

Université de Franche-Comté
Ecole doctorale « Langage, espace, temps, société »
Laboratoire ThéMA - UMR 6049 CNRS

Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches
Volume 2 : Texte de synthèse

Paysage et mouvement

De l'écologie aux déplacements urbains :
éléments pour une identification des paysages préférentiels

Jean-Christophe FOLTETE

Soutenu le 13 décembre 2006 devant le jury composé de :

Thierry Brossard, Directeur de Recherche au CNRS, Directeur

Joël Charre, Professeur à l'université d'Avignon et des Pays du Vaucluse, Examineur

Pierre Frankhauser, Professeur à l'université de Franche-Comté, Rapporteur et président

Patrick Giraudoux, Professeur à l'université de Franche-Comté, Examineur

Jean-Pierre Marchand, Professeur à l'université de Rennes II, Rapporteur

Christiane Weber, Directeur de Recherche au CNRS, Rapporteur

Université de Franche-Comté
Ecole doctorale « Langage, espace, temps, société »
Laboratoire ThéMA - UMR 6049 CNRS

Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches
Volume 2 : Texte de synthèse

Paysage et mouvement

De l'écologie aux déplacements urbains :
éléments pour une identification des paysages préférentiels

Jean-Christophe FOLTETE

Soutenu le 13 décembre 2006 devant le jury composé de :

Thierry Brossard, Directeur de Recherche au CNRS, Directeur

Joël Charre, Professeur à l'université d'Avignon et des Pays du Vaucluse, Examineur

Pierre Frankhauser, Professeur à l'université de Franche-Comté, Rapporteur et président

Patrick Giraudoux, Professeur à l'université de Franche-Comté, Examineur

Jean-Pierre Marchand, Professeur à l'université de Rennes II, Rapporteur

Christiane Weber, Directeur de Recherche au CNRS, Rapporteur

Remerciements

Les travaux qui ont permis l'écriture de ce mémoire ont le plus souvent été réalisés dans un cadre collectif, soit par le biais de collaborations directes, soit par l'apport de personnes moins directement impliquées mais dont le rôle a été décisif. Je tiens ici à leur manifester toute ma reconnaissance.

Faisant le point sur quelques années du métier d'enseignant chercheur en écrivant cette HDR, mes premiers remerciements vont à Thierry Brossard, qui m'a donné son appui et fait confiance depuis... 1991 déjà ! Depuis l'impression magique des cartes de soumission à la vue de la haute vallée du Doubs, passant par son guidage dans les méandres du codage sur 1 octet, jusqu'aux complicités actuelles, « le Baste » m'a toujours encouragé et je lui en suis très reconnaissant.

Un grand merci à Pierre Frankhauser, qui a accepté de cumuler les lourdes fonctions de président de jury et de rapporteur, alors que les sollicitations ne manquaient pas et que son emploi du temps était déjà bien rempli ! J'adresse également tous mes remerciements à Jean-Pierre Marchand, qui avait déjà eu le courage de lire ma thèse pour en présider le jury, et qui, 9 ans plus tard, s'est montré enthousiaste à l'idée de lire et juger mon mémoire d'HDR. Je remercie également Christiane Weber et Joël Charre, qui ont spontanément accepté de participer au jury en tant que rapporteur et examinateur respectivement.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à Patrick Giraudoux, pour sa participation au jury, mais aussi et surtout pour l'accueil qu'il a su me ménager au sein de son équipe d'écologie et dans le groupe de travail penché sur la problématique « campagnol ». À son contact, dans une ambiance toujours conviviale, j'ai pu m'enrichir d'une culture écologique qui m'a permis de mieux appréhender les recherches en écologie du paysage. J'ai pris un grand plaisir à côtoyer Patrick et ses collègues et étudiants : Nadine Bernard, Céline Morilhat, David Pleydel, Francis Raoul, et d'autres membres du Laboratoire de Biologie Environnementale. Un grand merci également à Amélie Vaniscotte, qui s'est lancée avec une grande volonté dans une expérience de recherche plutôt exploratoire... et plus proche des dérivées partielles que des micro-mammifères ! Je suis très reconnaissant à Denis Truchetet et Didier Perréal, de la DRAF de Franche-Comté, pour les échanges enrichissants qu'ils m'ont permis d'avoir.

Les recherches effectuées dans le cadre du réseau campagnol m'ont aussi permis d'entrer en contact avec certains membres du Centre de Biologie et de Gestion des Populations, à l'INRA de Montpellier. J'ai apprécié les échanges avec Pierre Delattre, le « spécialiste du mulot », me permettant souvent de sortir du rôle parfois limité du modélisateur pour revenir à une appréhension plus tactile de la réalité. J'ai pris beaucoup de plaisir à travailler avec Jean-François Cosson et Karine Berthier, dans le cadre de nos études communes ou des réunions de terrain au Souillot ; avec une grande pédagogie, ils m'ont fait découvrir la génétique des populations et ses relations avec l'analyse spatiale. Je leur adresse mes plus chaleureux remerciements pour leur appui professionnel et amical, en espérant les retrouver dans d'autres aventures de « *landscape genetic* ».

Je voudrais aussi remercier Jean-Marc Robbez-Masson, avec qui une grande complicité de recherche a été possible, dès qu'il s'agissait de triturer des pixels, d'écrire des `for i:=1 to ni do begin...` et parfois de cramponner sur les glaciers ! Son rôle de grand frère a été d'une

influence considérable sur ma façon d'aborder la géomatique et la recherche en général. Enseignant de grande qualité et chercheur toujours au service des futurs utilisateurs de ses méthodes et programmes, il a constitué pour moi un exemple de professionnalisme, de générosité et d'amitié. Sa disparition a mis un terme à nos projets, mais je garderai toujours précieusement le fruit de nos échanges.

Une partie des résultats de recherche figurant dans ce mémoire est issu du travail de thèse d'Arnaud Piombini. Depuis son DEA jusqu'à l'aboutissement de cette thèse, Arnaud a toujours fait preuve d'une maturité de chercheur, dont j'ai pu profiter. L'encadrement de son travail a été une très grande satisfaction, à la fois par l'autonomie intellectuelle d'Arnaud, qui m'a permis d'ouvrir quelques nouveaux horizons de recherche, par l'amitié qui a pu s'instaurer entre nous, par son rôle sur l'ambiance conviviale du laboratoire. Je lui fais part ici de toute ma reconnaissance, en espérant poursuivre nos aventures ssscientifiques !

Je n'oublierai pas mes anciens compères de Besançon, victimes de l'héliotropisme. Au cours de mes premières années d'enseignant-chercheur, Didier Josselin m'a fait profiter de sa force d'imagination et de son inénarrable énergie. Réunis pendant quelques temps par la statistique et l'analyse spatiale, nous avons eu de nombreux débats passionnés. Son investissement dans des actions collectives a été très profitable pour le laboratoire... et pour moi ! Il a par exemple rendu possible l'expérience californienne du « groupe de Berkeley » auquel j'ai été associé. Un grand merci ! Avec Didier, Cyrille Genre-Grandpierre a été l'initiateur du contrat de recherche réalisé dans le cadre de l'ACI Ville. Si j'ai pu le maudire quand je ne voyais pas ma place dans ce projet, je ne peux que le remercier aujourd'hui puisque tous les développements réalisés sur le thème des déplacements pédestres trouvent leur origine dans ce contrat. Je lui suis toujours reconnaissant pour son soutien chaleureux et j'espère continuer à entreprendre avec lui des recherches communes.

Je voudrais aussi adresser mes remerciements à Marc Deconchat, avec qui des échanges fructueux ont eu lieu, à propos de la reconnaissance d'habitat par traitement d'image. Ses idées originales ont motivé des études communes intéressantes, auxquelles s'est associé Claude Monteil.

De nombreuses personnes m'ont apporté leur aide, d'une façon ou d'une autre, et je tiens à les remercier vivement. Je les citerai ici alphabétiquement, en espérant ne pas en oublier trop : Frédéric Audard, Arnaud Banos, Stéphane Chrétien, Aurélie Coig, Christina Corbane, Bertand Delavelle, Mehdi Flitti, Madeleine Griselin, Hélène Houot¹, Ludovic Jeannin, Daniel Joly, Dominique Laffly², Jean-Baptiste Litot, Sébastien Nageleisen, Serge Ormaux³, Cécile Tannier, Thomas Thévenin, Florian Tolle⁴, François-Pierre Tourneux⁵, Céline Tritz, Jérôme Valance, Gilles Vuidel, Jean-Claude Wieber.

Enfin, un très grand merci à ma famille pour m'avoir encouragé tout au long de cette aventure. À Dorit d'abord, qui a du supporter les conséquences des phases de travail intensif ! Aux trois coquines Chloé, Tina et Anouk, pour avoir souvent patienté pendant le « travail de papa ».

¹ ... qui a su renforcer l'équipe désertée du « programme ville ».

² ... qui m'a initié au Turbo Pascal, dans les joies du système DOS.

³ ... dont les cours magistraux m'ont converti au thème du paysage.

⁴ ... qui veut bien m'emmener dans des courses de montagne inférieures au niveau D, où il ne m'a pas encore poussé dans le vide pour bénéficier d'un poste. Notez qu'il ne mange pas de myrtilles, par peur de l'échinococcose alvéolaire.

⁵ ... qui supporte mon air renfrogné chaque jour depuis quelques années.

Sommaire

Introduction générale.....	11
CHAPITRE 1. De l'imagerie géographique aux informations paysagères	19
1.1. Extraction des éléments paysagers à partir des données de télédétection	20
1.1.1. Paysage, occupation du sol et classification d'image.....	20
1.1.2. Potentiel de l'approche objet en télédétection.....	25
1.1.3. Un exemple de l'approche objet en imagerie à très haute résolution spatiale	32
1.2. Les indices paysagers en écologie : pour un usage raisonné.....	36
1.2.1. Contexte : une abondance de mesures pour décrire le paysage	36
1.2.2. Les grandes familles d'indices paysagers.....	37
1.2.3. Sélection et interprétation des indices paysagers	42
1.2.4. Calcul des indices : découpage versus voisinage	45
1.3. Description du paysage dans un découpage spatial	47
1.3.1. Avantages et inconvénients du découpage spatial pour décrire le paysage	47
1.3.2. Connectivité paysagère entre les unités d'un découpage spatial.....	48
1.4. Le paysage dans le voisinage spatial : jeux d'échelle et analyses radiales	56
1.4.1. Les échelles du paysage.....	56
1.4.2. De la notion à l'outil : quel voisinage spatial ?.....	58
1.4.3. Applications de l'analyse radiale	61
1.4.4. Analyse radiale pour la reconnaissance d'habitat à partir d'occurrences.....	67
CHAPITRE 2. Mouvements d'individus dans l'espace paysager	77
2.1. Modélisation des déplacements piétonniers en milieu urbain.....	79
2.1.1. Données de déplacement piétonniers.....	79
2.1.2. Flux pédestres et accessibilité spatiale.....	84
2.1.3. Modélisation des choix d'itinéraire des piétons	93
2.1.4. La bifurcation, lieu du choix d'itinéraire.....	99
2.2. Modélisation de mouvements de masse : applications à la propagation des campagnols terrestres	105
2.2.1. Modéliser le mouvement dans une approche eulérienne	106
2.2.2. Modélisation globale d'une invasion biologique.....	110
2.2.3. Modélisation temporelle : la cinétique dans le cadre d'une diffusion cyclique.....	116
2.2.4. La vitesse locale de diffusion modélisée par des vecteurs	121
2.2.5. Flux reconstitués dans un espace discret.....	127
CHAPITRE 3. Les relations paysage - mouvement	139
3.1. Paysages urbains et déplacements piétonniers	140
3.1.1. Flux pédestres et structures paysagères urbaines	140
3.1.2. Les choix d'itinéraires faces aux paysages urbains in situ	145
3.2. Structures paysagères et propagation de rongeurs.....	154
3.2.1. Paysage et pullulations à l'échelle régionale	154
3.2.2. Rôle du bocage dans l'invasion du plateau de Nozeroy	161
3.3. La distance paysagère : une métrique intégratrice	168
3.3.1. Distance, paysage et déplacements.....	168
3.3.2. Distance paysagère et génétique des populations	172
3.3.3. Intégration du rôle des lisières dans les distances-coût	175
3.4. Vers un modèle générique de l'usage spatial	182
3.4.1. De l'urbanisme à l'écologie : pour une formalisation du rôle de l'espace sur les déplacements.....	182
3.4.2. Flux théoriques et préférences paysagères des piétons à Lille	189
3.4.3. Diffusion théorique et canaux préférentiels des pullulations de campagnols.....	191
Conclusion générale.....	197

Introduction générale

L'espace géographique est le cadre de nombreux mouvements à des échelles très diverses : déplacements des masses d'air, migrations animales et humaines, invasions biologiques, contaminations épidémiologiques, déplacements tectoniques, glissements de terrain, flux d'information, exportations de marchandises, diffusion des innovations, etc. Parmi tous ces types de mouvements, certains sont créés par des déplacements d'individus (au sens biologique) qui se caractérisent chacun par une certaine capacité de déplacement, certains besoins, certains comportements, certaines interactions avec d'autres individus. Les déplacements de ces individus ont lieu dans un contexte géographique qui souvent constitue un cadre non neutre, offrant des opportunités et des contraintes. L'espace agit d'abord directement, en offrant une structure de déplacement qui détermine les lieux que les individus peuvent emprunter : le réseau de voirie pour les habitants d'une ville ; un habitat associé à des corridors de déplacement pour une espèce animale. Mais l'espace et surtout le paysage peuvent aussi jouer de façon indirecte sur les caractères du mouvement, en influant sur les préférences, les choix d'itinéraires, les évitements. En effet, selon les individus considérés, le contexte local des déplacements offre ou n'offre pas les « ressources » recherchées par ces individus, d'un point de vue à la fois fonctionnel (ressources alimentaires par exemple) et perceptif (ressources esthétiques ou sentiment de sécurité par exemple).

Le texte présenté est la synthèse d'une série de travaux auxquels nous avons participé, portant sur les relations entre paysage et mouvement. En tant que géographe, notre contribution à ces travaux a été celle d'un modélisateur des données spatialisées, à l'interface entre les questions strictement thématiques et l'instrumentation méthodologique permettant d'obtenir des éléments de réponses. Ces travaux se sont inscrits dans la réalisation de plusieurs contrats de recherche, concernant deux thèmes différents : 1) la diffusion des pullulations de campagnols terrestres, un rongeur de milieu prairial présent sur les haut plateaux du Jura et d'Auvergne ; 2) les déplacements piétonniers en milieu urbain, analysés dans les villes de Lille et Besançon.

L'hypothèse principale de notre démarche est l'influence du paysage sur les mouvements. Au-delà de son caractère très général, cette hypothèse doit être précisée, selon les deux thèmes abordés. De fortes différences les opposent en effet, d'abord par les individus en cause (animaux d'un côté, humains de l'autre), qui n'effectuent pas les mêmes types de déplacement et ne sont pas soumis aux mêmes relations avec leur environnement. Leur paysage est donc spécifique, non seulement par la distance qui sépare la prairie des uns et la ville des autres, mais aussi par le sens particulier qu'on accordera à ce terme dans chacun des cas. Voisinage plus ou moins bien doté des fonctions essentielles pour la survie des rongeurs, comportant ressources mais aussi prédateurs, le paysage de l'écologie ne ressemble apparemment pas beaucoup à celui des piétons, qui constitue plutôt le décor dynamique dans lequel ils évoluent. Toutefois, entre ces deux modalités du terme de paysage, certains points communs pourront émerger d'une vision globale et formalisée de l'usage des structures de déplacement ; une telle vision synthétique est l'objet de la partie finale de ce mémoire, portant davantage de projets à venir que d'études abouties. Cependant, avant de dégager l'essence commune des deux thèmes principaux, nous commencerons par les présenter séparément.

Diffusion des campagnols : de la demande sociale aux hypothèses de travail

Le campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*) est une espèce de rongeur vivant dans des galeries creusées dans les prairies, se nourrissant de racines de graminées. La fréquence de son cycle de reproduction étant très forte (un couple d'individus peut générer une centaine d'individus par an !), ses populations prolifèrent pour atteindre de très fortes densités, et ces pullulations se diffusent dans l'espace sous la forme « d'ondes voyageuses ». Sur les plateaux du massif jurassien, cette diffusion cyclique se produit environ tous les 6 ans (Saucy, 1988), à partir de zones de foyers (ou épicycles). Elle gagne progressivement la totalité des plateaux tout en se résorbant peu à peu dans les foyers, et redémarre ensuite à partir de ces mêmes foyers (Ficher-Calvet et al., 2000 ; Giraudoux et al., 1997). La cause principale de ce phénomène est connue : l'ampleur des pullulations résulte d'un dérèglement des écosystèmes causé par la spécialisation croissante des exploitations agricoles dans l'élevage durant les 50 dernières années (Giraudoux et al., 1997). Ce phénomène a de nombreuses conséquences négatives. Sur le plan économique d'abord, les dégâts causés par les pullulations dans les prairies se traduisent par de forts manques à gagner pour les agriculteurs (Delattre et al., 1996 ; Morilhat, 2005). Sur le plan environnemental ensuite, l'usage de pesticides et en particulier d'un anti-coagulant, la bromadiolone, a de graves répercussions sur la faune sauvage ; de plus, en atteignant certains prédateurs des campagnols, la régulation attendue avec l'utilisation de ce pesticide n'est pas effective (Delattre et al., 1999a ; Berny et al., 1997). Sur le plan sanitaire enfin, les campagnols sont responsables de l'infection des renards par des larves porteuses d'une maladie transmissible à l'homme : l'échinococcose alvéolaire (Delattre et al., 1991 ; Giraudoux et al., 2003).

En Franche-Comté, ces problèmes ont contribué à l'émergence d'une forte demande sociale, par laquelle les instances agricoles ont alerté les services déconcentrés de l'État, notamment la Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt (DRAF), la Direction

Régionale de l'Environnement (DIREN), ainsi que les collectivités locales avec la Région de Franche-Comté. Un réseau de surveillance des pullulations s'est mis en place depuis 1989, avec l'estimation annuelle des densités de campagnols dans toutes les communes du Doubs, puis dans une zone étendue depuis 2002 aux communes des plateaux du département du Jura. Ce réseau a permis de constituer l'une des sources de données utilisées dans nos travaux pour observer et modéliser les fluctuations démographiques des campagnols à une échelle régionale. Les densités y sont représentées par des scores ordinaux, de 0 (quasiment pas de colonies) à 3 (très fortes densités). La figure 1 illustre l'aspect cyclique de ces pullulations, qui toutefois ne se produisent pas de façon identique à chaque cycle.

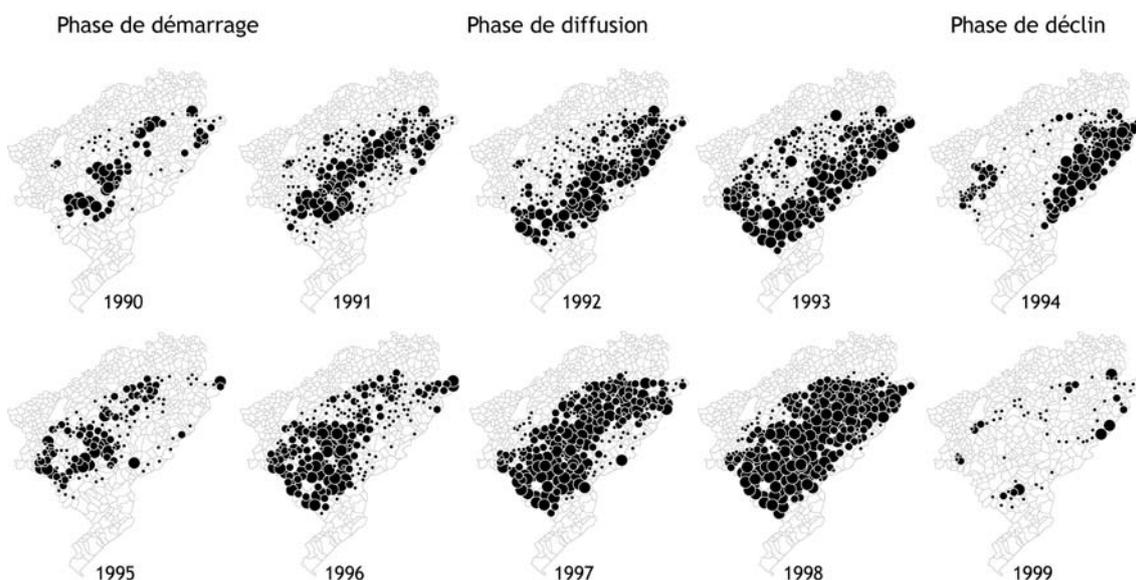


Figure 1. Aspect cyclique des pullulations de campagnols terrestres sur les plateaux du Doubs

Les données acquises par la DRAF dans chaque commune sont des scores qui représentent des densités. Ici seuls les plateaux centraux du Doubs sont cartographiés. On peut remarquer le démarrage en 1990 dans des épicentres, une extension longitudinale en 1991, une diffusion plus large vers le Haut-Doubs en 1992, puis générale en 1993. Ensuite vient une extinction partielle en 1994, suivie d'une réactivation de certains épicentres en 1995, puis d'une diffusion généralisée dans les années suivantes pour aboutir à une nouvelle extinction en 1999.

La présence d'un phénomène de pullulation cyclique n'est pas spécifique du campagnol terrestre, et renvoie à des questions anciennes posées en écologie (Batzli, 1992 ; Hudson et Bjornstad, 2003). Parmi ces questions, celle des causes de la cyclicité a donné lieu à de multiples hypothèses explicatives : sénescence démographique, saturation des ressources alimentaires, pression prédatrice, comportements de dispersion liés au stress des fortes densités, etc. La difficulté de trouver des causes générales, valables pour plusieurs espèces et dans plusieurs contextes géographiques, a conduit Lidicker (1978) à proposer l'hypothèse d'une combinaison de plusieurs facteurs, mais jusqu'ici, de nombreux cas de démographie cyclique restent en grande partie inexplicés.

La question des fluctuations démographiques de campagnols terrestres a été posée ici non seulement dans un objectif de compréhension du phénomène, mais aussi pour contribuer à apporter des éléments utiles aux gestionnaires de l'espace, dans la perspective d'une réduction

de l'usage de la bromadiolone et d'une meilleure anticipation des démarrages de pullulation. L'hypothèse principale des travaux réalisés en collaboration avec les équipes d'écologues a été celle de l'influence des structures paysagères sur la diffusion des rongeurs. Partant d'études qui ont montré le lien possible entre paysage et propagation (Duhamel et al., 2000), il a été question d'utiliser le paysage comme un indicateur fonctionnel (essentiellement de ressources et de prédation) pour « expliquer » certains caractères de la diffusion : vitesses de mouvement, couloirs préférentiels, effets de barrière, etc. Parallèlement, d'autres hypothèses ont fait l'objet de recherches dans le même contexte géographique : tests de l'influence de la composition floristique et des pratiques culturales en zone prairiale (Morilhat, 2005), relations entre taupes et campagnols (Delattre et al., 2006), tests du rôle de la dispersion des populations (Berthier, 2005). Dans le dernier cas, une acquisition spécifique de données démographiques et génétiques a été menée sur le plateau de Nozeroy (Jura). Ce plateau d'altitude à peu près constante et bordé de vastes massifs forestiers, offrant une opposition interne entre openfields et structures bocagères, a constitué un terrain d'expérience privilégié (Cosson et al., 2005). La figure 2 montre la distribution spatiale d'une partie des données constituées dans Berthier (2005).

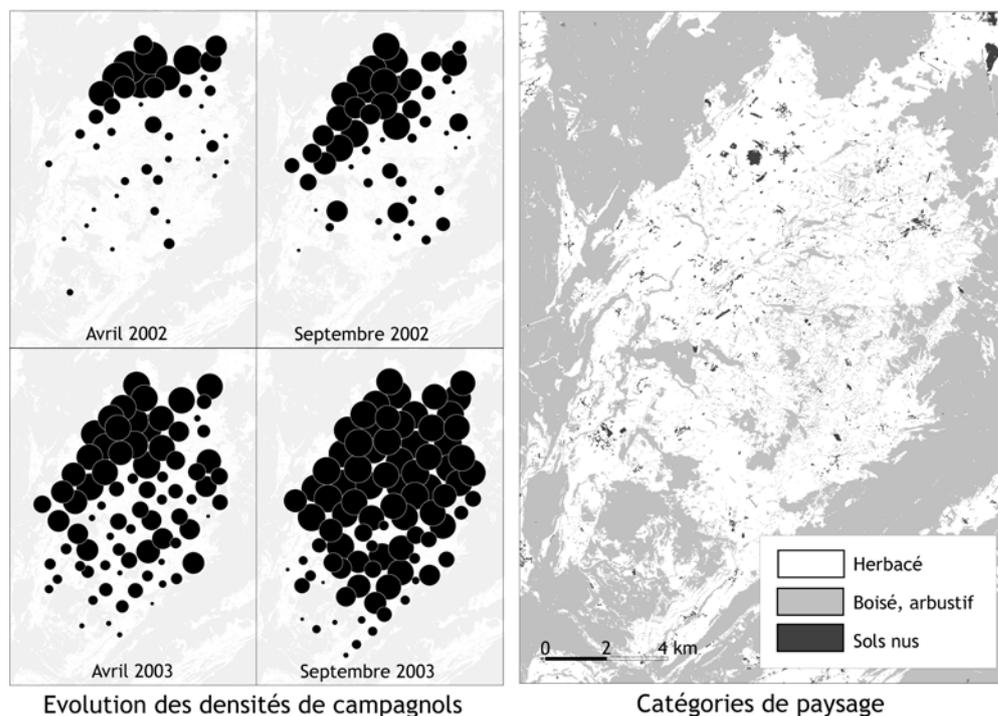


Figure 2. Données démographiques et paysagères sur le plateau de Nozeroy

Les données démographiques ont été acquises par des relevés effectués sur un ensemble de placettes couvrant régulièrement le plateau. La méthode d'estimation des densités a été basée sur un indice de surface (Giraudoux, 1995). Les 4 premières dates de relevés montrent bien la diffusion du nord vers le sud, avec toutefois une invasion plus rapide par un couloir nord-ouest. À droite, une image satellite Landsat ETM à 15 m de résolution spatiale a été classée en 3 catégories paysagères (l'expression sols nus comprend les cultures, le bâti, ainsi que certaines surfaces de très faible emprise comme les tourbières).

Notre contribution « paysagère » a consisté à : 1) exploiter le potentiel de l'imagerie géographique et des indices d'écologie du paysage qui peuvent en être dérivés, 2) utiliser et traiter les données démographiques, 3) procéder à des analyses liant les deux corpus afin de tester les hypothèses explicatives. Dans un premier temps, l'apport géographique de cette

contribution a porté surtout sur la maîtrise des données spatialisées et des méthodes géomatiques. Au-delà d'un aspect seulement technique, il a aussi consisté à privilégier les approches du continuum spatial, dans un domaine où les habitudes vont plutôt à la mise en place d' « échantillons-éprouvettes ». Ces protocoles sont certes statistiquement plus opérationnels, par l'indépendance et la stratification des cas étudiés, mais ils ne permettent pas toujours d'aborder les phénomènes de propagation spatiale. Notre apport en tant que géographe a donc été reconnu comme un champ de compétence spécifique au sein de ces recherches pluridisciplinaires.

Les marcheurs dans la ville : quel rôle des paysages urbains ?

L'évolution des villes depuis 50 ans a été marquée par un très net recul des déplacements non motorisés et par la domination de plus en plus forte de l'automobile (Wiel, 1999). À présent, si les périphéries urbaines ont été construites par et pour le mode automobile, les parties centrales des villes offrent encore un potentiel pour les autres modes de déplacement. Compte tenu des multiples désagréments de l'usage excessif de l'automobile, la revalorisation de la marche à pied en milieu intra-urbain constitue un enjeu important, à la fois pour la planification des transports urbains et pour le maintien de la fonction de proximité inter-individuelle jouée par la ville (Kenworthy, 2006). Dans ce contexte, les planificateurs urbains tentent de plus en plus souvent de prendre en compte les besoins des piétons, par la mise en place de règles urbanistiques (Poerbo, 2001) et architecturales (Mangin et Panerai, 1999). Toutefois, certains doutes ont été émis, sur l'adéquation de telles mesures avec les véritables attentes des piétons (Zacharias, 1999). Cette méconnaissance justifie le besoin de recherches focalisées sur les relations entre les déplacements piétonniers et leur contexte environnemental. De telles recherches ont récemment pris une certaine ampleur, mais elles sont le plus souvent fondées sur des hypothèses strictement fonctionnelles, à un niveau d'échelle global : elles portent par exemple sur le rôle joué par les types d'utilisation de l'espace, les générateurs de déplacement et la largeur des trottoirs sur l'intensité de la pratique pédestre (Handy, 1996 ; Cervero et Kockelman, 1997 ; Rodriguez et Joo, 2004).

Parallèlement au problème des aménités urbaines et des préférences paysagères qu'il serait utile de définir, des courants de pensée sont récemment apparus, fondés sur l'idée générale d'un espace de déplacement lui-même déterminant des flux, et particulièrement des flux pédestres. Cette notion d'espace producteur, qui en elle-même n'est pas nouvelle en géographie et dans d'autres disciplines (Lepetit, 1990 ; Bordreuil et Ostrowetsky, 1979 ; Bonneville, 1978 ; Le Drut, 1977), est revendiquée avec force par le mouvement de la syntaxe spatiale, sous l'impulsion de Hillier (Hillier, 1996 ; Hillier et Hanson, 1984). À partir d'idées similaires, d'autres propositions ont été émises (Genre-Grandpierre, 2000), conduisant à la mise en place d'une importante expérience de recherche portant sur les villes de Besançon et de Lille (Genre-Grandpierre et Foltête, 2003 ; Foltête et al., 2002b). Des enquêtes de déplacement pédestre, portant sur l'enregistrement d'un grand nombre d'itinéraires, ont permis de tester les hypothèses du réseau vu comme un producteur des flux. Par la suite, les travaux de Piombini (2006) ont investi la problématique des préférences paysagères, en complétant la base déjà constituée par

une qualification paysagère des tronçons de rue. L'ensemble nous a permis de mettre en place un vaste champ d'étude dédié à l'analyse des mouvements piétonniers en milieu urbain.

La figure 3 montre un extrait du réseau de voirie de Besançon sur lequel ont porté différentes analyses. Une zone sensiblement de même taille a été définie près du centre-ville de Lille. Pour ces deux sites, le rôle des paysages urbains visibles par les piétons, en interaction avec le rôle joué par la configuration du réseau de voirie, est le thème qui a motivé l'essentiel de nos recherches dans ce domaine. Si à propos des facteurs qui influencent les comportements pédestres, la plupart des travaux existants sont orientés sur des hypothèses fonctionnelles d'aménagement, certaines études ont néanmoins apporté quelques éléments sur le rôle du paysage. La contribution marquante de Lynch (1969) a tout d'abord permis la mise en place de plusieurs notions fondamentales à propos de la perception et de la cognition urbaine. De façon plus ciblée, notons par exemple l'influence de la végétation sur la fréquence et la portée des déplacements (Shiver, 1997), le rôle des façades urbaines et de la géométrie des rues (Zachariadis, 2005), le rôle des configurations spatiales sur les itinéraires au sein des jardins publics (Loiteron et Bishoop, 2005). Dans le cadre d'expériences menées dans des espaces de très faible surface (Zacharias, 1997) ou dans des lieux a priori inconnus des marcheurs (Zacharias, 2005), des études ont aussi montré l'influence des stimuli visuels sur les comportements pédestres. Les recherches présentées ici se placent donc dans la continuité de l'ensemble de ces travaux, visant à identifier les critères visuels favorables ou défavorables aux déplacements piétonniers réalisés régulièrement. Le principe méthodologique général est la confrontation des trajets effectués avec les caractères paysagers des rues, par le biais d'approches agrégées (modélisation des fréquences d'usage piétonnier) et désagrégées (modélisation des choix d'itinéraires). Toutefois, par rapport aux travaux existants, notre contribution se place spécifiquement dans une approche géographique, où l'observation des phénomènes étudiés part des structures spatiales, vues comme des éléments à la fois produits et producteurs des processus.

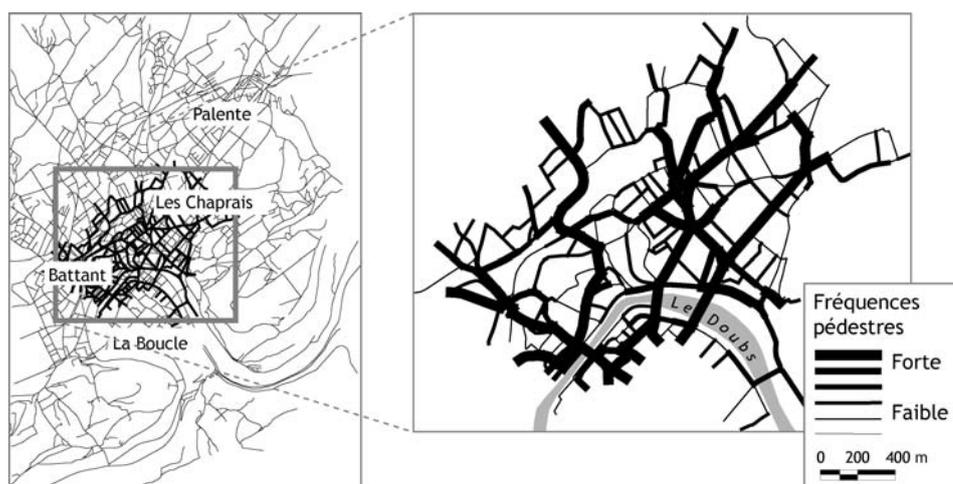


Figure 3. Extrait du réseau de voirie de Besançon et fréquences pédestres dans la zone d'enquête paysagère

Seule la partie centrale de la commune de Besançon est représentée ici. L'acquisition des trajets pédestres a été effectuée dans l'ensemble de cette zone, alors que l'enquête paysagère a été appliquée à la zone plus restreinte figurant à droite, comprise entre les quartiers de Battant et des Chaprais.

Plan du mémoire

Débordant largement de la géographie, les thèmes étudiés ne perdent pas de vue pour autant l'espace géographique, vu comme le cadre des relations fonctionnelles et perceptives entre individus, populations, éléments spatiaux et paysagers. Notre contribution à ces thèmes a d'abord été méthodologique, ce qui explique la très dominance des questions de méthode au sein de ce texte. La volonté de tester les hypothèses de travail par le biais d'une forte instrumentation explique les nombreuses démarches portant sur l'analyse spatiale en général, l'extraction des données paysagères à partir des images numériques et la modélisation des mouvements en particulier. En raison de ce positionnement de recherche, nous procéderons, à chaque étape, par un aller et retour entre les deux thématiques qui ont servi de support à l'expression de notre démarche.

Le premier chapitre est consacré au paysage. Il résume des travaux appliqués à l'utilisation des images satellitales pour l'identification des informations paysagères pertinentes en écologie. Il se place donc de façon privilégiée en amont de toutes les études portant sur la diffusion des campagnols terrestres. Cependant, les travaux mentionnés n'ont pas toujours été réalisés dans la stricte perspective de ces études écologiques, s'inscrivant par exemple dans des recherches menées en parallèle en agronomie. Les méthodes acquises ont toutefois été valorisées après-coup, ou s'intègrent dans des projets de recherches futures.

Le deuxième chapitre est entièrement dédié à l'analyse des mouvements dans l'espace. Partant des problèmes d'acquisition des données, nous y présentons surtout les différentes possibilités de modélisation de ces mouvements, tout en préfigurant leur aptitude respective à permettre l'intégration de variables paysagères. La description des méthodes appliquées aux déplacements pédestres est ici complètement séparée des modèles appliqués à la diffusion des pullulations, les premiers étant composés de trajets individuels et la seconde étant apparentée à un mouvement de masse.

Le troisième chapitre porte sur les différentes mises en relations effectuées entre les données de mouvement et les données paysagères, pour l'identification des préférences. L'accent est mis sur les apports thématiques fournis par l'utilisation des méthodes présentées dans les chapitres précédents. Dans un premier temps, chaque thème est abordé séparément. Ensuite un retour sur des questions méthodologiques est occasionné par l'intérêt porté aux distances-coûts, pour modéliser à la fois un déplacement potentiel et des contraintes et opportunités paysagères. Enfin une réflexion sur la notion de préférence conduit à mettre en synergie plusieurs apports disciplinaires, pour proposer un cadre général d'analyse de l'usage spatial par les individus. Au terme des différentes analyses thématiques, cette proposition constitue l'aboutissement de notre démarche, par son caractère général et son positionnement intégrateur dans le champ des disciplines scientifiques ; elle fonde également la perspective des recherches à venir, pouvant s'inscrire dans de nouveaux cas d'applications.

Chapitre 1

De l'imagerie géographique aux informations paysagères

L'imagerie géographique est la principale source de données « brutes » pour décrire, archiver, mesurer la composition et l'arrangement des éléments de la surface terrestre. Des photographies aériennes scannées aux canaux d'images satellites, les images permettent de créer des cartes, d'alimenter des bases de données, de procéder à des mesures et... d'analyser le paysage. Ou plutôt un certain paysage ! Cependant, pour les thématiciens qui s'intéressent aux éléments matériels du paysage (géographes, écologues, urbanistes, agronomes...), l'imagerie géographique constitue une source primaire certes indispensable mais qui ne fournit pas directement l'information recherchée. Suivant le support des images (analogiques, numériques), le contexte technologique (capteurs, radars, ...), l'échelle d'analyse et le thème abordé, des chaînes de traitements parfois complexes sont nécessaires pour produire des informations paysagères à partir des bases d'imagerie. Dans ce chapitre, il est question d'aborder certaines démarches méthodologiques qui s'intègrent dans ces chaînes de traitements. Comme de telles démarches renvoient à des aspects conceptuels et à des notions théoriques, nous commencerons par poser les bases de la plupart des concepts liés au thème du paysage tel qu'il est traité ici. Les différentes façons de quantifier les structures paysagères dans une perspective écologique seront ensuite présentées. Enfin des questions particulières seront finalement développées au sujet du paysage décrit dans le cadre d'un maillage spatial et des analyses sur l'échelle spatiale pertinente pour la description paysagère.

