Southern Karoo: Exploring What Influences Diversity, Dominance and Cover. *Biodivers. Conserv.* **15**, 921–938 (2005).
262. Borda-de-Água, L., Navarro, L., Gavinhos, C. & Pereira, H. M. Spatio-temporal impacts of roads on the persistence of populations: analytic and numerical approaches. *Landsc. Ecol.* **26**, 253–265 (2010).
263. Skórka, P., Lenda, M., Moroń, D., Kalarus, K. & Tryjanowski, P. Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biol. Conserv.* **159**, 148–157 (2013).
264. Holderegger, R. & Di Giulio, M. The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. *Basic Appl. Ecol.* **11**, 522–531 (2010).

265. Tikka, P. M., Högmander, H. & Koski, P. S. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landsc. Ecol.* **16**, 659–666 (2001).
266. Hogbin, P. M., Ayre, D. J. & Whelan, R. J. Genetic variation and reproductive success of road verge populations of the rare shrub *Grevillea barklyana* (Proteaceae). *Heredity (Edinb.)*. **80**, 180–186 (1998).
267. Spooner, P. G., Lunt, I. D., Okabe, A. & Shiode, S. Spatial analysis of roadside *Acacia* populations on a road network using the network K-function. *Landsc. Ecol.* **19**, 491–499 (2004).
268. Le Viol, I. *et al.* Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biol. Conserv.* **141**, 1581–1590 (2008).
269. Samways, M. J., Osborn, R. & Carliel, F. Effect of a highway on ant (Hymenoptera: Formicidae) species composition and abundance, with a recommendation for roadside verge width. *Biodivers. Conserv.* **6**, 903–913 (1997).
270. Stiles, J. H. & Jones, R. H. Distribution of the red imported fire ant, shape *Solenopsis invicta*, in road and powerline habitats. *Landsc. Ecol.* **13**, 335–346 (1998).
271. Tshiguvho, T. E., Dean, W. R. J. & Robertson, H. G. Conservation value of road verges in the semi-arid Karoo, South Africa: ants (Hymenoptera: Formicidae) as bio-indicators. *Biodivers. Conserv.* **8**, 1683–1695 (1999).
272. Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J. & Saarnio, S. Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? *Biol. Conserv.* **123**, 403–412 (2005).
273. Hopwood, J. L. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biol. Conserv.* **141**, 2632–2640 (2008).
274. Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A. P. & Sýkora, K. V. Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biol. Conserv.* **142**, 2097–2103 (2009).
275. Zeng, S.-L. *et al.* Effects of road age and distance on plant biodiversity: a case study in the Yellow River Delta of China. *Plant Ecol.* **212**, 1213–1229 (2011).
276. Valtonen, A., Jantunen, J. & Saarinen, K. Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biol. Conserv.* **133**, 389–396 (2006).
277. Henriksen, C. I. & Langer, V. Road verges and winter wheat fields as resources for wild bees in agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* **173**, 66–71 (2013).
278. Smith, H., Feber, R. E., Morecroft, M. D., Taylor, M. E. & Macdonald, D. W. Short-term successional change does not predict long-term conservation value of managed arable field margins. *Biol. Conserv.* **143**, 813–822 (2010).
279. Stehlik, I., Caspersen, J. P., Wirth, L. & Holderegger, R. Floral free fall in the Swiss lowlands: environmental determinants of local plant extinction in a peri-urban landscape. *J. Ecol.* **95**, 734–744 (2007).

280. Truscott, A. M., Palmer, S. C. F., McGowan, G. M., Cape, J. N. & Smart, S. Vegetation composition of roadside verges in Scotland: the effects of nitrogen deposition, disturbance and management. *Environ. Pollut.* **136**, 109–118 (2005).
281. Hovd, H. & Skogen, A. Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. *Agric. Ecosyst. Environ.* **110**, 257–265 (2005).
282. Gelbard, J. L. & Belnap, J. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conserv. Biol.* **17**, 420–432 (2003).
283. Flory, S. L. & Clay, K. Invasive shrub distribution varies with distance to roads and stand age in eastern deciduous forests in Indiana, USA. *Plant Ecol.* **184**, 131–141 (2005).
284. Kalwij, J. M., Milton, S. J. & McGeoch, M. A. Road verges as invasion corridors ? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem. *Landsc. Ecol.* **23**, 439–451 (2008).
285. Cousins, S. A. O. Plant species richness in midfield islets and road verges – The effect of landscape fragmentation. *Biol. Conserv.* **127**, 500–509 (2006).
286. Hawbaker, T. J., Radeloff, V. C., Hammer, R. B. & Clayton, M. K. Road Density and Landscape Pattern in Relation to Housing Density, and Ownership, Land Cover, and Soils. *Landsc. Ecol.* **20**, 609–625 (2004).
287. Pauwels, F. & Gulinck, H. Changing minor rural road networks in relation to landscape sustainability and farming practices in West Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* **77**, 95–99 (2000).
288. De Redon, L. Intérêts écologiques des bords de route en milieu agricole intensif. (2008).
- 289. Mehdi, L. & Di Pietro, F. L'espace vert public, lieu d'interactions entre société et biodiversité. *Proj. paysage* 1–17 (2009).**
- 290. Mehdi, L. & Di Pietro, F. Contribution à l'étude de la flore urbaine de l'agglomération tourangelle par la caractérisation de la structure et de la composition floristique des pelouses urbaines. *Symbioses* 66–72 (2009).**
- 291. Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S. & Bouché-Pillon, S. How can wastelands promote biodiversity in cities ? A review. *Landsc. Urban Plan.* **132**, 79–88 (2014).**
- 292. Mehdi, L., Weber, C., Di Pietro, F. & Selmi, W. Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert à la trame verte. *Vertigo* **12**, (2012).**
- 293. Bonthoux, S., Greulich, S., Bouché-Pillon, S. & Di Pietro, F. in *Urbanités et biodiversité* (ed. Bradel, V.) 182–192 (Presses Universitaires de St.Etienne, 2013).**
- 294. Mehdi, L., Di Pietro, F. & Smail, Z. Les Boisements de rétention des crues (BRC), un nouvel outil de prévention du risque inondation et de préservation de la biodiversité. in *Séminaire Int. « La V. les risques urbains acteurs, Prat. urbaines, Gest. systèmes prévention »* 1–10 (2009).**