1.1. Extraction des éléments paysagers à partir des données de télédétection

Depuis plus de 30 ans, la télédétection s'est progressivement affirmée comme une source primordiale pour l'acquisition des données paysagères. Malgré son coût et sa technicité, elle permet de concilier d'un côté la précision thématique et spatiale, de l'autre la couverture de zones importantes. Parmi les différentes utilisations des images de télédétection dans les démarches d'analyse de paysage, la plus courante est la définition des éléments constituant la couche primaire de l'information paysagère, correspondant le plus souvent à l'occupation du sol, c'est-à-dire la classification des états de surface selon une certaine typologie matérielle. Après une discussion sur cette notion, nous aborderons un aspect spécifique concernant l'extraction des éléments paysagers en tant qu'objets géographiques, puis nous présenterons une exploitation de la notion d'objet à un cas d'étude particulier en agronomie.

1.1.1. Paysage, occupation du sol et classification d'image

Positionnement dans le champ conceptuel du paysage

De par ses multiples utilisations, le terme de paysage est nécessairement polysémique. Pourtant il constitue un terme important du vocabulaire de la géographie et des autres disciplines « spatiales ». À partir des décennies 1970 et 1980 en France, le paysage s'est trouvé au cœur d'un ensemble de débats et propositions conceptuelles, représentées par des contributions qui marquent encore leur empreinte dans les réflexions actuelles sur ce thème : les travaux de Brunet (1974), Richard (1975), Bertrand (1978), Brossard et Wieber (1980 ; 1984), Bailly et al. (1980), Rougerie (1985), Berque (1984 ; 1990) sont des références dans la théorie du paysage. Débattu jusqu'alors comme un sujet sensible, avec partisans et contradicteurs, le paysage est aujourd'hui devenu un des thèmes classiques de la géographie universitaire, enseigné, sujet de multiples recherches et thème de nombreux colloques. Parallèlement, d'autres disciplines se sont également emparées du concept paysager : citons seulement quelques exemples avec la montée en puissance de l'écologie du paysage durant les années 1980 (Forman et Godron, 1986 ; Forman, 1995 ; Burel et Baudry, 1999), du paysagisme (Donadieu, 1994 ; 2002), de l'intérêt porté à la notion de paysage en philosophie (Dagognet et al., 1989 ; Roger, 1991 ; 1995). Cette émergence a aussi touché le monde professionnel, des collectivités territoriales aux instances politiques, sans oublier le monde associatif. La « loi paysage » apparue en 1993 (Fromageau, 1993) a par exemple renforcé une prise en compte du paysage dans les politiques d'aménagement, dans le renouveau des identités locales ou encore dans les

arguments touristiques. Le paysage est partout, il s'avère donc indispensable de donner la définition de ce terme tel qu'il est utilisé dans la démarche présente.

Le paysage sera vu ici comme « une portion d'espace perceptible par des individus ». En rapprochant cette définition de la géomatique et de sources d'informations géographiques, on peut aussi considérer le paysage comme une combinaison d'éléments situés dans le voisinage d'individus. Quels éléments, et pour quels individus ? Dans le cas où les individus sont humains, comme les particules élémentaires de toute science sociale, le terme de voisinage peut être assimilé au champ de visibilité antropique puisque la vue est le principal sens qui relie l'observateur à l'espace. En écartant volontairement l'influence des schémas de représentation personnels et culturels, on retrouve alors le *paysage visible* de Brossard et Wieber (1984), c'est-à-dire l'ensemble des éléments placés dans le champ de vision d'un observateur, ensemble « neutralisé » par le biais d'une description factuelle. Ce point de vue anthropocentré est assez classique en géographie et renvoie à des méthodes d'acquisition de l'information paysagère fondées sur le critère de visibilité, soit par des enquêtes ou analyse de photographies in situ, soit par des calculs de visibilité à partir de données numériques. Depuis plusieurs années, le paysage visible est étudié comme un véritable objet de recherche géographique, dans la perspective de déplacement : déplacement le long d'itinéraires pédestres (Griselin et Nageleisen, 2003 ; 2004), déplacements le long des axes routiers (Nageleisen, 2007). Dans nos travaux, en dehors des recherches communes effectuées avec A. Piombini (2006), cette forme de description basée sur le caractère visible du paysage n'est pas privilégiée, pour une simple raison thématique : les travaux menés en collaboration avec les écologues amènent à une utilisation sensiblement différente du concept de paysage.

Le paysage en Landscape Ecology

L'écologie du paysage est une expression reconnue, désignant un domaine particulier de l'écologie situé aux marges de la géographie, incluant ou excluant cette dernière discipline selon les définitions (Marty et al., 2006). Cependant, du point de vue d'un géographe, cette expression prête à confusion parce que la visibilité, ancrée dans tous les sens attribués au paysage, n'est plus ici une notion centrale. Certes, dans les présentations de l'écologie du paysage figurent des photographies, les vues sur des agencements naturels, semi-naturels ou anthropisés (par exemple dans Forman, 1995 ; Burel et Baudry, 1999), mais on peut y déceler une tendance à montrer l'espace depuis une certaine hauteur, notamment par l'abondance des vues aériennes obliques. Ensuite, le critère de visibilité n'entre pas en compte dans la définition même du paysage, vu comme « un niveau d'organisation des systèmes écologiques, supérieur à l'écosystème » (Burel et Baudry, 1999 : 43). Intégré dans une hiérarchie selon la théorie de Allen et Star (1982), le paysage des écologues est considéré comme la résultante des interactions entre écosystèmes et systèmes anthropiques, à un niveau d'échelle situé entre les écosystèmes (niveau plus local) et les régions (niveau plus global) (Forman, 1995). À ce titre, il rejoint le paysage de Richard (1975), c'est-à-dire l'ensemble des structures spatiales produites par les systèmes. Cette conception du paysage a permis alors aux écologues de prendre en compte l'espace de façon explicite, s'opposant initialement aux approches « fonctionnelles », focalisées sur les interactions et les processus à l'échelle des écosystèmes. Le paysage des

écologues correspond donc à une vision zénithale (cartographique) de la surface, où la disposition des différents types végétaux et agronomiques joue un rôle fondamental (le rôle des installations anthropiques n'y est pas nul, mais secondaire). De fait, même s'il est reconnu que le relief influe sur la présence et les mouvements des espèces, le paysage est très souvent assimilé à une combinaison d'éléments placés sur une plaine théorique. Une des raisons de cette simplification est peut-être l'influence du relief sur l'utilisation du sol, qui rend les deux niveaux d'information partiellement redondants⁶.

Influencée par la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson, 1967) stipulant que la biodiversité présente dans des îles dépend essentiellement de leur distance minimale au continent, l'écologie du paysage part d'une partition de l'espace en différents éléments définis a priori (Forman et Godron, 1986) :

- la matrice, qui est l'élément dominant un paysage, comme une sorte de « fond de plan » ; il s'agit de l'océan dans la théorie précédente ;
- les taches, éléments de nature différente de la matrice : bois, plans d'eau, villages, etc. ;
- les corridors, éléments aussi différenciés par rapport à la matrice, mais de forme linéaire : haies, rivières, axes routiers, etc. ;
- la mosaïque, qui est la combinaison spatiale de l'ensemble des éléments précédents.

Cette nomenclature du paysage a montré son utilité et de très nombreux travaux y font référence. Les éléments ainsi définis ont des fonctions qui dépendent des espèces analysées : tel ensemble de haies sera à la fois un réseau de déplacement privilégié pour des certains petits mammifères et un obstacle au mouvement pour de grands mammifères. Cette nomenclature est importante à considérer dans toutes les réflexions théoriques sur les interactions entre structures et processus. Toutefois, elle comporte quelques inconvénients et difficultés quand il s'agit de l'utiliser dans des cas de structures paysagères réelles représentées par des données numériques. Plusieurs points méritent d'être mentionnés :

- la différence entre matrice, tache et corridor n'est pas évidente à identifier dans la réalité. La présence d'une matrice peut être facile à déterminer dans des zones très spécialisées (matrice agricole dans la plaine de la Limagne ou en Beauce, matrice forestière dans les Landes ou dans les Vosges, etc.) mais délicate à définir dans d'autres cas (quelle matrice sur les plateaux jurassiens : prairiale ou forestière ?). Aussi difficile est la distinction entre taches et corridors : à partir de quel degré d'allongement une forme prend-elle le statut de corridor ? Il est évident que ces éléments ne peuvent être définis de façon stricte par des critères définitifs, mais ces questions soulignent toute la difficulté de passer de notions théoriques simple à une réalité très compliquée.

- le postulat du rôle joué par les différents types de formes vis-à-vis des espèces conduit à considérer simultanément deux aspects des structures : leur forme et leur fonction. Or de ces deux aspects, on peut mesurer le premier (c'est un des objectifs de l'analyse des structures paysagères) mais on ne peut que supposer le second, à moins de procéder à des études très

⁶ Notons également que la généralisation de l'usage de la géomatique en écologie s'accompagne d'une prise en compte accrue des facteurs liés au relief (pente, orientation, formes topographiques...) via l'usage des modèles numériques d'altitude.

poussées. Ce décalage, qui peut induire certaines confusions, se présentera à nouveau à propos des indices paysagers.

– la notion de matrice n'est pas considérée dans tous les travaux d'écologie du paysage de la même façon. Contrairement à la définition classique donnée plus haut, la matrice est aussi vue comme l'ensemble de l'espace ne constituant pas l'habitat de l'espèce étudiée.

L'ensemble des limites inhérentes à la partition du paysage dans les catégories matrice-tache-corrridor renforce l'intérêt d'une identification « neutre » des éléments paysagers. Pour procéder à cette identification, de nombreuses sources de données peuvent être utilisées : bases de données vectorielles (Corine Land Cover, BD Carto, données de l'Inventaire Forestier National, etc.), imagerie satellitaire, ortho-photographies, autres images de télédétection (radar, acquisitions à très haute résolution spatiale), cartes analogiques scannées. Le choix de telle ou telle source dépend d'abord de l'échelle spatiale à laquelle on souhaite travailler, ensuite de l'intérêt porté soit sur des données déjà interprétées, soit sur des données « brutes ». Dans le cadre de cette démarche, la définition des éléments paysagers à partir de données de télédétection constitue le premier point sur lequel nous avons porté notre réflexion.

Identification de l'occupation du sol

Les images satellitaires multibandes sont souvent utilisées pour caractériser l'occupation du sol, dans les approches à échelle régionale. Par cette transformation, les comptes numériques qui représentent les valeurs radiométriques des pixels sont remplacées par des catégories : au passage, un sens « paysager » émerge à partir des valeurs quantitatives initiales : pour un pixel donné, telle combinaison de valeurs numériques, révélatrice du comportement spectral de la zone correspondante, est remplacée par une notion concrète comme l'eau, le bâti, etc. D'un point de vue cartographique, on passe ainsi de la composition colorée, représentation visuelle aux nombreuses nuances de couleurs, à un seul plan image comportant des plages de couleurs discrètes. D'un point de vue statistique, on a simplement effectué une classification des individus-pixels. Aujourd'hui très classique, cette transformation peut être réalisée selon plusieurs méthodes (Jensen, 1996 ; Lillesand et Kiefer, 2000 ; Girard et Girard, 1999) : les classifications supervisée ou non supervisée sont les principales familles méthodologiques. Pour un même type de classification, plusieurs critères de classement et plusieurs distances mathématiques peuvent être utilisés (par exemple : Hubert-Moy et al., 2001). Par ailleurs, pour éviter les trop grandes simplifications dues à la mise en catégorie des pixels, les classifications floues permettent de considérer le degré d'appartenance des pixels dans chacune des catégories.

Dans une perspective écologique, il est possible de remettre en question le postulat initial du bien fondé des classifications d'image, en arguant que la mise en catégorie procède d'une vision anthropocentrée du paysage et qu'elle occasionne une perte de précision sémantique éventuellement dommageable pour la suite de l'analyse. Cet argument peut conduire à préférer l'utilisation des comptes numériques « bruts » des canaux plutôt que des catégories d'occupation du sol, comme dans les expériences menées sur la reconnaissance d'habitats de l'avifaune (Foltête et al., 2002a ; Deconchat et al., 2002). Cependant, nous n'entrerons pas ici

dans ce débat, considérant que la très grande majorité des démarches paysagères qui nécessitent l'usage de données de télédétection sont fondées sur la notion d'occupation du sol.

L'occupation du sol est la distinction des surfaces selon leur nature matérielle : végétaux arborés, herbacés, sols nus, surfaces en eau, etc. Pour certains, il n'y a pas de grande différence entre occupation du sol et utilisation du sol (par exemple Brunet et al., 1992). Ces deux expressions se distinguent néanmoins par le fait que l'occupation du sol ne reflète en principe que des « matières » sans distinguer leur fonction anthropique ou écologique. Ainsi la catégorie « herbacé » peut-elle correspondre à plusieurs types d'utilisation anthropique du sol, de la pelouse jardinée aux pâturages, prés de fauches et pelouses naturelles. Cette distinction est par exemple clairement inscrite dans la base de données Ter-Uti (Slak et al., 2001) qui comporte deux nomenclatures reliées l'une à l'autre, l'une physique, l'autre fonctionnelle. Bien que de nombreuses confusions soient rencontrées à ce sujet, les applications de la télédétection en langue anglaise utilisent différemment les termes *land cover* et *land use*.

Ne permettant pas de caractériser directement les fonctions spatiales, les données de télédétection donnent accès simplement à l'occupation du sol. Dans bien des cas d'analyse, cette information correspond à la description pertinente des éléments paysagers tels qu'ils sont utiles pour caractériser les structures paysagères. Il arrive néanmoins que l'occupation du sol ne soit pas exactement le type d'information recherché, notamment en écologie du paysage. En effet, on peut noter une différence entre certains principes de cette discipline, en particulier les définitions fondamentales des éléments matrices, taches, corridors, et l'occupation du sol qui découle du traitement d'image satellitale. Dans le premier cas, certains éléments écologiques sont des objets spatiaux qui se définissent à la fois par une composition physique et par un contour fermé (convexe) ; dans le second cas, une catégorie d'occupation du sol ne se définit que par une composition physique. Ainsi la catégorie « bois » concerne toutes les surfaces boisées (tous les pixels de cette classe) d'une image d'occupation du sol alors qu'une tache boisée est un ensemble appartenant à cette catégorie mais désignant une entité localisée séparée de son environnement par une frontière convexe (figure 4).

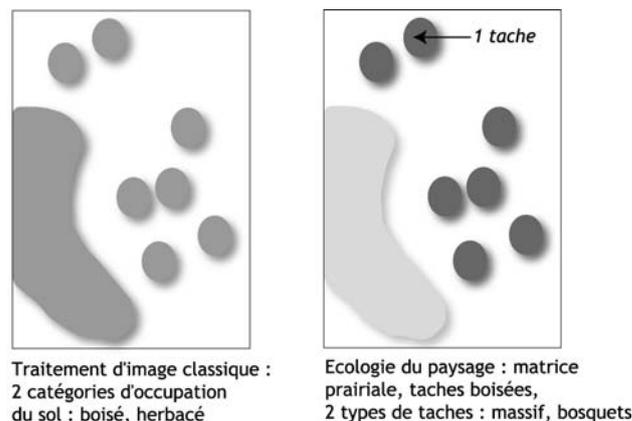


Figure 4. Principe des objets paysagers

Dans l'exemple d'un contexte paysager très simple, le traitement d'image classique amène à définir deux catégories d'occupation du sol : boisé (en gris) et herbacé (en blanc). En écologie du paysage, la description de cette zone passe plutôt par le constat d'une matrice prairiale (en blanc), occupée de taches forestières composées d'un massif (ou tache de taille importante et de forme massive, en gris clair) et de bosquets (taches de faible emprise, en gris foncé).

Parallèlement, une autre raison qui limite l'intérêt des simples catégories d'occupation du sol est l'augmentation de la résolution spatiale à chaque nouvelle génération de capteurs d'image. Cette évolution technologique, nécessaire pour accéder à une vision détaillée des éléments paysagers, s'accompagne d'une difficulté accrue de classification d'image. La diversité des réponses radiométriques y est nettement plus importante et certains éléments indésirables, comme les ombres portées ou les automobiles par exemple, y prennent une place non négligeable. Dans ce contexte, la notion d'objet paysager semble bien adaptée à la fois aux images à très haute résolution spatiale et à la description du paysage dans une perspective écologique, c'est pourquoi dans la suite du propos, nous développerons plus amplement cette piste méthodologique.

1.1.2. Potentiel de l'approche objet en télédétection

Si la structure matricielle des images de télédétection a longtemps privilégié l'extraction d'informations paysagères à l'échelle des pixels, plusieurs raisons expliquent l'émergence assez récente de l'approche objet en télédétection. De nombreuses études partent du même constat : les méthodes classiques ignorent la notion d'objet paysager pour privilégier celle de classe paysagère. Dans le contexte d'un recours de plus en plus fréquent à cette approche (Geneletti et Gorte, 2003 ; Hall et al., 2004 ; Wang et al., 2004 ; Lucieer et al., 2005), nous avons donc amorcé une réflexion sur la notion d'objet paysager (Foltête, 2004b) et effectué quelques expériences à ce sujet, suivant la logique de l'approche proposée par Barr et Barnsley (1999).

Discussion à propos de la notion d'objet paysager

À une échelle donnée, les objets paysagers peuvent se définir par l'opposition entre un contenu interne et un contexte ou milieu extérieur. Ainsi une parcelle boisée isolée se caractérise par une composition interne différenciée de son environnement, agricole par exemple. Parallèlement, les objets spatiaux se caractérisent aussi par leur « contenant » ou forme géométrique, c'est-à-dire par le tracé des limites avec leur milieu extérieur et par la figure qui en résulte. Cette définition des objets paysagers, de leur contenu et de leur contenant, est fortement dépendante de l'échelle d'observation : si on définit une opposition entre le bois et son contexte agricole, c'est que l'objet « bois » s'inscrit dans le niveau d'observation choisi, mais on aurait pu voir dans la même zone d'autres oppositions : entre une parcelle boisée spécifique et le reste du bois ou encore entre l'agencement bois-cultures et une zone uniforme de cultures par exemple. Les concepts de hiérarchie permettent alors de faire le lien entre les objets de différents niveaux scalaires (Hay et al., 2001, 2003 ; Burnett et Blaschke, 2003 ; Hall et al., 2004). Toutefois, à l'échelle la plus fine définie par la résolution spatiale de l'image, il est possible de considérer la présence d'objets paysagers élémentaires. Leur attribut de taille (surface) constitue au départ une information fondamentale sur leur position au sein des niveaux scalaires : de l'arbre isolé au massif forestier, contenu et contenant peuvent être comparables alors que leur surface permet de distinguer des objets de niveaux différents. Dans la suite du

texte, nous réserverons l'expression d' « objet paysager » à ces objets élémentaires, alors que les objets de niveaux scalaire supérieurs feront référence à ce qui souvent nommé des « unités paysagères », c'est-à-dire des zones comprenant une combinaison d'objets élémentaires.

Il est reconnu, notamment en écologie du paysage, que les deux types de caractères qu'il est possible d'associer à chaque objet, en premier lieu leur contenu et secondairement leur forme, sont en rapport avec leur valeur fonctionnelle, pour un même niveau scalaire. Un objet dont le contenu se définit par sa nature boisée aura théoriquement un rôle écosystémique propre à bon nombre d'autres objets boisés : habitat de certaines espèces animales, utilisations anthropiques pour le chauffage ou l'exploitation du bois, etc. Parmi toute une série d'objets boisés, la forme plus ou moins allongée sera également instructive pour préciser ce rôle : les bois massifs peuvent opposer par exemple un cœur et une périphérie proche de la lisière, contrairement aux bois de forme plus allongée dont la fonction écologique sera différente. Cette complémentarité entre contenu et forme n'est pas nouvelle du point de vue conceptuel, elle est même inscrite dans la nomenclature utilisée en écologie du paysage, où les « corridors » sont par exemple les objets de forme linéaire qui remplissent à la fois des rôles de lieux de transits de certaines espèces et de barrières pour d'autres (Forman, 1995). En revanche, l'utilisation de ces concepts dans des approches instrumentées est loin d'être usuelle, notamment en utilisant la télédétection.

Si le recours à la notion d'objet paysagers s'impose à l'évidence en géographie comme en écologie, il ne s'est pas encore généralisé en télédétection parce que les images numériques prédisposent à des études focalisées sur les pixels. Ainsi le bocage, la haie, le rideau d'arbres sont-ils des objets assez difficiles à délimiter sur des images satellites, alors que l'appartenance des pixels aux strates herbacées, arbustives ou boisées est facile à définir. Le constat d'un décalage entre le besoin d'une cartographie d'objets paysagers et la production de catégories d'occupation du sol définies par pixel n'est pas nouveau, et de nombreuses pistes méthodologiques ont déjà été proposées. En témoignent l'utilisation des techniques de filtrage spatial pour déterminer l'utilisation du sol (*land use*) à partir de la composition de l'occupation du sol (*land cover*), comme dans les travaux de Wharton (1982), Gong et Howarth (1992a ; 1992b), Eyton (1993), Barnsley et Barr (1996). Cependant, en dépit du gain de lisibilité cartographique obtenu, l'application du filtrage comporte dans ce cas quelques problèmes. Le plus important est la perte de la géométrie initiale des formes élémentaires des images : le contour des unités spatiales produites devient nécessairement arrondi, même dans le cas d'objets aux formes très anguleuses. Ce problème est visible par exemple sur les résultats obtenus par Gong et Howarth (1992a), Foltête et Flitti (2001), Gadal (2002).

De plus, l'utilisation des techniques de filtrage ne permet pas de définir facilement les objets paysagers élémentaires : soit l'analyse porte sur un objet précis et un enchaînement de traitements (analyse de texture, morphologie mathématique, etc.) aboutit à l'identification de cet objet, comme dans Hubert-Moy et al., (1995) ; soit le filtrage conduit à délimiter des objets spatiaux situés à un niveau scalaire supérieur, correspondant à des unités paysagères. Cette démarche peut être illustrée par les résultats obtenus au cours d'une étude sur la morphologie urbaine de la ville d'Oran (Foltête et Flitti, 2001), dans un contexte éloigné de toute analyse écologique (figure 5).

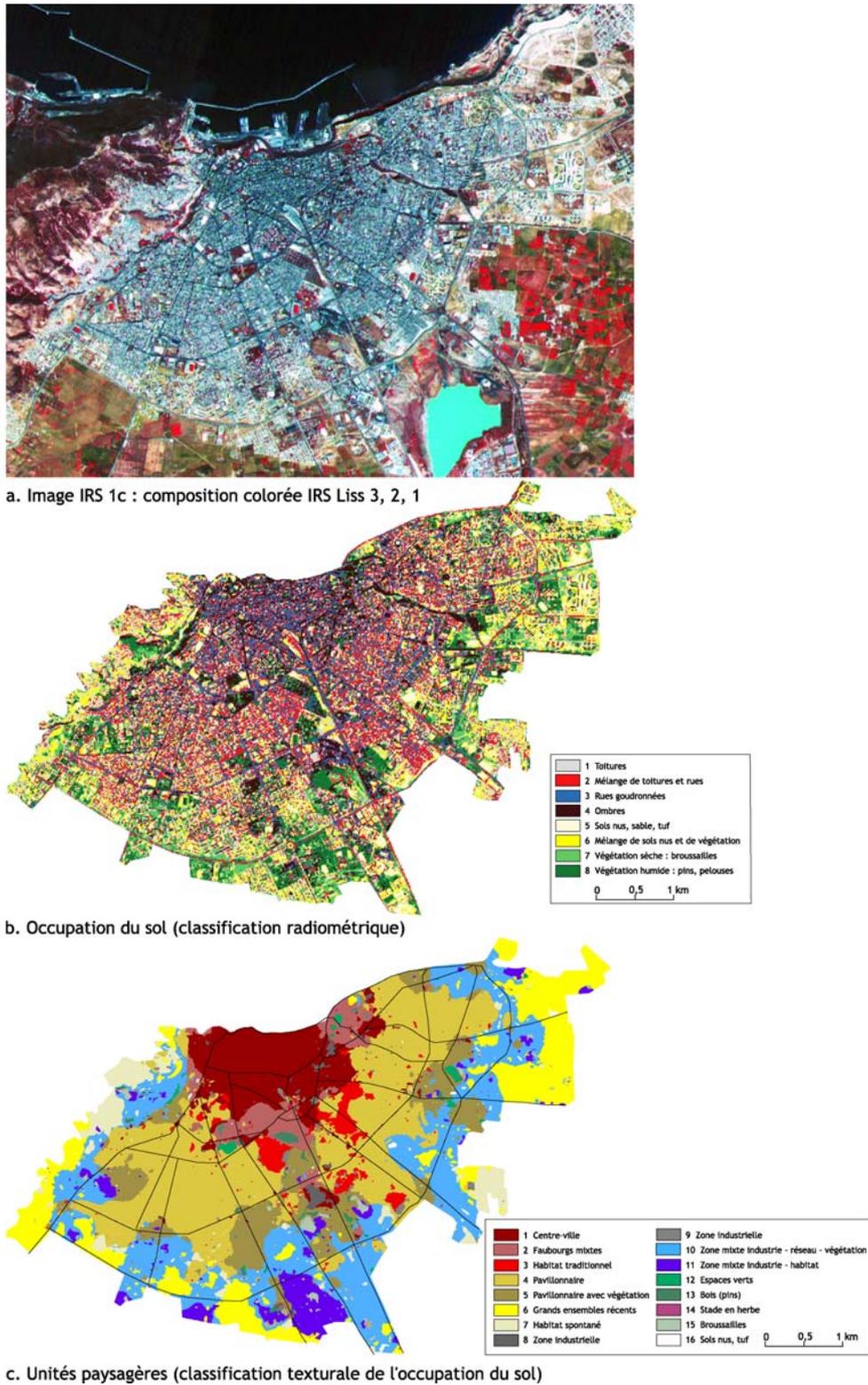


Figure 5. Cartographie d'unités paysagères par filtrage de catégories d'occupation du sol sur la ville d'Oran (Algérie)

La composition colorée (a) montre les multiples nuances radiométriques qui sont synthétisées à l'intérieur du périmètre urbain en un nombre limité de catégories d'occupation du sol, par la méthode des nuées dynamiques (b). Une analyse de voisinage a ensuite été appliquée à cette image, en utilisant les matrices de cooccurrences entre les catégories d'occupation du sol. Les unités obtenues montrent des zones qui sont en rapport avec l'évolution de la ville d'Oran : quartier colonial au nord, habitat traditionnel au centre, zones pavillonnaires successives en périphérie.

À partir d'une image multibande IRS fusionnée avec le canal panchromatique à 7 m de résolution spatiale (figure 5a), une première classification « radiométrique » a permis de caractériser l'occupation du sol (figure 5b). L'application d'une seconde classification fondée sur les matrices de cooccurrences entre catégories d'occupation du sol a donné lieu à une cartographie des unités paysagères correspondant à des quartiers urbains ou groupes de quartiers (figure 5c). Les mêmes traitements pourraient s'appliquer à des unités paysagères en milieu rural. L'apport cartographique visible sur la figure 5 est réel, néanmoins le passage direct des pixels aux unités paysagères interdit l'accès aux objets paysagers.

Méthodes d'identification des objets paysagers

Les méthodes usuelles de classification « par pixel » permettent d'identifier des catégories d'occupation du sol correspondant à des éléments de même comportement spectral. L'inadéquation entre ces catégories et les éléments paysagers est d'abord liée au format matriciel des images satellitaires : les pixels constituent des entités spatiales artificielles qui ne sont pas de véritables objets paysagers. Pour surmonter une telle différence, des solutions techniques sont possibles si on dispose initialement d'une image d'occupation du sol :

– 1) la vectorisation d'une image d'occupation du sol qui permet de disposer d'une couche vectorielle composées de polygones ;

– 2) l'étiquetage des pixels par des identifiants qui les associent aux groupes de pixels adjacents de même catégorie, ce qui équivaut à une mise en « polygones » en restant dans le format matriciel.

De ces deux solutions, la seconde est préférable dans la perspective d'une quantification des structures paysagères, parce que le format vectoriel s'avère plus limité pour l'application de certaines procédures d'analyse spatiale. Signalons ici que l'étiquetage des pixels nécessite l'usage d'un algorithme, dit des « composantes connexes » (Cocquerez et Philipp, 1995), qui n'est pas couramment implémenté dans les logiciels. Quelle que soit la solution technique retenue, la mise en polygones ou agrégats de pixels est un moyen de passer de catégories d'occupation du sol qui représentent en quelque sorte des « strates », à une collection d'entités spatiales qui débouche sur la notion d'objet paysager.

Dans le cas où on ne dispose pas d'image d'occupation du sol, l'image initiale peut être directement transformée en taches par le biais d'une méthode de segmentation spatiale (Kartikeyan et al., 1998). La géométrie des taches est dans ce cas définie directement ; en revanche leur appartenance à une catégorie ne l'est qu'a posteriori, en analysant leur contenu spectral. Dans ce contexte, les agrégats de pixels (qui doivent correspondre à des objets paysagers) sont appelés des segments.

Après une reconnaissance des objets élémentaires du paysage par l'utilisation de l'une ou l'autre des méthodes mentionnées précédemment, il est utile d'affecter ces objets à des catégories qui prennent un sens précis et adapté au thème abordé. Cette affectation, supervisée ou non, est facilitée par la grande quantité d'attributs qui peuvent caractériser chaque objet. Ces

attributs correspondant d'abord aux propriétés des objets eux-mêmes (Heidjen, 1994 ; Barr et Barnsley, 1999) : géométrie de leur surface et de leur limite, composition et texture du contenu radiométrique. Ils concernent ensuite leurs relations mutuelles (Egenhofer et Franzosa, 1991) : relations topologiques et métriques, relations d'ordre, relations subjectives...

En ce qui concerne uniquement la caractérisation des formes surfaciques, de nombreuses mesures sont disponibles. Cauvin et Rimbart (1976), Forman (1995) ont par exemple recensé les indices qui synthétisent en une mesure globale un aspect donné d'une forme convexe : compacité, allongement, circularité, dimension fractale, etc. Un exemple est donné par la figure 6. Les limites de ces indices pour décrire des formes complexes ont orienté de nombreux travaux vers la mise au point de descripteurs moins ambivalents (pour une revue, voir : Loncaric, 1998 ; Zhang et Lu, 2004). Ces descripteurs sont en revanche moins concis que les indices globaux, et se traduisent par la construction de profils (signatures de forme, distances au centroïde) ou de matrices (matrices de forme).

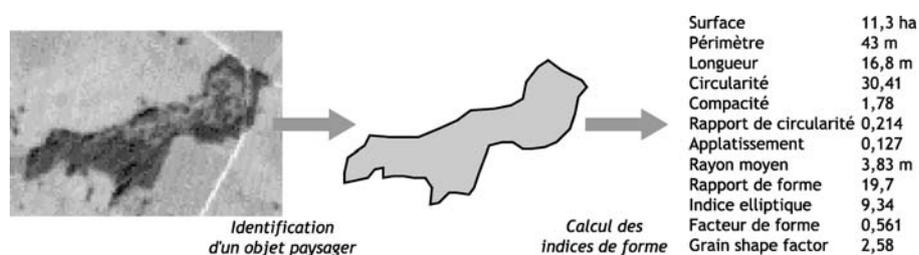


Figure 6. Exemple de mesure des formes d'un objet paysager.

Sur l'image brute, un bois (foncé) se détache de son environnement prairial (clair). La définition du contour de cet objet paysager permet de décrire sa forme par l'intermédiaire de plusieurs mesures, dont quelques exemples sont donnés ici.

L'exemple des indices de forme illustre les multiples façons de décrire les objets paysagers, par le biais d'indices qui sont souvent redondants. À moins de savoir a priori quel caractère précis doit être pris en compte, il faut adopter une stratégie de sélection des attributs d'objets les plus appropriés au problème traité, par exemple en testant leur capacité à discriminer les catégories d'objets à identifier.

Un exemple d'utilisation des critères de forme

Le recours aux objets paysagers s'est imposé dans un contexte où il importait de distinguer très nettement des milieux d'openfield et de bocage sur le terrain d'expérimentation du plateau de Nozeroy. L'ensemble de la démarche présentée s'est inscrit dans une analyse de la vitesse de propagation des pullulations de campagnols terrestres (Foltête et al., 2005). Deux sources d'imagerie ont été exploitées parallèlement : un canal panchromatique d'image Indian Remote Sensing (IRS-P) rééchantillonné à 7 m de résolution spatiale et une image satellitaire multibande Enhanced Thematic Mapper (ETM) à 30 m, dont les 6 canaux ont été rééchantillonnés à une résolution de 15 m par fusion avec le canal panchromatique ETM. Une segmentation d'image par croissance de régions a été appliquée au canal IRS-P, et une image dérivée du résultat a été ramenée à une résolution spatiale de 15 m. Ensuite, chaque agrégat de

pixels a été caractérisé par son contenu spectral (valeurs moyennes de chacun des 6 canaux ETM) et par une série d'attributs de forme et de taille.

Partant d'une nomenclature d'objets paysagers à classer, une phase d'identification des classes à l'écran a ensuite permis de disposer d'un échantillon apte à l'utilisation de méthodes de discrimination statistique. Une première classification supervisée a permis d'affecter chaque agrégat à une catégorie d'occupation du sol, suivant la même méthode que Lobo et al. (1998). Pour connaître avec précision le rôle des indicateurs de forme et de taille, une méthode proche des arbres de segmentation binaire CART (Breiman et al., 1984) a ensuite été utilisée, par minimisation de l'entropie des segments (Lebart et al., 1995 ; Guégen, 1994). En ce qui concerne certains thèmes liés aux surfaces boisées, plusieurs séparations entre segments ont été définis a priori, en utilisant le critère de taille : en effet, suivant les définitions utilisées en biogéographie végétale (Da Lage et Métailié, 2000), les massifs forestiers, les bois et les bosquets se caractérisent d'abord par l'appartenance à une certaine gamme de surface.

Nous avons ensuite utilisé les indices de forme pour tenter de distinguer d'une part les villages et les segments routiers, d'autre part les bosquets et les boisements linéaires. À cette fin, les indices qui se sont avérés les plus efficaces sont le rapport de circularité (Unwin, 1981) et le rapport de forme (Stoddart, 1965). Globalement, il en résulte un système de règles d'affectation des classes d'objets où, partant des classes d'occupation du sol, des valeurs seuils de certains descripteurs de formes constituent des séparateurs de deux objets (ou groupes d'objets) paysagers (figure 7). L'application de ces règles à l'ensemble des agrégats de pixels conduit à la création d'une image des objets paysagers (figure 8).

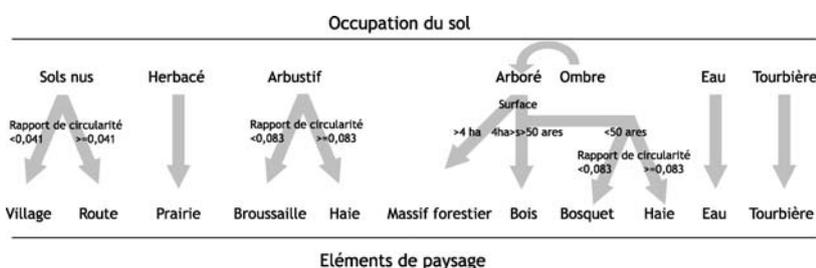


Figure 7. Règles d'affectation des catégories d'occupation du sol aux éléments paysagers

Certaines catégories donnent lieu à des éléments de paysage sans différenciation (herbacé, eau, tourbière). Les autres sont différenciées selon la surface des objets (arboré) ou leur forme exprimée par le rapport de circularité. Les ombres, situées sur les versants nord et de pente raide des zones boisées sont réattribuées à la classe arboré. Le rapport de forme de Stoddart (1965) donne les mêmes résultats que le rapport de circularité mentionné ici.

Vers une utilisation des attributs topologiques des objets paysagers

L'exemple présenté a montré les différents apports de l'approche objet pour la classification des éléments paysagers à partir de données de télédétection. À partir de la définition d'agrégats de pixels associés à une catégorie d'occupation du sol, l'utilisation des critères de taille et de forme permet de préciser la classification pour définir finalement de véritables objets paysagers. L'application présentée a simple valeur d'exemple, et de nombreuses autres possibilités sont offertes en exploitant la notion d'objet. Ainsi la prise en

compte des relations mutuelles des objets (distance, topologie, type de contact entre catégorie, etc.) permet de représenter un paysage sous la forme d'un graphe, dont les caractéristiques peuvent avoir un grand intérêt pour la qualification des structures paysagères, à un niveau d'échelle plus global.