295. Mehdi, L. & Di Pietro, F. La structure verte: une nouvelle stratégie de lutte contre les risques urbains. in *Séminaire Int. « Environ. urbain développement durable. Entre discours Polit. Prat. d'aménagement »* 1–12 (2010).
296. Di Pietro, F. & Mehdi, L. Déterminants paysagers de la flore des espaces verts publics. in *Vivre avec les plantes santé, loisir, paysage. Quels enjeux pour la Rech. l'expérimentation dans les filières du végétal spécialisé ? Les Rencontres du Végétal* (2013).
297. Di Pietro, F. in *Les Espac. périphériques urbains le développement durable Anal. à partir du cas l'agglomération tourangelle* (eds. Serrano, J. & Larrue, C.) 154–165 (2007).
298. McDonnell, M. J. in *Urban Ecol. Patterns, Process. Appl.* (eds. Niemelä, J. et al.) (2011).
299. Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E. & Hope, D. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *TRENDS Ecol. Evol.* **21**, 186–91 (2006).
300. Shochat, E., Paige, S. W. & Faeth, S. H. Future directions in urban ecology. *TRENDS Ecol. Evol.* **21**, 660–1; author reply 661–2 (2006).
301. Ramalho, C. E. & Hobbs, R. J. Time for a change: dynamic urban ecology. *TRENDS Ecol. Evol.* **27**, 179–88 (2012).
302. Zerbe, S., Maurer, U., Schmitz, S. & Sukopp, H. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landsc. Urban Plan.* **62**, 139–148 (2002).
303. Laugier, R. *L'étalement urbain en France. Synthèse documentaire.* (MEDD, CRDALN, 2012).
304. Antrop, M. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landsc. Urban Plan.* **67**, 9–26 (2004).
305. Clergeau, P., Jokimäki, J. & Snep, R. Using hierarchical levels for urban ecology. *TRENDS Ecol. Evol.* **21**, 659–60; author reply 661–2 (2006).
306. Angold, P. G. *et al.* Biodiversity in urban habitat patches. *Sci. Total Environ.* **360**, 196–204 (2006).
307. Brady, R. F. *et al.* A typology for the urban ecosystem and its relationship to larger biogeographical landscape units. *Urban Ecol.* **4**, 11–28 (1979).
308. Faeth, S. H., Bang, C. & Saari, S. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* **1223**, 69–81 (2011).
309. Pautasso, M. Scale dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. *Ecol. Lett.* **10**, 16–24 (2007).
310. Kühn, I., Brandl, R. & Klotz, S. The flora of German cities is naturally species rich. *Evol. Ecol. Res.* **6**, 749–764 (2004).
311. Čepelová, B. & Münzbergová, Z. Factors determining the plant species diversity and species composition in a suburban landscape. *Landsc. Urban Plan.* **106**, 336–346 (2012).

312. Kowarik, I. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ. Pollut.* **159**, 1974–83 (2011).
313. La Sorte, F. a. *et al.* Distance decay of similarity among European urban floras: the impact of anthropogenic activities on  $\beta$  diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **17**, 363–371 (2008).
314. La Sorte, F. a., McKinney, M. L. & Pyšek, P. Compositional similarity among urban floras within and across continents: biogeographical consequences of human-mediated biotic interchange. *Glob. Chang. Biol.* **13**, 913–921 (2007).
315. Gulezian, P. Z. & Nyberg, D. W. Distribution of invasive plants in a spatially structured urban landscape. *Landsc. Urban Plan.* **95**, 161–168 (2010).
316. Persiaux, R. Quand l'écologie investit la ville. *Recherche* **422**, 8 + (2008).
317. Mougnot, C. *Prendre soin de la nature ordinaire.* (Maison des sciences de l'homme, 2003).
318. Pellissier, V., Rozé, F., Aguejdad, R., Quénot, H. & Clergeau, P. Relationships between soil seed bank, vegetation and soil fertility along an urbanisation gradient. *Appl. Veg. Sci.* **11**, 325–334 (2008).
319. Celesti-Grapow, L., Pyšek, P., Jarošík, V. & Blasi, C. Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. *Divers. Distrib.* **12**, 490–501 (2006).
320. Breuste, J., Niemelä, J. & Snep, R. P. H. Applying landscape ecological principles in urban environments. *Landsc. Ecol.* **23**, 1139–1142 (2008).
321. Chifflet, R., Muratet, A. & Machon, N. Impact des structures urbaines sur les mouvements de pollen: cas des populations de chélidoine. *Le biodiversitaire* **28**, 28–31 (1996).
322. Goddard, M. A., Benton, T. G. & Dougill, A. J. Beyond the garden fence: landscape ecology of cities. *TRENDS Ecol. Evol.* **25**, 90–8 (2010).
323. Bryant, M. M. Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landsc. Urban Plan.* **76**, 23–44 (2006).
324. Larondelle, N. & Haase, D. Urban ecosystem services assessment along a rural–urban gradient: A cross-analysis of European cities. *Ecol. Indic.* **29**, 179–190 (2013).
325. Goddard, M. A., Dougill, A. J. & Benton, T. G. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *TRENDS Ecol. Evol.* **25**, 90–8 (2009).
326. Cohen, M., Baudoin, R., Palibrk, M., Persyn, N. & Rhein, C. Urban biodiversity and social inequalities in built-up cities: New evidences, next questions. The example of Paris, France. *Landsc. Urban Plan.* **106**, 277–287 (2012).
327. Weber, C. & Mehdi, L. in *Urban Environ.* (eds. Rauch, S., Morrison, G., Norra, S. & Schleicher, N.) (2012).
328. Selmi, W. & Weber, C. Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains. *Vertigo* **13**, (2013).

329. Antrop, M. Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Landsc. Ecol.* **15**, 257–270 (2000).
330. Antoni, R. *Forme urbaine. Vocab. l'art urbain* (1992).
331. Lévy, A. Formes urbaines et significations: revisiter la morphologie urbaine. *Espac. sociétés* **122**, 25 (2005).
332. Ghorra-Gobin, C. La ville américaine de l'idéal pastoral à l'artificialisation de l'espace naturel. *Les Ann. la Rech. urbaine* 69–74 (1997).
333. Sudhira, H. S., Ramachandra, T. V. & Jagadish, K. S. Urban sprawl: metrics, dynamics and modelling using GIS. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **5**, 29–39 (2004).
334. Antrop, M. & Van Eetvelde, V. Holistic aspects of suburban landscapes: visual image interpretation and landscape metrics. *Landsc. Urban Plan.* **50**, 43–58 (2000).
335. Young, C. H. & Jarvis, P. J. Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black Country, UK. *Landsc. Ecol.* **16**, 643–658 (2001).
336. Pham, H. M., Yamaguchi, Y. & Bui, T. Q. A case study on the relation between city planning and urban growth using remote sensing and spatial metrics. *Landsc. Urban Plan.* **100**, 223–230 (2011).
337. Hahs, A. K. & McDonnell, M. J. Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban–rural gradient. *Landsc. Urban Plan.* **78**, 435–448 (2006).
338. Tavernia, B. G. & Reed, J. M. Spatial extent and habitat context influence the nature and strength of relationships between urbanization measures. *Landsc. Urban Plan.* **92**, 47–52 (2009).
339. Seto, K. C. & Fragkias, M. Quantifying Spatiotemporal Patterns of Urban Land-use Change in Four Cities of China with Time Series Landscape Metrics. *Landsc. Ecol.* **20**, 871–888 (2005).
340. Davis, C. & Schaub, T. A transboundary study of urban sprawl in the Pacific Coast region of North America: The benefits of multiple measurement methods. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **7**, 268–283 (2005).
341. Ng, C. N., Xie, Y. J. & Yu, X. J. Measuring the spatio-temporal variation of habitat isolation due to rapid urbanization: A case study of the Shenzhen River cross-boundary catchment, China. *Landsc. Urban Plan.* **103**, 44–54 (2011).
342. McDonnell, M. J. & Hahs, A. K. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landsc. Ecol.* **23**, 1143–1155 (2008).
343. Da Cunha, A. & Both, J. *Métropolisation, villes et agglomérations. Structures et dynamiques socio-démographiques des espaces urbains.* (Observatoire de la ville et du développement durable, Institut de géographie – Faculté des Géosciences et de l'Environnement, Université de Lausanne, 2004).