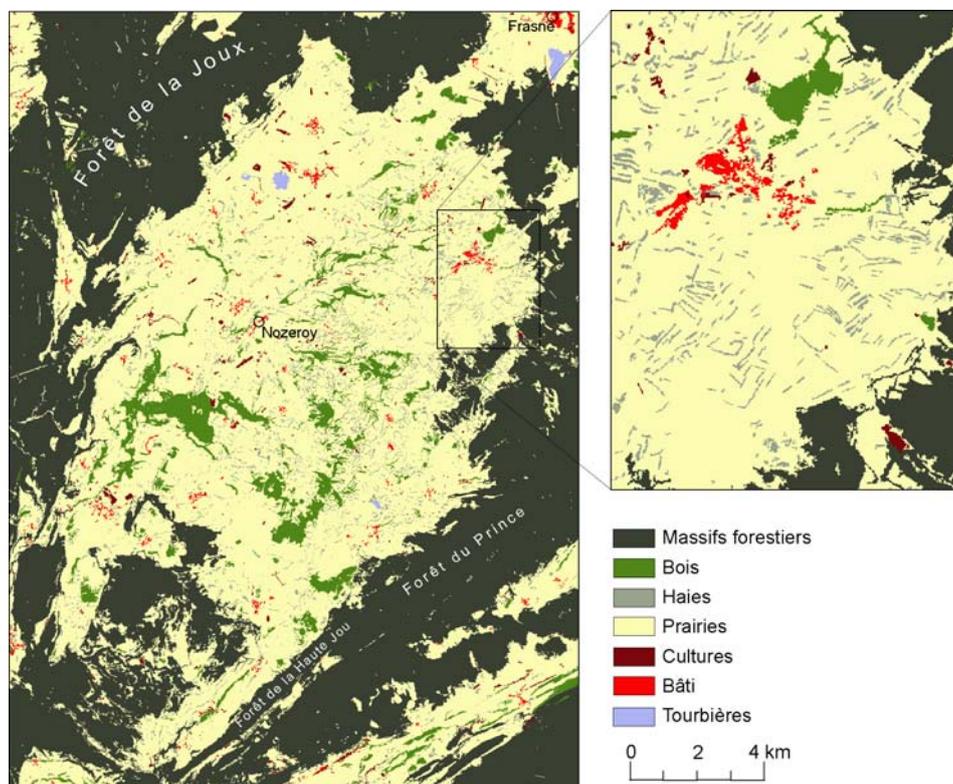


Figure 8. Exemple d'identification d'objets paysagers sur le plateau de Nozeroy

Sur le plateau de Nozeroy, les zones boisées et arbustives ont été différenciées en fonction de leur taille (massifs forestiers en vert foncé, bois en vert moyen), de leur forme (haies en vert-gris). De même les sols nus ont été distingués en bâti (peu allongé) et segments de routes (de forme allongées). Cette dernière classe a ensuite été supprimée par généralisation cartographique.

Les contacts représentés par les lisières entre objets paysagers peuvent par exemple être comptabilisés et intégrés dans une matrice de liens, soit de façon binaire pour représenter la simple adjacence (figure 9a), soit en tenant compte de la longueur des lisières pour représenter le degré de contact (figure 9b). Les liens visibles sur les cartes sont représentatifs de la configuration générale du paysage, où une zone prairiale centrale occupe la plus grande partie du plateau et se trouve connectée à de très nombreux éléments. Les massifs forestiers périphériques sont également des objets structurant leur voisinage. La prise en compte des longueurs de lisières montre aussi les fortes relations instaurées entre les objets principaux, l'ensemble se caractérisant par une forte hiérarchie.

La prise en compte des objets paysagers est une des pistes possibles pour une meilleure adéquation entre la description des images satellitales et les principes de l'écologie du paysage. D'autres contextes peuvent trouver avantage au choix d'une approche objet, en particulier les analyses portant sur des images à très haute résolution spatiale.

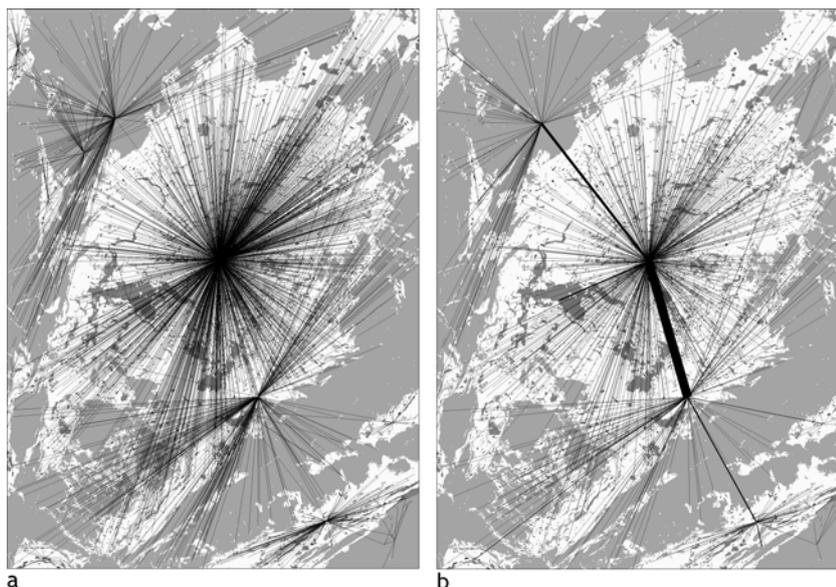


Figure 9. Graphes des relations de contiguïté entre objets paysagers

Les objets représentés sur la figure 5 sont ici reliés par un vecteur quand ils sont adjacents, partant de leur centroïde. Le massif forestier situé au sud-est a une forme incurvée, ce qui explique la position de son centroïde sur la zone de prairie. La figure 9a montre tous les vecteurs pour des relations de contiguïté d'au moins 350 m ; la figure 9b représente les vecteurs des relations d'au moins 700 m, avec une épaisseur proportionnelle à ces longueurs de lisières communes.

1.1.3. Un exemple de l'approche objet en imagerie à très haute résolution spatiale

Une collaboration à propos de traitement d'image à très haute résolution spatiale dans un contexte agronomique a donné l'occasion d'exploiter le potentiel de l'approche objet (Robbez-Masson et Foltête, 2005 ; Foltête et Robbez-Masson, 2007). Cette étude a porté sur les cultures discontinues et plus particulièrement sur la vigne. Parmi les différents modes de conduite de la vigne, le mode « en gobelet » se caractérise par un espacement de chaque cep vis-à-vis de ses voisins, par opposition aux vignes palissées, dont les feuillages fusionnent le long des rangs. La structure spatiale d'une vigne en gobelet parfaitement entretenue serait une grille de points régulièrement alignés, mais souvent certaines conditions locales à l'intérieur d'une parcelle occasionnent le dépérissement ou même la disparition de certains ceps ; de même les inter-rangs peuvent être en partie couverts par des végétaux, en fonction de l'entretien et du mode de désherbage de la parcelle. Pour aider à une meilleure gestion de ces parcelles, l'objectif est ici d'identifier les ceps et plus précisément de localiser les ceps manquants à partir d'image de télédétection à très haute résolution.

Mise en place d'une méthode originale

La reconnaissance des plants sur l'image numérique d'une parcelle agricole discontinue a déjà fait l'objet de travaux, en particulier ceux de Marchand (1996), Perez et al. (2000), Tillet et

al. (2001), Aikenhead et al. (2003), Hall et al. (2003), Pena-Barragan et al. (2004). Dans la plupart des cas mentionnés, un simple seuillage a permis d'identifier les plants parce que les parcelles se caractérisaient par une assez grande homogénéité et des comportements spectraux marqués par une nette dichotomie entre le sol et les végétaux. Dans l'exemple présenté, le seuillage direct ne permet pas d'obtenir les taches correspondant aux plants. D'autres méthodes d'extraction ont aussi été testées : reconnaissance morphologique (Kay et al., 1998), coopération entre radiométrie et texture (Wassenaar et al., 2001), mais ces méthodes ne sont pas adaptées au cas des vignes en gobelet. C'est pourquoi un premier filtrage a été appliqué à un canal pour exacerber la différence entre les valeurs radiométriques faibles des plants et les valeurs fortes des inter-rangs.

L'image résultante fait l'objet d'un étiquetage suivant l'algorithme des composantes connexes (Cocquerez et Philipp, 1995), ce qui permet de disposer d'une série d'objets « plants reconnus » caractérisés par plusieurs propriétés : coordonnées du centroïde, surface, radiométrie moyenne, etc. Partant de ces plants reconnus, nous avons proposé un algorithme de reconnaissance des plants manquants, par reconstruction progressive d'une grille régulière. Les plants reconnus sont considérés comme les sommets d'un graphe dont les arêtes sont associés à plusieurs propriétés : voisinage, distance métrique, orientation angulaire.

L'algorithme consiste à parcourir de façon itérative le graphe en sélectionnant les arêtes dont l'orientation est conforme aux rangs et dont la distance métrique est au moins supérieure à 1,5 fois l'écartement moyen des rangs (des tolérances sont prises en compte). Dans ce cas, des nouveaux sommets sont ajoutés, correspondant à des plants considérés comme « manquants ». À chaque ajout de sommet, une mesure de la régularité du semis est effectuée par le biais de l'indice d'agrégation R (Clark et Evans, 1954 ; Morrison, 1970) utilisé dans de nombreux domaines pour distinguer les semis de points concentrés, aléatoires et réguliers. Ce critère permet ici de tester le rapprochement du semis de point ainsi modifié avec une grille parfaitement régulière correspondant à une parcelle théorique.

Les informations nécessaires pour l'application de cet algorithme sont l'orientation angulaire des rangs (notée α) et la distance d'écartement moyen (notée e). Il est possible d'estimer ces paramètres manuellement ou comme c'est le cas ici de façon automatique, par l'utilisation de la transformée de Fourier (Wassenaar et al., 2002).

Application de l'algorithme de reconnaissance

L'algorithme a été appliqué à plusieurs contextes : parcelles simulées à plusieurs degrés de « désordre spatial », ortho-photographies de parcelles d'oliviers et de vignes (figure 10). Dans la plupart des cas, les résultats se sont avérés assez satisfaisants. Ainsi, nous avons pu estimer que cet algorithme permet reconstruire géométriquement un réseau de sommets originellement lacunaire avec une exactitude de localisation des nouveaux sommets meilleure que 25 % de l'écartement moyen entre sommets, dans plus de 90 % des cas. L'enchaînement des différentes étapes de la méthode est illustré par la figure 11.

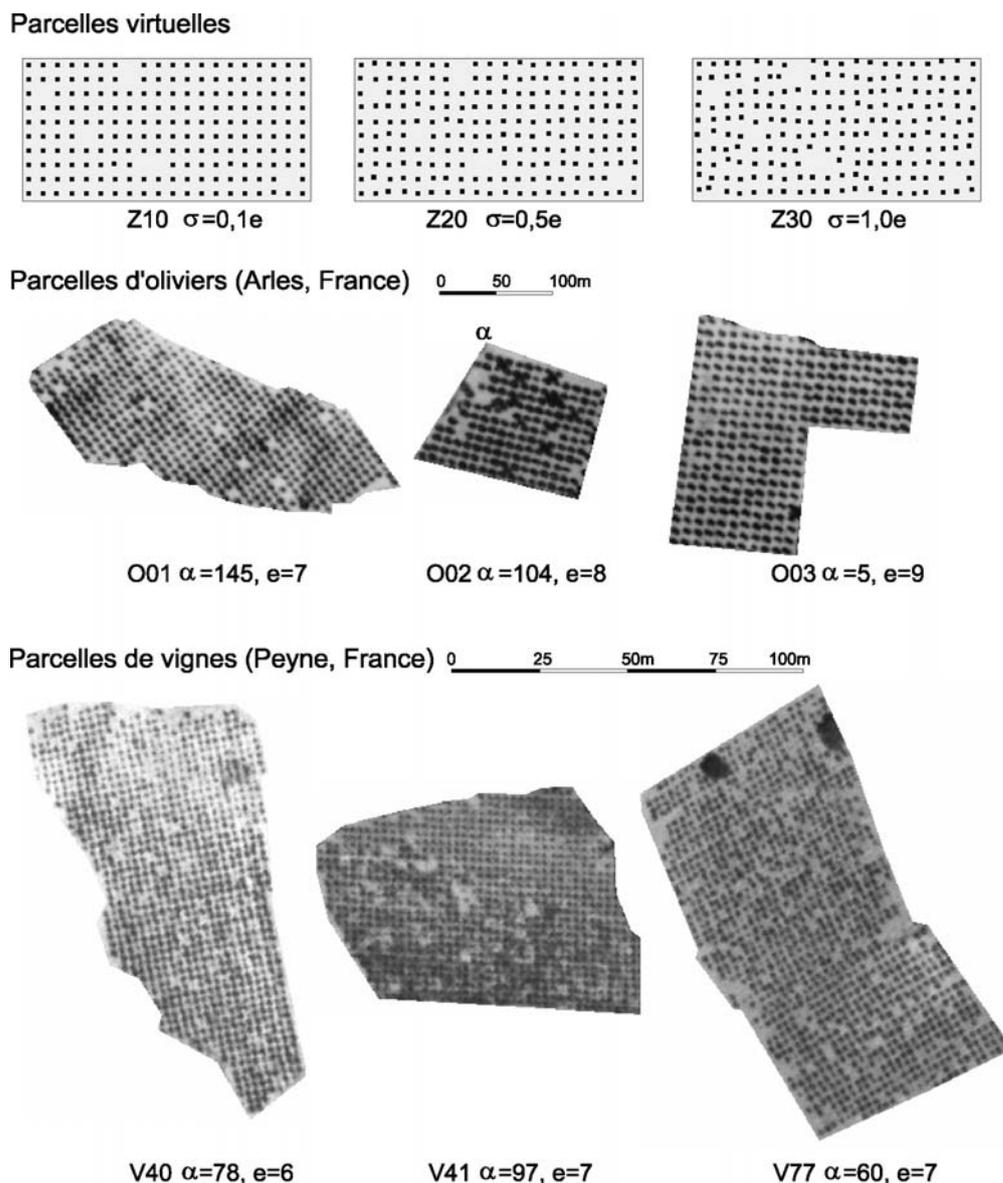


Figure 10. Parcelles pour les tests d'algorithme de reconnaissance des plants manquants

Les parcelles virtuelles sont des images binaires de 300 colonnes et 150 lignes, où 7 plants sur les 200 sont déclarés manquants. Les parcelles d'oliviers ont été extraites du canal panchromatique d'une ortho-photographie à 1 m de résolution spatiale de la région d'Arles acquise par l'IGN en septembre 1997 pour les besoins du projet européen OLISTAT d'inventaire automatique d'oliviers (Kay et al., 1998 ; Masson, 2002). Les parcelles de vigne proviennent du bassin-versant viticole de la vallée de la Payne à l'ouest de Montpellier ; ces ortho-photographies ont été acquises en mai 1998 à une résolution de 0,25 m, dans le cadre de travaux visant à la reconnaissance automatique d'états de surface par télédétection (Wassenaar, 2001). Pour les parcelles d'olivier et de vigne, le premier problème de délimitation parcellaire a été réglé en utilisant des informations complémentaires au format vectoriel ; pour l'instant, l'automatisation de cette phase reste un problème non entièrement résolu (Delenne et al., 2005).

La question de l'arrêt de la procédure a fait l'objet d'analyses spécifiques, mais elle reste en partie non résolue. Enfin l'influence des prétraitements serait aussi à préciser, en complément des analyses de sensibilité au type de filtrage déjà effectuées. Une typologie des principales sources d'erreur a été présentée (Robbez-Masson et Foltête, 2005). Parmi les types identifiés, une cause importante d'erreur est due aux effets de bordure, où l'algorithme de reconnaissance ne peut pas s'appuyer sur un nombre suffisant de plants pour identifier les manquants.

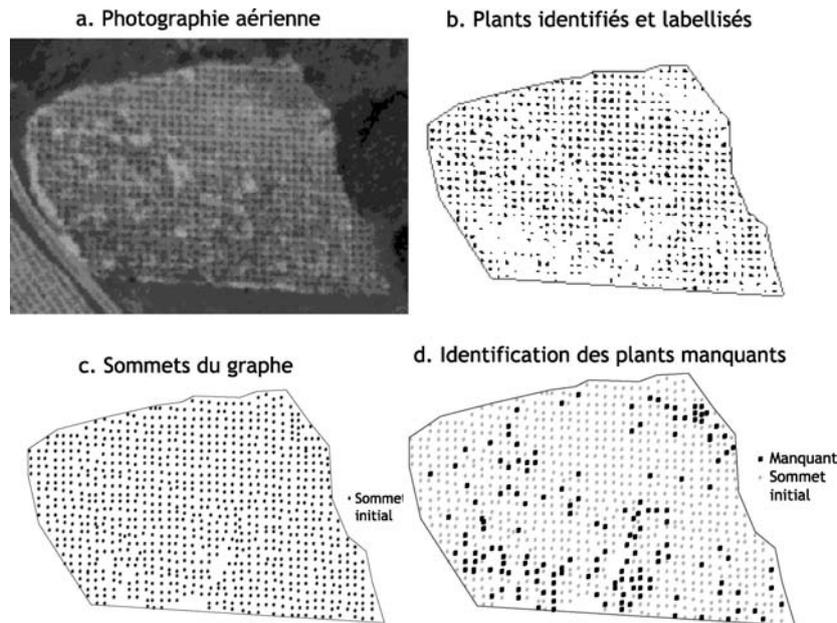


Figure 11. Enchaînement des traitements de l'image brute aux objets plants et plants manquants.

L'ortho-photographie (a) a été filtrée pour extraire les taches représentées par les plants, dont l'image a été étiquetée (b). La prise en compte du centroïde de chaque plant est à la base du graphe constitué par l'ensemble des plants liés par des relations de contiguïté et d'orientation angulaire (c) ; enfin l'application de l'algorithme aboutit à l'identification de plants manquants (d). On peut remarquer les difficultés rencontrées sur les bordures de la parcelle, quand les zones de manquants ne sont pas entourées de plants identifiés au départ.

Conclusion de la section 1.1.

Extraction des éléments paysagers à partir des données de télédétection

Face à deux problèmes différents, d'une part la difficulté de traitement des images à très haute résolution spatiale et d'autre part l'inadéquation entre les catégories d'occupation du sol et les éléments paysagers utiles pour l'écologie du paysage, l'approche objet constitue une piste intéressante en télédétection. Si jusqu'à récemment, cette approche posait d'importants problèmes techniques, la disponibilité toujours plus grande des outils (comme E-Cognition par exemple) est encourageante. Ces outils permettent de définir des objets spatiaux, mais il reste à explorer les nombreuses formes d'utilisation de cette approche, notamment en considérant le paysage comme une collection structurée d'objets. La qualification des structures paysagères pourra donc à l'avenir exploiter tout le potentiel offert par la notion d'objet.

Si la notion d'objet est adaptée à la description paysagère à vocation écologique, l'usage massif des données de télédétection a néanmoins privilégié la notion d'occupation du sol, où le paysage est essentiellement décrit par des catégories qui constituent des sortes de strates. L'usage des données d'occupation du sol en écologie du paysage s'est appuyé sur la possibilité d'appliquer de nombreuses mesures quantitatives (ou indices paysagers). Cette exploitation des sources d'imagerie s'est très largement développée ; nous aborderons par la suite certains points précis de ce vaste domaine.

1.2. Les indices paysagers en écologie : pour un usage raisonné

Dans cette partie, nous supposons que l'espace a déjà fait l'objet d'une caractérisation en modes d'occupation du sol. Bien que toute classification peut comporter une part d'arbitraire et peut simplifier abusivement une réalité où certains gradients spatiaux sont remplacés par des limites rigides (Arnot et al., 2004), nous considérons ici que cette première caractérisation est relativement neutre. En d'autres termes, il s'agit d'une description des surfaces selon une nomenclature matérielle, dont la précision est surtout dépendante de la base d'imagerie qui en est à l'origine. Pour l'instant, cette information d'occupation du sol constitue le paysage à décrire.

1.2.1. Contexte : une abondance de mesures pour décrire le paysage

La grande diversité de l'offre en imagerie géographique et l'utilisation toujours plus importante des outils de la géomatique ont encouragé l'utilisation des indices paysagers. En écologie du paysage, l'usage de ces indices s'est intensifié, notamment en raison de la capacité offerte par les informations paysagères à analyser le continuum spatial. Alors que les méthodes classiques de l'écologie ou d'autres disciplines touchant à des caractères environnementaux sont souvent fondées sur l'observation et la mesure sur des sites ponctuels ou quasi-ponctuels (stations, placettes) ou sur des transects, l'utilisation des indices paysagers permet d'étendre les investigations à de larges zones. Cette prise en compte de l'espace, qui est l'un des points-clés de l'émergence de l'écologie du paysage, a donné lieu depuis 30 ans à de très nombreux travaux concernant la caractérisation des formes paysagères « vues du dessus ».

Les mesures utilisées pour décrire les structures spatiales du paysage sont donc très nombreuses. La première raison de cette abondance est la difficulté de rendre compte de l'agencement formé par les éléments paysagers en une ou plusieurs mesures qui soient synthétiques et dont l'interprétation reste facile. Pendant les années 80 et 90 sont apparus de nombreux indices paysagers⁷ le plus souvent issus de l'écologie du paysage (Li et Wu, 2004). Une partie de ces indices fait référence aux concepts fondamentaux de cette discipline, en particulier à la nomenclature matrice-tache-corridor. Par extension, des indices appliqués à des données spatialisées plus générales ont été répertoriés (Herold et al., 2003 ; 2005) sous l'appellation de « métriques spatiales ».

⁷ On trouve dans la littérature plusieurs façons de nommer les mesures appliquées au paysage en écologie : l'anglais *landscape metrics* est par exemple très utilisé, mais cette expression est rarement traduite en français. Le terme d'indice est d'ailleurs parfois abusif, puisque certaines mesures ne constituent pas de véritables indices mathématiques. Nous en resterons toutefois à ce terme, plutôt que descripteur paysager ou métrique paysagère.

Par l'usage de ces indices, la mesure des formes paysagères répond à plusieurs objectifs. Un premier est celui de la simple description, permettant par exemple de produire une typologie spatialisée du paysage. Mais l'objectif principal, qui s'avère nettement plus important en écologie, est celui de la modélisation des processus, et dans ce cadre les indices paysagers sont considérés comme des indicateurs. En effet, ils sont souvent utilisés pour représenter un caractère écologique, sous la forme d'une fonction spatiale. Ainsi telle zone de paysage ouvert peut être favorable ou défavorable à une espèce, être considérée comme un corridor ou au contraire une barrière... Ils peuvent également être utilisés comme indicateur démographique : par exemple, la fréquence des surfaces boisées pour représenter la probabilité de présence de telle espèce. Citons par exemple les travaux de Johnson et al. (2006), où le taux de défoliation mesuré à partir d'image satellitale est explicitement considéré comme un indicateur d'abondance d'une espèce parasite des formations arborées. Dans ce cas, les indices peuvent être intégrés comme des facteurs explicatifs dans des modèles d'abondance ou d'occurrence, où la fréquence (ou la présence) d'une espèce est « expliquée » à partir de facteurs paysagers (figure 12). Ce double rôle assigné aux indices paysagers n'est pas toujours clairement établi dans les divers travaux qui les utilisent. Surtout, leur capacité à représenter de façon fiable des caractères écologiques ou démographiques n'est pas facilement vérifiable.

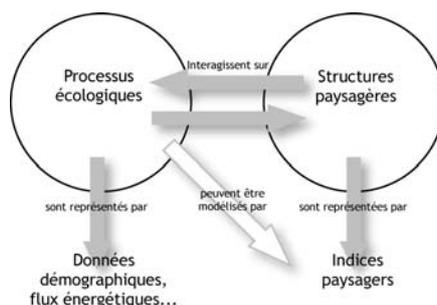


Figure 12. Les indices paysagers, entre processus écologiques et structures paysagères

Les deux aspects de l'écologie du paysage, processus et structures paysagères, sont habituellement représentés par des données de nature différente. Mais les indices paysagers sont parfois utilisés pour servir de modèle à certains caractères fonctionnels.

1.2.2. Les grandes familles d'indices paysagers

La simple classification des différents types d'indices paysagers n'est pas une démarche facile et il n'existe pas de typologie unique. Le travail pionnier de O'Neill et al. (1988), consistant à mettre en comparaison une série de mesures, ne comporte pas de classification. Des références à ce sujet sont apparues avec la mise à disposition des programmes informatiques R.le (Baker et Cain, 1992) et Fragstats⁸ (McGarigal et Marks, 1995), qui ont occasionné un rassemblement et une mise en ordre des différents indices. Dans un registre un peu différent, la contribution de Li et Reynolds (1995) a consisté à établir une liste organisée des mesures permettant de quantifier l'hétérogénéité spatiale, démarche qui élargit le champ au-delà du

⁸ Site de Fragstats : <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

paysage pour englober les analyses de régularité spatiale (autocorrélation), les données ponctuelles (semis de points) et les traitements qui peuvent leur être appliqués (interpolations spatiales). On retrouve le même élargissement dans la revue effectuée par Gustafson (1998) ; nous considérons ici que cet élargissement conduit à une certaine confusion entre les indices paysagers et les statistiques spatiales appliquées à l'écologie (telles qu'elles sont recensées par exemple dans Fortin, 1999), deux ensembles qui n'ont pas les mêmes objectifs et ne s'appliquent pas aux mêmes types de données. C'est pourquoi nous en resterons aux descripteurs appliqués aux catégories de paysage ou d'occupation du sol.

Les indices souvent cités en premier concernent la composition du paysage, c'est-à-dire la répartition des surfaces dans les différentes catégories paysagères de la zone étudiée. Appelés indifféremment parts, pourcentages, taux ou fréquences relatives des catégories de paysage, ces indices correspondent à une simple statistique des surfaces, sans exprimer de caractère spatial ; ils sont d'ailleurs qualifiés d'« indices aspatiaux » (Gustafson, 1998). Les mesures complémentaires qui sont souvent dérivées de ces fréquences relatives concernent la diversité de la composition : il s'agit le plus souvent de l'indice de Shannon, parfois aussi celui de Simpson ou même des indicateurs plus simples comme le nombre de catégories présentes (McGarigal et Marks, 1995).

Les autres indices sont utilisés pour décrire un aspect spatial des formes paysagères. Nous les présentons ici en les groupant en fonction du champ écologique dans lequel ils se situent, même si certains peuvent se rapporter à plusieurs de ces champs. Nous insisterons particulièrement sur la connectivité, qui est fortement liée au phénomène de propagation que nous avons eu à étudier.

Les taches paysagères : une relation forme / fonction

Un premier ensemble peut être défini par référence à la notion de tache et à la relation théorique entre la forme de ces taches et leur caractère fonctionnel vis-à-vis de certaines espèces animales ou végétales (voir encart 1). En effet, si on considère une tache localisée au sein de la matrice, une série de présupposés écologiques sont classiquement associés à ses différentes composantes morphologiques (Forman, 1995). Nous retrouvons ici en grande partie les critères de formes abordés précédemment à propos de l'approche objet en imagerie. À partir de données matricielles, les taches de l'écologie du paysage sont en effet représentées par les agrégats de pixels d'une même catégorie. Les principales relations formes-fonctions et les indices associés sont les suivants :

– la taille ou surface des taches est un indicateur d'échelle, qui peut avoir une incidence sur la viabilité d'une espèce. Par extension la surface moyenne (et éventuellement leur écart-type) s'applique à toutes les taches d'une catégorie dans une zone donnée.

– l'élongation de la forme est un critère qui se répercute sur le rapport entre sa zone centrale (ou cœur) et sa zone périphérique (ou bordure). Elle est souvent quantifiée par le biais de l'indice de forme et par extension par l'indice de forme moyen pour une série de taches. Au-delà du seul critère d'élongation, des indices de cœurs (*core metrics*) peuvent être appliqués par

érosion des taches suivant une certaine largeur. La taille moyenne des cœurs donne une indication à la fois sur l'échelle spatiale des taches (donnée par leur taille initiale) et sur leur compacité.

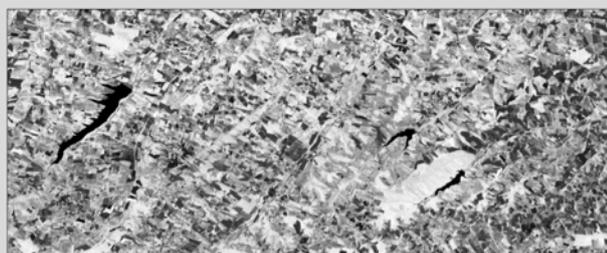
– la rugosité des lisières augmente les échanges possibles avec la matrice, par rapport à des lisières rectilignes. Elle est représentée par la dimension fractale du périmètre des taches, dont le calcul ne peut être effectué que sur un périmètre de longueur minimal. La densité des lisières d'une catégorie de paysage peut servir également à caractériser la rugosité des formes, mais ce descripteur n'est pas fondée sur la notion de tache et renseigne à la fois sur le degré d'interface possible entre les taches et leur environnement et sur la complexité des formes (la densité augmentant en général avec la complexité). À ce titre, la densité des lisières est en partie liée aux caractères morphologiques suivants, qui apparaissent importants d'un point de vue écologique mais ne sont pas associés directement à des mesures simples :

– la convolution, ou présence de dendrites, permet la connexion avec d'autres zones de la matrice et peut augmenter la connectivité vers d'autres taches. Cet aspect n'est pas lié directement à un indice.

– la sectorisation de la forme autorise une meilleure diversité génétique. Comme précédemment, aucun indice n'exprime ce caractère morphologique.

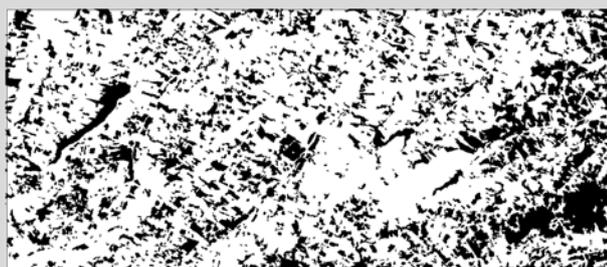
ENCART 1 : une expérience pour illustrer la relation forme des taches - diversité faunistique

A partir d'un indice de végétation (NDVI) calculé sur les canaux d'une image SPOT XS (a), une segmentation d'image par croissance de régions a permis d'identifier les taches boisées, figurées ici en noir (b) (certaines taches correspondent à des plans d'eau, mais elles n'ont pas été intégrées dans la suite de l'analyse)



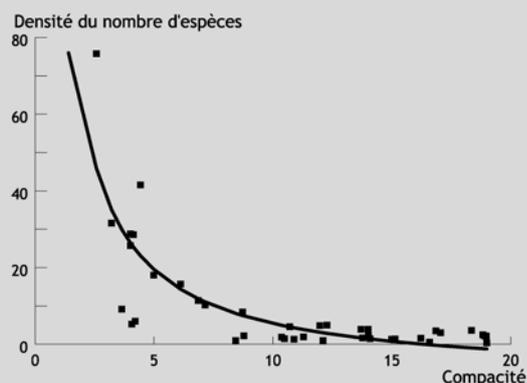
a

Dans 40 de ces taches boisées, des relevés d'espèces d'oiseaux ont été effectués, par une méthode d'écoute normalisée (Indice Ponctuel d'Abondance). Le nombre d'espèces différentes, considéré comme le degré de diversité spécifique, a été rapporté à la surface de chacune de ces taches pour définir une densité du nombre d'espèce.



b

Cette densité a été mise en relation avec la compacité des taches, définie par un indice de compacité dont les valeurs croissent avec le degré d'allongement. La courbe qui en résulte (c) montre que les deux critères sont globalement liés par une relation négative et non linéaire, où la compacité des formes favorise la diversité de l'avifaune. Cette expérience suggère l'importance de l'élongation des taches d'habitat et des surfaces de cœur disponibles.



c

Les données utilisées proviennent de l'équipe de l'INRA-DYNAFOR. Elles apparaissent dans ce mémoire au 1.4.4. (Deconchat et al., 2002 ; Foltête et al., 2002)

La fragmentation

La fragmentation est une notion très utilisée en écologie. Elle correspond au fait que le milieu favorable à une espèce donnée est constitué de taches plus ou moins disjointes les unes des autres. Une forte fragmentation rend l'espèce vulnérable et peut remettre en cause sa présence dans une région, si par exemple la surface des cœurs disponibles ne permet pas d'atteindre la taille limite nécessaire pour rendre la population viable. Pour une catégorie de paysage i sur une surface A , une mesure simple est le calcul de la densité D_i des taches :

$$D_i = \frac{N_i}{A}$$

Concernant des espèces vivant spécifiquement dans les zones internes des taches, la densité des cœurs peut être calculée sur le même principe. Par ailleurs, l'indice de division (Jaeger, 2000) est une mesure de fragmentation qui s'applique à l'ensemble du paysage, toutes catégories confondues.

La connectivité

La connectivité du paysage correspond au degré de relation entre les différentes taches qui représentent le milieu d'habitat d'une espèce donnée. C'est donc une notion qui s'oppose radicalement à celle de la fragmentation. En principe, les corridors sont étroitement liés à cette notion puisqu'ils peuvent jouer un rôle favorable (des haies boisées pour une espèce forestière), ou défavorable (une autoroute). Comme la connectivité est un caractère fondamental vis-à-vis du déplacement des espèces, elle influe largement sur leur capacité à se reproduire (Merriam, 1984 ; Fahrig et Merriam, 1985, Baudry et Merriam, 1988 ; Taylor et al., 1993 ; With et al., 1997). Dans une logique de conservation biologique, de nombreux travaux portent sur le rôle de la connectivité pour le maintien des populations animales (par exemple : Henein et Merriam, 1990 ; La Polla et al., 1993 ; Anderson et Danielson, 1997 ; Clergeau et Burel, 1997 ; Collins et al., 1997 ; Bjørnstad et al., 1998). À un niveau plus global que celui des seules taches d'habitat, Clergeau et Désiré (1999) ont proposé d'élargir la notion de corridor à celle de zone de connexion biologique.

Cependant, si la notion de connectivité est assez facile à définir, sa mesure peut présenter quelques difficultés. L'échelle à laquelle le paysage est décrit est un premier facteur qui peut orienter sur telle ou telle mesure : si par exemple la résolution spatiale ne permet pas de définir les corridors, il sera impossible d'appliquer les méthodes dérivées de la théorie des graphes, où les taches d'habitat constituent les sommets du graphe (Bunn et al., 2000). Au-delà de l'échelle spatiale, la connectivité dépend à la fois de la configuration du paysage et des caractéristiques de déplacement de l'espèce étudiée (vitesse, passage d'un élément d'occupation du sol à un autre, direction des parcours, etc.). C'est pourquoi Merriam (1984) et Baudry et Merriam (1988) distinguent deux formes de connectivité :

– la connectivité structurelle (ou spatiale) : connexions entre les taches ou polygones d'habitat, qui correspond par exemple à une classe d'occupation du sol ;

– la connectivité fonctionnelle (ou biologique) : connexions entre les taches, en tenant compte du déplacement d'une espèce donnée et des caractéristiques de ses mouvements, en interaction avec les structures paysagères.

Burel et Baudry (1999) proposent de mesurer la connectivité structurelle à l'échelle des pixels en comptabilisant le nombre de couples de pixels de la classe d'habitat qui sont adjacents (noté $e_{i,i}$ pour une classe i), dans la même logique des probabilité d'adjacence de Turner et al. (1989a). Pour une classe d'habitat i occupant une surface a_i , ces auteurs calculent l'indice $Q_i = e_{i,i}/2a_i$. Une valeur de Q_i proche de 1 indique une forte connectivité de la classe i indépendante de la surface prise par l'habitat. Toutefois, la valeur maximale de cet indice n'est pas constante et dépend de la configuration des taches, c'est pourquoi He et al. (2000) proposent une alternative avec l'indice d'agrégation noté AI :

$$AI_i = e_{i,i} / \max(e_{i,i})$$

où $\max(e_{i,i})$ correspond à la valeur théorique de nombre d'adjacences dans le cas d'une forme strictement carrée. De par ce calcul, l'indice AI permet de rapporter les connexions entre les pixels à la plus ou moins grande compacité de la tache qu'ils constituent, ce qui permet en principe de minimiser le degré de connectivité d'une tache de forme très irrégulière. D'après les évaluations des auteurs, l'indice AI a un comportement stable en fonction des variations du support de calcul (type de structure, résolution spatiale).

Si on définit le paysage de façon binaire selon les deux classes habitat et non habitat pour une espèce donnée, la connectivité fonctionnelle peut être mesurée globalement. Schumaker (1996) propose ainsi l'indice de cohésion des taches (*Patch Cohesion, PC*), fondé sur les périmètres (p) et les surfaces (a) des k taches de la classe d'habitat :

$$PC = \left(1 - \frac{\sum p}{\sum p\sqrt{a}} \right) \left(1 - \frac{1}{\sqrt{k}} \right)^{-1}$$

Par ailleurs, plusieurs indices sont fondés sur les distances minimales qui séparent les taches d'habitat, d'une bordure à l'autre. Gustafson et Parker (1992, 1994 ; Gustafson, 1998) ont ainsi proposé un indice de proximité (PX) calculé pour une tache d'habitat donnée et basé sur les plus proches distances aux autres taches d'habitat contenues dans un certain rayon d'analyse. Une mesure plus générale consiste à calculer dans une zone donnée la moyenne des distances entre chaque tache d'habitat et sa plus proche voisine (*Mean Nearest Neighbor Distance* : McGarigal et Marks, 1995).

Si les indices de cohésion et de distance permettent de mesurer la connectivité au-delà de la connexion directe entre les taches d'habitat, supposant des déplacements possibles de la part des populations, ils n'en demeurent pas moins des descripteurs déterministes. Une approche plus stochastique de la connectivité fonctionnelle peut être fondée sur la simulation de mouvements. En effet, les simulations simples, où une série d'individus virtuels se déplacent en fonction d'un certain nombre de règles, sont assez souvent utilisées dans le cadre des études sur la dispersion, la percolation ou la connectivité : Gardner et al., 1989 ; Shippers et al., 1996 ; Tischendorf, 1997 ; Brooker et al., 1999, Tischendorf, 2001. Aux règles de déplacement des individus, il faut

associer des mesures de connectivité calculée après une série d'itération du modèle de simulation. Tischendorf et Fahrig (2000) répertorient deux principales approches pour mesurer la connectivité d'une zone : *dispersal success*, ou comptage des immigrants à l'intérieur des taches d'habitat ; *search time*, ou comptage des pas de temps nécessaires au déplacement entre tous les couples de taches d'habitat. Pour revenir à une connectivité mesurée à l'échelle des pixels et non à celle des taches, Tischendorf et Fahrig (2000) proposent la mesure *cell immigration*, qui consiste à dénombrer les cellules d'habitat e_i qui accueillent un « immigrant » au cours de chaque trajet effectué par les k individus :

$$C_i = \sum_k e_i \text{ ou en divisant par le nombre d'individus : } C'_i = \sum_k e_i / k$$

Ce type d'approche permet de mesurer la connectivité fonctionnelle de façon efficace, notamment en permettant une grande adaptabilité des modèles selon le contexte de recherche (capacité de déplacement des individus, configuration du paysage). Cependant, cette souplesse se double d'un problème de reproductibilité des méthodes et de comparabilité des résultats, sachant que chaque auteur construit un modèle spécifique dans lequel toutes les phases de calculs ne sont pas explicitées (Turchin, 1998). Il ne s'agit donc pas à proprement parler d'indice ou de descripteur « simple » au sens d'une mesure établie seulement sur les éléments paysagers, mais plutôt de résultats de simulation nécessitant initialement un certain nombre d'hypothèses.

1.2.3. Sélection et interprétation des indices paysagers

De nombreux travaux ont porté sur la comparaison des indices paysagers, dans différentes directions : 1) la sensibilité des indices à l'échelle spatiale d'analyse, qui se place dans le cadre du « Modifiable Areal Unit Problem » (MAUP) (Opensham, 1984 ; Goodchild et Proctor, 1997) ; 2) la redondance et la complémentarité des indices (Riitters et al., 1995) ; 3) la capacité des indices à traduire des processus écologiques (With et Crist, 1995).

Composition paysagère et redondance des indices

Dans le cadre particulier de structures paysagères analysées au niveau des unités d'un découpage spatial, nous avons mené une expérience qui concerne particulièrement la deuxième direction citée plus haut (Foltête, 1999). Une comparaison des relations de redondance et de complémentarité a été menée sur des données d'occupation du sol (représentée par Corine Land Cover) au sein des communes franc-comtoises. Cette comparaison, qui ne portait pas sur l'ensemble des indices utilisés en écologie, a néanmoins permis d'expérimenter les rapports mutuels entretenus par plusieurs types de mesures : fréquences relatives, indices de diversité, indices de forme ainsi que des indices texturaux destinés en principe à la reconnaissance des formes (cooccurrences et isosegments). Le premier constat, rejoignant les études de Riitters et al. (1995), Hargis et al. (1998), Giles et Trani (1999), est celui d'une grande redondance. Pour

différencier les « paysages communaux », les groupes d'indices sont ainsi liés par de fortes corrélations (ou une forte inertie factorielle commune dans les cas multiples). Par ailleurs, certaines parties de cette étude ont permis de souligner le rôle primordial joué par les fréquences relatives, c'est-à-dire par la simple composition. L'intérêt des autres indices s'est avéré significatif surtout dans les cas où l'analyse a porté sur une série d'unités spatiales de composition assez proche. Il est donc difficile d'attribuer a priori une hiérarchie informationnelle entre les différentes formes de description du paysage, celle-ci dépendant au départ de la configuration des paysages de l'espace géographique étudié. Dans une zone faisant état de compositions fort différentes, comme c'est le cas en Franche-Comté entre par exemple certaines plaines de céréaliculture (le Finage) et des plateaux partagés entre prairies et résineux (le Haut-Doubs), l'utilisation de critères de forme des taches n'est pas pertinente puisque ces critères ne peuvent pas s'appliquer de façon uniforme. Un descripteur global tel que la compacité pourra par exemple être calculé dans toutes les zones, mais s'appliquant à différentes compositions, il ne pourra s'interpréter sans ambiguïté : on ne saura si la différence obtenue est redevable à la forme ou à la composition. De façon plus radicale, un descripteur de forme décrivant une catégorie paysagère unique ne pourra être calculé dans les zones où cette catégorie est absente.

Dans le contexte des travaux de Tolle (2006) sur l'échinococcose alvéolaire à l'échelle de l'espace français, le principe de « priorité » des surfaces relatives sur tout autre indice a été suivi. Pour ne pas faire la confusion entre les oppositions régionales dues aux variations climatiques, topographiques et agronomiques, et les oppositions structurelles plus locales et éventuellement dues à des facteurs pouvant jouer sur la diffusion des vecteur de cette maladie, le territoire français a fait l'objet d'une première partition en fonction de la composition paysagère (Tolle et al., 2006). Les indices de configuration spatiale sont d'autant moins pertinents dans cette démarche que le niveau d'analyse ne correspond pas à l'échelle spatiale des phénomènes sous-jacents, qui se rapportent principalement à l'habitat et à l'alimentation du renard. Dans ce cas, l'utilisation des fréquences relatives est un préalable pour déterminer des zones de composition homogènes, dans lesquelles d'autres indices seront pertinents.

Simple variables ou critères écologiquement pertinents ?

Si globalement des redondances apparaissent sur le plan de l'information statistique apportée par les indices paysagers, il est par ailleurs fondamental de tenir compte de leur signification écologique. En effet, Tischendorf (2001) et Li et Wu (2004) notent que bien souvent, les nombreux indices disponibles sont utilisés comme autant de variables statistiques sans faire référence à des hypothèses préalables : « *Rather than 'plugging' all available landscape indices [...] into statistical analysis, we need to propose hypothetical relationships followed by statistical tests. That means to select those landscape indices, which are likely to be relevant to the ecological process in question* » (Tischendorf, 2001). De même : « *The validity of landscape analysis will increase if indices are selected according to their ecological relevance rather than the convenience of computer programs* » (Li et Wu, 2004).

Même si une place doit être ménagée à une certaine part d'exploration scientifique, il est délicat de considérer les indices comme de simples formules mathématiques permettant de multiplier les variables explicatives, pour chercher dans un second temps à interpréter le sens de celles qui sont sélectionnées à l'issue des tests statistiques. Au contraire, la sélection des indices paysagers doit en principe adopter l'ordre suivant : 1) quels processus supposer dans le modèle, suivant le dire d'expert ? 2) quels indices pour représenter ces processus ? Ce cheminement a été suivi par exemple dans une contribution à propos de la relation entre dynamiques des populations de campagnols et contexte paysager (Morilhat et al., 2007). Dans ce travail portant sur les plateaux jurassiens partagés entre prairies et forêts, les facteurs écologiques supposés influencer la dynamique démographique étaient simplement l'habitat (et la ressource) des campagnols et la vulnérabilité de cet habitat vis-à-vis des prédateurs nichant en milieu boisé :

– la ressource a été représentée à la fois par la fréquence relative des surfaces herbacées (quantité « statistique » de la ressource), la surface moyenne des taches herbacées (structuration des taches d'habitat) et la densité des taches herbacées (fragmentation du milieu herbacé).

– la vulnérabilité a été représentée par la densité des taches boisées par rapport à la surface herbacée (forte emprise des taches boisées sur la matrice prairiale) et par la densité des contacts entre catégories herbacée et boisée (niveau de contacts entre les deux milieux).

Cette illustration d'une sélection d'indices paysagers appelle quelques commentaires. D'abord parmi ceux qui décrivent la ressource, la surface moyenne et la densité des taches herbacées sont deux indicateurs a priori redondants, puisqu'une plus forte densité de taches implique en général une diminution de la surface moyenne (leur corrélation est donc négative). Le choix de garder les deux s'explique ici parce que chacun exprime une partie seulement de la configuration spatiale des prairies. Par ailleurs, les variables exprimant la vulnérabilité sont issues d'une adaptation de descripteurs classiques au cas particulier rencontré. En effet, la densité des taches boisées est un critère général dont l'interprétation devient délicate si on se place dans le cadre d'un habitat prairial ; ce critère prend une signification beaucoup plus pertinente si on calcule cette densité par rapport à la surface d'habitat, c'est-à-dire relativement au milieu analysé. Le même type d'adaptation est appliqué au second descripteur de vulnérabilité des surfaces herbacées. Ces adaptations reflètent la volonté de représenter certains facteurs ou processus via le paysage de la façon la moins ambiguë possible, quitte à sortir du cadre des indices les plus classiques. Nous retrouvons là un des points de perspective proposé par Tischendorf (2001) pour une meilleure utilisation des descripteurs en écologie.

Il est probable que les dérives d'utilisation des indices paysagers mentionnées plus haut soient encouragées par la disponibilité des programmes informatiques qui permettent leur calcul. Mais ces facilités offertes n'expliquent pas tous les cas de mauvaise utilisation des indices d'écologie du paysage, qui sont aussi « victimes » de leur succès : dans d'autres disciplines concernées par les structures spatiales, ces indices sont utilisés pour leur capacité descriptive (par exemple en économie : Geoghegan et al., 1999 ; Acharya et Bennet, 2001), mais sans faire référence explicitement à leur relation fondamentale avec certains processus écologiques. L'expression émergente de « métrique spatiale » est à cet égard significative d'une généralisation de ce type de mesure (Herold et al., 2003 ; 2005). Il est vrai que certains indices

ne sont pas spécifiquement liés à ces processus et qu'ils peuvent prendre une signification pertinente dans d'autres contextes. Dans une étude des relations entre fréquentation piétonnière et structure de l'occupation du sol (Genre-Grandpierre et Foltête, 2003), nous avons ainsi utilisé une série d'indices sélectionnés selon leur aptitude à décrire un aspect de la morphologie urbaine. Par exemple, en remplaçant l'expression de tache d'habitat par le terme de bâtiment, les calculs d'indice de forme, taille moyenne, densité, etc. peuvent être utilisés pour différencier l'allongement moyen des bâtiments, leur surface, leur densité (cf. 3.1.1.).

L'ensemble des constats établis à propos des relations entre indices et de leur sélection, d'un simple point de vue informationnel, est à compléter par une prise en compte du cadre spatial dans lequel les calculs sont effectués. Cette question est abordée dans la partie suivante.

1.2.4. Calcul des indices : découpage versus voisinage

La description des éléments paysagers s'applique par définition à des surfaces, qui constituent le support de calcul. Comme plusieurs contextes d'analyse sont possibles, les supports sont également variables. Les concepteurs du logiciel Fragstat (McGarigal et Marks, 1995) proposent ainsi des calculs soit sur une zone entière, soit dans le voisinage de chaque pixel d'une image (comme dans Dillworth et al., 1994). Dans un contexte plus large, nous pouvons lister les 4 cas suivants, pour lesquels on veut décrire le paysage (figure 13) : 1) d'une zone entière ; 2) d'une série de placettes ou de zones de taille réduite qu'on peut assimiler à des points ; 3) de tous les points (ou cellules) de l'espace étudié, à l'échelle de l'image numérique utilisée ; 4) des unités d'un découpage spatial, soit régulier (carroyage par exemple), soit irrégulier (maillage administratif, découpage par tessellation).

Le cas 1 ne pose pas de problème spécifique, mais il n'est pas adapté à la description d'une série importante d'unités spatiales, alors que la répétition des unités est le plus souvent la condition nécessaire pour la mise en place de modèles mathématiques ou statistiques. Les cas 2 et 3 sont apparentés puisqu'ils concernent la description du paysage d'un même objet (le point), mais ils diffèrent pour plusieurs raisons. En premier lieu, un nombre restreint de points à décrire limite les éventuels problèmes de chevauchement de voisinage. En second lieu, si le nombre de points reste assez peu important (quelques milliers au maximum), l'archivage des valeurs de chaque indice peut être effectué sous la forme d'un simple tableau ; si le nombre de points est important et a fortiori si tous les points de l'image sont à décrire, les valeurs doivent être archivées dans une image, ce qui pose de nouveaux problèmes d'ordre technique pour lesquels les outils informatiques existants ne donnent pas toujours le choix à l'utilisateur : faut-il créer des images numériques codées de façon à pouvoir enregistrer des valeurs réelles (mais il en résulte une certaine lourdeur informatique) ou au contraire faut-il transposer les valeurs obtenues sur une échelle compatible avec les couches matricielles classiques codées sur 1 octet par pixel ? Ajoutons à cela la lourdeur des calculs nécessaire au traitement de tous les pixels d'une image : le cas 2 est donc largement avantageux pour toutes les raisons précédentes, sauf si l'objectif est d'obtenir la distribution spatiale exhaustive d'un descripteur donné, par exemple

dans le cadre d'une cartographie du risque modélisé à partir du paysage. Enfin le cas 4 n'est pas souvent envisagé dans les applications écologiques, parce l'utilisation de découpages spatiaux est naturellement moins fréquente qu'en géographie ; cependant, il se peut que certaines données écologiques soient acquises au niveau d'un découpage comme c'est le cas pour certaines données sur les campagnols terrestres (Duhamel et al., 2000).

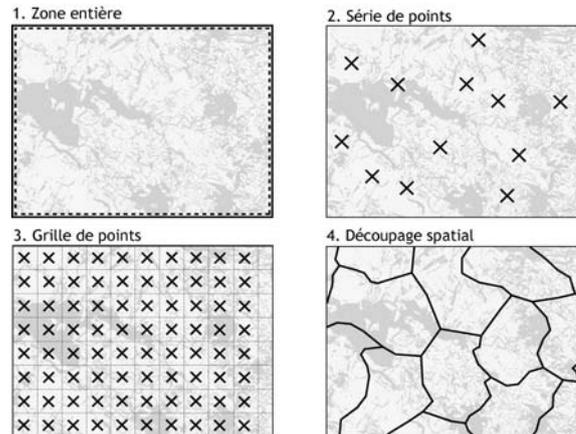


Figure 13. Plusieurs cas de description paysagère d'unités spatiales

Le paysage de la même zone peut être décrit de plusieurs façons différentes, à partir du même calcul. La zone entière (a) ou des sous-zones formant un découpage spatial (d) peuvent servir de support de calcul. Plus couramment en écologie, il s'agit de caractériser le paysage autour d'unités ponctuelles, comme les cas b et c, qui se distinguent par l'aspect partiel ou systématique de l'échantillonnage spatial.

Mis à part le cas 1, qui ne conduit pas à des modélisations ou analyses statistiques, une différence fondamentale oppose le cas 4 (unités spatiales d'un découpage) d'une part et les cas 2 et 3 (voisinage de points) d'autre part. Pour les premiers, la description des éléments paysagers est réalisée à l'intérieur d'une surface déterminée a priori, et chaque portion de l'espace étudié s'inscrit de façon exclusive dans le paysage d'une unité spatiale. Pour les seconds, l'opérateur doit effectuer le choix d'un voisinage à mettre en œuvre à partir de chaque point, et par un effet de chevauchement, certaines portions de l'espace vont éventuellement intervenir dans la description de plusieurs voisinages. Ces deux cas de figure seront successivement abordés dans les parties suivantes.

Conclusion de la section 1.2.

Les descripteurs paysagers utilisés en écologie

La multiplicité des façons de décrire les structures paysagères combinée aux différents supports de calculs offre un champ de possibilités très large, où il est facile de se perdre ! À l'heure des bilans sur les usages et les abus des indices paysagers, facilités par la présence de nombreux outils informatiques, il convient de revenir sur les objectifs à atteindre avant d'introduire ces indices dans des modèles mathématiques ou statistiques. Dans le point suivant, nous abordons la caractérisation du paysage dans le cas particulier d'un découpage spatial, rencontré couramment en géographie et quelquefois en écologie.

1.3. Description du paysage dans un découpage spatial

Le découpage spatial ou maillage correspond à une partition exhaustive de l'espace étudié en zones distinctes. Son utilisation est nettement plus courante en géographie et dans les autres disciplines traitant des sociétés humaines qu'en écologie, puisque la gouvernance spatiale s'appuie directement sur des maillages administratifs. Toutefois, les découpages réguliers comme les carroyages ou quadrats et les découpages issus d'une tessellation appliquée à des points sont rencontrés dans de nombreuses thématiques différentes. Les découpages administratifs sont même quelquefois utilisés pour le recueil de certaines données environnementales, alors qu'ils n'ont a priori pas de pertinence écologique. C'est par exemple le cas pour les données qui décrivent les pullulations de campagnols terrestres à l'échelle régionale en Franche-Comté.

1.3.1. Avantages et inconvénients du découpage spatial pour décrire le paysage

Le découpage spatial permet d'analyser l'espace comme une série d'unités discrètes. À ce titre, il offre l'avantage d'éviter toute ambiguïté entre l'intérieur et l'extérieur des unités. En conséquence, toute portion d'espace contribue uniquement à la description paysagère de l'unité dans laquelle elle se situe, ce qui n'est pas nécessairement le cas de l'analyse par voisinage. D'autre part, les phénomènes écologiques qu'on cherche à relier aux données paysagères s'inscrivent dans une dimension surfacique, il y a donc une bonne adéquation entre une acquisition de données écologiques ou environnementales sur une série d'unités (points, placettes, transects...) et une gestion de ces données dans les mailles d'un découpage. Cet avantage, mentionné par White et al. (1992), se double de la possibilité de suivre temporellement des données (sans recourir forcément aux mêmes unités d'observation élémentaires) et de les inclure facilement dans un système hiérarchisé. Dans la perspective d'étudier les relations entre propagation de populations et structures paysagères, le découpage spatial offre l'avantage de fixer des limites, certes écologiquement arbitraires, mais qui se prêtent bien à l'instrumentation de la notion de connectivité paysagère.

Cependant, l'utilisation du découpage spatial pour la description paysagère comporte plusieurs inconvénients. Si les zones qui constituent le découpage sont de forme et de surface régulière, comme par exemple celles d'un carroyage, l'utilisation des indices paysagers ne pose pas de problème supplémentaire au problème des bordures évoqué plus haut. En revanche, l'irrégularité des zones peut amener à limiter la pertinence de ces indices et à perturber leur interprétation. Il est par exemple reconnu que leur disparité de forme et de contenu entraîne de nombreuses conséquences, notamment des effets de taille qui ne sont pas forcément supprimés

par le calcul de variables relatives (Charre, 1995). Ce biais n'est pas simplement statistique, il est aussi la conséquence de l'incapacité de certains indices à produire des valeurs comparables si les surfaces de calcul sont différentes. Ainsi dans la comparaison d'une série d'indices calculés dans des communes (Foltête, 1999), certains indices n'ont pas pu être appliqués sur les surfaces communales elles-mêmes parce qu'ils étaient directement liés à ces surfaces. En effet, les indices dérivés des isosegments utilisés en traitement d'image (Galloway, 1975 ; Cocquerez et Philipp, 1995 : 20), qui permettent de mesurer les longueurs des plages, vont par exemple avoir un comportement spécifique en fonction de la taille des surfaces de calcul.

1.3.2. Connectivité paysagère entre les unités d'un découpage spatial

La connectivité paysagère est un caractère lié à la fois aux structures paysagères et aux capacités de mouvements des espèces. Dans le cas d'analyses réalisées à l'échelle des unités spatiales d'un découpage, comme dans une partie des recherches sur la propagation des campagnols terrestres, la mesure de la connectivité doit permettre d'estimer le degré de passage probable entre les unités voisines. Or, la plupart des méthodes de mesures (voir le recensement présenté au 1.2.1.) s'appliquent le plus souvent au cas d'une zone prise isolément dans laquelle la connectivité est mesurée globalement. C'est pourquoi nous avons proposé une réflexion et un ensemble de tests pour évaluer les méthodes aptes à mesurer la connectivité dans le cadre d'un découpage spatial (Foltête, 2004a).

Sélection des indices paysagers

En reprenant les différents indices classiquement utilisés pour mesurer la connectivité, la première démarche a été d'étudier leur adaptation au cas d'un couple d'unités spatiales adjacentes (identifiées par u_1 et u_2). Pour la connectivité structurelle, le comptage des pixels adjacents et l'indice d'agrégation qui en est dérivé peuvent être utilisés, en sélectionnant les couples de pixels concernés par la jonction spatiale entre u_1 et u_2 (figure 14). Ces mesures sont symétriques pour les deux unités.

En ce qui concerne la connectivité fonctionnelle, les indices fondés directement sur la géométrie des taches (indice de cohésion, indices de distance) ne peuvent s'adapter au cas présent sans présenter certaines ambiguïtés. L'indice de cohésion des taches (PC) s'applique à une zone unique ; en l'appliquant sur les seuls polygones communs aux unités u_1 et u_2 , la part d'habitat potentiel non connectée ne participe pas au calcul, si bien qu'un tel indice ne permet pas de mesurer un véritable lien de connectivité entre deux unités. Appliqué éventuellement à la sous-région formée par ces unités, le résultat pourrait être faussé par la représentation d'une seule de ces unités (figure 15a). En effet, l'exemple présenté illustre une connectivité quasi-nulle entre u_1 et u_2 , alors que l'indice PC calculé sur l'ensemble donnerait une valeur significative (avec un voisinage en 8 connexités, $PC = 0,78$).

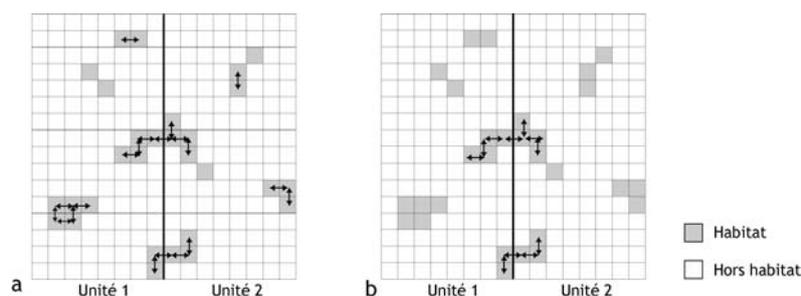


Figure 14. Adaptation du comptage des paires de pixels d'habitat adjacents.

À gauche (a), les doubles flèches représentent le comptage classique des pixels adjacents en 4-connextité ; à droite (b), le comptage est effectué sur les groupes de pixels reliant les deux unités.

Par ailleurs, l'application de l'indice MNND (*Mean Nearest Neighbor Distance*, McGarigal et Marks, 1995) à un couple d'unités spatiales présente aussi une difficulté. En effet, pour mesurer les distances moyennes entre les taches de deux unités spatiales voisines, la prise en compte de la plus proche voisine de chaque tache est délicate, puisqu'un couple peut alors se trouver soit dans la même unité et participer à sa connectivité interne, soit dans une unité différente et contribuer au lien de connectivité entre les unités (figure 15b).

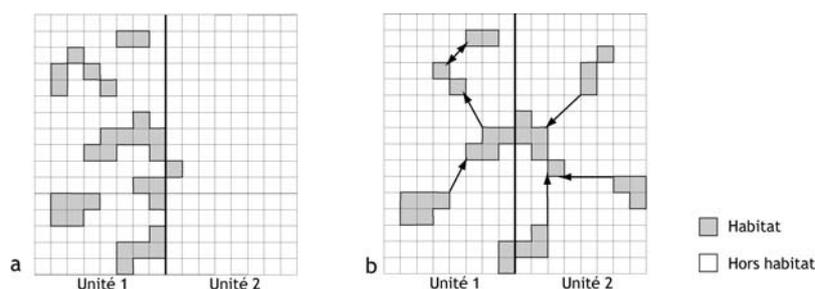


Figure 15. Limites des indices de cohésion et de distance pour mesurer la connectivité entre deux unités adjacentes.

Dans le cas a, l'indice de cohésion peut donner une estimation assez bonne de la connectivité, qui n'est en réalité redevable qu'à l'unité u1, la connectivité inter-unité étant quasi nulle. Dans le cas b, les flèches indiquent les plus courtes distances inter-taches mais ne sont pas adaptées à l'estimation de la connectivité inter-unité.

Ces limites conduisent à préférer l'approche par simulation de mouvement pour caractériser la connectivité fonctionnelle. À partir de données paysagères matricielles, les simulations de mouvement ont initialement été produites en adaptant la forme des mouvements au cadre matriciel : en effet, dans les travaux de Gardner et al. (1989), Shippers et al. (1996), Brooker et al. (1999), Gardner et Gustafson (2003), les individus se déplacent d'un pixel à l'autre suivant un voisinage en 4-connextité. Ce type de simulation comporte plusieurs défauts et selon Tischendorf (1997), il est inadéquat pour rendre compte de mouvements avec des règles angulaires précises. Tischendorf (2001) propose un compromis intéressant : sur l'image numérique, les mouvements sont simulés en mode vectoriel (à une échelle plus fine que la résolution de l'image), ce qui autorise une plus grande souplesse des longueurs et des angles de déplacement.

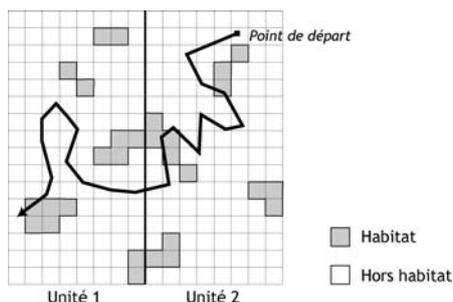


Figure 16. Exemple de trajet simulé au départ de l'unité b.

Dans une zone comportant deux unités spatiales adjacentes et décrites par un paysage binaire, un individu virtuel est représenté : depuis son point de départ, il accomplit une série de pas de déplacements de longueur et d'orientation diverses, dont les caractères sont à la fois stochastiques et définis par un profil général d'individu. La connectivité entre les unités 1 et 2 est mesurée en comptant la proportion d'individu capable de partir de l'unité 1 et d'atteindre l'unité 2. Cette forme de connectivité n'est pas symétrique.

Une fois les règles de simulation définies, leur application pour mesurer la connectivité entre des couples d'unités spatiales ne pose pas de problème particulier. Au lieu d'effectuer une seule phase de simulation, chaque unité spatiale est prise tour à tour comme lieu de départ des individus (figure 16). Chaque individu se déplace durant un nombre donné d'itérations et « colonise » éventuellement des pixels d'habitat des unités voisines, ce qui permet de calculer les indices *Cell Immigration* (C_i et C'_i) entre chaque couple d'unités.

Choix des règles de simulation de mouvement

De nombreux choix sont à effectuer pour mettre en œuvre un simulateur de mouvements individuels. En premier lieu, nous proposons de baser le nombre d'individus virtuels à produire sur un rapport de proportionnalité avec la surface d'habitat disponible dans chaque unité spatiale. Ensuite, les paramètres de mouvement les plus importants sont 1) la longueur des mouvements, 2) l'angle d'autocorrélation des mouvements, 3) la probabilité de passage d'une catégorie de paysage à une autre. D'autres règles sont aussi à définir, notamment des règles démographiques (durée de vie, mortalité), mais elles n'ont pas d'incidence directe sur le mouvement simulé.

Le choix de l'angle d'autocorrélation directionnelle permet de simuler des trajets plus ou moins réalistes en fonction des espèces. À titre illustratif, nous avons testé deux simulations de 500 individus à partir d'une unité spatiale, l'une avec comme autocorrélation angulaire l'une de 90° , l'autre de 45° (figure 17). Cet exemple montre que la faible autocorrélation rend les individus plus sédentaires ; au contraire, la forte autocorrélation contribue à une plus grande dispersion à partir de l'unité centrale. La longueur maximale d'un pas de déplacement est aussi un paramètre qui joue sur la portée moyenne des mouvements. Cette longueur est trop grande si elle conduit à simuler des trajets où un individu peut « sauter » par-dessus un élément inhospitalier. Globalement, les études recensées par Tischendorf et Fahrig (2000) ont conduit ces auteurs à autoriser des mouvements plus grands et de plus forte autocorrélation quand un individu se trouve hors de son habitat. Les probabilités de passage permettent de définir le degré de spécialisation de l'espèce simulée, en terme d'utilisation de l'espace.

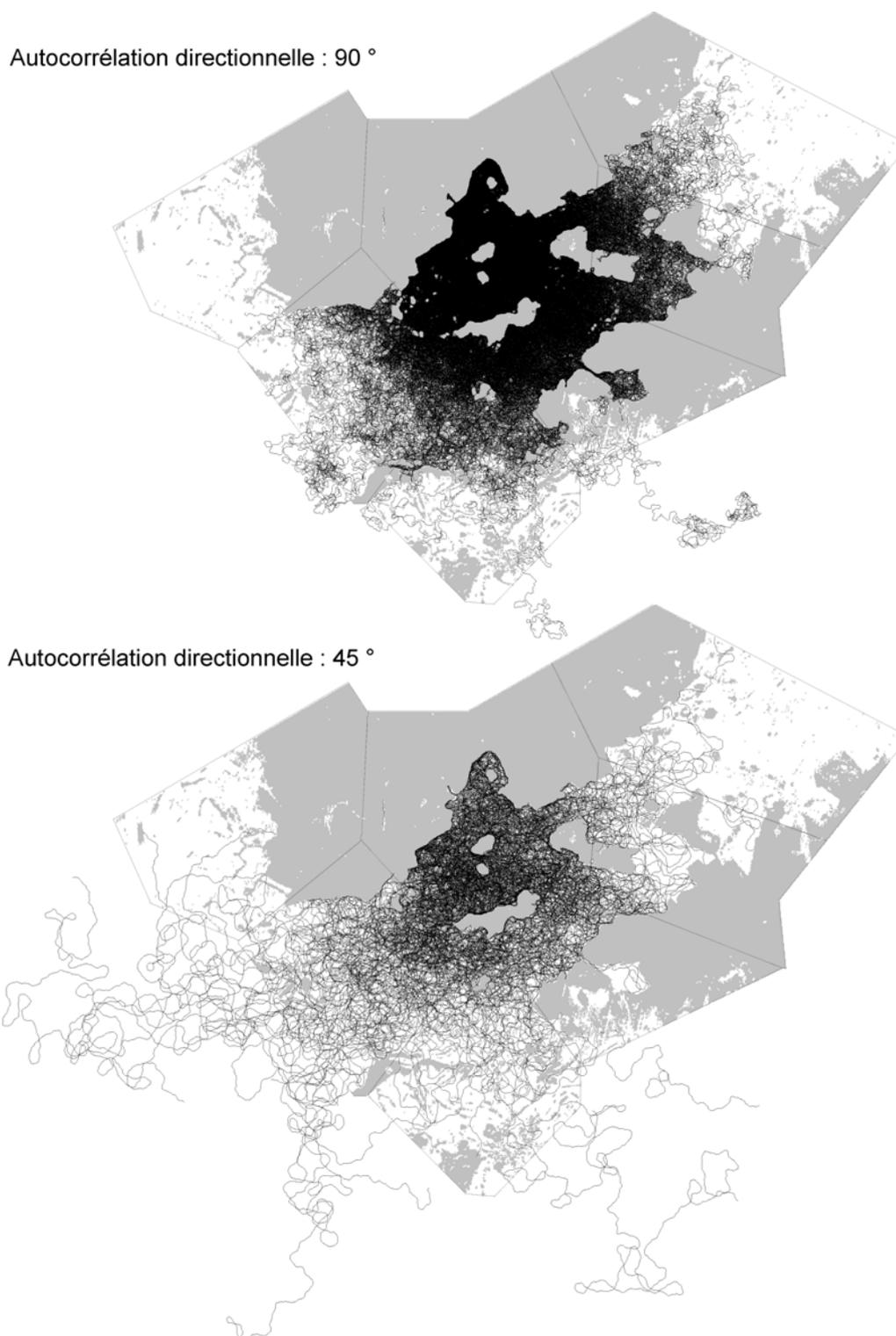


Figure 17. Parcours simulés depuis l'unité centrale, en fonction de l'autocorrélation directionnelle.

Une série de 500 individus virtuels sont placés au départ de l'unité spatiale située au centre de la zone. Leur localisation initiale est aléatoire au sein de la catégorie d'habitat représentée en blanc. Ils accomplissent ensuite 5000 pas de mouvement de longueur uniforme et avec pour seules règles leur maintien dans la catégorie d'habitat et une certaine autocorrélation directionnelle. En haut, cette autocorrélation est assez faible (les segments de mouvements peuvent varier d'orientation jusqu'à 90° entre deux pas), ce qui rend les individus moins mobiles ; en bas au contraire, l'autocorrélation de 45° contraint à une certaine rigidité des déplacements, qui exacerbe davantage les disparités de connectivité entre l'unité de départ et les unités voisines.

Application et comparaison des indices de connectivité

La comparaison porte sur les données du terrain expérimental du plateau de Nozeroy. À partir des points de relevés démographiques, un maillage de Voronoï (Arnaud et Emery, 2000) a été constitué par tessellation. Parallèlement, une classification de l'image IRS à 7 m de résolution spatiale a permis de disposer d'une carte matricielle du paysage en 3 classes : herbacé, boisé et sols nus. Les indices sélectionnés ont été calculés entre toutes les unités adjacentes.

Les résultats de connectivité structurelle sont présentés dans la figure 18. Globalement, le fait que les liens de connectivité soient plus forts avec la strate herbacée est normal puisque cette classe constitue ici la matrice paysagère. Le comptage de pixels adjacents (ou connectivité « brute ») et l'indice *AI* (ou connectivité « relative ») ne présentent pas la même distribution statistique. En effet, le comptage de pixels adjacents montre des valeurs de liens plus différenciées, alors que la connectivité évaluée par l'indice *AI* apparaît plus uniforme, en dehors des relations de très faible connectivité pour lesquelles les deux mesures sont plus semblables.

Profil	Habitat	Paramètre	Classe de paysage		
			Strate herbacée	Strate boisée	Sols nus
Rongeur 1	Strate herbacée	Longueur maxi d'un pas (m)	56	56	56
		Angle maxi (°)	90	90	90
		Passage vers la strate herbacée	1	1	1
		Passage vers la strate boisée	0	0	0
		Passage vers les sols nus	0	0	0
Rongeur 2	Strate herbacée	Longueur maxi d'un pas (m)	28	56	112
		Angle maxi (°)	180	90	45
		Passage vers la strate herbacée	1	1	1
		Passage vers la strate boisée	0,25	1	0,25
		Passage vers les sols nus	0,1	0,1	1
Prédateur 1	Strate boisée	Longueur maxi d'un pas (m)	50	25	100
		Angle maxi (°)	90	180	45
		Passage vers la strate herbacée	1	0,25	0,50
		Passage vers la strate boisée	1	1	1
		Passage vers les sols nus	0,10	0,10	1
Prédateur 2	Strate boisée	Longueur maxi d'un pas (m)	280	28	500
		Angle maxi (°)	90	180	45
		Passage vers la strate herbacée	1	0,5	0,5
		Passage vers la strate boisée	1	1	1
		Passage vers les sols nus	0,1	0,1	1

Tableau 1. Paramètres de plusieurs profils d'individus simulés.

La mise en œuvre des simulations de mouvement pour mesurer la connectivité fonctionnelle a été précédée de plusieurs tests, notamment pour déterminer le seuil d'effectif à simuler à partir duquel les résultats se stabilisent. Ce seuil est d'environ 1000 individus par unité. Ensuite plusieurs profils individuels ont été déterminés, suivant le tableau 1. En fonction du contexte de recherche sur les campagnols terrestres, ces profils sont qualifiés de « rongeurs » et de « prédateurs » quand les individus habitent respectivement en milieu herbacé ou forestier. Les rongeurs peuvent être limités strictement à la catégorie herbacée (rongeur 1) ou autorisés pour partie à se déplacer dans d'autres catégories (rongeur 2). De même, les prédateurs se déplacent avec plus ou moins de facilité hors de leur habitat.