344. Angel, S., Parent, J., Civco, D. & Blei, A. *Making Room for a Planet of Cities*. (Lincoln Institute of Land Policy, 2011).
345. Jat, M. K., Garg, P. K. & Khare, D. Monitoring and modelling of urban sprawl using remote sensing and GIS techniques. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **10**, 26–43 (2008).
346. Bhatta, B., Saraswati, S. & Bandyopadhyay, D. Urban sprawl measurement from remote sensing data. *Appl. Geogr.* **30**, 731–740 (2010).
347. Angel, S. *et al.* *The Dynamics of Global Urban Expansion*. (Transport and Urban Development Department The World Bank, 2005).
348. Perry, T. & Nawaz, R. An investigation into the extent and impacts of hard surfacing of domestic gardens in an area of Leeds, United Kingdom. *Landsc. Urban Plan.* **86**, 1–13 (2008).
349. Verbeeck, K., Van Orshoven, J. & Hermy, M. Measuring extent, location and change of imperviousness in urban domestic gardens in collective housing projects. *Landsc. Urban Plan.* **100**, 57–66 (2011).
350. Dieudonné, P. Reconstruire les limites. Remparts, franges et extensions des villes reconstruites. *Les Ann. la Rech. urbaine* 109–115 (2005).
351. Ji, W., Ma, J., Twibell, R. W. & Underhill, K. Characterizing urban sprawl using multi-stage remote sensing images and landscape metrics. *Comput. Environ. Urban Syst.* **30**, 861–879 (2006).
352. Deng, J. S., Qiu, L. F., Wang, K., Yang, H. & Shi, Y. Y. An integrated analysis of urbanization-triggered cropland loss trajectory and implications for sustainable land management. *Cities* **28**, 127–137 (2011).
353. Esbah, H. Land Use Trends During Rapid Urbanization of the City of Aydin, Turkey. *Environ. Manage.* **39**, 443–459 (2007).
354. Ichikawa, K., Okubo, N., Okubo, S. & Takeuchi, K. Transition of the satoyama landscape in the urban fringe of the Tokyo metropolitan area from 1880 to 2001. *Landsc. Urban Plan.* **78**, 398–410 (2006).
355. Donadieu, P. & Fleury, A. L'agriculture, une nature pour la ville ? *Les Ann. la Rech. urbaine* 31–39 (1997).
356. Ungern-Sternberg, X. & Da Cunha, A. *Impacts de l'étalement urbain*. (2003).
357. Godefroid, S. & Koedam, N. Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landsc. Ecol.* **22**, 1227–1239 (2007).
358. Merlin, P. & Choay, F. *Dictionnaire de l'urbanisme*. (Presse universitaires de France, 2009).
359. Clergeau, P. *Une écologie du paysage urbain*. (Apogée, 2007).
360. Terrasson, D. in *Paysages la Connaiss. à l'action* (eds. Berlan-Darqué, M., Luginbühl, Y. & Terrasson, D.) (2007).

361. De Vilmorin, C. *La politique d'espaces verts*. (Centre de recherche d'urbanisme, 1978).
362. Da Cunha, A. *et al.* Urbanisme végétal et agriurbanisme. *Urbia. Les Cah. du développement urbain durable* (2009).
363. Reygrobellet, B. *La nature dans la ville. Biodiversité et urbanisme*. (2007).
364. Aggeri, G. La biodiversité, une nouvelle donne urbaine. *Techni-Cités* **163**, 27–33 (2009).
365. Davies, Z. G. *et al.* A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. *Biol. Conserv.* **142**, 761–771 (2009).
366. Cameron, R. W. F. *et al.* The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure. *Urban For. Urban Green.* **11**, 129–137 (2012).
367. Loram, A., Tratalos, J., Warren, P. H. & Gaston, K. J. Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. *Landsc. Ecol.* **22**, 601–615 (2007).
368. Smith, R. M., Gaston, K. J., Warren, P. H. & Thompson, K. Urban domestic gardens (V): relationships between landcover composition, housing and landscape. *Landsc. Ecol.* **20**, 235–253 (2005).
369. Thompson, K. *et al.* Urban domestic gardens (I): Putting small-scale plant diversity in context. *J. Veg. Sci.* **14**, 71 (2003).
370. Gaston, K. J., Smith, R. M., Thompson, K. & Warren, P. H. Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodivers. Conserv.* **14**, 395–413 (2005).
371. Smith, R. M., Thompson, K., Hodgson, J. G., Warren, P. H. & Gaston, K. J. Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biol. Conserv.* **129**, 312–322 (2006).
372. Loram, A., Warren, P. H. & Gaston, K. J. Urban domestic gardens (XIV): the characteristics of gardens in five cities. *Environ. Manage.* **42**, 361–76 (2008).
373. Loram, A., Warren, P., Thompson, K. & Gaston, K. Urban domestic gardens: the effects of human interventions on garden composition. *Environ. Manage.* **48**, 808–24 (2011).
374. Marco, A., Lavergne, S., Dutoit, T. & Bertaudiere-Montes, V. From the backyard to the backcountry: how ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. *Biol. Invasions* **12**, 761–779 (2009).
375. Nassauer, J. I., Wang, Z. & Dayrell, E. What will the neighbors think ? Cultural norms and ecological design. *Landsc. Urban Plan.* **92**, 282–292 (2009).
376. Marco, A. *et al.* Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. *C. R. Biol.* **331**, 452–65 (2008).
377. Kendal, D., Williams, N. S. G. & Williams, K. J. H. Harnessing diversity in gardens through individual decision makers. *TRENDS Ecol. Evol.* **25**, 201–2; author reply 202–3 (2010).

378. Helbert, Y. *Les jardins de nos villes. Jardins, jardinages et politique urbaine.* (1998).
379. Calenge, C. in *Les Espac. périphériques urbains le développement durable Anal. à partir du cas l'agglomération tourangelle* (eds. Serrano, J. & Larrue, C.) 166–182 (2007).
380. Joimel, S., Chenot, É.-D., Cortet, J., Schwartz, C. & Consalès, J. N. in *Urbanités et biodiversité* (ed. Bradel, V.) 158–170 (Presses Universitaires de St.Etienne, 2013).
381. Vallet, J., Beaujouan, V., Pithon, J., Rozé, F. & Daniel, H. The effects of urban or rural landscape context and distance from the edge on native woodland plant communities. *Biodivers. Conserv.* **19**, 3375–3392 (2010).
382. Vallet, J., Daniel, H., Beaujouan, V., Rozé, F. & Pavoine, S. Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands. *Appl. Veg. Sci.* **13**, 412–424 (2010).
383. Lussault, M. *Tours. Images de la ville et politique urbaine.* (MSV, Université de Tors, Collection sciences de la ville, 1993).
384. Vallet, J., Daniel, H., Beaujouan, V. & Rozé, F. Plant species response to urbanization: comparison of isolated woodland patches in two cities of North-Western France. *Landsc. Ecol.* **23**, 1205–1217 (2008).
385. Bioret, F. *La bioévaluation, outil d'aide à l'aménagement.* (2001).
386. Paris, M., Chelkoff, G. & Linglart, M. in *Urbanités et biodiversité* (ed. Bradel, V.) 171–181 (Presses Universitaires de St.Etienne, 2013).
387. Debeurne, F. *La traversée urbaine des cours d'eau: une opportunité pour la biodiversité ?* (2011).
388. Dubost, F. *Les jardins ordinaires.* (L'Harmattan, 1984).
389. Savard, J.-P. L., Clergeau, P. & Mennechez, G. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landsc. Urban Plan.* **48**, 131–142 (2000).
390. Gueymard, S. Facteurs environnementaux de proximité et choix résidentiels Le rôle de l'ancrage communal, des représentations et des pratiques des espaces verts. *Développement durable Territ.* 1–25 (2006).
391. Clergeau, P. Une biodiversité urbaine ? *Le Courn. du CNRS* **82**, 102 (1996).
392. Bellin, I. La biodiversité, un problème de ville. *Recherche* **422**, (2008).
393. Fischer, L. K., von der Lippe, M. & Kowarik, I. Urban land use types contribute to grassland conservation: The example of Berlin. *Urban For. Urban Green.* **12**, 263–272 (2013).
394. Politi Bertoncini, A., Machon, N., Pavoine, S. & Muratet, A. Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landsc. Urban Plan.* **105**, 53–61 (2012).
395. McDonnell, M. J. & Pickett, S. T. A. Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology* **71**, 1232–1237 (1990).

396. Lévêque, C. *Écologie. De l'écosystème à la biosphère*. (Masson Sciences, Édition Dunod, 2001).
397. Thompson, K., Hodgson, J., Smith, R., Warren, P. & Gaston, K. Urban domestic gardens ( III ): Composition and diversity of lawn floras. *J. Veg. Sci.* 373–378 (2004).
398. Bianco, P. M., Fanelli, G., Tescarollo, P. & Pignatti, S. Ruderalization in a Roman Park as a Result of Changing Management. *Urban Habitats* **1**, (2003).
399. Fischer, L. K., von der Lippe, M. & Kowarik, I. Urban grassland restoration: which plant traits make desired species successful colonizers ? *Appl. Veg. Sci.* **16**, 272–285 (2012).
400. Serret, H. *et al.* Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France. *Landsc. Urban Plan.* **131**, 27–35 (2014).
401. Hedblom, M. & Söderström, B. Woodlands across Swedish urban gradients: Status, structure and management implications. *Landsc. Urban Plan.* **84**, 62–73 (2008).
402. Vallet, J. Gradient d'urbanisation et communautés végétales d'espaces boisés. Approche à plusieurs échelles dans trois agglomérations du Massif armoricain. (2009).
403. Guirado, M., Pino, J. & Roda, F. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **15**, 50–62 (2006).
404. Godefroid, S. & Koedam, N. Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city–forest ecotone. *Landsc. Urban Plan.* **65**, 169–185 (2003).
405. Daniel, H., Pellissier, V., Vallet, J. & Rozé, F. in *V. biodiversité. Les Enseign. d'une Rech. Pluridiscipl.* (ed. Clergeau, P.) 123–154 (Presses Universitaires de Rennes, 2011).
406. Kowarik, I., von der Lippe, M. & Cierjacks, A. Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia* 113–132 (2013).
407. Motard, E., Muratet, A., Clair-Maczulajtyś, D. & Machon, N. Does the invasive species *Ailanthus altissima* threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? *C. R. Biol.* **334**, 872–9 (2011).
408. Pellegrini, P. Pieds d'arbre, trottoirs et piétons: vers une combinaison durable ? *Développement durable Territ.* **3**, (2012).
409. Maurel, N. *et al.* Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands ? *Biol. Invasions* **12**, 1709–1719 (2010).
410. Penone, C., Machon, N., Julliard, R. & Le Viol, I. Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context ? *Biol. Conserv.* **148**, 126–133 (2012).
411. Schadek, U., Strauss, B., Biedermann, R. & Kleyer, M. Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to successional age. *Urban Ecosyst.* **12**, 115–126 (2009).

412. Öckinger, E., Dannestam, Å. & Smith, H. G. The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape Urban Plan.* **93**, 31–37 (2009).
413. Westermann, J. R., von der Lippe, M. & Kowarik, I. Seed traits, landscape and environmental parameters as predictors of species occurrence in fragmented urban railway habitats. *Basic Appl. Ecol.* **12**, 29–37 (2011).
414. Godefroid, S., Monbaliu, D. & Koedam, N. The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape Urban Plan.* **80**, 45–55 (2007).
415. Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J. & Porcher, E. The Role of Urban Structures in the Distribution of Wasteland Flora in the Greater Paris Area, France. *Ecosystems* **10**, 661–671 (2007).
416. Kattwinkel, M., Biedermann, R. & Kleyer, M. Temporary conservation for urban biodiversity. *Biol. Conserv.* **144**, 2335–2343 (2011).
417. Stiles, R. Landscape theory: a missing link between landscape planning and landscape design ? *Landscape Urban Plan.* **30**, 139–149 (1994).
418. Germaine, M.-A. & Ballouche, A. L'articulation entre enjeux environnementaux et aménités paysagères dans les politiques publiques des vallées du nord-ouest de la France. *Proj. paysage* (2010).
419. Candau, J. Le paysage comme catégorie d'action publique ? *Natures Sci. Sociétés* (2002).
- 420. Di Pietro, F. & Drilleau, A. La prise en compte du paysage par les Plans de Développement Durable agricoles: une évaluation en Val de Loire. *Aménagement Nat.* **134**, 93–99 (1999).**
- 421. Larrue, C. & Di Pietro, F. in *Territ. d'action* (eds. Melé, P. & Larrue, C.) 181–213 (L'Harmattan, collection « Itinéraires géographiques », 2008).**
- 422. Larrue, C., Di Pietro, F., Lefeuvre, M.-P. & Chiappero, D. *Les conditions d'une politique locale de prévention des risques inondation. Séminaire intermédiaire du programme Risque Inondation, Programme RIO 1.* (2000).**
- 423. Larrue, C., Di Pietro, F., Lefeuvre, M.-P. & Chiappero, D. *Les conditions de la construction d'une politique locale de prévention des risques inondation. Rapport final pour le programme de recherche Risque Inondation Programme RIO 1, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.* (2002).**
424. Jongman, R. H. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape Urban Plan.* **32**, 169–183 (1995).
425. Forman, R. T. T. & Collinge, S. K. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. *Landscape Urban Plan.* **37**, 129–135 (1997).
426. Hawkins, V. & Selman, P. Landscape scale planning: exploring alternative land use scenarios. *Landscape Urban Plan.* **60**, 211–224 (2002).