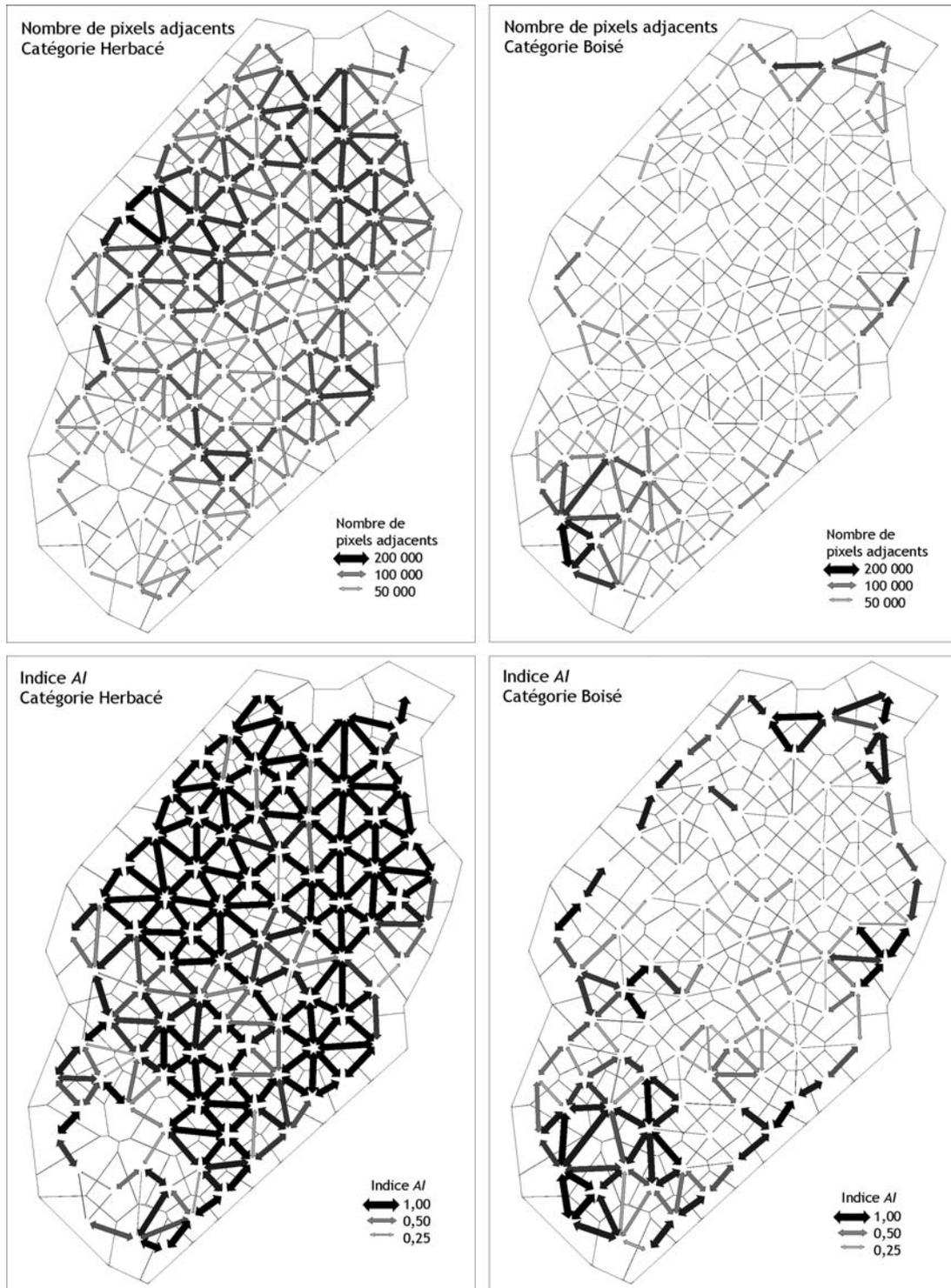


Figure 18. Cartes des liens de connectivité structurelle entre les unités spatiales du plateau de Nozeroy

Les liens de connectivité structurelle sont mesurés entre tous les couples d'unités voisines. Les deux catégories traitées constituent la majeure partie de la composition d'occupation du sol, c'est pourquoi les cartes présentent deux à deux des distributions inversées. La connectivité de la catégorie herbacé est nettement plus forte que celle de la catégorie boisé, ce qui est la conséquence de la dominante prairiale du plateau de Nozeroy. Dans cette matrice herbacée, les liens de connectivité sont plus forts à l'ouest et au nord, au contraire des liens entre zones boisées. L'indice AI s'avère moins discriminant des différentes zones du plateau, surtout en ce qui concerne la catégorie herbe.

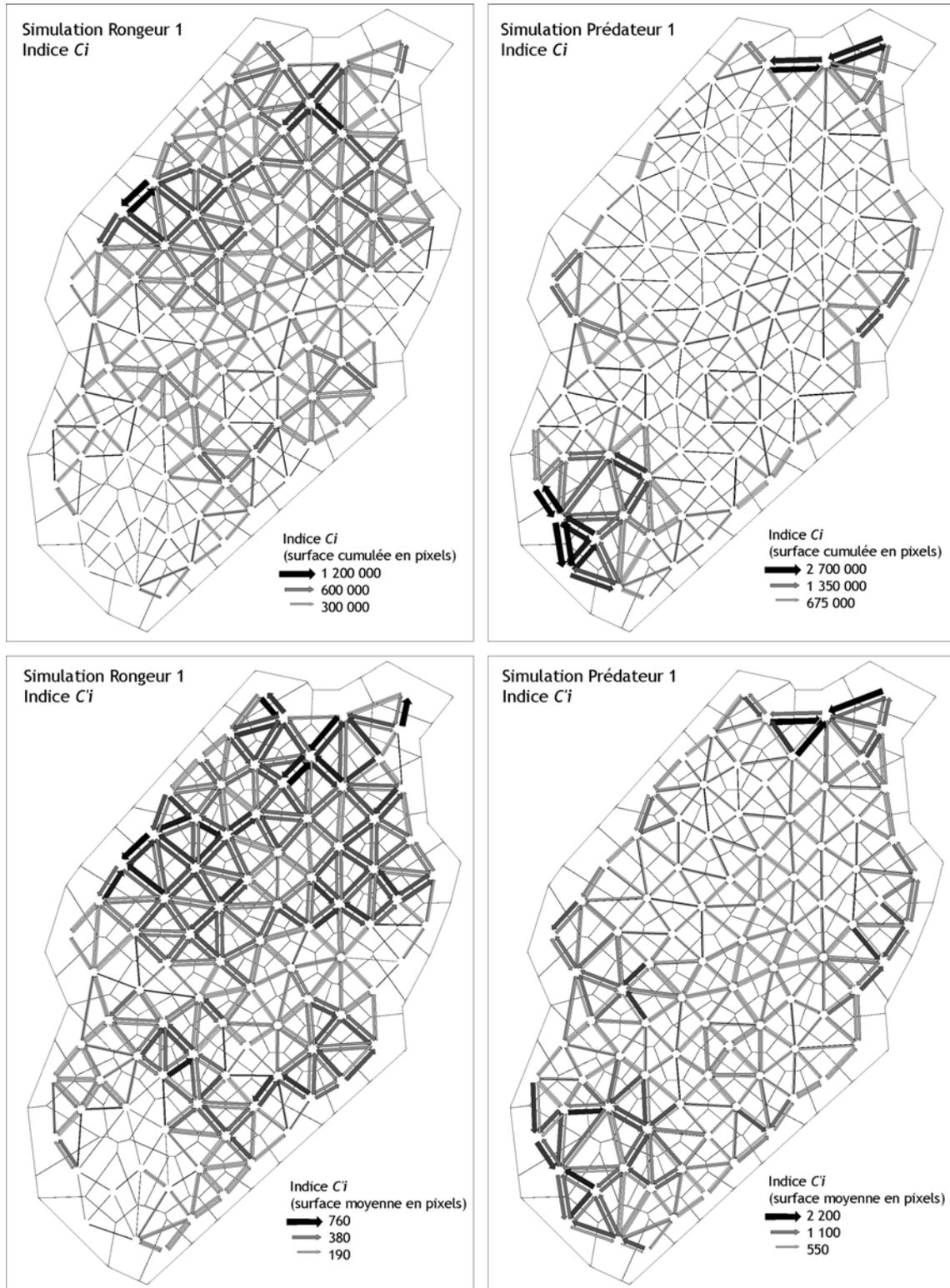


Figure 19. Cartes des liens de connectivité par simulation de mouvements

À partir de chaque unité spatiale, les déplacements de 1000 individus ont été simulés à partir des profils définis dans le tableau 1. Bien que les valeurs des indices résultant de ces simulations ne soient pas nécessairement symétriques, les résultats montrent que globalement, une assez bonne symétrie des liens est présente. Concernant le milieu herbacé, l'utilisation du profil Rongeur 1 montre une opposition nette entre les parties nord et sud du plateau. Les résultats obtenus pour le milieu boisé (profil Prédateur 1) sont plus proches de ceux qui sont issus des calculs de la connectivité structurelle.

D'après les résultats obtenus, ces différences entre les profils ont une incidence directe sur les valeurs absolues des mesures de connectivité, mais globalement, elles ne perturbent pas les rangs établis entre tous les liens de connectivité. Sans mettre en relation les mesures de connectivité avec des données de flux, il est toutefois délicat de déterminer un profil « optimal » pour représenter une espèce réelle.

Les cartes de la figure 19 montrent les résultats issus des simulations à partir des profils rongeur 1 et prédateur 1. Dans les deux cas, la distribution générale de ces cartes rappelle celle des mesures de connectivité structurelle de classes herbacé et boisé (figure 18). Pour les rongeurs, le nord et l'ouest du plateau présentent une forte connectivité par rapport au sud, contraste du à l'opposition entre structures en openfield et en bocage. Pour les prédateurs, seules les marges de la zone occasionnent de fortes valeurs. Globalement, la symétrie de l'indice C_i est plus grande que celle de l'indice C'_i , pour lequel un sens privilégié apparaît quelquefois entre deux unités spatiales.

Conclusion de la section 1.3.

Description du paysage dans un découpage spatial

L'analyse par découpage spatial n'est a priori pas la plus logique en écologie, elle occasionne en outre certaines difficultés de description quand les unités spatiales sont de forme et de taille différentes. Toutefois, les découpages spatiaux se prêtent bien aux mesures de la connectivité paysagère, par le fait que les unités sont séparées par une frontière. Sur cet espace discret, il est donc possible de procéder à des estimations de flux théoriques, l'approche la plus stimulante étant la simulation de mouvements.

Cependant, dans bien des cas, l'analyse écologique porte sur une série de zones de très faible surface, assimilées à des points. La description du paysage associée à ces points nécessite alors la définition d'un voisinage et par là même d'une certaine échelle spatiale. Cette piste méthodologique est explorée au cours du point suivant.

1.4. Le paysage dans le voisinage spatial : jeux d'échelle et analyses radiales

Le paysage visible, cet assemblage d'éléments qui se réorganise à chaque fois qu'on porte le regard sur une portion d'espace, comporte plusieurs échelles, par la succession des plans de vue qui modifie à la fois le niveau de détail des éléments et leur extension dans le champ visuel. Ces échelles, d'une certaine façon, sont données comme un caractère géométrique a priori, conséquence à la fois de la disposition des éléments dans l'espace et du point d'observation du paysage. Le paysage vu du dessus, c'est-à-dire l'agencement des éléments projetés sur un plan cartographique, n'a pas d'échelle a priori. Vu depuis un point d'observation unique, il est initialement représenté à l'échelle du capteur qui enregistre la portion d'espace. C'est ensuite l'utilisateur des données paysagères qui fixe lui-même les autres paramètres d'échelle spatiale, notamment en définissant la fenêtre de voisinage qui sera le support de calcul des descripteurs. La phase de description du paysage peut donc être l'occasion de choisir, explorer, comparer différents niveaux d'échelle.

1.4.1. Les échelles du paysage

Un constat préalable s'impose : si le paysage est soumis à de multiples facteurs et contraintes qui se placent à des niveaux scalaires très différents (Urban et al., 1987), l'écologie du paysage lui associe un niveau d'échelle propre. L'utilisation assez courante de l'expression « à l'échelle du paysage... » illustre bien l'inscription du concept de paysage au sein d'une hiérarchie, entre l'écosystème qui s'étend sur de plus petites surfaces, et la région qui englobe plusieurs paysages (Forman, 1995 ; Burel et Baudry, 1999). Ces derniers auteurs précisent que le niveau d'échelle attribué au paysage en écologie fait référence à l'échelle de perception humaine et des activités anthropiques. Sans contredire ce positionnement scalaire du paysage, il est également reconnu que les motifs paysagers ont des tailles variables (Meentemeyer et Box, 1987 ; Withers et Meentemeyer, 1999), c'est pourquoi il est à présent question de relever les différentes façons d'étudier les variations d'échelle au sein même du niveau paysager.

Dans le cadre d'une description du paysage, la notion d'échelle spatiale renvoie à plusieurs caractères. Turner et al. (1989b) ont ainsi distingué le grain et l'extension des données paysagères. Pour des données au format matriciel, le grain correspond à la résolution spatiale ; l'extension est le champ géographique couvert par les données. Depuis l'instauration des nombreux indices descriptifs du paysage en écologie, la question de leur sensibilité à l'échelle spatiale (représentée par ces deux critères) a fait l'objet de plusieurs investigations (Turner et al., 1989b ; O'Neill et al., 1996). Des études ont par exemple observé le comportement de certains indices en fonction de l'augmentation de la résolution spatiale, en utilisant des

techniques de rééchantillonnage (Bretschko, 1995 ; Wu et al., 2000). Une des conclusions de ces travaux est que la description des structures paysagères est sensible à l'échelle spatiale et que les valeurs résultant du calcul des indices ne sont en aucun cas « étalonnées » de façon absolue. Pour que le calcul des indices paysagers conduise à des valeurs interprétables, la résolution spatiale, d'après O'Neill et al. (1996), ne doit pas dépasser le cinquième de la taille de la forme la plus petite.

Le constat d'une dépendance à l'échelle spatiale a favorisé l'émergence de plusieurs approches méthodologiques. La première est l'utilisation de la notion de fractalité et d'auto-similarité pour la mesure des formes paysagères : autant pour les surfaces que les contours des taches, la dimension fractale fait désormais partie de l'arsenal des indices (Voss, 1988 ; McGarigal et Marks, 1995). Dans la même logique, les indices de lacunarité (Plotnick et al., 1993 ; Dale, 2000) traduisent un aspect morphologique des paysages indépendamment de l'échelle spatiale. La seconde approche a consisté à utiliser les outils de la statistique spatiale et de la géostatistique pour caractériser les effets d'échelles, pour détecter les seuils et les discontinuités (par exemple dans Qi et Wu, 1996 ; Wu et al., 2000). Bien qu'indispensables, ces approches sont focalisées sur les structures paysagères elles-mêmes, les premières conduisant à quantifier le degré de complexité des formes, les secondes permettant de déterminer l'ordre de grandeur des motifs paysagers. Si on utilise les indices paysagers comme des indicateurs écologiques, supposant une bonne adéquation entre structures et processus, la modification de l'échelle de calcul permet de modifier le niveau d'échelle du caractère écologique qui est ainsi représenté.

Dans le cadre d'une analyse sur les relations entre les mouvements d'espèces animales et les structures paysagères, l'étendue spatiale de certains éléments du paysage peut jouer un rôle : la surface des taches d'habitat ou de leur cœur peut influencer par exemple sur la viabilité de certaines populations (rapport entre taille d'une population viable et ressources disponibles). De la même façon, l'isolement des taches (et donc l'échelle spatiale de leurs liens mutuels) peut jouer un rôle sur la diversité génétique des espèces. La démographie et la mobilité des espèces sont donc dépendantes du jeu des distances spatiales. Cette dépendance s'applique aussi au niveau des configurations et non plus seulement au niveau des taches, puisque de nombreuses interactions s'inscrivant dans le fonctionnement des écosystèmes (par exemple les relations trophiques : être la proie de..., être le prédateur de...) impliquent des déplacements, des problèmes d'accessibilité et de portée spatiale.

Nous avons vu précédemment que les découpages spatiaux comportent quelques avantages pour l'analyse de données écologiques, notamment pour identifier des liens de connectivité entre les lieux. Cependant, le couple point-voisinage constitue un support géométrique plus général que les unités d'un découpage. Il offre en outre une grande souplesse (théorique) dans la définition du cadre spatial de description du paysage, qui est lié à l'échelle de représentation. Ceci nous amène à revenir sur la définition du voisinage spatial et sur les aspects géomatiques qui y sont liés.

1.4.2. De la notion à l'outil : quel voisinage spatial ?

La notion de voisinage spatial permet d'associer une surface à une unité spatiale donnée (le plus souvent un point), servant à représenter son contexte. Dans un article visant à faire le point sur la notion de voisinage pour la description du paysage (Robbez-Masson et al., 1999), nous avons souligné l'écart important entre les multiples possibilités de définition de voisinage, par leur forme et leur taille, et les choix souvent réduits offerts par les logiciels de traitement de données matricielles. Dans cette démarche, le voisinage a été formalisé de façon mathématique. Ainsi, pour un point $m(x_m, y_m)$ de l'espace géographique E , le voisinage V_m correspond au sous-ensemble de points $n(x_n, y_n) \in E$ dont la localisation respecte une règle d'éloignement par rapport à la position de m , appelé le centre du voisinage. Concernant les voisinages dont la surface est adjacente au centre, cette règle s'exprime sous la forme d'une simple distance maximale d :

$$d(m, n) \leq r$$

où les points de n sont localisés à une distance de m inférieure ou égale à la valeur r . Dans le cas du voisinage « standard » qui est la fenêtre carrée de petite taille (de 3×3 à 15×15 pixels), d est une distance topologique suivant une règle de 8-connexité des pixels. La forme carrée n'est alors justifiée que par la facilité de son implémentation informatique, alors que la logique d'un voisinage simple et isotrope voudrait plutôt que d soit la distance euclidienne, créant un voisinage de forme circulaire. Dans son acception la plus large, le voisinage d'un point peut donc recouvrir un grand nombre de formes, exprimées par cette règle d'éloignement. Des exemples de voisinages alternatifs au voisinage standard ont été présentés dans Tomlin (1990) : voir la figure 20 et l'encart 2.

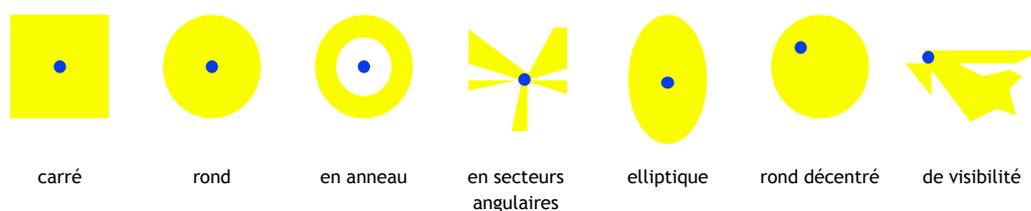


Figure 20. Divers types de voisinages (inspiré de Tomlin, 1990)

De gauche à droite, 7 types de voisinages : carré ; rond ; en couronne ; en quartiers angulaires (« au vent, sous le vent ») ; elliptiques ; excentrés ; irréguliers (masques de visibilité par exemple).

S'il est vrai que dans ce domaine les outils disponibles limitent souvent les possibilités d'un point de vue opérationnel, la démarche scientifique nécessite que la définition du voisinage soit posée initialement, dans le cadre de la thématique traitée, et qu'elle conduise ensuite à un outil adéquat. Par exemple, l'adaptation du voisinage en fonction du contexte local est une démarche assez rare, même si des expériences ont déjà été menées dans ce sens (voir encart 2) : dans une approche de classification supervisée, les travaux de Robbez-Masson (1994), Robbez-Masson et al. (1996) ont montré l'intérêt d'adapter la taille du voisinage pour optimiser la reconnaissance ; dans une optique d'enquête de terrain, Lagacherie (1992) a utilisé des voisinages « relatifs » en fonction de la position des points les uns par rapport aux autres ; dans une démarche de filtrage

d'image, les filtres de Nagao (1979 ; Schulze et Pearce, 1994) consistent à appliquer une moyenne locale en proposant plusieurs formes de voisinage pour retenir celle qui minimise la variance locale ; l'adaptation locale de la taille des filtres (Lin et Willson, 1988) est par exemple appliquée en imagerie médicale (Guis et al., 2003 ; Tsai et al., 2005). Dans le cadre plus général de la notion de voisinage en analyse spatiale, le test d'homogénéité des variances de Hartley permet d'optimiser localement la taille de voisinage (Ali et al., 2005).

Dans une étude sur la vitesse de diffusion des campagnols terrestres, nous avons été amené à utiliser un voisinage adaptatif pour caractériser le potentiel de surface prairiale dans le voisinage de segments de droite représentant un mouvement de propagation (Foltête et al., 2005). Sur ce thème portant sur le mouvement, un voisinage circulaire autour de chaque point appartenant aux segments (i.e. avec d fondée sur la distance euclidienne) revient à supposer que les populations de campagnols disposent d'une accessibilité isotrope, ce qui thématiquement n'est pas acceptable quand on connaît l'habitat prairial de cette espèce. En conséquence, le voisinage a été fondé sur la notion de distance de coût minimal (Halpin et Bunn, 2000 ; Ray et al., 2002 ; Adriaensen et al., 2003) ; plus précisément, il a été défini comme les surfaces accessibles jusqu'à un certain coût à partir de chaque vecteur, en considérant que les déplacements n'ont lieu que dans les prairies (résistance de 1) et que les autres éléments constituent des obstacles (barrière absolue) (figure 21). Le principe général du voisinage est donc conservé, mais avec une distance-coût comme règle d'éloignement rapport au centre.

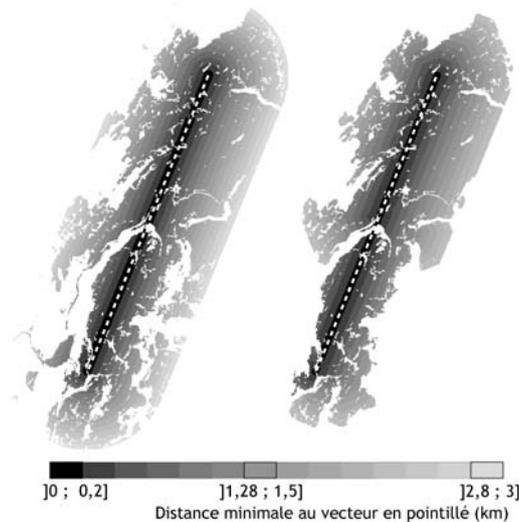
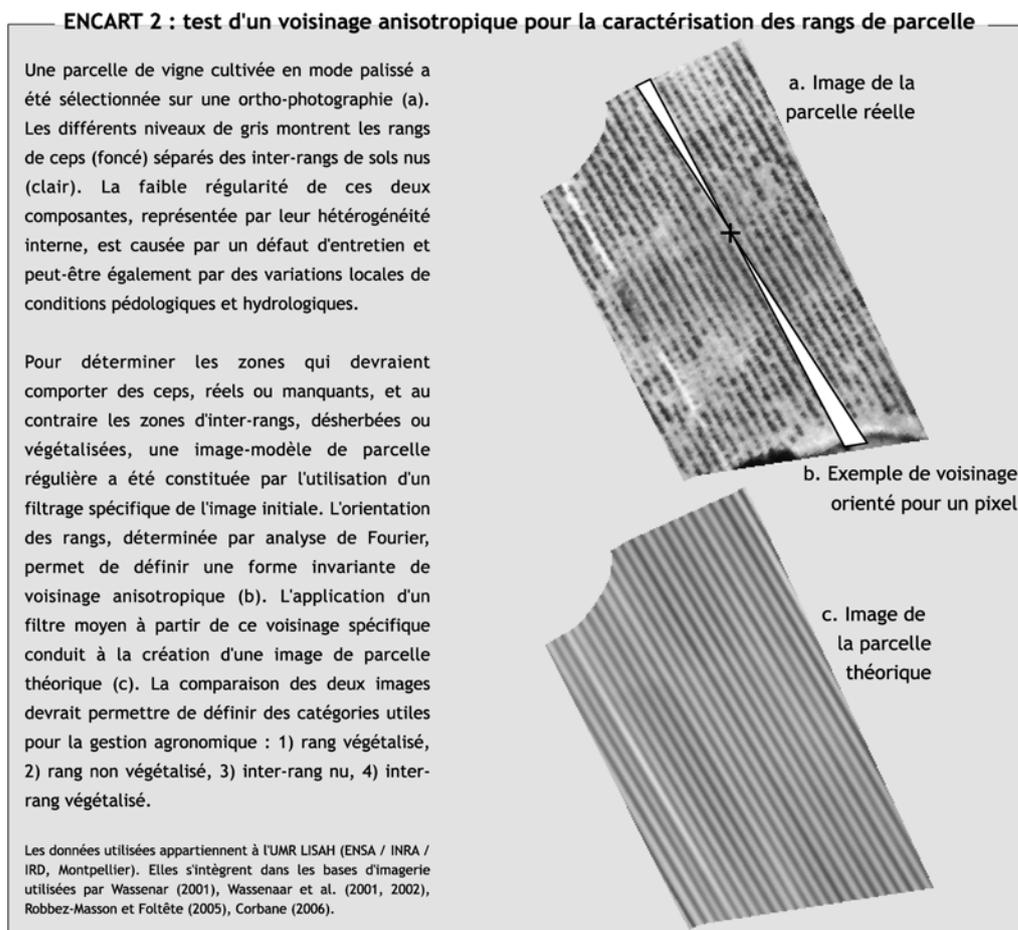


Figure 21. Voisinages d'un vecteur de vitesse.

Dans les deux cas, le vecteur (représenté en pointillé) est associé à une certaine surface de voisinage (représentée dans la gamme des niveaux de gris). L'espace en blanc correspond aux zones inaccessibles, ici essentiellement les zones boisées. À gauche, la définition du voisinage est basée sur la distance euclidienne par rapport au vecteur ; à droite, elle est basée sur la distance-coût où les surfaces herbacées ont une résistance de 1 et les surfaces boisées sont un obstacle infranchissable. Par cette définition plus contraignante, certaines portions du premier voisinage ne sont pas intégrées dans le second.

Si l'exploitation de ce type de voisinage permet de représenter un critère paysager de façon plus conforme au thème du mouvement dans l'espace, l'analyse des résultats obtenus tend à nuancer l'intérêt des voisinages construits de façon trop complexe. Ainsi, nous avons procédé à une comparaison des résultats suivant les deux formes de voisinages visibles sur la figure 21. Or

peu de changements sont apparus, les voisinages fondés sur les distances-coûts donnant lieu à des relations statistiques à peine supérieures. L'hypothèse du déplacement en milieu prairial n'est donc pas remise en question. Mais ceci montre également que le rapport entre le gain d'efficacité thématique et la complication apportée à la conception du voisinage n'est pas forcément favorable. Cet exemple suggère aussi qu'une hypothèse dont la validité n'est pas pleinement assurée ne doit pas conduire à ce type de démarche, sous peine d'orienter artificiellement les résultats.



Des deux critères permettant de jouer sur le voisinage spatial, la forme est celui qui reste le moins exploré. Modifier ou adapter localement une forme de voisinage requiert il est vrai des hypothèses supplémentaires qui justifient cette adaptation ; cela conduit également à certaines complications techniques. De plus, la modification de la forme de voisinage restreint presque inévitablement les calculs aux indices paysagers « simples » (moyennes, surfaces, surfaces pondérées...) et n'est plus compatible avec la plupart des indices spécifiquement issus de l'écologie, notamment ceux qui sont fondés sur la notion de tache. D'autre part, la modification du critère de taille se prête plus facilement à la constitution de voisinages adaptés au calcul de la plupart des indices paysagers. Ce critère est d'autant plus intéressant qu'il représente un des aspects de l'échelle spatiale. L'exploration systématique des plusieurs tailles de voisinage conduit à mettre en œuvre des analyses radiales.

1.4.3. Applications de l'analyse radiale

Le grain et l'étendue sont deux critères qui permettent de jouer sur la notion d'échelle pour décrire le paysage. Le grain est le moins apte à être étudié. En effet, son étude requiert soit un rééchantillonnage des données matricielles décrivant les éléments paysagers, soit une comparaison des plusieurs sources de données de résolution spatiale différente. Bien que souvent pratiquée, la première démarche correspond davantage à une modification « artificielle » de l'échelle spatiale ; la seconde implique un coût très important pour l'acquisition de plusieurs sources d'images numériques. De plus, la modification du grain des données ne donne pas lieu à des conclusions thématiques, au sens du rôle joué par certaines distances spatiales sur certains processus écologiques. Toutes ces raisons nous font préférer la modification de l'extension spatiale du calcul des indices, en d'autres mots la modification de la surface de voisinage.

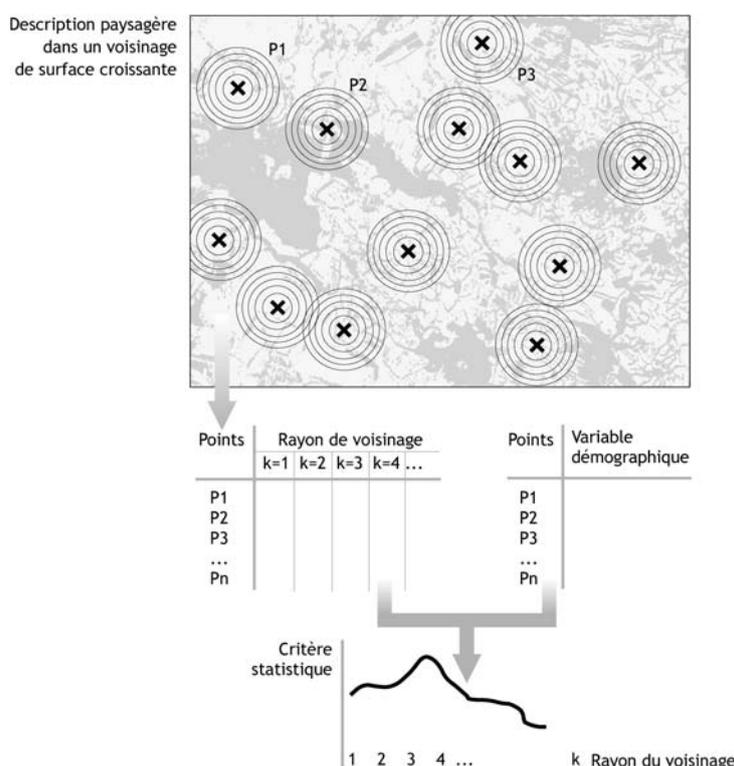


Figure 22. Principe de l'analyse radiale d'un descripteur paysager

Sur la zone analysée, chaque unité ponctuelle représentée par une croix est entourée par une série de voisinages circulaires de taille croissante qui servent à caractériser les structures paysagères en fonction de l'échelle spatiale. Parallèlement, ces points ont été l'objet d'une caractérisation écologique qui peut correspondre à une variable démographique. La mise en relation des deux types de données par le biais d'un certain critère statistique (qui dépend de la nature de ces variables : régression, χ^2 , analyse de variance, etc.) permet d'identifier le niveau d'échelle optimal pour décrire le paysage.

Du point de vue méthodologique, l'étude de l'influence de la surface de voisinage sur les processus peut être effectuée simplement par analyse radiale, c'est-à-dire par répétition du calcul d'un indice en augmentant progressivement la surface de calcul. Ce principe, qui se conforme aux indications générales données par Tischendorf (2001) pour une meilleure

utilisation des indices paysagers, permet d'éviter un choix arbitraire de la taille du support de calcul. À partir de données matricielles, il s'agit donc de faire croître la fenêtre de voisinage centrée sur chaque unité spatiale de l'analyse et d'enregistrer l'ensemble des résultats obtenus. Ensuite, l'analyse proprement dite (modèle statistique, test...) est répétée pour chaque taille successive, ce qui permet finalement d'observer le niveau d'adéquation du modèle en fonction de l'échelle (figure 22). En général, l'évolution de ce niveau est représentée sous la forme d'une courbe d'analyse radiale, sur laquelle on cherche à identifier les zones de fortes valeurs et les seuils. Ce principe d'analyse est appliqué par exemple dans Chust et al. (2000) et dans Wu et al. (2002) ; il fait partie des différentes méthodes recensées par Beever et al. (2006) pour l'étude de la relation entre échelle et diversité biologique sous l'expression de « tampon de largeur variable ». Dans un contexte de traitement d'image, l'analyse radiale a été appliquée de plusieurs façons : pour identifier la taille locale d'un motif paysager (Girard et Girard, 1994 ; 1999) ; pour adapter l'échelle spatiale à la reconnaissance de motifs prédéfinis (Robbez-Masson, 1994 ; Robbez-Masson et al., 1996 ; Foltête et Flitti, 2001).

L'analyse radiale du paysage se distingue nettement des autres méthodes d'analyse multiscalaires, que ce soit la variographie, la statistique spatiale, l'analyse de texture en imagerie ou encore les analyses spectrales (analyse de Fourier, ondelettes). En effet, la distance qui augmente ici progressivement est celle d'un rayon de voisinage, elle représente donc l'augmentation d'une surface ; pour les autres méthodes, la distance est le critère qui permet de définir des couples de points (distance euclidienne en géostatistique, contiguïté en statistique spatiale, distance de cooccurrence en imagerie, etc.) sans faire directement référence à une surface. La spécificité importante de l'analyse radiale, telle qu'elle est appliquée habituellement, est aussi le fait qu'une échelle donnée, représentée par un rayon de voisinage, « contient » les échelles plus fines ; elle permet donc d'exprimer l'idée de « jusqu'à une certaine distance... ». En d'autres mots elle peut représenter une portée spatiale, notion qui peut facilement retranscrire un mouvement potentiel. Par exemple, si tel élément paysager est défavorable à l'espèce étudiée parce qu'il abrite un prédateur, l'analyse radiale permet de mesurer la portée spatiale de cette influence négative sur la démographie de l'espèce.

Une autre spécificité de l'analyse radiale est l'importance de la localisation de chaque point par rapport au centre du voisinage, alors qu'en analyse de texture (Connors et Harlow, 1980) ou en variographie appliquée à l'imagerie (Carr, 1999), la distance qui sépare les pixels du centre ne joue aucun rôle sur le résultat.

Application de la méthode VOISIN à la caractérisation de l'échelle locale du paysage

La méthode VOISIN (Girard et Girard, 1994 ; 1999) est un cas particulier d'analyse radiale qui consiste à comparer la valeur d'un descripteur paysager pour un rayon de voisinage donné à celle qui est issue du voisinage de rayon inférieur. Le descripteur utilisé par les auteurs correspond aux surfaces relatives (ou vecteur de composition), comparés par la distance de Manhattan (ou norme L1). La courbe de la distance qui sépare les motifs successifs en fonction

de l'augmentation du rayon d'analyse permet de repérer les seuils à partir desquels on passe d'un motif à un autre.

Dans les travaux de Berthier (2005), il a été question d'estimer l'échelle locale du « paysage prairial » pour préparer et stratifier une campagne de relevés génétiques sur les populations de campagnols terrestres. La méthode VOISIN, jugée comme la plus apte à définir en chaque lieu l'étendue des surfaces prairiales, a été adaptée au cas traité (Berthier et al., 2003). Elle a été appliquée à une image binaire herbacé / non herbacé issue du canal panchromatique IRS à 7 m de résolution spatiale. Le descripteur paysager est la surface relative et le voisinage est de forme circulaire (ou pseudo-circulaire pour les faibles rayons).

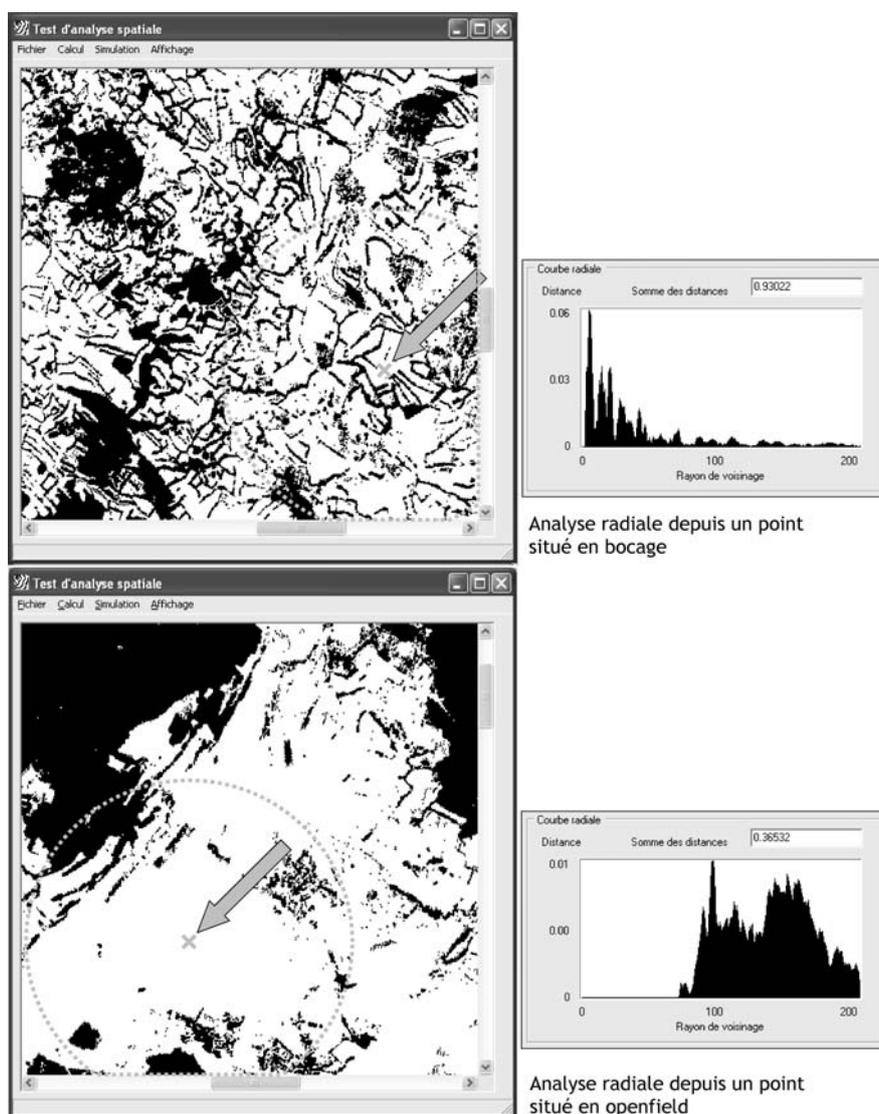


Figure 23. Exemple de courbes radiales par utilisation de la méthode VOISIN

Dans deux contextes paysagers différents, représentés par des paysages binaires (la catégorie herbacé est en blanc, les autres catégories sont en noir) une analyse radiale inspirée de la méthode VOISIN a permis de tracer les courbes correspondantes. À chaque rayon de voisinage successif, cette courbe montre la distance mathématique entre la composition du paysage pour ce rayon et celle pour le rayon directement inférieur. Les pics correspondent alors à de fortes variations paysagères pour un certain niveau d'échelle. Le bocage est représenté par une courbe de très forte amplitude, due aux alternances de parcelles ; l'openfield montre une courbe plate jusqu'au premier élément non herbacé, l'ensemble étant plus continu.

À titre d'exemple, la figure 23 montre pour deux points de références la forme de la courbe radiale résultant de cette méthode. Le point situé en milieu bocager se caractérise par une courbe de plus grande amplitude, où le pic maximal est atteint pour un faible rayon de voisinage et où de fortes variations se succèdent. Le point situé en openfield montre une courbe plate jusqu'à un certain rayon, qui augmente ensuite mais sans atteindre des valeurs aussi fortes que pour le premier point. Dans les deux cas, les oscillations représentent les alternances entre milieux ouvert et fermé à mesure qu'on s'éloigne du point, ceci étant particulièrement net pour les paysages de bocage.

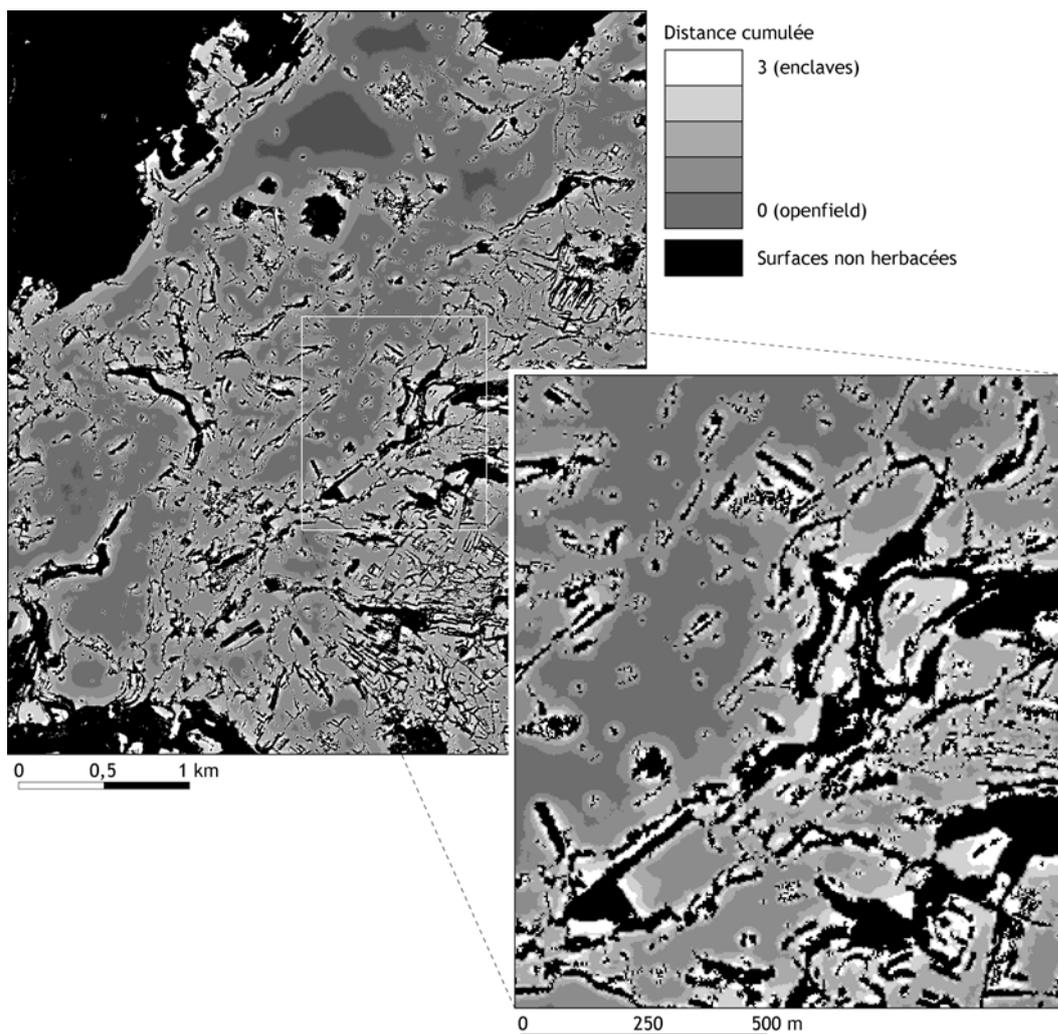


Figure 24. Analyse radiale pour déterminer l'échelle spatiale du milieu prairial sur le plateau de Nozeroy (extrait).

À partir d'analyses radiales effectuées depuis chaque pixel de la catégorie herbacé de l'image, les distances mathématiques successives ont été sommées. Les niveaux de gris représentent cette somme, qui discrimine bien les différentes configurations spatiales du milieu prairial : les openfields se caractérisent par une faible valeur (en gris foncé), s'opposant au milieu bocager et surtout aux enclaves ou semi-enclaves (en gris clair).

Pour tous les pixels de la catégorie herbacée, la courbe d'analyse radiale représente d'une certaine façon la configuration locale du paysage. Un critère global dérivé de cette courbe est donc nécessaire pour aboutir à une caractérisation des zones prairiales selon l'échelle paysagère.

Comme chaque valeur de distance qui permet de tracer la courbe représente une plus ou moins grande rupture paysagère, un indicateur simple peut être la somme des toutes les distances. Ce principe a permis de construire la carte de la figure 24. Au sein de la catégorie d'occupation du sol herbacée, nous pouvons ainsi distinguer une gradation de configurations plus ou moins ouvertes, qui s'interprètent comme des enclaves ou semi-enclaves, des paysages cloisonnés, des paysages ouverts (openfields) à plusieurs degrés.

Applications à la caractérisation du contexte paysager

Dans les travaux de Morilhat (2005), la dynamique démographique des campagnols terrestres a été mise en relation avec les pratiques agricoles, la composition floristique des prairies et les structures paysagères. À partir de données acquises pour une série de 46 parcelles agricoles, une des questions posées a été d'identifier le rôle du contexte paysager des parcelles sur certains critères démographiques. Le terme de « contexte » conduit naturellement à l'analyse de voisinage, mais ne permet pas de préciser sa taille. L'analyse radiale a donc été utilisée pour étudier le rôle du paysage en fonction des variations de l'échelle locale définie par le voisinage.

Sur une image d'occupation du sol, les indices paysagers choisis en fonction des hypothèses biologiques (voir au 1.2.3.) ont été calculés dans un voisinage de taille croissante à partir du centre des parcelles (considérées ici comme des points). À titre d'exemple, la figure 25 montre le voisinage de trois parcelles pour le rayon maximal de 2 km (134 pixels) ; les courbes correspondent à l'évolution de la densité des lisières entre catégories herbacée et boisée en fonction de ce rayon. Une relation très nette est visible entre la position des parcelles au sein de la configuration paysagère et la forme de la courbe correspondante. D'après l'amplitude des courbes, l'aptitude du paysage à favoriser les échanges entre milieu boisé et milieu prairial, (représentée par l'indice de densité de lisières) varie fortement en fonction de l'échelle spatiale à laquelle cet indice est mesuré.

À partir d'une telle analyse de voisinage, l'hypothèse est que pour un rayon donné, les différentes valeurs de l'indice peuvent contribuer à modéliser la prédation issue du milieu boisé et s'exerçant sur les rongeurs du milieu prairial.

Où le voisinage produit de l'autocorrélation spatiale

L'application de l'analyse radiale peut conduire à calculer des indices en utilisant une partie commune de certaines portions d'espace, à cause du chevauchement des voisinages. Dans les travaux de Morilhat et al. (2007), la disposition spatiale des parcelles en « grappes » a ainsi occasionné un important problème d'autocorrélation. Ce problème, qui concerne toute série de données spatialisées, est exacerbé par l'application de l'analyse radiale pour de grandes tailles de voisinage, puisque l'augmentation des surfaces de calcul augmente parallèlement la probabilité de chevauchement. Une question corollaire est celle la surface maximale de voisinage à prendre en compte. Au-delà de l'éventuelle absence de pertinence d'un calcul à une échelle qui dépasse celle du phénomène étudié (dans le cas traité, la portée spatiale des

prédateurs de campagnols), il s'agit de connaître le biais qui pèse sur les données dans le cas d'une trop forte autocorrélation spatiale.

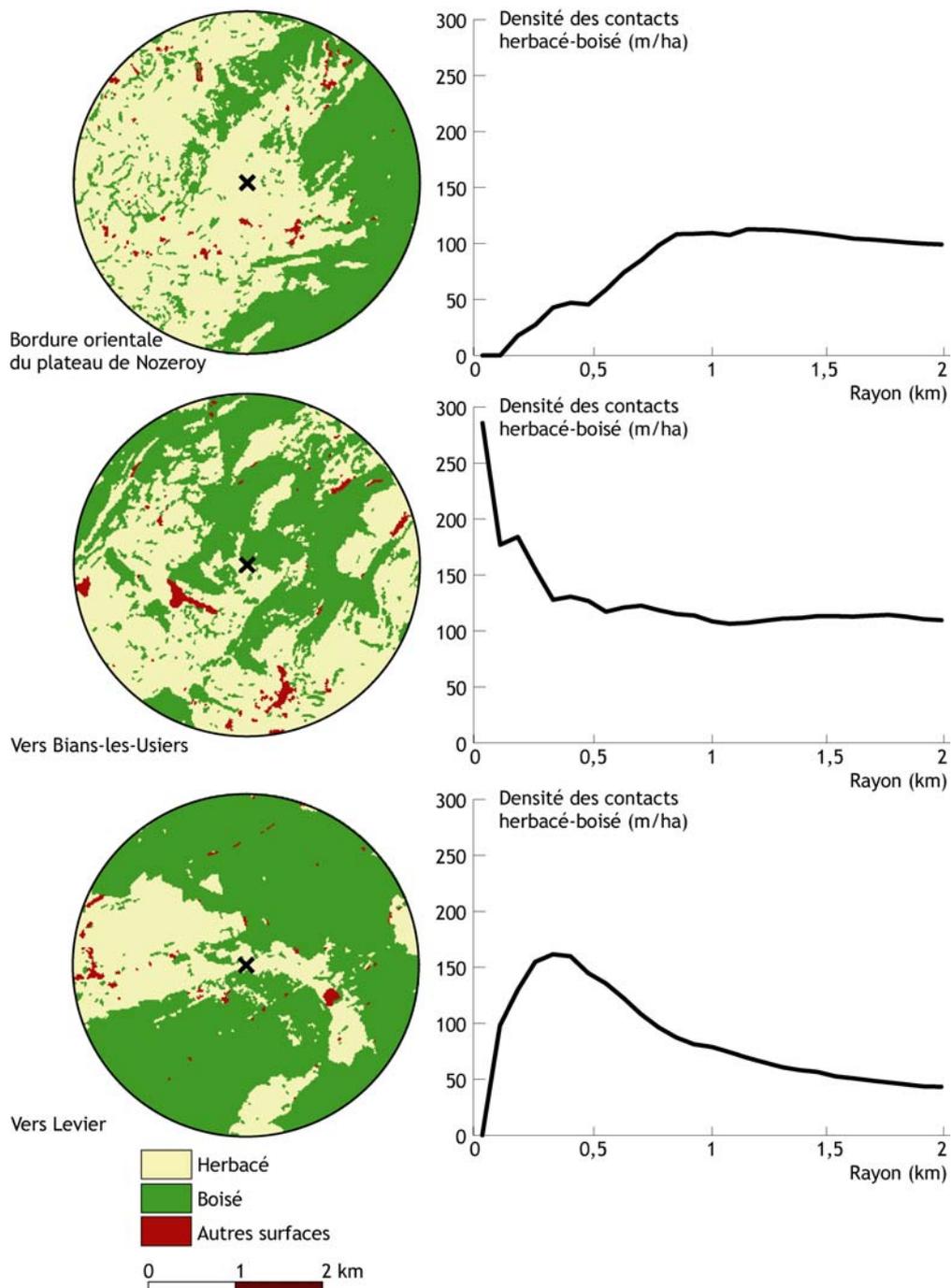


Figure 25. Densité de lisières herbacé-boisé en fonction du rayon de voisinage

Autour de trois points situés dans des configurations paysagères différentes, la densité des lisières entre les catégories herbacé et boisé a été calculée en fonction du rayon de voisinage. Les courbes à droite représentent cette densité en fonction du rayon (et donc de l'échelle spatiale). Le point en haut est situé dans une zone ouverte mais à proximité à la fois d'une zone de bocage et d'un massif forestier : la courbe augmente faiblement à partir de l'échelle très locale, pour atteindre un palier assez fort. Le point au centre est proche d'une lisière et localisé dans une zone où les structures boisées présentent des formes très découpées, ce qui explique une très forte valeur de densité localement et une diminution jusqu'à un palier. Enfin le point en bas se trouve dans un corridor prairial entouré par un massif forestier. La courbe augmente assez fortement jusqu'à atteindre le niveau d'échelle qui représente la largeur du corridor ; elle diminue ensuite pour rester faible jusqu'au rayon le plus grand.

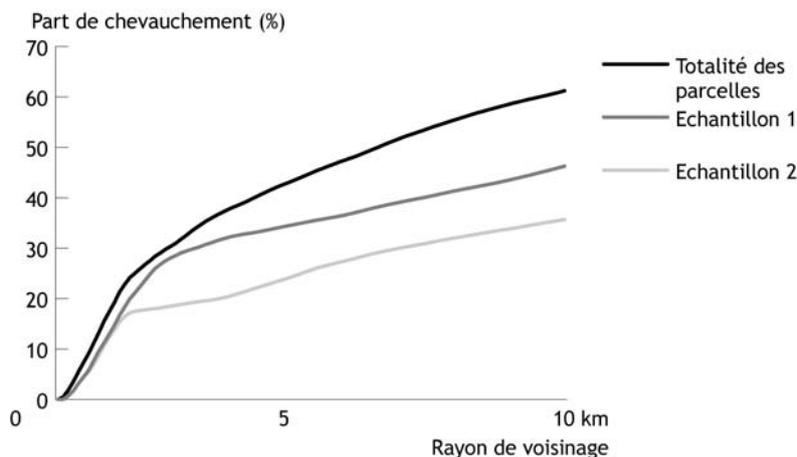


Figure 26. Part de chevauchement des voisinages en fonction du rayon et des échantillons

La part de chevauchement entre voisinages est rapidement forte pour la totalité des parcelles considérées au départ. Pour un rayon de 10 km, 60 % de surfaces sont ainsi chevauchantes. Les échantillons 1 et 2 présentent des valeurs de chevauchement moindre, surtout pour les rayons supérieurs à 2,5 km. La ressemblance des courbes pour les rayons inférieurs s'explique par la structuration des parcelles en « grappes ».

Ce problème nous a amené à utiliser un critère simple pour évaluer la qualité d'un échantillonnage de points destinés à une analyse radiale : pour chaque rayon de voisinage, la part des surfaces incluses à l'intérieur d'au moins deux voisinages est calculée par rapport à la surface totale des voisinages cumulés. Deux échantillons différents de parcelles ont été réalisés ; pour ces échantillons et pour la totalité des parcelles, le calcul du chevauchement a ensuite été appliqué jusqu'à un rayon de 10 km (figure 26). Les résultats montrent des différences marquées, la courbe issue de la totalité des parcelles étant logiquement celle qui occasionne les plus forts taux de chevauchement. L'échantillon 2 donne lieu aux plus faibles taux, par exemple pour 2,5 km de rayon, on observe environ 20 % alors que l'ensemble des parcelles en occasionne 40 %.

1.4.4. Analyse radiale pour la reconnaissance d'habitat à partir d'occurrences

Un contexte sensiblement différent de l'analyse de la relation entre paysage et mouvement nous a donné l'occasion d'exploiter le potentiel des analyses radiales. Il s'agissait initialement d'une classique démarche de modélisation d'habitat animal par combinaison de données de présence issues du terrain et de données paysagères issues de la télédétection (Foltête et al., 2002 ; Deconchat et al., 2002). Cette application s'est inscrite dans le cadre plus général d'une étude sur l'avifaune des forêts fragmentées des coteaux situés entre les vallées du Gers et de la Garonne, au sud-ouest de Toulouse (Deconchat et Balent, 1996). Dans la zone d'étude d'environ 2000 km², la présence des espèces d'oiseaux a été enregistrée par une méthode systématique d'écoute et d'observation visuelle, sur environ 200 points. Suivant l'hypothèse que la définition des catégories d'occupation du sol peut occasionner une perte de précision de

d'information, les données paysagères sont ici représentées par une image satellitale « brute ». Après plusieurs tests, le canal 2 (rouge) d'une image Spot XS a été sélectionné.

Suivant le principe général de l'analyse radiale du paysage, tel qu'il est mentionné plus haut, l'ensemble des valeurs du descripteur paysager obtenues pour un rayon de voisinage donné est le plus souvent confronté à une variable « à expliquer », sur laquelle porte l'analyse (variable démographique, abondance d'une espèce, ...). Un test ou un modèle statistique est donc utilisé selon la nature de cette variable. Or, quand on ne connaît que les points de présence de l'espèce étudiée sans disposer de données sur son absence, il n'est plus possible d'appliquer ce principe. Une méthode fondée sur l'analyse radiale a été dédiée à ce problème, dans un premier temps pour déterminer l'échelle spatiale qui est la plus spécifique de l'espèce, dans un second temps pour établir une cartographie du degré probable de présence.

Méthode pour la recherche d'un rayon de voisinage optimal

L'idée générale consiste à mesurer la variabilité entre les motifs paysagers autour des points de présence et de définir l'échelle spatiale de l'habitat par le rayon qui minimise cette variabilité. Pour chaque point de présence de l'espèce et pour un rayon de voisinage k , il est possible de décrire le paysage à l'aide d'un descripteur⁹ local D_k . Un résumé statistique de la série des valeurs de D_k permet de définir le descripteur global M_k . En utilisant une distance mathématique d pour mesurer l'écart entre chaque valeur de D_k et M_k , on peut quantifier la variabilité v_k de la série D_k :

$$v_k = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d(P_{ik}, M_k)$$

Comme l'augmentation de la surface de calcul homogénéise progressivement les paysages locaux D_k , par un effet similaire à l'effet de support constaté en géostatistique (Cressie, 1991 ; Arnaud et Emery, 2000), les valeurs de v_k sont décroissantes quand k augmente. Pour annuler cet effet, le même calcul de variabilité (appelé w_k) est effectué à partir d'un échantillon aléatoire de points, pour représenter la variabilité « naturelle » des paysages à mesure que la surface de calcul augmente. Finalement, c'est par le rapport $u_k = v_k / w_k$ que la variabilité intrinsèque des paysages de l'espèce étudiée est mesurée, « toute variabilité dépendante de l'échelle d'observation égale par ailleurs ». Les valeurs de ce rapport s'interprètent de la façon suivante :

– $u_k < 1$: la variabilité des paysages propres à l'espèce observée est inférieure à celle de l'image entière, on peut donc supposer que l'échelle correspondant au rayon k est spécifique de son habitat, d'autant que u_k est faible ;

– $u_k \geq 1$: la variabilité des paysages locaux est au moins équivalente à celle de l'image entière, il n'y a donc pas de spécificité autour des points d'observation.

Sur la courbe des valeurs de u_k , le point d'inflexion à la charnière entre une diminution et une augmentation peut être interprété comme l'échelle « optimale » pour modéliser l'habitat de

⁹ Nous utiliserons ici le terme de « descripteur » pour représenter une ou plusieurs mesures combinées permettant de quantifier une structure paysagère. L'histogramme des surfaces relatives est un exemple de ces descripteurs.

l'espèce. Le descripteur global M_k représente ainsi le motif moyen qui caractérise cet habitat. Pour chaque pixel de l'image, une estimation du degré de présence est donc possible en calculant la distance d entre le paysage local et ce descripteur global. Nous retrouvons ici la méthode utilisée par Laffly (1996 ; 1997), et la même exploitation de la notion de distance mathématique que dans les travaux de Robbez-Masson (1994).

La validation de cette méthode n'est pas facile. Elle peut être réalisée par le biais d'une technique de rééchantillonnage (validation croisée, bootstrap), qui permet de mesurer la résistance des résultats, mais une véritable validation serait permise par une confrontation du degré de présence issu du modèle et d'une nouvelle série d'observations de terrain.

Application à quelques espèces d'oiseaux

La méthode présentée a été appliquée à quatre séries de points de présence : le bruant jaune, la sitelle torchepot, la mésange à longue queue et la buse variable. Les analyses radiales ont été effectuées en utilisant l'histogramme des comptes numérique du canal XS2 comme descripteur paysager, la distance de Manhattan comme métrique, 15 000 points issus d'un tirage aléatoire stratifié pour le calcul de w et une augmentation du voisinage jusqu'à 150 pixels, c'est-à-dire 3 km.

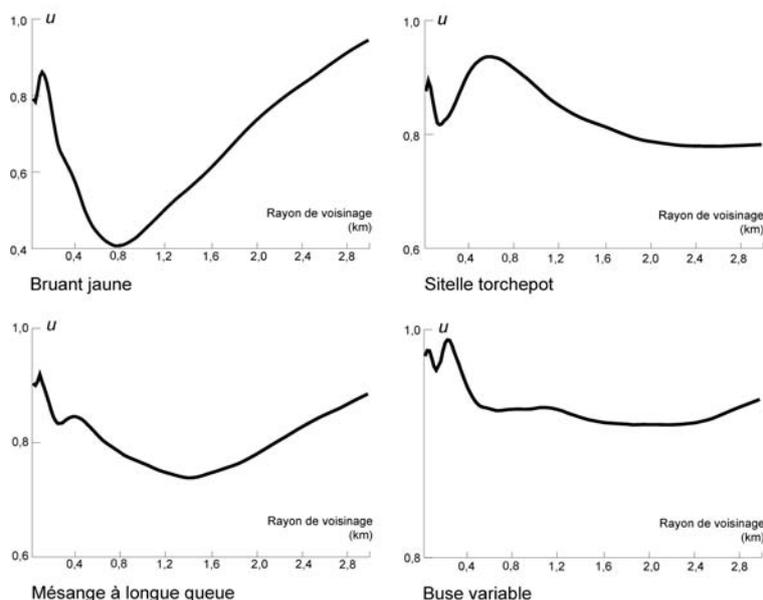


Figure 27. Courbes d'analyse radiale pour quatre espèces

À partir des points sur lesquels les 4 espèces présentées ont été observées, le calcul du coefficient u a permis de mesurer le degré de spécificité du paysage en fonction de l'échelle spatiale. Les creux des courbes indiquent les niveaux d'échelle pour lesquels ces paysages sont les plus spécifiques, compte tenu de la variabilité totale de l'image analysée. Le bruant jaune est l'espèce qui se caractérise par le paysage le plus spécifique, défini par un voisinage d'environ 0,8 km autour des points d'observation. À l'inverse, la buse variable ne semble pas liée à un paysage particulier.

D'après la figure 27, les quatre courbes sont spécifiques. Celle qui représente le bruant jaune s'infléchit beaucoup plus que les autres, suggérant que cette espèce possède un habitat

plus facilement reconnaissable. Les courbes des autres espèces montrent néanmoins une valeur minimale inférieure à 1, signe d'une certaine particularité du paysage autour des points de présence. La buse, qui occasionne des valeurs de u toujours supérieures à 0,9, est l'espèce qui visiblement semble la moins liée à un motif paysager particulier. Le point commun entre les quatre courbes est la présence d'un point d'inflexion pour un petit rayon, suivi d'un ou deux autres points d'inflexion plus marqués et pour des rayons largement supérieurs. Il y aurait donc plusieurs niveaux de spécificité du paysage favorable à ces espèces. Ceci conduit à penser que leur habitat ne peut pas se définir à partir d'une seule échelle spatiale et qu'une analyse multi-échelles s'avère indispensable.

Les résultats concernant le bruant jaune ont suggéré que cette espèce est la plus facilement identifiable. Une illustration de l'exploitation de l'analyse radiale va donc être montrée pour cette espèce. D'après la courbe de u , deux rayons remarquables sont identifiés : 2 pixels (40 m) et 38 pixels (760 m). Pour ces deux rayons, le descripteur M a été considéré comme représentant le paysage de référence ; la comparaison de l'histogramme local de chaque pixel et des deux références a permis d'obtenir deux images de distances (figure 28). Ces images représentent le degré de présence issu du modèle de reconnaissance. Comparée à la composition colorée (a), elles illustrent bien les deux échelles spatiales mises en exergue.

À un niveau fin (b), l'habitat se caractérise par une préférence pour les éléments boisés ou arbustifs, par opposition aux milieux ouverts ; mais plus précisément les zones de bordure sont marquées par les plus forts degrés de présence. À un niveau plus large (c), une opposition entre vallées à dominante agricole et coteaux partiellement boisés est nettement visible.

Généralisation du modèle de voisinage

L'étude des descripteurs de référence issus de l'analyse radiale amène en principe à une interprétation écologique. Dans le cas présent, il est possible de chercher à interpréter les spécificités des histogrammes de référence, qui représentent une sorte de « composition radiométrique » (Foltête et al., 2002), mais il est vrai que l'interprétation serait amplement facilitée par l'utilisation d'une image classée en catégories d'occupation du sol.

Par ailleurs, pour mieux exploiter les données contenues dans une image multibande, la méthode peut être facilement généralisée à l'utilisation de plusieurs canaux simultanément. Il serait alors instructif de tester l'hypothèse du gain de précision sémantique de ces canaux par rapport à une cartographie de l'occupation du sol, dans l'optique d'une meilleure reconnaissance des habitats.

L'expérience menée invite à prendre en compte simultanément plusieurs échelles spatiales. L'étude menée sur le bruant jaune a été l'occasion de tenter une superposition des images de distance (Foltête et al., 2002 ; Deconchat et al., 2002), mais cette démarche mérite d'être fondée sur une véritable formalisation.

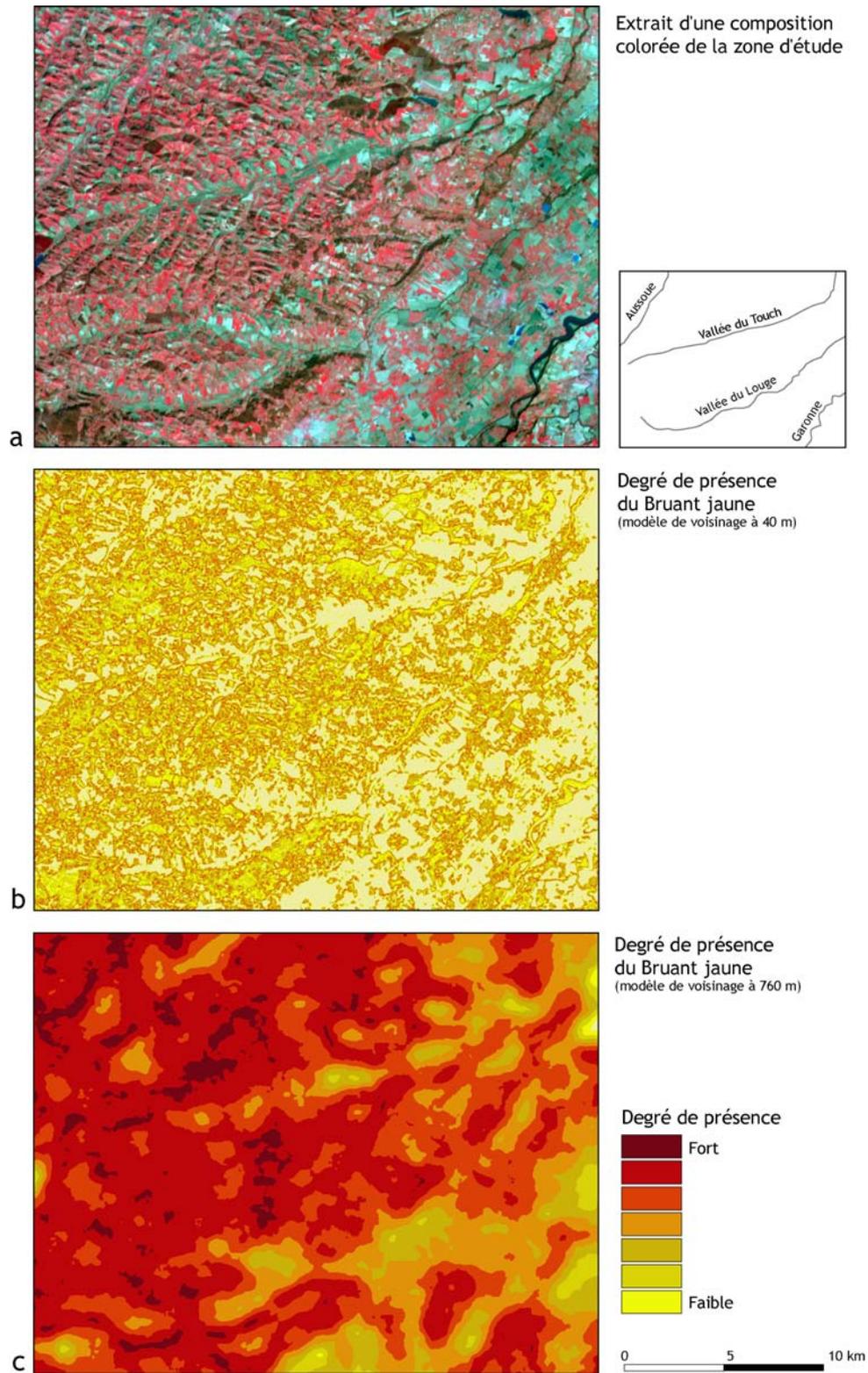


Figure 28. Modèle du degré de présence du Bruant jaune

La composition colorée (a) est une visualisation de l'image Spot XS utilisée pour cette analyse. D'après la courbe du Bruant jaune sur la figure 27, deux échelles typiques (deux rayons de voisinage) peuvent être utilisées pour caractériser le degré de présence de cette espèce. À partir des histogrammes du canal XS2 pour ces rayons de voisinage, une extrapolation a été effectuée pour estimer le degré de présence. À une échelle très locale (b), l'habitat se caractérise par une préférence pour les lisières entre milieux fermé et ouvert ; à une échelle plus régionale (c), l'opposition entre vallées agricoles et coteaux plus boisés est visible.

Conclusion de la section 1.4.

Le paysage dans le voisinage spatial : jeux d'échelle et analyses radiales

La notion de voisinage est centrale pour la caractérisation du paysage à l'aide de données spatialisées. Elle l'est d'autant plus qu'elle constitue un levier fondamental pour explorer certains effets d'échelle spatiale, d'une façon tout à fait complémentaire aux instruments couramment utilisés (géostatistique, statistiques spatiales). Dans cette perspective, diverses formes d'analyse radiale ont été utilisées, les unes pour estimer l'échelle d'influence des critères écologiques représentés par les descripteurs paysagers, les autres pour déterminer l'échelle de l'habitat d'espèces animales. L'introduction de la notion de distance-coût dans la définition d'un voisinage a été l'occasion de montrer la possibilité d'adapter la forme de la surface de calcul en fonction d'un critère thématique (dans ce cas, il s'agissait de l'accessibilité au milieu prairial). Bien que cette possibilité ne puisse pas concerner n'importe quelle forme de description du paysage, elle s'avère potentiellement intéressante dans une logique hypothético-déductive, où des hypothèses conduisant à diverses formes de voisinages peuvent être testées et comparées.

Conclusion du chapitre 1 : bilan et perspectives

Les données qui constituent les sources privilégiées pour caractériser le paysage, provenant essentiellement de la télédétection, sont abondantes, fortement différenciées et de plus en plus précises. L'exploitation de ce potentiel nécessite l'usage de méthodes appropriées qui restent accessibles et surtout qui aboutissent à la constitution d'informations pertinentes. Dans cette optique, les recherches entreprises ont porté sur certains points de la transformation des données brutes, pour l'obtention de données paysagères utiles en écologie.

Un premier axe a consisté à choisir l'approche objet en télédétection, pour définir des objets paysagers plutôt que de simples catégories d'occupation du sol. Cette approche s'inscrit dans une démarche récente, visant à améliorer la formalisation des informations géographiques en mode matriciel (Donnay, 2005). Les exemples simples qui ont été montrés ont suggéré tout le potentiel d'une telle approche, mais ils n'ont pas été soumis à de véritables phases de validation et n'ont été exploités que pour l'obtention d'une carte paysagère. Il reste donc à confirmer l'intérêt de la définition d'objets, d'abord comme un moyen de créer des informations paysagères quand les méthodes classiques restent inopérantes (comme dans l'analyse des orientations proposée par Zhang et al., 2006), ensuite comme une façon de définir des objets « complexes » combinant un contenu (comportement spectral), un contenant (forme du contour), un statut scalaire (surface), une position par rapport aux autres objets (topologie). Une telle confirmation serait possible par une analyse de la validité des résultats fondée sur une comparaison avec des données de terrain, dans plusieurs cadres paysagers différents. L'approche objet peut aussi ouvrir à d'autres perspectives, notamment par la constitution de graphes paysagers dont les liens peuvent représenter diverses formes de relation entre les objets. Ce principe a été illustré par la présentation d'un algorithme de reconnaissance des plants manquants dans des cultures, où la procédure permet de recréer des objets alors qu'ils ont disparus (Robbez-Masson et Foltête, 2005). À un niveau d'échelle plus régional, cette piste nous semble très fructueuse, parce qu'elle pourrait conduire à une reconnaissance qualitative des structures paysagères, quand les indices d'écologie permettent surtout de multiplier les quantifications du paysage dont l'interprétation n'est pas toujours aisée. La représentation du

paysage sous forme de graphe ouvre tout un ensemble de possibilités, puisque l'analyse des réseaux s'avère actuellement un axe de recherche pluridisciplinaire très important (Barabasi, 2002 ; Strogatz, 2001 ; Scott, 2000 ; Barabasi et Albert, 1999 ; Watts et Strogatz, 1998). La position et l'intégration d'un objet donné au sein du graphe global, la partition du graphe en sous-graphes cohérents, sont autant de pistes possibles pour qualifier les mosaïques paysagères, où matrices, taches et corridors peuvent être des objets identifiables.

Selon un second axe, l'information paysagère extraite des images de télédétection est restée la carte d'occupation du sol usuelle, support de calcul des indices d'écologie du paysage. Actuellement, l'usage intensif de ces indices et leurs difficultés d'interprétation ont conduit à des questionnements sur leur pertinence. Les expériences menées avec les équipes d'écologues nous ont amené à éviter leur utilisation sous forme de variables « aveugles » et à préférer des choix raisonnés, fondés sur des hypothèses écologiques. L'adaptation des indices de connectivité pour mesurer les liens paysagers entre des unités spatiales adjacentes a permis de montrer l'intérêt des simulations simples de mouvements. Dans le but de modéliser la diffusion spatio-temporelle d'une invasion biologique, une extension de cette méthode pourrait consister à intégrer des données démographiques dans les simulations. Dans ce cas, partant d'une distribution de densités animales réelles à une date initiale, le réglage des paramètres de simulation pourrait être guidé par la qualité de l'ajustement avec les densités une date ultérieure. Cependant, un tel projet nécessiterait de prendre en compte la saturation spatiale occasionnée par les trop fortes densités animales, ce qui revient à faire jouer des interactions entre les individus virtuels. Cette possibilité, qui s'approche d'une logique de système multi-agents, comporte certaines difficultés, notamment en raison du décalage entre les mouvements simulés d'individus uniques et les mouvements réels de populations qui se reproduisent tout en se déplaçant. D'autre part, la capacité actuelle de tels modèles de simulation n'est pas suffisante pour modéliser de façon représentative les populations en jeu, même à une échelle locale.

Nous avons montré les principes et des applications des analyses radiales, qui permettent d'explorer les échelles de pertinence des descripteurs paysagers. Calculés successivement sur une surface croissante autour de chaque unité spatiale, les descripteurs sont ainsi mis en relation avec les notions de portée spatiale et de zone d'influence, qui représentent indirectement des aspects de mobilité animale. Cette exploration systématique permet en outre d'écarter temporairement les hypothèses ou dires d'expert qui ne sont pas réellement validés (par exemple une estimation hasardeuse de la portée d'influence d'un prédateur à partir de son habitat), et de découvrir par croisement avec des données démographiques la portée « optimale », quitte à retrouver a posteriori le dire d'expert... L'approche présentée concerne surtout une exploration des tailles de voisinage, la forme de la surface de calcul étant toujours circulaire. Cette conservation de la forme se prête au calcul des descripteurs sensibles à ce critère, elle est donc pleinement justifiée. Toutefois, le voisinage de forme circulaire revient à effectuer des mesures paysagères sous l'hypothèse d'une isotropie spatiale. Cette hypothèse n'est pas forcément valide, surtout si l'analyse porte sur des mouvements de population. Considérons par exemple le calcul d'un indice comme une densité de lisières, qui représente indirectement un degré d'interface potentiel entre deux milieux différents. Si le voisinage centré sur une des unités spatiales comprend des zones inaccessibles pour l'espèce étudiée, l'indice ne pourra servir à modéliser correctement l'environnement paysager de cette unité pour l'espèce en

question. Pour donner davantage de signification fonctionnelle à certains indices, il serait alors utile de définir une zone de calcul adaptative en fonction de critères liés à l'espèce : selon son habitat, sa mobilité, ses prédateurs par exemple. Une telle démarche a été testée pour définir le contexte paysager de vecteurs de vitesse en fonction de l'accessibilité au milieu prairial (Foltête et al., 2005). Elle pourrait être généralisée et intégrée dans un processus d'optimisation de la forme de voisinage qui sert à la description paysagère, fondée sur des hypothèses de mobilité et d'habitat. Cette perspective s'inscrit dans la logique des voisinages adaptatifs, rencontrée par exemple pour certains types de traitements d'image.