427. Wilson, J. a. & Lowe, K. W. Planning for the restoration of native biodiversity within the Goulburn Broken Catchment, Victoria, using spatial modelling. *Ecol. Manag. Restor.* **4**, 212–219 (2003).
428. Nassauer, J. I. & Opdam, P. Design in science: extending the landscape ecology paradigm. *Landsc. Ecol.* **23**, 633–644 (2008).
429. Sutherland, W. J. *et al.* Review: The identification of priority policy options for UK nature conservation. *J. Appl. Ecol.* **47**, 955–965 (2010).
430. Müssner, R. & Plachter, H. Nature Conservation. Methodological standards for nature conservation : case-study landscape planning. *J. Nat. Conserv.* **23**, 3–23 (2002).
431. Opdam, P. Learning science from practice. *Landsc. Ecol.* **25**, 821–823 (2010).
432. Selman, P. Landscape ecology and countryside planning: vision, theory and practice. *J. Rural Stud.* **9**, 1–21 (1993).
433. Selman, P. H. Rural land use planning—Resolving the British paradox ? *J. Rural Stud.* **4**, 277–294 (1988).
434. Tassinari, P., Torreggiani, D. & Benni, S. Dealing with agriculture, environment and landscape in spatial planning: A discussion about the Italian case study. *Land use policy* **30**, 739–747 (2013).
- 435. Di Pietro, F. & Larrue, C. Agenda 21 locale e pianificazione urbana in Francia. *Urbanistica* **112**, 121–125 (1999).**
436. Douay, N. La planification urbaine française: théories, normes juridiques et défis pour la pratique. *Inf. Geogr.* **77**, (2013).
- 437. Di Pietro, F. & Larrue, C. in *Implement. LA21 Eur. New Initiat. Sustain. Communities (ProSus/European Commission, 1999).***
- 438. Larrue, C., Emelianoff, C., Di Pietro, F. & Héland, L. in *Sustain. communities en Eur.* 181–205 (Earthscan, 2001).**
439. Gennaio, M.-P., Hersperger, A. M. & Bürgi, M. Containing urban sprawl—Evaluating effectiveness of urban growth boundaries set by the Swiss Land Use Plan. *Land use policy* **26**, 224–232 (2009).
440. York, A. M. & Munroe, D. K. Urban encroachment, forest regrowth and land-use institutions: Does zoning matter ? *Land use policy* **27**, 471–479 (2010).
441. Hubert-Moy, L., Beaujouan, V., Aguejdad, R., Vallet, J. & Lefebvre, A. in *V. biodiversité. Les Enseign. d'une Rech. Pluridiscip.* (ed. Clergeau, P.) 29–66 (Presses Universitaires de Rennes, 2011).
442. Kühn, M. Greenbelt and Green Heart: separating and integrating landscapes in European city regions. *Landsc. Urban Plan.* **64**, 19–27 (2003).

443. Tjallingii, S. P. Ecology on the edge: Landscape and ecology between town and country. *Landscape Urban Plan.* **48**, 103–119 (2000).
444. Van der Valk, A. The Dutch planning experience. *Landscape Urban Plan.* **58**, 201–210 (2002).
445. Hidding, M. C. & Teunissen, A. T. Beyond fragmentation: new concepts for urban–rural development. *Landscape Urban Plan.* **58**, 297–308 (2002).
446. Gordon, P. & Richardson, H. W. Are Compact Cities a Desirable Planning Goal ? *J. Am. Plan. Assoc.* **63**, 95–106 (1997).
447. Cormier, L. & Carcaud, N. Les trames vertes: discours et/ou matérialité, quelles réalités ? *Proj. paysage* 1–17 (2009).
448. Debray, L. La notion de réseau écologique en France: construction scientifique, appropriation par les politiques publiques et traduction territoriale. *Vertigo* (2011).
449. Bioret, F. & Ducharme, F. C. Évaluer la dégradation en écologie de la restauration, une question d'échelles de références et de perception. *Sci. Eaux Territ.* 3–5 (2011).
450. Koshimizu, H. & Morimoto, Y. What is 'landscape and ecological engineering' ? *Landscape Ecol. Eng.* **1**, 1–1 (2005).
451. Moreira, F., Queiroz, a. I. & Aronson, J. Restoration principles applied to cultural landscapes. *J. Nat. Conserv.* **14**, 217–224 (2006).
452. Burel, F. & Baudry, J. Habitat quality and connectivity in agricultural landscapes: The role of land use systems at various scales in time. *Ecol. Indic.* **5**, 305–313 (2005).
453. Grégoire, C. *et al.* Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. *Env. Chem Lett* 205–231 (2009).
454. Budd, R., O'geen, A., Goh, K. S., Bondarenko, S. & Gan, J. Removal mechanisms and fate of insecticides in constructed wetlands. *Chemosphere* **83**, 1581–1587 (2011).
455. Tournebize, J. *et al.* Pesticide de-contamination of surface waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes. *Ecol. Eng.* **56**, 51–59 (2013).
456. Hansson, L.-A., Bronmark, C., Anders Nilsson, P. & Abjornsson, K. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both ? *Freshw. Biol.* **50**, 705–714 (2005).
457. Cao, L. *et al.* Biodiversity and water quality variations in constructed wetland of Yongding River system. *Acta Ecol. Sin.* **27**, 3670–3677 (2007).
458. Hsu, C.-B. *et al.* Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* **37**, 1533–1545 (2011).
459. Banzo, M. L'espace ouvert pour une nouvelle urbanité. (2009).
460. Clergeau, P. in *Ecol. urbaines* (eds. Coutard, O. & Lévy, J.) 154–165 (Economica, 2010).

461. Culling, W. E. H. A new view of the landscape. *Transactions* **13**, 345–360 (1988).
462. Berg, L. D. Scaling knowledge: towards a critical geography of critical geographies. *Geoforum* **35**, 553–558 (2004).
- 463. Di Pietro, F. The contribution of hierarchy theory to environmental assessment: application to water resource management in eastern Sicily (Italy). *Int. J. Environ. Pollut.* **12**, 383–389 (1999).**
464. Beuret, J.-E. À qui appartient le paysage ? *Natures Sci. Sociétés* (2002).
465. Deffontaines, J. P. & Mathieu, N. Vous avez dit paysage.., mais à qui appartient-il ? *Natures Sci. Sociétés* **10**, 2002 (2002).
466. Meek, C. S., Richardson, D. M. & Mucina, L. A river runs through it: Land-use and the composition of vegetation along a riparian corridor in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biol. Conserv.* **143**, 156–164 (2010).
467. Miyake, S., Renouf, M., Peterson, A., McAlpine, C. & Smith, C. Land-use and environmental pressures resulting from current and future bioenergy crop expansion: A review. *J. Rural Stud.* **28**, 650–658 (2012).
468. Foltête, J.-C., Girardet, X. & Clauzel, C. A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landsc. Urban Plan.* **124**, 140–150 (2014).
- 469. Di Pietro, F. in *Les Indic. développement durable. Méthodes Perspect. Collect. Etudes Travaux n° 24, Octobre 1999* 1–11 (1999).**
470. Louault, F. Variations sur un concept: le pays. *Inf. Geogr.* **64**, 347–362 (2000).





## Résumé

Ce mémoire synthétise une quinzaine d'années de recherches sur la structure, l'évolution et la diversité végétale des paysages anthropisés, et en particulier des paysages de grande culture et des paysages urbains. Ces milieux représentent deux des trois principales évolutions des paysages : intensification et étalement urbain. Ils représentent également les deux domaines sur lesquels s'est construit le champ de l'écologie du paysage, qui s'est développé d'abord sur les transformations des paysages agricoles et, plus récemment, sur la nature en ville.

Les approches du paysage, initialement développées dans le cadre de la géographie, ont été renouvelées par des chercheurs travaillant dans le domaine de l'écologie et de l'aménagement des milieux naturels et ayant alors l'objectif d'expliquer les caractéristiques de la diversité biologique. Dans cette lignée, nous travaillons sur les relations entre paysage et diversité végétale, en adoptant une démarche d'écologie du paysage, qui consiste à questionner les relations entre structure spatiale du paysage et diversité biologique des habitats.

La diversité végétale est sous l'effet des activités humaines, dans lesquelles nous distinguons deux échelles spatio-temporelles : l'échelle de la gestion, qui touche l'habitat lui-même et se déploie à un rythme annuel ou saisonnier, et l'échelle de l'aménagement, qui touche les habitats environnants à un rythme pluriannuel ou décennal. La végétation, qui est l'élément constituant des habitats pour de nombreuses espèces animales, est aussi un indicateur biologique de la structure du paysage et des effets des deux échelles des activités humaines sur le milieu physique.

Notre hypothèse majeure est que le paysage, considéré comme un ensemble d'habitats interconnectés, est une échelle pertinente pour comprendre et agir sur la diversité végétale des habitats individuels, même dans des milieux très anthropisés où ces habitats sont sous l'effet d'une gestion intensive. En effet, malgré cette gestion, les habitats restent soumis à l'effet des phénomènes de colonisation, dispersion, isolement par rapport aux habitats environnants. Le paysage est aussi une échelle temporelle, qui oblige à envisager les paramètres écologiques dans leur dynamique, sur un plus long terme ; l'agencement des habitats environnants est le reflet de la structure du paysage telle qu'elle a évolué au cours du temps.

Pour analyser ces questions il est nécessaire d'avoir recours à des outils hétérogènes, tels que la cartographie de l'occupation du sol, les relevés de végétation, les enquêtes auprès des gestionnaires ; ce sont des outils rétifs au classement disciplinaire. Mon parcours de recherche est ainsi marqué par une interdisciplinarité entre géographie, aménagement de l'espace et écologie, entre sciences sociales et sciences de la vie.

Dans chacun des milieux étudiés, la grande culture et la ville, nous avons exploré la structure du paysage et avons observé la contribution du milieu physique, et notamment du réseau hydrographique, à cette structuration.

L'objectif de nos recherches sur les paysages de grande culture était d'analyser la structure spatiale des paysages de grande culture et son évolution à deux échelles de temps, ainsi que son effet sur la diversité végétale, à partir de notre site-chantier, le Sud-Est du département de l'Indre-et-Loire, et plus particulièrement le bassin-versant de l'Aubrière.

Nos résultats confirment que la structure des paysages de grande culture est basée sur des éléments pérennes massifs, boisés et stables d'une part, et prairiaux, rares et en diminution, d'autre part. La structure des paysages de grande culture est basée aussi sur des éléments pérennes linéaires, boisés et enherbés, en diminution. Les éléments boisés, surfaciques ou linéaires, même résiduels, structurent ce type de paysage sur la longue durée. Enfin, la structure des paysages de grande culture implique des éléments temporaires, les cultures en rotation, regroupées selon l'orientation de la production des exploitations agricoles, qui sont en cours d'agrandissement.

A l'exception des îlots boisés, les paysages de grande culture sont caractérisés par la faiblesse et la réduction des éléments pérennes et linéaires : prairies permanentes, haies, ripisylve.

La place des collectivités locales et des politiques publiques dans l'aménagement et l'évolution de ces paysages très anthropisés, semble faible, l'agrandissement parcellaire étant une tendance lourde du paysage de grande culture, qui se poursuit indépendamment des opérations d'aménagement foncier. Celles-ci ne constituent que des accélérateurs, mais non des déterminants, de cette tendance.

Les bordures de champs, bien qu'en diminution du fait de l'agrandissement parcellaire, constituent un réseau de milieux pérennes, non cultivés, partout présent dans le paysage. Il s'agit là d'un habitat crucial pour le maintien de la diversité biologique dans ce type de paysages. L'analyse de la diversité et des déterminants de la végétation herbacée des bordures de champs dans ce paysage de grande culture montre que les variables utilisées comme indicateurs paysagers jouent un rôle considérable, qui est toutefois secondaire par rapport à celui de la structure de l'habitat lui-même. L'effet essentiel de la structure spatiale du bord de champs sur la flore est confirmé même dans les paysages de grande culture, où les bords de champs n'ont pas, en général, une structure spatiale très marquée.

L'objectif de nos recherches sur les paysages urbains était d'analyser la structure spatiale des paysages urbains et son évolution, ainsi que son effet sur la diversité végétale, à partir de notre site-chantier, le corridor urbain de la Loire moyenne, et plus particulièrement l'agglomération tourangelle. En effet les fonctions des espaces verts urbains ont évolué au cours de l'histoire et, depuis une quinzaine d'années, les fonctions de conservation de la biodiversité et d'éducation à l'environnement s'ajoutent aux fonctions symboliques et anthropiques de ces espaces, censés être des supports de biodiversité.

Nos résultats montrent que la structure des paysages urbains peut s'éloigner du modèle radioconcentrique théorique. La présence de cours d'eau induit, de par les secteurs inondables et non constructibles qu'ils contiennent, des grands espaces verts publics. Des habitats urbains ont été créés et/ou détruits par l'étalement urbain d'une part et la redensification du tissu existant sous la poussée de la loi (SRU Solidarité et Renouvellement Urbain) de 2000, d'autre part.

L'étalement urbain des années 1970 a englobé dans la tache urbaine des zones inondables dont une partie a été transformée en espaces verts publics. Aujourd'hui l'infrastructure verte de la ville est pour un tiers située en zone inconstructible du fait du risque inondation. Ces espaces verts nés de l'étalement urbain, les espaces verts publics, sont des parcs de grande dimension, constitués de deux habitats majeurs : les pelouses et les bois urbains.

A partir de l'étude des relations paysage-diversité végétale dans ces deux habitats majeurs mais contrastés des espaces verts publics, nous avons montré que dans tous les cas, même dans celui très géré des pelouses, l'occupation du sol adjacente joue un rôle prépondérant sur la flore des espaces verts et ceci particulièrement pour la proportion de surface bâtie entourant les espaces verts. Ceci confirme l'effet du paysage urbain sur la flore des espaces verts.

Dans une perspective appliquée, ceci montre que les espaces verts urbains, bien qu'isolés par les espaces bâtis, sont en relation avec les milieux semi-naturels et ruraux et suggère l'importance de l'aménagement urbain pour la diversité végétale : localisation des espaces verts, zonage des espaces naturels et bâtis, aménagement de coulées vertes, construction d'une véritable trame verte urbaine, etc. Par ailleurs nos travaux soulignent l'effet de l'orientation des opérations de gestion (semi initial, hauteur et fréquence des tontes...) sur la flore des pelouses urbaines. Ces éléments contribuent à l'intégration d'espaces verts multifonctionnels dans le projet urbain.

Aussi, en retraçant l'évolution de la structure du paysage au cours du passé récent, nous avons questionné la part des politiques publiques dans l'aménagement des paysages. Une brève analyse de quelques expériences d'actions sur le paysage montre une évolution vers des interventions de plus en plus effectives sur le paysage, comme la restauration du paysage par l'implantation d'un habitat nouveau ou la politique de Trame Verte et Bleue, à partir de politiques sectorielles où le paysage était réduit à une mise en scène. Cette évolution répond à la nécessité, maintes fois évoquée dans les recherches en écologie du paysage et en planification spatiale, de comprendre et d'agir sur les milieux naturels à une échelle plus large que celle de l'habitat. Mais aussi à une échelle plus localisée que les échelles régionales ou nationales. C'est l'intérêt majeur du paysage pour l'aménagement de l'espace, souligné dans la première partie de ce rapport : une « méso-échelle » adaptée à la compréhension et à la gestion d'une partie des problèmes d'environnement.

Malgré les limites des outils de la planification spatiale, et malgré les progrès nécessaires dans les connaissances des relations entre paysage, habitats et diversité biologique, ces approches incitent à inclure les espaces non bâtis dans la conception de l'aménagement de l'espace et de l'urbanisme.