Par les améliorations proposées ici pour caractériser les structures paysagères, notre projet tend vers une plus forte adéquation entre ce qui est nécessaire pour comprendre des relations fonctionnelles (des variables qui représentent les rapports espèces – milieux et les rapports entre espèces) et ce qu'il est possible de saisir à partir du paysage. Ainsi, pour dépasser le niveau général du constat d'influence des structures paysagères sur tel ou tel phénomène écologique, il est devenu indispensable de connaître avec plus d'acuité la signification écologique des descripteurs paysagers. Les systèmes de simulations permettent de partir directement des relations paysage-démographie et constituent une piste possible. La modification des surfaces de calcul des descripteurs, plus que celle des descripteurs eux-mêmes, peut également contribuer à améliorer leur lisibilité écologique. Dans tous les cas, ces améliorations sont rendues possibles si, d'une façon ou d'une autre, on intègre une connaissance d'ordre écologique dans la description du paysage. Ceci nous amène à envisager le versant complémentaire de la constitution des informations paysagères : celui de l'acquisition et du traitement des données de mouvements.

Chapitre 2

Mouvements d'individus dans l'espace paysager : description et modélisation

Dans le but d'étudier les relations entre des mouvements d'individus et leur environnement paysager, c'est-à-dire pour identifier les préférences et les contraintes spatiales qui jouent un rôle sur les déplacements, plusieurs étapes se succèdent depuis la constitution de données jusqu'à l'interprétation de résultats statistiques et cartographiques. Parmi ces étapes, la phase d'acquisition de données de mouvement est fondamentale, puisqu'elle préfigure les futures possibilités de traitement et les limites propres aux données qui en découleront. Se posent alors les questions de la couverture et de la résolution des données, de leur régularité, de leur aptitude à permettre un échantillonnage, de même que les questions de leur précision sémantique, de leur exactitude ou encore de leur significativité par rapport au phénomène observé.

Cependant, malgré toute l'importance que peut prendre cette phase d'acquisition, la seule obtention de données de mouvement n'est souvent pas suffisante pour étudier directement des relations mouvement-paysage. Ceci est dû à la nature spatio-temporelle de ces données, dont les valeurs sont structurées par un ordre irréversible (avant, après) doublé d'un ordre topologique (voisin de..., éloigné de..., au nord de..., à l'intérieur de..., etc.). Cette complexité rend plus difficile le test des hypothèses concernant le rôle des facteurs paysagers. De plus, dans certains contextes, les contraintes qui s'imposent sur les méthodes d'acquisition limitent le contenu des

données qu'il est possible d'obtenir au résultat agrégé des mouvements, sans une représentation fine des mouvements individuels. Dans ce cas, le mouvement lui-même n'est pas connu avec certitude et on peut espérer au mieux en obtenir une estimation.

Les difficultés mentionnées montrent la nécessité d'une phase intermédiaire entre l'acquisition des données de mouvement et leur mise en relation avec des facteurs paysagers. Suivant le contexte et les objectifs rencontrés, cette phase peut répondre aux questions suivantes :

– 1) *quelle modification des données acquises est-elle nécessaire pour représenter correctement les mouvements analysés ?* Cette question renvoie simplement à un problème de forme géométrique ou mathématique. Par exemple, entre des mouvements enregistrés dans des unités spatiales discrètes et un paysage représenté par des données pseudo-continues à l'échelle spatiale de l'analyse, une adaptation doit avoir lieu. La transformation à opérer peut modifier certaines caractéristiques des données (leur précision par exemple), mais ne change pas leur domaine de pertinence.

– 2) *comment réduire et synthétiser la complexité spatio-temporelle des mouvements pour permettre de les inscrire dans leur cadre paysager ?* Cette question renvoie à l'éventuelle modélisation du mouvement, qui permet non seulement de simplifier leur représentation à partir des données initiales, mais aussi de poser, de valider ou d'infirmer des hypothèses explicatives ou fonctionnelles. Ainsi un modèle de diffusion permet-il de décrire une propagation animale dans un cadre fonctionnel, en intégrant des paramètres biologiques.

– 3) *comment estimer le poids des structures de déplacement dans l'ensemble des mouvements (et par là en déduire l'éventuel poids d'autres facteurs, paysagers par exemple) ?* Cette question ne se pose que dans le cas où support de déplacement et facteurs paysagers peuvent être dissociés. On rencontre un tel cas avec des marcheurs en milieu urbain par exemple. Les piétons cheminant d'un point à un autre utilisent le réseau de voirie, tout en faisant preuve d'éventuelles préférences ou évitements paysagers, mais ces écarts ne peuvent outrepasser le cadre de la voirie urbaine. En conséquence, l'offre de déplacement définie par la trame du réseau constitue déjà, avant tout choix volontaire ou inconscient, un cadre contraignant qui limite le champ des possibilités d'itinéraires. En cela, cet espace de déplacement diffère d'un espace théorique isotrope où chaque lieu serait d'égale accessibilité. Répondre à la question de l'influence de cet espace sur les pratiques de déplacement n'est pas une fin en soi : c'est une démarche qui permet de ne pas faire la confusion entre ce qui relève des opportunités et des contraintes offertes par le support des déplacements, et ce qui tient au comportement, au rapport sensible de l'individu en mouvement par rapport à son environnement.

2.1. Modélisation des déplacements piétonniers en milieu urbain

Les données les plus classiques qui sont utilisées dans le domaine des transports décrivent des flux individuels exprimés sous la forme de vecteurs entre des lieux d'origines et de lieux de destinations. Les migrations alternantes entre domicile et travail en représentent un exemple courant. Agrégées par unités spatiales, ces flux sont représentés dans des tableaux origine-destination (ou matrices OD). Ces données permettent d'effectuer des analyses sur les zones émettrices ou réceptrices d'individus ou de procéder à des modélisations des flux. Toutefois, comme aucune information ne renseigne sur les itinéraires empruntés, de telles données ne permettent pas d'aborder la question de la relation entre déplacement et contexte paysager. Ceci montre tout d'abord la nécessité de disposer de données de déplacements où l'espace est représenté de façon plus précise que par un simple couple OD.

Deux pistes principales permettent d'acquérir des données de mouvements pédestres adaptées au problème du cadre spatial des déplacements. Ces deux pistes font référence aux deux approches classiquement opposées pour l'analyse des mouvements (Turchin, 1998 : 36) : l'approche *lagrangienne* qui est focalisée sur les déplacements individuels et l'approche *eulérienne* qui est focalisée sur l'espace où sont observés et comptabilisés les flux. Ces deux points de vue n'aboutissent pas au même type de données et se distinguent par des avantages et inconvénients respectifs. Théoriquement, la première offre plus de possibilités, et les données acquises par ce moyen peuvent être « converties » pour retrouver des valeurs de fréquence locale de déplacement. Cette méthode a été choisie dans le cadre du programme ACI Ville « Structure urbaines, offre de transport et comportement de mobilité » (Foltête et al., 2002). L'acquisition des données et leur exploitation sont décrites dans la partie suivante (2.1.1.). Les différentes méthodes possibles pour modéliser les fréquences pédestres au niveau agrégé, recensées et comparées dans une série de travaux faisant suite au programme précédent (Piombini et Foltête, 2007 ; Genre-Grandpierre et Foltête, 2003), sont présentées au 2.1.2. Ensuite une modélisation particulière, concernant les choix d'itinéraires des piétons (abordée dans Piombini et Foltête, 2007 ; Piombini, 2006), est présentée au 2.1.3.

2.1.1. Données de déplacement piétonniers

Pratiquée par tous et combinée à tous les modes de déplacement possibles, la marche à pied reste mal connue face à l'automobile et aux transports en commun, qui sont l'objet de très nombreuses recherches. Si la relative méconnaissance des déplacements piétonniers par rapport aux déplacements motorisés est à mettre en rapport avec le moindre enjeu économique de ce mode de transport, elle s'explique également par la difficulté d'acquisition des données. Il est

certes plus facile d'observer des humains que la plupart des espèces animales, cependant la difficulté réside ici dans la représentativité des données à acquérir face à la multiplicité des déplacements effectués. De quelle façon enregistrer ces déplacements pour constituer des échantillons fiables pouvant conduire à des résultats généralisables ? Quelle transformation appliquer aux données de déplacement pour effectuer telle ou telle analyse ?

Mode d'acquisition des données de déplacement

L'approche qui privilégie les unités spatiales par rapport aux trajets individuels, dite eulérienne, oriente vers une acquisition relativement simple des déplacements piétonniers. De la même façon que les comptages de flux de véhicules effectués pour estimer la charge des tronçons routiers, les piétons passant par une rue (franchissant une ligne imaginaire) peuvent être comptés pendant une durée déterminée. Cette méthode, appelée la « méthode des portes », est couramment utilisée dans le domaine de la syntaxe spatiale. Des exemples d'utilisation sont visibles dans les travaux de Peponis et al. (1997) ou Desyllas et Duxbury (2001). Les personnes comptabilisées peuvent être distinguées selon leur sexe, selon le sens de franchissement du tronçon de rue, ou d'autres critères. Focalisée sur l'aspect « transit » des déplacements, cette méthode ne permet pas d'étudier les itinéraires des marcheurs, et malgré les différenciations individuelles possibles, restitue une information agrégée.

L'approche qui se focalise sur les trajets individuels, dite lagrangienne, est nettement plus délicate à aborder si l'objectif est à la fois d'enregistrer les itinéraires et de recenser les trajets de façon représentative pour une population donnée. De nombreuses expériences différentes ont été menées, sans qu'une méthode unique n'émerge comme la plus efficace. Citons par exemple l'utilisation de caméras pour le comptage et l'étude des trajectoires des piétons, par exemple dans Helbing et al. (2001), Makris et Ellis (2002), le suivi individuel des personnes (Julien et Carré, 2003) ou encore les enquêtes de déplacement par entretien (Guérin-Pace, 2003).

Dans le cadre du programme de recherche « Structures urbaines, offre de transport et comportement de mobilité » (Foltête et al., 2002), nous avons été amené à choisir un mode d'enquête orienté vers l'enregistrement de trajets associés à des attributs individuels. Ayant écarté l'enquête par entretien (très coûteuse en temps), par courrier (d'un taux de réponse faible et surtout difficile à appliquer pour des itinéraires), par interview en situation (cumul de toutes les difficultés), nous avons opté pour le mode téléphonique. Des échantillons de numéros téléphoniques ont été constitués par avance, permettent la réalisation de stratifications spatiales. À partir de ces échantillons, les enquêteurs ont contacté les personnes à propos de leurs trajets effectués de façon régulière. Ayant sous les yeux une copie de plan des villes concernées, les enquêteurs ont pris note des itinéraires, ainsi que d'autres caractères des trajets : motif, horaire, fréquence, estimation du temps parcouru, etc. L'efficacité de cette méthode a été largement démontrée (Foltête et al., 2002) : suivant les deux sites analysés (Besançon et Lille), le fort taux de réponse positive a permis d'obtenir des moyennes entre 4 et 6 trajets enregistrés par enquêteur et par heure (cette efficacité est plus forte en soirée qu'entre 12 h et 14 h). Les problèmes liés au mode téléphonique ne sont toutefois pas à ignorer : dépendance des listes de numéros de téléphones fixes et accessibles, difficulté de décrire oralement un itinéraire,

habitude sociologique d'une certaine féminisation de l'usage du téléphone à la maison, etc. Malgré ces difficultés, un tel mode d'enquête s'est avéré très avantageux, notamment par la relation directe entre les numéros téléphoniques et les adresses postales, identifiables sur le système d'information géographique.

Une fois les données de déplacements piétonniers acquises, il reste à les intégrer dans des bases de données et à effectuer le codage de toutes les informations. La figure 29 montre un exemple de trajets individuels issus de l'enquête et associés à quelques attributs. Cette phase de saisie est très lourde mais est nécessaire pour procéder ensuite à diverses analyses.

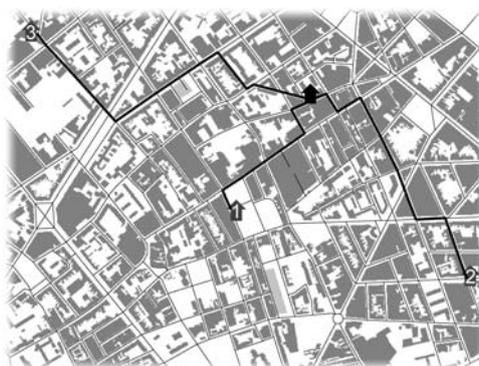


Figure 29. Exemple de trajets enregistrés dans le SIG

À partir du lieu de domicile, trois trajets sont représentés par les tracés en gras. Ils diffèrent par leur destination, leur longueur, leur sinuosité, leur différence par rapport au plus court chemin entre domicile et destination. Ils peuvent parallèlement être caractérisés par un motif de déplacement, une fréquence temporelle, un horaire, une combinaison avec un autre mode de transport, etc.

Exploitation des données de déplacements : plusieurs possibilités d'analyse

Suivant les objectifs de l'étude des déplacements piétonniers, les données doivent éventuellement être transformées pour permettre la mise en œuvre des analyses. Dans la perspective d'une étude sur le rôle du paysage sur les déplacements, plusieurs approches peuvent être mentionnées (figure 30). À partir des expériences réalisées sur les villes de Besançon et Lille (Foltête et al., 2002 ; 2006), nous présentons ces approches en insistant sur les conséquences des choix de transformation.

La première possibilité est l'approche individuelle où chaque trajet est analysé comme un objet séparé des autres trajets. Il s'agit d'une exploitation directe des données telles qu'elles ont été acquises, qui conserve donc toute la précision initiale. Seule cette approche autorise une étude des itinéraires piétonniers, vus comme des choix parmi toutes les possibilités offertes par la voirie urbaine. Les objets « trajets » peuvent être caractérisés par un grand nombre d'attributs spatiaux (lieux d'origine et de destination, distance réelle, nombre de tronçons empruntés, sinuosité, etc.) et individuels (motif du déplacement, fréquence temporelle, horaire, durée perçue, etc.). Dépassant le cadre strict du trajet effectué réellement, cet objet peut aussi être associé aux trajets « concurrents » pour relier la même origine et la même destination. Ceux-ci peuvent être définis comme les itinéraires ne dépassant pas un certain seuil de distance par

rapport au plus court chemin. Comme le trajet effectif n'est pas forcément celui du plus court chemin, chaque trajet peut être caractérisé par un indice d'allongement, donné comme le rapport entre sa longueur et celle du plus court chemin. Nous verrons plus loin que cette définition des trajets concurrents ouvre à plusieurs types d'exploitation.

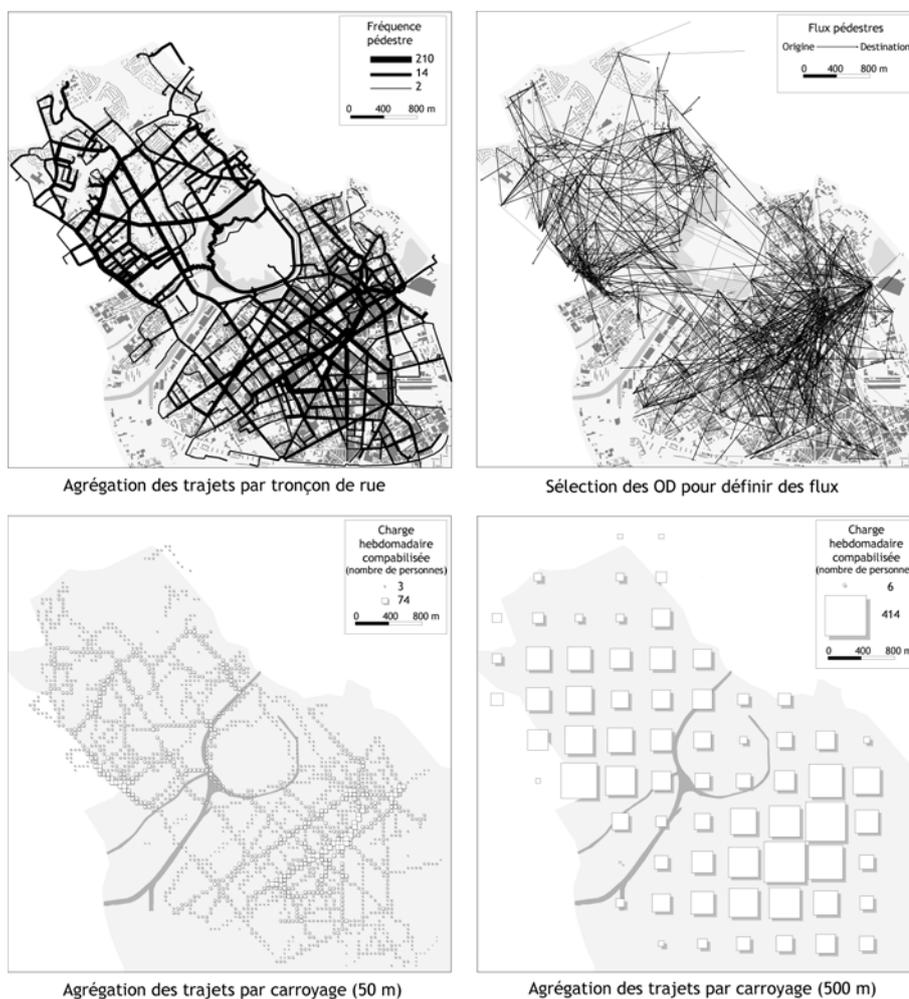


Figure 30. Exemples de transformation des données de trajets

Le passage de tous les trajets qui transitent par une unité spatiale (ici des tronçons et des mailles de carroyage) est comptabilisé pour obtenir une mesure de fréquence d'usage pédestre. Les tronçons sont les seules unités spatiales qui « respectent » la géométrie initiale de la voirie ; les mailles de carroyage suggèrent plus ou moins cette voirie, selon la résolution spatiale qui a été choisie. Pour toutes ces transformations des données de trajets par agrégation, le sens de circulation ainsi que les points d'origine et de destination ne figurent plus dans les nouvelles unités spatiales. Par ailleurs, l'extraction des seules origines et destinations à partir du tracé des trajets conduit à définir de simples flux, où toute information de transit a disparu.

La deuxième possibilité consiste simplement à ne retenir des données spatialisées que les points d'origine et de destination. Nous retrouvons ainsi un simple flux entre deux points, tel que sont appréhendés la plupart des données concernant les transports. Dans ce cas, toute étude d'itinéraire devient impossible et le déplacement se résume à un flux dont on peut connaître la portée spatiale et l'orientation angulaire. L'intérêt de cette simplification réside dans l'agrégation des données de flux à l'intérieur d'unités spatiales (des quartiers par exemple), qui

permet à la fois de réaliser des cartes et de construire des modèles d'affectation des flux, par modélisation gravitaire par exemple.

Une troisième possibilité consiste à agréger les données des trajets dans des unités spatiales, ce qui revient à retrouver l'approche eulérienne. Partant du réseau de voirie comme support des déplacements, les unités spatiales d'agrégation les plus logiques à première vue sont des segments de voirie : il peut s'agir de tronçons de rue définis d'une certaine façon (par exemple comme les segments limités par deux carrefours), ou de rues entières, comme par exemple les « rues nommées » dans les travaux de Jiang et Claramunt (2004). Les données fondamentales qui sont agrégées dans chacun de ces segments de réseau sont les trajets eux-mêmes, c'est-à-dire la comptabilisation de la fréquence d'usage piétonnier, appelée aussi la « charge » dans le domaine des transports. Si chaque trajet est initialement associé à des attributs, liés par exemple à la personne qui réalise ce trajet, il est également possible d'agréger ces attributs.

Enfin les unités d'agrégation ne sont pas obligatoirement des segments de réseau, même si ce choix semble le plus logique. Il peut s'agir par exemple d'un découpage spatial existant (des quartiers) ou artificiel (un carroyage), comme dans l'étude de Orhan (1998). Un découpage existant peut présenter l'avantage de constituer le cadre de recueil de données exogènes comme par exemple les zones IRIS de l'INSEE, par opposition à un découpage artificiel. Toutefois, ce dernier donne un avantage géométrique par la régularité de forme et de taille des unités ; en outre, le choix de la taille permet de maîtriser le grain de l'analyse.

Si on met de côté la deuxième proposition où seules les OD sont prises en compte à partir des flux, en raison de son aspect trop simplificateur, les deux propositions restantes ne permettent pas les mêmes analyses et surtout les mêmes prises en compte du paysage. L'approche par trajets individuels limite considérablement les possibilités de caractérisation du paysage, parce qu'il est difficile d'attribuer aux objets « trajets » un caractère paysager qui soit utilisable d'un point de vue statistique. En effet, la longueur des trajets piétonniers est d'une telle variabilité (de 50 m à plus de 3 km) qu'un effet de taille affecte toute description générale, même relativisée par rapport à la longueur, en calculant par exemple une proportion. En revanche, l'utilisation de tronçons de rue est nettement plus compatible avec une description paysagère, puisque :

- 1) les tronçons sont bornés par les carrefours qui sont des points particuliers dans la continuité paysagère des rues ;
- 2) ils correspondent à un découpage spatial du réseau, sans aucun phénomène de chevauchement ;
- 3) la variabilité de leur longueur est a priori très inférieure à celle d'un ensemble de trajets effectués. Il est vrai que cette variabilité n'est pas nulle pour autant et que le problème mentionné à propos des trajets peut survenir aussi dans ce cas.

Enfin, l'utilisation de mailles de carroyage autorise une certaine forme de description paysagère, qui se rapproche davantage d'une vision cartographique des structures urbaines que du paysage potentiellement visible par les utilisateurs de la voirie.

2.1.2. Flux pédestres et accessibilité spatiale

Au sein de l'espace urbain, la distribution des différents niveaux de fréquence pédestre peut être analysée comme le résultat combiné de la localisation des générateurs et attracteurs de déplacement, des choix modaux de transport, des choix d'itinéraire. Ce résultat intègre donc a priori de nombreux facteurs jouant sur la mobilité, de façon directe ou indirecte. Les fréquences d'usage pédestre résultent alors de l'agrégation des trajets individuels (approche lagrangienne) à l'échelle d'unités spatiales comme les tronçons de rue (approche eulérienne). Dans cette perspective de données agrégées, la question est de préciser les principaux facteurs qui déterminent le niveau d'usage pédestre. Plusieurs approches méthodologiques sont alors susceptibles de remplir ce rôle ; seront présentées successivement la syntaxe spatiale, les mesures d'accessibilité et les simulations de trajets.

La syntaxe spatiale, une théorie de la mobilité urbaine

Sous l'impulsion de Hillier (Hillier et Hanson, 1984 ; Hillier, 1996 ; Hillier et Chiaradia, 2003), la syntaxe spatiale est un mouvement issu de l'urbanisme qui propose une vision originale de la mobilité dans l'espace urbain. Le fondement théorique de la syntaxe spatiale est la primauté de la vision et de la psychologie de l'espace sur les facteurs qui déterminent les choix d'itinéraires des piétons. Selon cette théorie, en préférant les zones de forte intervisibilité et les axes rectilignes, les piétons contribuent à privilégier le transit par certaines rues au détriment d'autres. Cette idée se traduit par la notion de « ligne axiale », qui se définit comme l'ensemble des segments de rues adjacents formant un alignement unique. Ces lignes axiales offrent un cadre visuel qui rend le déplacement « ininterrompu ». L'ensemble des lignes axiales constitue une carte axiale, qui est le support de plusieurs analyses. À partir de cette représentation de la voirie urbaine, la syntaxe spatiale s'appuie sur plusieurs concepts-clés, dont le plus important est celui du « déplacement naturel » (Hillier et al., 1993). Selon ce concept, la configuration spatiale de l'espace urbain produit a priori une distribution des niveaux d'usage piétonniers des rues, indépendamment des facteurs fonctionnels jouant sur les flux. Pour Hillier (1996), les attributs fonctionnels des rues sont davantage la conséquence du déplacement naturel que sa cause : la distribution spatiale des différentes fonctions urbaines est issue de cet effet de la géométrie, où certaines zones apparaissent favorables à telle ou telle activité en raison d'un avantage de localisation. La présence des attracteurs de déplacements (services, emplois, etc.) occasionne même un effet de rétroaction positive, renforçant encore le déplacement naturel.

Partant de cette base théorique, les concepteurs de la syntaxe spatiale ont proposé des développements méthodologiques pour mesurer le mouvement naturel. Il est alors possible de considérer celui-ci comme une forme de modélisation des flux pédestres dans une approche lagrangienne. La carte axiale donne lieu à une certaine représentation de la voirie urbaine : les lignes axiales sont les nœuds d'un graphe, reliés par des arêtes qui correspondent aux carrefours. Ce graphe, qui est non planaire puisque les lignes axiales peuvent se superposer, est le support de calculs topologiques. Une ligne axiale donnée est séparée des autres lignes par un certain ordre de contiguïté, appelé « profondeur ». La valeur moyenne de la profondeur séparant

cette ligne k des m autres lignes permet de mesurer une sorte d'accessibilité (Jiang et al., 1999 ; 2000) appelée ici l'intégration I_k :

$$I_k = (m - 2) / 2 (\tilde{D}_k - 1)$$

où \tilde{D}_k est la moyenne des profondeurs entre la ligne k et les $m-1$ autres lignes. L'intégration calculée sur l'ensemble du graphe pour chaque ligne k est l'intégration globale. Suivant l'idée que les fréquences réelles de déplacement sont influencées par une partie seulement du réseau et non par la totalité, on distingue l'intégration locale qui correspond au même calcul mais limité à une valeur maximale de profondeur : on parle alors d'intégration locale de profondeur 2, 3, etc.

Apports des indices d'accessibilité

Dans les études appliquées au domaine des transports, l'accessibilité spatiale fait depuis longtemps l'objet de mesures sous la forme d'indices synthétiques (voir à ce sujet les synthèses de Pooler, 1995 ; Allen et al., 1993). La plupart de ces mesures sont basées sur la représentation du réseau de voirie par un graphe planaire où les sommets sont les carrefours et les arêtes sont les tronçons de rue : il y a donc une relation directe entre ce graphe et la structure du réseau telle qu'elle apparaît de façon cartographique. Chaque lieu, par exemple chaque carrefour, peut être caractérisé par son niveau d'accessibilité vers les autres lieux. Ainsi l'indice d'accessibilité proposé par Ingram (1971) consiste à sommer les valeurs de séparation (comme la distance métrique) d'un sommet à tous les autres. Partant de ce principe, de nombreuses variantes sont possibles, suivant la nature de la séparation spatiale considérée : métrique ou topologique par exemple. Pour que la valeur d'accessibilité qui résulte de ce comptage soit d'autant plus forte que les distances sont faibles, la définition peut être généralisée comme dans Jiang et al. (1999), où l'« accessibilité géométrique » A_k d'un sommet k prend la forme suivante :

$$A_k = \sum_{i=1}^n f(d_{ik})$$

où d_{ik} est la distance qui sépare les sommets i et k , f est une fonction décroissante et n est le nombre de sommets analysés. En utilisant la fonction inverse $f(d)=1/d$ qui est la plus courante, le calcul précédent équivaut à l'indice C^c de « centralité de proximité » (Freeman, 1991 ; Porta et al., 2006). Dans la suite du propos, nous distinguerons les indices selon la nature de la distance utilisée : AM pour la distance métrique, AT pour la distance topologique.

Pour un lieu donné, les indices précédents reviennent à imaginer des trajets vers les $n-1$ autres lieux, comme autant d'allers-retours. Dans la réalité cependant, un même trajet peut associer plusieurs objectifs au sein d'une pérégrination. Un autre point de vue consiste alors à calculer depuis chaque sommet la longueur des arêtes accessibles dans le voisinage, dans la limite d'une distance (ou d'un temps) maximale de déplacement. Cette approche permet de quantifier l'espace urbain linéaire disponible depuis chaque lieu. Ce principe a été utilisé dans Foltête et al. (2002) et Genre-Grandpierre et Foltête (2003) et appelé un « potentiel de marche à pied », noté ici P .

Les simulations de trajets

Les mesures locales d'accessibilité topologique et géométrique sont fondées sur la relation entre chaque sommet et l'ensemble du graphe. Ceci revient à imaginer un piéton devant se rendre dans toutes les rues d'une ville depuis son domicile. Une autre forme d'accessibilité, qu'on peut qualifier de passive, consiste à imaginer un ensemble de déplacements dans toute la ville et à observer le degré de fréquentation résultant dans chaque rue. Cette démarche peut conduire à mettre en œuvre des modèles de simulation. Turner et Penn (2002) utilisent par exemple un système multi-agents où des piétons virtuels se déplacent dans un espace sous la contrainte de règles liées à la perception visuelle de l'environnement. L'accumulation des trajets simulés permet de calculer une fréquence théorique en chaque lieu, qui représente selon les auteurs le « mouvement naturel » de la syntaxe spatiale. Un tel modèle de simulation peut être appliqué quand l'espace de déplacement est représenté de façon très précise. Dans le cas d'une analyse à l'échelle d'une ville entière, une démarche plus simple peut être envisagée. Il s'agit de considérer les trajets mettant en relation chaque couple de sommet et de mesurer la fréquence des trajets F passant par chaque tronçon de rue. Pour un tronçon de rue k , ce principe peut s'écrire sous la forme suivante :

$$F_k = \sum_i \sum_j f(t_{ij})$$

où t_{ij} est un trajet liant les sommets i et j ;

$f(t_{ij}) = 1$ si le trajet t_{ij} passe par k

$f(t_{ij}) = 0$ sinon

Le trajet simulé entre i et j peut être simplement défini comme celui qui minimise la distance, en utilisant un algorithme du plus court chemin, comme par exemple celui de Dijkstra (1959). À partir d'un réseau de grande taille contenant n nœuds, comme sur une ville entière par exemple, l'application d'un tel indice pose toutefois un problème de temps de calcul, puisqu'il faut appliquer n fois l'algorithme. En conséquence, on peut procéder comme dans Genre-Grandpierre (2000, 2001) à un échantillonnage des origines et destinations.

Dans un contexte écologique, la simulation de trajets est aussi la méthode retenue par Matthiopoulos (2003a) pour quantifier le degré d'accessibilité théorique des lieux. L'algorithme de simulation utilisé est fondé sur une définition précise des types de trajets effectués : autocorrélation directionnelle, distance, etc. Bien que le contexte de recherche soit ici très différent, l'échantillonnage des origines et destinations proposé plus haut peut être contraint par certaines règles afin de représenter plus fidèlement les trajets réels. Dans cette perspective, la portée spatiale des trajets est peut-être le critère le plus important pour contraindre l'échantillonnage. En effet, on suppose que des trajets de courte portée ne vont pas produire la même distribution de fréquence pédestre que des trajets de longue portée. Une façon de créer un échantillon en contrôlant la distribution globale de leur portée consiste alors à choisir les OD de façon aléatoire mais en les sélectionnant pour constituer une distribution de forme gaussienne et dont on peut choisir les paramètres moyenne et écart-type.

Comparaison des différents indices pour la ville de Lille

Des travaux menés sur la comparaison des différentes familles d'indices d'accessibilité pour la modélisation des fréquences pédestres ont porté sur la ville de Lille. Ils ont d'abord nécessité une harmonisation, puisque les éléments d'analyse ne sont pas les mêmes, de la syntaxe spatiale (les lignes axiales) aux indices habituels (nœuds). L'objet commun qui a servi à toutes les comparaisons est le tronçon de rue. L'intégration I est calculée pour chaque ligne axiale ; elle est ensuite associée à chacun des arcs appartenant à la même ligne axiale, puis les valeurs des tronçons sont calculées en faisant la moyenne des valeurs des arcs, pondérée par leur longueur relative. Les indices AT , AM et P sont calculés pour chaque sommet du graphe primal ; les valeurs des arêtes (les tronçons) sont calculées ensuite en faisant la moyenne des valeurs des sommets adjacents. Parallèlement, des simulations de trajets ont été réalisées, à partir de plusieurs ensembles de 1000 couples OD aléatoires et conformes à des distributions de portée spatiale fixées a priori.

Une fois l'ensemble de ces conversions réalisées, le degré de pertinence des différents indices est obtenu en calculant à partir d'un échantillon aléatoire de tronçons la corrélation linéaire de Pearson avec le logarithme de la fréquence réelle. Ces corrélations sont calculées pour chaque niveau des indices, en fonction de la portée spatiale ; pour un indice donné, les résultats sont donc représentés sous la forme de courbe.

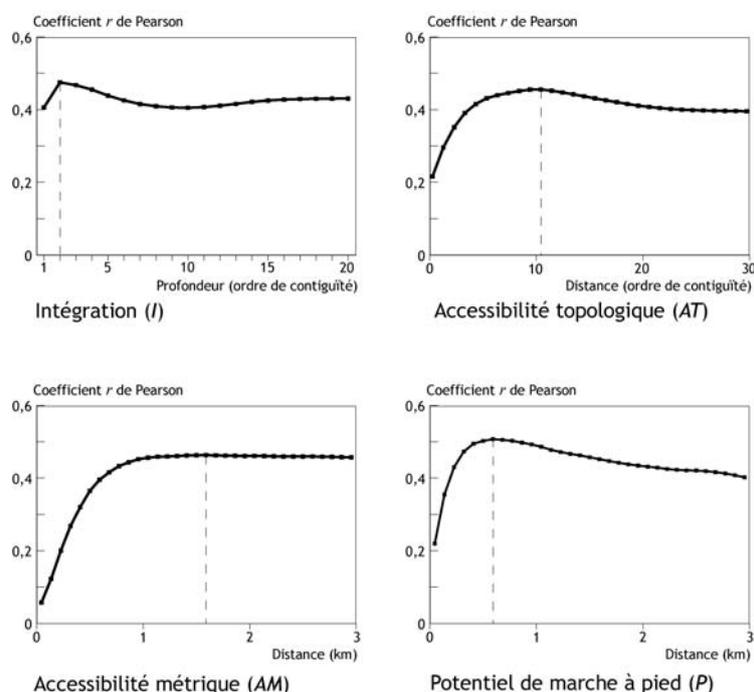


Figure 31. Corrélations entre différentes formes d'accessibilité spatiale et fréquence pédestre

Pour modéliser la fréquence pédestre observée dans chaque tronçon de la voirie urbaine, plusieurs types d'indices d'accessibilité peuvent être utilisés. La syntaxe spatiale propose l'intégration I , fondée sur une représentation particulière de l'espace urbain. Les indices AT et AM sont dérivés du graphe habituel ; enfin le potentiel P correspond à l'espace linéaire disponible autour de chaque tronçon. Chaque indice a été calculé pour une série de portées spatiales, exprimée selon les cas par un ordre de contiguïté ou une distance métrique. Les différentes courbes montrent que les indices I et P sont plus nettement liés aux fréquences observées et leur portée optimale (traits en pointillés) est plus facile à identifier.

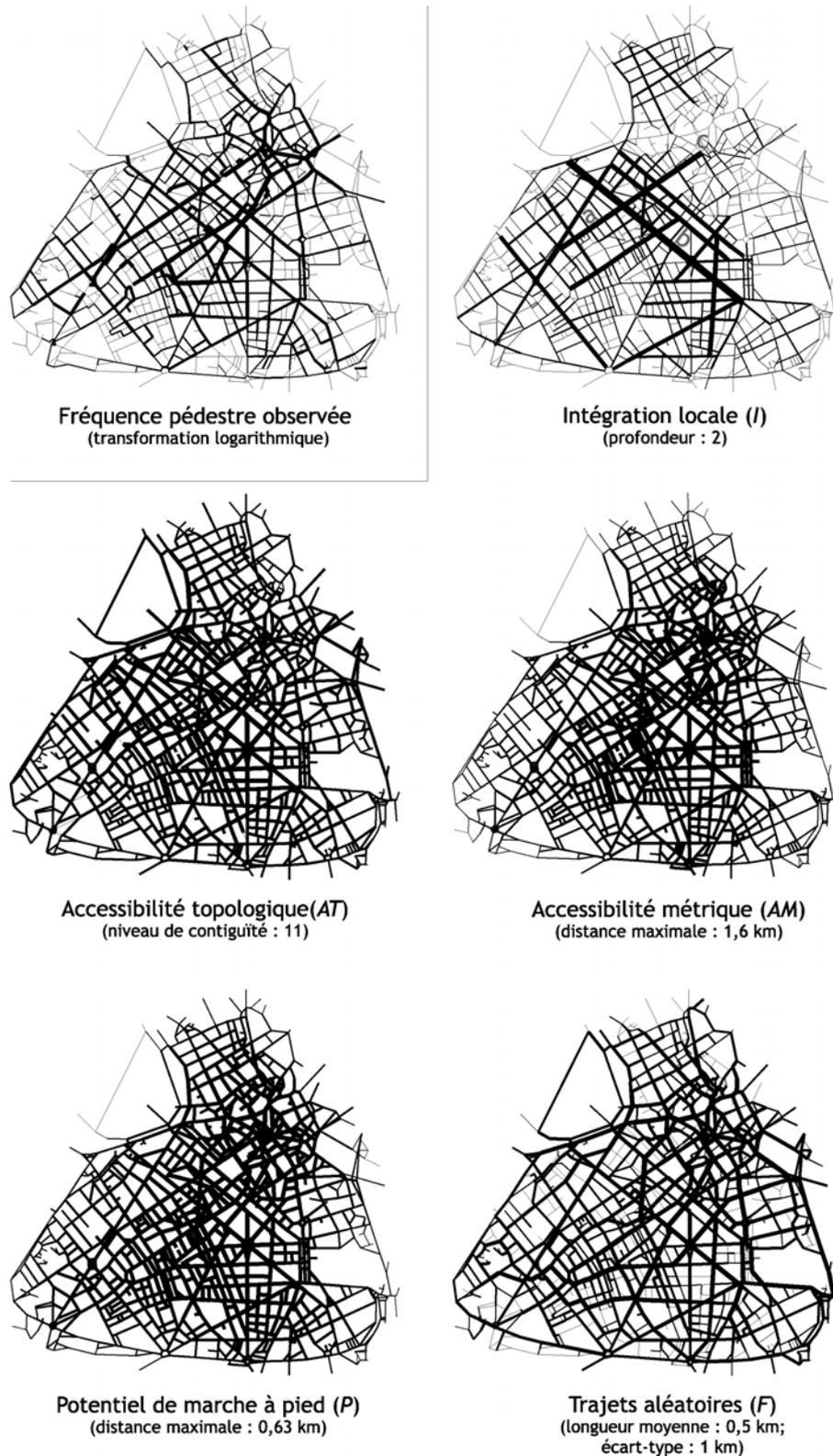


Figure 32. Comparaison cartographique des différents types d'indice d'accessibilité liés aux fréquences pédestres observées.