# Tables

## Table des Encadrés

Encadré 1 - Paysage et écosystème : unités, discontinuités ou gradients de végétation ?	18
Encadré 2 – Les principales critiques à la théorie insulaire	25
Encadré 3 - Bref historique de l'émergence des mesures agri-environnementales <sup>420</sup>	160
Encadré 4 - Le projet ERUDIE	167
Encadré 5 – Les Plans de Développement Durable <sup>420</sup>	176

## Table des Figures

Figure 1 – Représentation simplifiée des champs disciplinaires et des objets majeurs impliqués dans nos travaux	5
Figure 2 – Description théorique graphique des relations logiques entre entités qui font référence au concept de paysage <sup>134</sup>	29
Figure 3 - Entre géographie et écologie, positionnement disciplinaire de l'écologie du paysage. <sup>160</sup>	35
Figure 4 - Localisation du site d'étude du paysage de grande culture en Indre-et-Loire <sup>195</sup>	51
Figure 5 – Localisation du site d'étude du paysage urbain en Indre-et-Loire : l'agglomération tourangelle. <sup>196</sup>	51
Figure 6 - Les 4 niveaux de l'occupation du sol de Corine Land Cover <sup>235</sup>	63
Figure 7 - Evolution du nombre de parcelles en fonction de leur taille sur un sous-bassin de l'Aubrière (partie Sud-Ouest) <sup>214</sup>	66
Figure 8 - Evolution de l'occupation du sol depuis les années 1950. <sup>215</sup>	68
Figure 9 – Occupation du sol en 1950 et 1972 <sup>215</sup>	69
Figure 10 - Occupation du sol en 1972 et 1981 <sup>215</sup>	69
Figure 11 - Occupation du sol en 1981 et 2002 <sup>215</sup>	70
Figure 12 – Les éléments structurants du paysage : axes majeurs et alignements remarquables <sup>205</sup>	71
Figure 13 – Evolution du paysage depuis un siècle <sup>211</sup>	72
Figure 14 – Territoires des 15 exploitations agricoles étudiées <sup>209</sup>	73
Figure 15 - Répartition des 12 types d'utilisation du sol des parcelles étudiées	73
Figure 16 - Localisation des cinq sites d'étude en France <sup>177</sup>	75
Figure 17 - Résultats des procédures de test : degré d'explication (R en %) de l'allocation des rotations culturales dans les exploitations <sup>177</sup>	75
Figure 18 – Répartition des 479 bordures de champs étudiées en fonction du type d'occupation du sol adjacente <sup>213</sup>	79
Figure 19 – Répartition des 479 bordures de champs étudiées en fonction du type de limites <sup>213</sup>	79
Figure 20 – Définition des bordures pour les inter-champs <sup>239</sup>	80
Figure 21 - Répartition des bordures de champs en fonction de la rotation culturale	81
Figure 22 – Plan factoriel F1 * F2 de l'AFC sur la végétation des bords de champs <sup>213</sup>	85
Figure 23 – Principal plan canonique (F1 * F2) de l'analyse des déterminants de la végétation des bordures de champs <sup>213</sup>	86
Figure 24 - Schéma des différents compartiments du bord de route <sup>254</sup>	88

Figure 25 - Schéma de l'évolution de la prise en compte des espaces végétalisés dans les théories et les pratiques urbaines <sup>292</sup> .....	109
Figure 26 – Localisation des 24 espaces verts publics étudiés dans l'agglomération tourangelle <sup>196</sup> .	113
Figure 27 – Réalisation de zones-tampon autour de chaque espace vert étudié <sup>196</sup> , <sup>296</sup> .....	114
Figure 28 – Evolution de l'urbanisation de l'agglomération tourangelle : 1954, 1975, 1990 <sup>235</sup> .....	118
Figure 29 - Carte de l'évolution spatiale des principaux espaces verts de de l'agglomération tourangelle <sup>196</sup> , <sup>296</sup> .....	118
Figure 30 – Les Rives du Cher <sup>196</sup> , <sup>296</sup> .....	120
Figure 31 – Localisation des espaces verts de l'agglomération tourangelle en fonction du zonage inondation <sup>387</sup> .....	120
Figure 32 – Distance des espaces verts publics du centre urbain <sup>196</sup> , <sup>296</sup> .....	121
Figure 33 – Les espaces verts publics dans le gradient urbain <sup>196</sup> , <sup>296</sup> .....	122
Figure 34 – Part des différentes classes d'occupation du sol dans des zones-tampon de 3 rayons autour des espaces verts publics <sup>196</sup> .....	122
Figure 35 – Un exemple d'espace vert public central (l'île Simon) .....	122
Figure 36 - Répartition du nombre de parcelles des jardins familiaux par commune <sup>297</sup> .....	126
Figure 37 - Les jardins collectifs sont présents en majorité le long d'axes de communication <sup>386</sup> .....	126
Figure 38 - Les propriétaires des jardins familiaux <sup>297</sup> .....	126
Figure 39 - Les gestionnaires des jardins familiaux <sup>297</sup> .....	126
Figure 40 - Les jardins de la Bergeonnerie, à Tours .....	128
Figure 41 - Les jardins des Iles Noires, à La Riche .....	128
Figure 42 – Proportion de jardins familiaux dans les différentes zones des documents d'urbanisme communaux <sup>297</sup> .....	128
Figure 43 – Localisation des 14 espaces verts dotés de pelouses <sup>196</sup> .....	133
Figure 44 - Transect utilisé pour relever la flore des pelouses urbaines <sup>290</sup> .....	134
Figure 45 – Schéma de la démarche d'échantillonnage retenue pour les pelouses urbaines <sup>196</sup> .....	134
Figure 46 – Variation du pourcentage d'occupation du sol adjacente aux pelouses urbaines <sup>196</sup> .....	135
Figure 47 – Hiérarchie des variables déterminant la composition botanique des pelouses urbaines <sup>196</sup> .....	137
Figure 48 – L'intensité des pratiques de fréquentation et de gestion des pelouses urbaines diminue tout en s'éloignant du chemin <sup>196</sup> .....	139
Figure 49 – Les bois urbains sont moins fréquentés et gérés que les pelouses urbaines <sup>196</sup> .....	140
Figure 50 - Localisation des 13 espaces verts dotés de bois <sup>196</sup> .....	140
Figure 51 – Placette utilisée pour relever la flore des bois urbains <sup>196</sup> .....	141
Figure 52 – La strate herbacée d'un bois urbain : le sous-bois <sup>196</sup> .....	142
Figure 53 - Schéma de la démarche d'échantillonnage retenue pour les bois urbains <sup>196</sup> .....	142
Figure 54 - Variation du pourcentage d'occupation du sol adjacente aux bois urbains <sup>196</sup> .....	142
Figure 55 – Variation des distances des bois urbains au centre-ville, aux cours d'eau, à l'espace vert le plus proche <sup>196</sup> .....	143
Figure 56 - Hiérarchie des variables déterminant la composition botanique des bois urbains <sup>296</sup> .....	144
Figure 57 – Termes utilisés pour désigner et définir les friches urbaines dans 37 études analysées <sup>291</sup> .....	147
Figure 58 – Nombre de cas significatifs (X) et non significatifs (0) concernant l'impact des facteurs locaux sur 3 métriques de biodiversité (richesse spécifique, composition taxonomique, et distribution	

d'espèces individuelles) de 3 groupes taxonomiques : plantes, insectes (carabes, sauterelles, criquets) et oiseaux <sup>291</sup> .....	149
Figure 59 – Comparaison du cadre de la planification urbaine (à gauche) et rurale (à droite) <sup>433</sup> .....	157
Figure 60 – Le panel des possibilités de l'action publique sur les surfaces privées <sup>433</sup> .....	157
Figure 61 – De la ville fragmentée à la ville en réseau <sup>445</sup> .....	164

## Table des Tableaux

Tableau 1 – Les deux principaux niveaux d'organisation de l'action des sociétés sur le milieu.....	37
Tableau 2 – Sources d'information sur l'occupation du sol actuelle utilisables en France.....	43
Tableau 3 - Sources d'information sur l'occupation du sol passée .....	43
Tableau 4 - Liste des photographies aériennes utilisées pour l'étude des habitats linéaires.....	63
Tableau 5 - Liste des photographies aériennes utilisées pour l'étude des habitats massifs .....	64
Tableau 6 - Liste des cartes utilisées pour l'étude de l'évolution de la structure paysagère depuis le 19 <sup>ème</sup> siècle .....	64
Tableau 7 - Liste des photographies aériennes utilisées pour l'étude de l'évolution de la structure paysagère depuis le 19 <sup>ème</sup> siècle .....	65
Tableau 8 - Les 10 types de rotations culturelles observées .....	65
Tableau 9 – Les types de limites recensées dans les bordures de champs.....	80
Tableau 10 – Répartition des bordures de champs en fonction de la culture du champ .....	81
Tableau 11 - Récapitulatif de l'ensemble des espaces verts publics sélectionnés dans l'agglomération tourangelle <sup>196</sup> .....	114
Tableau 12 - Place des jardins familiaux dans le zonage des documents d'urbanisme communaux <sup>297</sup> .....	130
Tableau 13 - Les préconisations du SDAT de 1993 à l'épreuve des faits <sup>297</sup> .....	131
Tableau 14 – Les tâches du projet DUE (Délaissés Urbains et Espèces Envahissantes).....	146





## Table des matières

Introduction générale.....	1
1 Penser le paysage .....	7
1.1 Les enjeux de société.....	7
1.1.1 Le paysage et les changements d'occupation du sol .....	7
1.1.2 Le paysage : une échelle intégrative .....	10
1.2 Le paysage dans le discours scientifique .....	12
1.2.1 Avant la science .....	12
1.2.2 Emergence de la conception scientifique du paysage au cours du 19 <sup>ème</sup> siècle .....	13
1.2.3 Au début du 20 <sup>ème</sup> siècle : le paysage comme objet intégrateur spécifique à la géographie.....	13
1.2.4 Le paysage dans la géographie anglo-saxonne : géographie historique Vs culturelle ..	14
1.2.5 A partir des années 1930 : introduction de l'approche systémique en géographie .....	16
1.2.6 Emergence de l'écologie spatiale .....	22
1.2.7 L'écologie du paysage, un cadre conceptuel.....	26
1.3 Synthèse. A qui appartient le paysage ? .....	32
1.3.1 Les apports disciplinaires.....	32
1.3.2 Une interdisciplinarité contestée .....	33
1.3.3 En guise de conclusion .....	34
1.4 Paysage et végétation dans les milieux anthropisés : postulats et choix méthodologiques	36
1.4.1 L'action des sociétés comme un moteur de la structure et de l'évolution des paysages	36
1.4.2 Paysage et occupation du sol .....	38
1.4.3 Les habitats et la végétation.....	44
1.4.4 Deux sites d'étude .....	47
2 Comprendre le paysage de grande culture .....	53
2.1 Contexte de la recherche sur les paysages de grande culture .....	53
2.1.1 Genèse de la recherche .....	53
2.1.2 Qu'est-ce qu'un paysage de grande culture ?.....	55
2.1.3 Ce que nous savons sur l'évolution des paysages de grande culture.....	56
2.1.4 ... et ses déterminants : l'intensification agricole et ses mesures.....	57
2.1.5 Des questions spécifiques aux paysages de grande culture .....	58
2.2 Structure et évolution du paysage de grande culture.....	59

2.2.1	Objectifs.....	59
2.2.2	Méthodologie .....	61
2.2.3	Résultats .....	65
2.2.4	Conclusion .....	76
2.3	Diversité et déterminants de la végétation des bords de champs en grande culture .....	78
2.3.1	L'habitat « bord de champ » .....	78
2.3.2	Méthodologie .....	80
2.3.3	Résultats .....	84
2.3.4	Discussion et conclusion.....	86
2.4	Perspectives. L'interface route-champ cultivé.....	88
2.4.1	L'interface route-champ cultivé .....	88
2.4.2	Que sait-on de la végétation des bords de route ? .....	89
2.4.3	Une approche comparative.....	90
3	Comprendre le paysage urbain .....	93
3.1	Contexte de la recherche sur les paysages urbains .....	93
3.1.1	Genèse de la recherche .....	93
3.1.2	La ville, un milieu émergent dans la recherche sur les milieux naturels.....	94
3.1.3	Qu'est-ce qu'un paysage urbain ? .....	94
3.1.4	L'évolution des paysages urbains.....	100
3.1.5	Des questions spécifiques aux paysages urbains .....	104
3.2	Structure et évolution du paysage urbain.....	105
3.2.1	Objectifs.....	105
3.2.2	Méthodologie .....	111
3.2.3	Résultats .....	116
3.2.4	Conclusion .....	129
3.3	Diversité et déterminants de la végétation des pelouses urbaines .....	131
3.3.1	Objectifs.....	131
3.3.2	Méthodologie .....	132
3.3.3	Résultats .....	136
3.3.4	Discussion .....	138
3.4	Diversité et déterminants de la végétation des bois urbains.....	139
3.4.1	Objectifs.....	139
3.4.2	Méthodologie .....	139
3.4.3	Résultats .....	143

3.4.4	Discussion .....	144
3.5	Perspectives. Les délaissés urbains .....	146
3.5.1	Les friches urbaines .....	147
3.5.2	Que sait-on de la végétation des friches urbaines ? .....	147
3.5.3	Une approche comparative .....	149
4	Perspectives. Agir sur le paysage ? .....	151
4.1	Synthèse. Paysage et végétation dans les milieux anthropisés .....	151
4.1.1	La végétation des espaces verts publics et ses déterminants .....	151
4.1.2	Structure, évolution et végétation des paysages anthropisés .....	152
4.2	L'action publique sur le paysage : deux exemples .....	154
4.2.1	L'action publique sur le paysage sensible : une « mise en scène » ? .....	154
4.2.2	L'action publique sur le paysage matériel : la planification spatiale .....	155
4.2.3	Orienter l'évolution du paysage rural .....	156
4.2.4	Contenir l'expansion de la ville .....	161
4.3	Deux recherches en cours. Trame Verte et Bleue et réseau écologique .....	165
4.3.1	Les conditions de la mise en œuvre locale de la Trame Verte et Bleue .....	165
4.3.2	La restauration écologique à l'échelle du paysage. Contribution de nouveaux habitats à la connectivité écologique .....	168
4.4	Conclusion .....	169
	Conclusion générale .....	171
	Annexe .....	175
	Le cas d'une expérimentation française : les Plans de Développement Durable (PDD) .....	175
	Bibliographie citée .....	181
	Résumé .....	211
	Tables .....	215
	Table des Encadrés .....	215
	Table des Figures .....	215
	Table des Tableaux .....	217