Les indices sont calculés en tenant compte de la portée spatiale qui optimise leur corrélation avec les fréquences pédestres. L'intégration locale et les trajets aléatoires se distinguent par la création d'une distribution spatiale hiérarchisée, alors que les autres indices mettent en avant une opposition entre centre et périphérie. Les fréquences observées semblent se trouver sous le double effet de centralité et de hiérarchisation.

Les corrélations entre les différents types d'indices et la fréquentation réelle sont représentées sur la figure 31. Elles sont très significatives ($p = 0,0001$), exceptées pour les premières valeurs des indices *MA* et *P*. Toutefois, ces valeurs culminent vers 0,5, ce qui semble assez faible. La valeur maximale de ces courbes représente la portée pour laquelle l'adéquation entre l'indice et la fréquence observée est la plus forte. L'intégration locale *I* obtient cette corrélation maximale avec une profondeur de 2, supérieure à celle qui est issue de l'intégration globale ($r = 0,43$). L'indice *AT* obtient une corrélation maximale pour une profondeur de 11 ; l'accessibilité métrique *AM* obtient une corrélation maximale pour une portée de 1,6 km mais avec une valeur guère supérieure à celle obtenue pour une portée de 1 km. Enfin la relation avec le potentiel de marche à pied *P* culmine avec une distance de 600 m. À partir des simulations de trajets, le meilleur résultat des fréquences *F* provient d'une distribution de trajets dont la portée moyenne est de 0,5 km avec un écart-type de 1 km, mais d'autres combinaisons obtiennent des résultats très proches, avec un coefficient r autour de 0,5.

Les résultats statistiques obtenus permettent d'évaluer le degré de pertinence de chaque type d'indice. Les valeurs de corrélation étant situées dans le même ordre de grandeur, une comparaison cartographique est réalisée entre les indices considérés chacun en fonction de la portée spatiale qui optimise leur corrélation avec la fréquence piétonnière (figure 32).

L'intégration locale montre une distribution spatiale extrêmement hiérarchisée. Les grands axes linéaires (a : boulevard de la Liberté, b : rue Nationale) se caractérisent par de très fortes valeurs contrairement aux culs-de-sac et aux tronçons moins bien connectés au réseau. Cependant, certaines zones entières sont en totale discordance avec les fréquences observées. La différence la plus flagrante se situe dans le quartier autour de la place De Gaulle (c), au nord-est de la ville, où l'intégration est très faible alors que la fréquentation pédestre est importante. Les trois cartes suivantes, issues des indices *AT*, *AM* et *P*, sont assez ressemblantes. Ces cartes sont dominées par un fort effet d'opposition entre le centre (fortes valeurs) et la périphérie de la ville (faibles valeurs), sans aucune hiérarchie locale entre les types de voies.

Sur la carte des fréquences obtenues par simulation de trajets aléatoires, nous retrouvons l'effet de hiérarchie déjà mentionné, mais avec un résultat différent de la carte de l'intégration locale. La linéarité des axes n'est pas le seul critère jouant en faveur de leur fréquence d'utilisation, puisque la zone autour de la place De Gaulle, plus sinueuse, se caractérise ici par de fortes valeurs, conformément aux valeurs observées. En revanche, l'opposition entre centre et périphérie est très atténuée, si bien que la ceinture de boulevards périphériques obtient une fréquence assez forte.

Dans l'ensemble, l'examen des cartes montre que les corrélations proches masquent des distributions spatiales dont certaines sont similaires (*AT*, *AM* et *P*), d'autres différentes (*I*, *F*). Les indices présentent donc à la fois une certaine redondance, et une certaine complémentarité. Pour minimiser ces redondances, seuls les indices *AM* et *I* sont étudiés par la suite.

Les cartes ont aussi suggéré que deux effets majeurs jouent sur la distribution des fréquences pédestres : l'opposition entre centre et périphérie ou centralité, la hiérarchisation des rue ou connectivité. Ces deux facteurs peuvent être calculés indépendamment à partir du graphe

constitué par les nœuds et les tronçons du réseau. Le centre pouvant se définir comme le sommet qui minimise la somme des distances avec tous les autres sommets du graphe, une simple variable de distance à ce sommet permet de représenter la centralité. Dans son acception la plus courante, la connectivité correspond pour chaque sommet du graphe au nombre d'arêtes qui le relie aux autres sommets : chaque tronçon de rue a donc été caractérisé par le nombre de tronçons qui lui sont connectés.

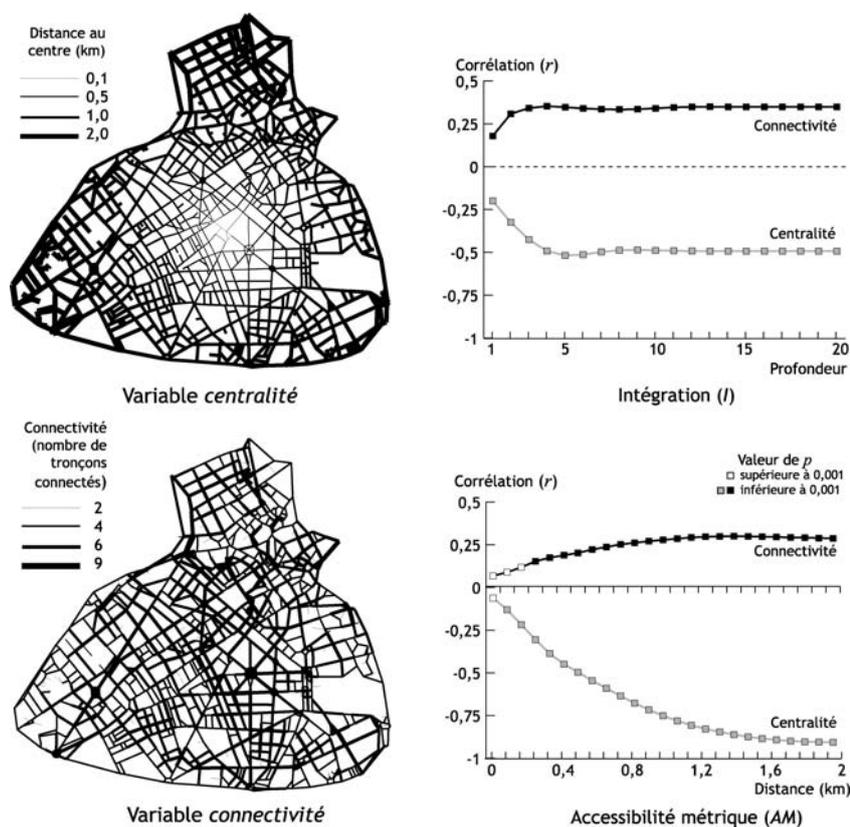


Figure 33. Facteurs centralité et connectivité en relation avec l'accessibilité spatiale

D'après le réseau de voirie de la ville de Lille, deux variables ont été définies : la centralité (distance au point central du réseau) et la connectivité (nombre de tronçons adjacents). Chacune représente un effet jouant a priori sur la distribution des fréquences pédestres, respectivement l'opposition entre centre et périphérie et la hiérarchisation entre les rues. Les corrélations en ces variables et les indices d'intégration et d'accessibilité métrique montre que des relations spécifiques. L'accessibilité métrique ne représente que la centralité, alors que l'intégration n'est pas fortement liée à ces variables.

Les deux nouvelles variables présentent des corrélations avec la fréquence réelle respectivement de $-0,36$ ($p=0,00001$) et de $+0,23$ ($p=0,0001$). Malgré leur faible intensité, ces coefficients expriment des relations attendues : l'intensité pédestre est plus forte à proximité du centre et est favorisée par le degré de connectivité entre les rues.

La figure 33 montre leur corrélations avec deux indices parmi les précédents : intégration et accessibilité métrique. Concernant la centralité, nous retrouvons logiquement des corrélations négatives et décroissantes ; celles-ci montrent que les niveaux importants d'accessibilité sont rencontrés à proximité du centre, cette règle étant plus marquée quand l'accessibilité est mesurée de façon globale (i.e. pour une grande distance). Toutefois, l'accessibilité métrique montre une relation nettement plus forte avec la centralité puisque la corrélation tend vers -1 ,

alors que la relation avec l'intégration n'augmente plus, en valeur absolue, à partir du 5^e niveau de profondeur. Cette différence n'est pas très surprenante puisque l'accessibilité métrique et la centralité sont deux mesures issues du même graphe, par opposition à l'intégration.

Concernant la connectivité des tronçons de rue, la relation avec les deux types d'indice est positive mais d'intensité nettement plus faible, quelle que soit l'échelle à laquelle les indices sont calculés. Faiblement corrélé à la fréquentation piétonnière, le critère de connectivité tel qu'il est calculé ici s'avère donc peu lié à la notion d'accessibilité.

Globalement, la distribution des fréquences pédestres est sous l'influence d'un effet de centralité, qui est bien exprimé par l'accessibilité métrique mais qu'il est possible d'assimiler à une variable de distance au centre du réseau. L'intégration ne représente pas réellement cet effet ni même un effet lié à la connectivité des tronçons de rues, on peut donc s'interroger sur sa pertinence. Dans cette optique, une variable de fréquence pédestre « tout effet de centralité égal par ailleurs » a été définie en calculant les résidus de la régression linéaire où la variable centralité « explique » la fréquence observée. La figure 34 montre la distribution de ces résidus sur les tronçons de voirie de Lille. Les valeurs positives, qui représentent une sur-fréquentation piétonnière par référence à un modèle fondé sur la centralité, se localisent de préférence sur des axes importants : l'axe rue de la Bassée - rue Nationale (a) ; l'axe rue d'Isly – boulevard Vauban (b) ; la rue Gambetta (c), etc. À l'inverse, les valeurs négatives sont le plus souvent représentées par des tronçons de faible longueur.

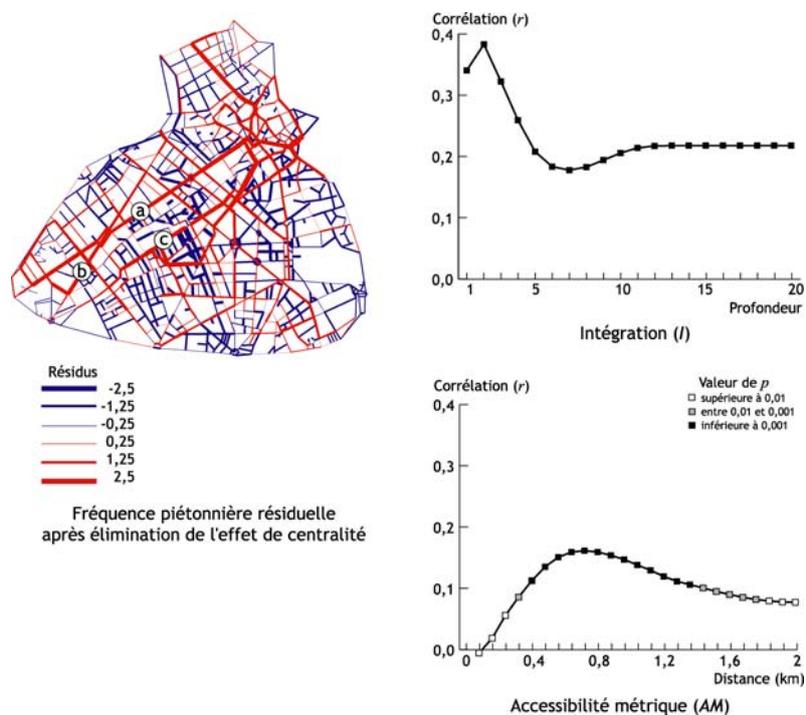


Figure 34. Fréquence pédestre résiduelle et relation avec les indices d'accessibilité

L'utilisation d'un modèle de régression linéaire a permis de calculer les résidus des fréquences pédestres par rapport à l'effet de centralité. La carte montre que les résidus positifs se situent essentiellement sur les axes importants de la ville, alors que les résidus négatifs occupent les tronçons de moindre importance dans la configuration de la voirie. Les corrélations avec les indices d'accessibilité spatiales montrent l'importance de l'intégration pour modéliser les flux pédestres en dehors de l'effet de centralité.

Comme précédemment, nous comparons les deux séries d'indices. L'intégration se caractérise par une corrélation nettement positive pour les faibles niveaux de profondeur ; cette corrélation diminue notablement à partir du 4^e niveau. L'accessibilité métrique n'atteint pas un niveau de corrélation très important, quelle que soit la distance considérée.

Bilan des relations accessibilité - fréquences pédestres

Suivant l'enchaînement des analyses, il ressort qu'outre les redondances entre indices déjà signalées, l'accessibilité métrique et l'intégration ne sont pas liées de la même façon aux fréquences observées.

L'accessibilité métrique permet de quantifier le positionnement des tronçons par rapport au centre du réseau, sous réserve que ce centre soit aussi défini de façon métrique et que l'indice soit calculé sur une portion suffisante du réseau. Calculé localement (ici pour des distances inférieures à 1 km), cet indice n'est pas du tout lié aux fréquences observées : il ne représente ni correctement l'effet centre ni même l'effet de connectivité. Calculé sur tout le réseau, il se confond avec l'effet centre mais il n'exprime rien d'autre. Il s'agit donc d'un indicateur utile seulement à l'échelle globale de la ville.

L'intégration locale issue de la syntaxe spatiale montre une relation assez bonne avec les fréquences observées, quel que soit le niveau de profondeur considéré. Dans le cas étudié, le niveau 2 se révèle le plus nettement corrélé à ces fréquences. Suivant les études antérieures dans lesquelles l'intégration est comparée à la fréquence piétonnière, les corrélations peuvent s'étendre sur un intervalle de valeurs assez grand (par exemple dans Figueira et al., 2004 ; Kasemsook, 2003 ; Desyllas et Duxbury, 2001 ; Major, 2000) ; les résultats présents sont compris dans cet intervalle. Nous retrouvons ici la plus grande pertinence de l'intégration locale par rapport à l'intégration globale, qui est un résultat obtenu dans presque tous les cas cités. Cependant, l'intégration calculée très localement ne représente quasiment pas l'effet centre ni l'effet de connectivité, tels qu'ils sont définis simplement. En revanche, cet indice s'avère très complémentaire de la centralité, ce qui montre son intérêt pour la modélisation des fréquences pédestres. Nous retrouvons là un constat effectué par Hillier (2003) à partir d'une comparaison de cartes d'intégration « métrique » et « visuelle ».

Dans le cadre du récent débat concernant la syntaxe spatiale (Ratti, 2004a, 2004b ; Hillier et Penn, 2004 ; Steadman, 2004), il est important de souligner la possibilité de mettre en comparaison différentes approches permettent de modéliser l'usage piétonnier du réseau de voirie urbaine. Les travaux de Batty (2004a ; 2004b) ont montré la transposition possible entre les calculs de la syntaxe spatiale appliqués d'une part sur le graphe primal et d'autre part sur le graphe dual. Par ailleurs, les techniques d'agrégation – désagrégation permettent de convertir les résultats obtenus sur des objets hétérogènes (nœuds, lignes axiales) en valeurs décrivant des objets uniques (ici des tronçons). La séparation entre la syntaxe spatiale et les autres formes de modélisation de réseau est donc largement surmontable, ce qu'illustrent les exemples présentés ici. Il est vrai que plusieurs présentations ont déjà montré la comparabilité des différentes approches du point de vue de leur formalisme (Porta et al, 2006 ; Jiang et al., 1999), mais

jusqu'à présent peu d'exemples ont réellement été comparés à l'aide de données empiriques : les travaux de Salheen (2003) et Salheen et Forsyth (2001) sont à ce sujet limités à des comparaisons cartographiques. La démarche présente pourrait donc être étendue à d'autres types de mesures appliquées aux réseaux urbains, comme par exemple l'adjacence relative (Bera et Claramunt, 2004).

Les travaux effectués dans cette partie ont contribué à préciser les relations entre différentes approches méthodologiques et à évaluer leur pertinence pour modéliser les flux pédestres au niveau des tronçons de rue, dans une approche où les données individuelles ont été agrégées. Il reste à intégrer et à déterminer l'importance des facteurs paysagers dans ces formes de modélisation. D'autres développements peuvent être réalisés de façon plus précise, en tenant compte des itinéraires des piétons et en considérant des trajets individuels. La modélisation des choix d'itinéraire fait donc l'objet de la partie suivante.

2.1.3. Modélisation des choix d'itinéraire des piétons

Les choix d'itinéraire opérés par les piétons lors de leurs déplacements constituent un objet d'analyse important dans la perspective d'une étude sur le rôle du paysage urbain. Partant de l'idée que le paysage intervient dans ces choix de façon non nécessairement consciente, il s'agit de savoir comment extraire des « préférences révélées » à partir des simples données de déplacement.

Pour un ensemble de trajets donnés, la comparaison des paysages qui sont le cadre des tronçons les plus fréquemment utilisés, par rapport à ceux qui sont visibles depuis les tronçons les moins utilisés, ne peut suffire pour déterminer des phénomènes de préférence paysagère. En effet, le rôle fondamental joué par les générateurs et attracteurs de déplacement se répercute en principe sur la distribution des fréquences d'usage. Il faut donc arriver à distinguer ce qui relève de la structure spatiale des zones émettrices (forte densité potentielle de marcheurs) et des zones réceptrices (forte densité d'emploi, de service, de loisir...).

Une façon de faire cette distinction consiste à utiliser des modèles probabilistes de distribution des fréquences d'usage, à partir d'itinéraires précis enregistrés entre des points d'origine et de destination (nous utilisons par la suite les initiales O et D). Appliquée à un contexte de déplacement, cette famille de modèles repose sur une hypothèse de rationalité, qui se traduit par le fait que les individus vont tendre à minimiser un certain coût de déplacement, qui peut être défini de plusieurs façons. Cette rationalité « globale » est possible si les individus ont une connaissance exhaustive et a priori des différentes possibilités d'itinéraires qui s'offrent à eux et des conditions environnementales qui caractérisent ces itinéraires. Appliqués le plus souvent aux déplacements motorisés (Dial, 1997 ; Certu, 1998 ; Cascetta et al., 2002), ces modèles probabilistes ont été utilisés pour étudier les choix d'itinéraires des piétons (Piombini et Foltête, 2007).

Le et /es plus courts chemins...

Considérant un trajet effectué réellement, l'application de ces modèles suppose qu'on définisse l'éventail des itinéraires possibles entre les points O et D. Cette définition préalable peut constituer un obstacle technique puisque les outils les plus courants permettent uniquement d'identifier *le* plus court chemin, et non le faisceau *des* chemins les plus courts.

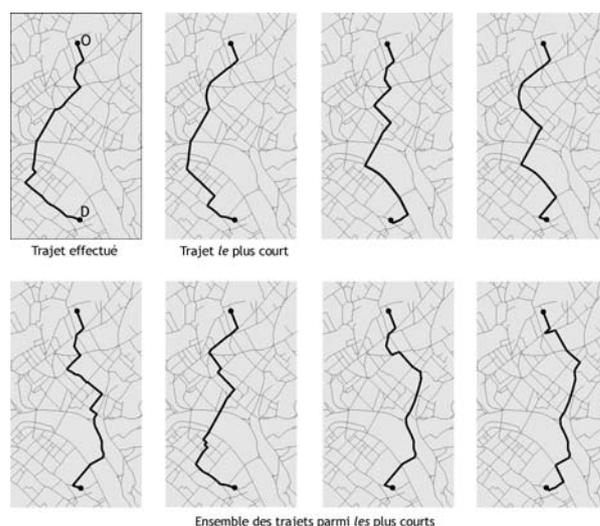


Figure 35. L'ensemble des itinéraires potentiels pour relier une origine à une destination

D'après une enquête sur les déplacements piétonniers, un trajet a été effectué entre les points O et D. Mais bien d'autres possibilités s'offraient au marcheur pour joindre ces deux points, en particulier un trajet plus court. Les autres trajets sont de longueur supérieure, mais dans les limites fixées par l'opérateur (ici 110 % du plus court chemin). On remarque au passage la variabilité de la sinuosité et du nombre de carrefours traversés.

Dans nos travaux (Piombini et Foltête, 2007 ; Piombini, 2006), ce problème a été surmonté en utilisant l'algorithme du plus court chemin de Dijkstra (1959) tout en modifiant de façon aléatoire l'impédance des tronçons de voirie (qui est au départ égale à leur longueur), dans les limites d'un certain écart par rapport à leur impédance initiale. Les itinéraires alternatifs sont retenus si leur longueur totale ne dépasse pas un certain taux d'allongement par rapport au plus court chemin.

Cette méthode stochastique conduit à identifier plusieurs fois les mêmes itinéraires, c'est pourquoi elle s'accompagne d'une procédure de suppression des redondances. À titre d'exemple, la figure 35 montre un trajet réel à Besançon, et quelques cas parmi l'ensemble des trajets possibles définis par modification aléatoire de 150 % de l'impédance des tronçons et de longueur inférieure ou égale à 110 % du plus court chemin.

Le modèle Logit Multinomiale Simple

Deux familles de modèles sont assez couramment utilisées dans le domaine de la modélisation des flux : le modèle Probit, appliqué par exemple dans Gleyze (2001), et le modèle Logit. Ce dernier est rencontré le plus fréquemment, comme dans les études suivantes : Certu,

1998, 2003 ; Henn, 2001 ; Rodriguez et Joo, 2004 ; Zhang et al., 2004. Parmi les modèles Logit, on distingue encore deux principales options : le modèle Logit Multinomial Simple et le modèle Logit Multinomial Hiérarchique (Ben-Akiva et Lerman, 1985).

Le modèle Logit Multinomial Simple (LMS) consiste à attribuer une valeur de coût à chaque itinéraire potentiel. La définition la plus simple de ce coût est la longueur métrique de l'itinéraire. En théorie, une variable d'erreur de perception s'ajoute à la longueur, mais sous l'hypothèse que l'erreur ne change pas d'une personne à l'autre, cette variable n'est pas intégrée dans le modèle. La valeur d'usage des itinéraires est inversement proportionnelle à ce coût, ce qui se traduit par la forme suivante :

$$u_k = -\mu \cdot l_k$$

où u_k est une valeur d'usage des k itinéraires, μ le paramètre de rationalité et l_k la longueur des itinéraires. Le paramètre de rationalité est à fixer par l'opérateur, il permet d'attribuer un comportement plus ou moins rationnel des individus par rapport à la minimisation de la distance à parcourir. Plus on augmente la valeur du paramètre μ , plus on donne les moyens aux piétons virtuels de maximiser leur fonction d'utilité, ce qui revient à supposer que les individus sont capables d'effectuer un classement ordinal des itinéraires potentiels en fonction de leur efficacité. Lorsque μ tend vers 0, on postule en revanche que les erreurs d'appréciation des distances l'emportent.

Partant de cette caractérisation de la valeur d'usage des itinéraires, il est possible d'estimer leur probabilité p_k d'utilisation suivant la formule logistique suivante (Nakache et Turlot, 1994) :

$$p_k = \frac{e^{u_k}}{\sum_{k'} e^{u_{k'}}} = \frac{e^{-\mu \cdot l_k}}{\sum_{k'} e^{-\mu \cdot l_{k'}}$$

Ce modèle repose sur une hypothèse rarement vérifiée dans le cas de trajets piétonniers. En effet, selon la formule précédente, les probabilités attribuées aux itinéraires sont indépendantes les unes des autres, alors que ceux-ci ont des tronçons en commun. Le respect de l'hypothèse d'indépendance conduirait à sélectionner des itinéraires complètement séparés les uns des autres, ce qui est peu réaliste. Un compromis est possible en minimisant les ressemblances entre les trajets. Une autre possibilité consiste à utiliser un modèle Logit Multinomial Hiérarchique (LMH).

Le modèle Logit Multinomial Hiérarchique

Le modèle LMH consiste à effectuer progressivement des regroupements d'itinéraires, en établissant un arbre de segmentation fondé sur leur degré de similarité (Ben-Akiva et Lerman, 1985 ; MacFadden, 1984). Au niveau 1, tous ces itinéraires sont affectés de la même probabilité de choix. Au niveau 2, des groupes sont constitués et les probabilités sont réparties de façon à ce que la subdivision d'un ensemble soit favorable à l'itinéraire le moins ressemblant et au

contraire défavorable aux itinéraires regroupés (figure 36). Suivant le nombre d'itinéraires formant l'ensemble initial des plus courts chemins, plusieurs niveaux suivants (3, 4, ...) sont obtenus en regroupant à nouveau les itinéraires des niveaux précédents. À chaque niveau, chaque groupe est donc affecté d'une probabilité globale, dite « marginale ». À l'intérieur de chaque groupe, les probabilités d'usage de chaque itinéraire (qualifiées de « conditionnelles ») sont estimées en appliquant un modèle LMS de façon indépendante (Koppelman et Sethi, 2000). Pour un niveau donné, la probabilité d'usage d'un itinéraire est alors égale au produit des probabilités marginales et conditionnelles. La façon dont est réalisée l'agrégation progressive des itinéraires dépend du seuil de regroupement, entre 0 et 100 %. Si ce seuil est proche de 100, cela revient à considérer que les individus n'opèrent qu'une faible distinction entre les itinéraires ; pour la valeur précise de 100, on retrouve exactement le LMS ; si au contraire ce seuil est faible, on suppose qu'une forte hiérarchie est perçue par les individus.

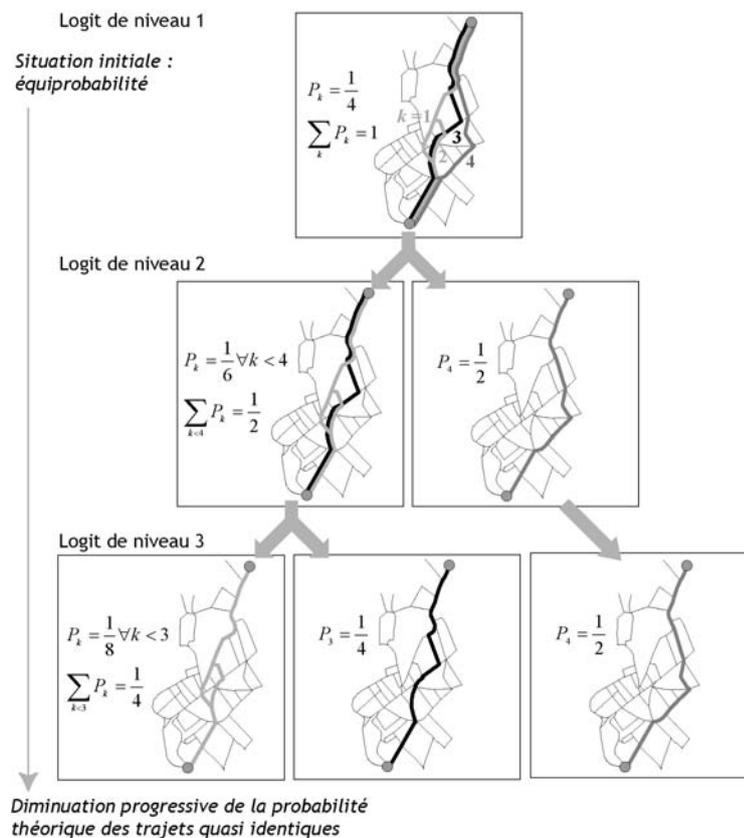


Figure 36. Principe du Logit Multinomial Hiérarchique pour la modélisation des flux

Parmi l'ensemble des itinéraires potentiels pour joindre deux points, certains sont particuliers, d'autres se ressemblent. À chaque niveau des regroupements sont effectués, ce qui modifie la distribution des probabilités dites « marginales ».

L'exploitation des modèles LMS et LMH conduit souvent à l'établissement de prédictions de flux passant par les tronçons du réseau. Pour une OD donnée, chaque tronçon appartenant à la zone comprenant tous les itinéraires potentiels peut être affecté d'une valeur de fréquentation théorique, en calculant simplement la moyenne des probabilités de chaque itinéraire passant par ce tronçon. Ceci permet d'utiliser les prédictions dans deux cas de figures :

– *approche agrégée* : on considère un ensemble d'OD (tirées de trajets réels par exemple) et dans ce cas on peut analyser la fréquentation théorique qui résulte de l'addition des fréquences prédites de chaque OD. Cette fréquentation théorique générale peut alors être comparée à la fréquentation observée, en utilisant par exemple une régression linéaire. Cette approche permet de valider le modèle sur un ensemble de données statistiquement important ; cependant, l'application du même modèle à de multiples cas suppose une uniformité des comportements humains (le niveau de rationalité est uniforme), ce qui est une hypothèse non réaliste.

– *approche désagrégée* : pour chaque OD, on compare la distribution des fréquences théoriques et des fréquences observées, qui dans ce cas sont strictement binaires, les tronçons du trajet effectif (1) s'opposant à ceux qui n'ont pas été empruntés (0). Cette mise en relation statistique peut conduire vers une optimisation du modèle pour l'ensemble des OD analysés.

Evaluation des modèles LMS et LMH

À partir des enquêtes réalisées dans Foltête et al. (2002 ; 2006) à Besançon et Lille, deux zones ont été sélectionnées pour l'évaluation de ces modèles (Piombini, 2006). Une série de plusieurs LMH a été mise en œuvre, en faisant varier à la fois le seuil d'agrégation et le paramètre de rationalité μ . Les modèles LMS sont représentés par les LMH pour un seuil d'agrégation de 100. Pour chaque ville, ces modèles sont testés sur deux ensembles d'itinéraires, l'un comprenant tous les itinéraires potentiels jusqu'à 110 % par rapport au chemin le plus court, l'autre jusqu'à 120 %.

Au niveau agrégé des tronçons, la première validation consiste à comparer la fréquentation observée avec celle qui est issue de l'addition des modèles réalisés pour chacune des OD. Les résultats obtenus (tableau 2) montrent une bonne adéquation globale. La variabilité des coefficients r^2 étant nettement plus forte en fonction du paramètre μ qu'en fonction du seuil de regroupement, il s'avère que l'avantage théorique permis par le LMH par rapport au LMS ne se traduit pas par une grande supériorité des résultats. En dépit de l'aspect irréaliste de l'hypothèse de l'indépendance des itinéraires, le LMS fait donc preuve d'une bonne robustesse, ce qui rejoint le constat déjà établi par MacFadden (1984). Par ailleurs, la faible différence due au pourcentage d'allongement par rapport au plus court chemin (110 et 120 %) confère à l'ensemble de la modélisation effectuée une certaine stabilité.

Les différences obtenues entre Lille et Besançon sont surtout le fait du niveau global de pertinence des modèles. La plus grande adéquation des LMH à Besançon s'explique peut être par une différence de structuration de la voirie. En effet, la très grande centralisation des déplacements à Besançon, due à la fois à la moindre taille de la ville et à l'effet topographique de cuvette (Foltête et al., 2002), s'oppose nettement à la configuration plus rectiligne de Lille, qui donne davantage de possibilités d'itinéraires.

Seuil	TAPCC 110 %					TAPCC 120 %				
	60	70	80	90	100	60	70	80	90	100
Lille										
0	0,709	0,741	0,741	0,747	0,743	0,544	0,583	0,570	0,562	0,561
10	0,756	0,775	0,777	0,780	0,775	0,649	0,674	0,661	0,649	0,647
μ 30	0,819	0,821	0,827	0,829	0,823	0,798	0,798	0,801	0,795	0,789
50	0,834	0,832	0,842	0,847	0,843	0,831	0,829	0,837	0,841	0,837
100	0,823	0,822	0,830	0,836	0,834	0,823	0,822	0,830	0,836	0,833
Besançon										
0	0,910	0,912	0,917	0,921	0,930	0,902	0,901	0,906	0,909	0,921
10	0,930	0,932	0,933	0,934	0,938	0,929	0,930	0,930	0,930	0,934
μ 30	0,940	0,941	0,940	0,940	0,941	0,941	0,942	0,941	0,940	0,941
50	0,941	0,942	0,942	0,942	0,942	0,942	0,943	0,942	0,942	0,942
100	0,940	0,941	0,941	0,941	0,941	0,940	0,941	0,941	0,941	0,942

TAPCC indique le taux d'agrégation des trajets de plus court chemin

Tableau 2. Relations entre fréquences modélisées et fréquences observées des tronçons à Lille et à Besançon (coefficient r^2 , $p < 0,01$)

Au niveau désagrégé pour chaque OD, les mêmes modèles ont été évalués en comparant les probabilités d'usage obtenues et le choix effectué par le marcheur. La proportion d'itinéraires pour lesquels l'analyse de variance univariée appliquée avec ces données s'est avérée significative (au sens de la probabilité 0,05) est le premier critère utilisé pour cette évaluation.

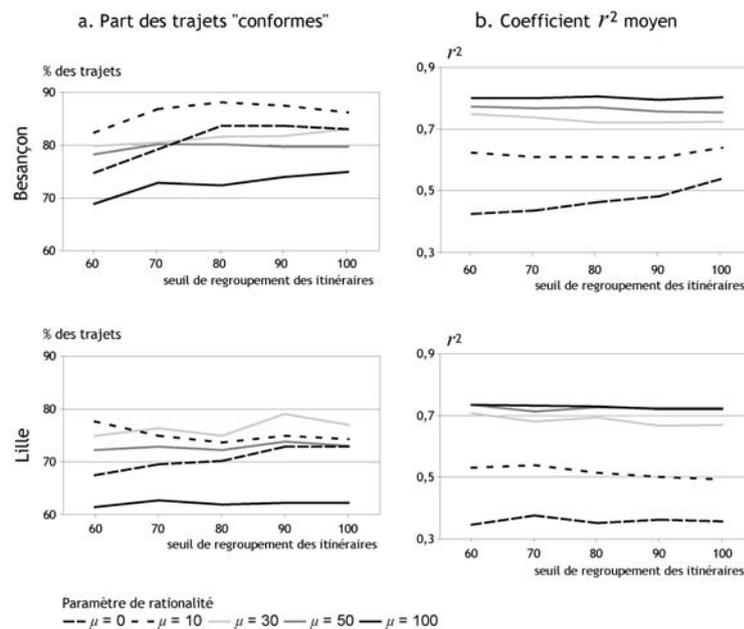


Figure 37. Évaluation des modèles Logit au niveau désagrégé

Plusieurs modèles issus des variations du seuil de regroupement des itinéraires et du paramètre μ sont comparés au niveau des trajets de façon individuelle. À partir d'une analyse de variance entre les probabilités d'usage et la variable binaire tronçons emprunté / tronçons non empruntés, le premier critère est le nombre de trajets qui occasionne une analyse significative à 5 %. Le second est la moyenne des coefficients de déterminations obtenus. Ces deux formes d'évaluation amènent à des résultats en partie contradictoires, qui suggèrent de choisir comme compromis une valeur de μ autour de 50.

D'après les résultats (figure 37a), les modèles sont ici encore globalement plus pertinents à Besançon qu'à Lille, avec respectivement 88 et 78 % de trajets « conformes » pour les meilleurs modèles. Comme auparavant, le faible rôle du seuil de regroupement, représenté par l'aspect assez plat des courbes, s'oppose fortement à l'influence du paramètre μ , visible par les grandes différences de niveaux entre les courbes. Cependant, contrairement à l'évaluation des modèles au niveau agrégé où la valeur optimale de $\mu = 50$ était commune aux deux villes, une différence apparaît ici entre les valeurs optimales de 10 à Besançon et 30 à Lille.

Le second critère d'évaluation a été le coefficient r^2 moyen, calculé initialement pour chaque OD à l'issue de l'analyse de variance (figure 37b). La différence entre les deux villes tout comme l'importance du paramètre de rationalité γ sont à nouveau visibles, mais ce qui apparaît surtout est la contradiction entre l'ordre de pertinence de μ selon le critère d'évaluation. Ici plus le paramètre de rationalité est fort (i.e. plus les individus perçoivent une hiérarchie entre les itinéraires potentiels), plus les modèles s'ajustent aux trajets effectifs.

La contradiction mise en évidence peut s'expliquer par le fait qu'avec un faible niveau de rationalité, le modèle global permet d'être significatif dans de nombreux cas, sans que son pouvoir explicatif soit pour autant d'une grande intensité. En revanche, la forte rationalité fait diminuer ce nombre de cas tout en augmentant nettement le pouvoir explicatif d'une partie d'entre eux, ce qui se répercute sur la moyenne des coefficients.

Pour un ensemble d'OD, les modèles de choix discret et en particulier les modèles Logit permettent d'estimer la probabilité des itinéraires empruntés. L'application de ces modèles peut donc conduire à de véritables prédictions de fréquence pédestre. L'instauration d'une hiérarchie entre les itinéraires potentiels permet d'éviter le postulat d'indépendance, mais n'apporte pas un gain très significatif à la pertinence des modèles. Dans la mesure où la minimisation de la distance ou du temps de parcours ne constitue pas le seul critère intervenant dans les choix d'itinéraires (McFadden, 2000 ; Kaufmann, 2000), il serait utile d'intégrer des variables supplémentaires (décrivant par exemple les propriétés paysagères des tronçons) dans ces modèles. Toutefois, nous proposons d'analyser plus précisément les choix des piétons, en décomposant les trajets effectués entre chaque OD pour identifier les « bifurcations ».

2.1.4. La bifurcation, lieu du choix d'itinéraire

L'exploitation de la notion de bifurcation s'inscrit dans les travaux de Piombini (2006). Au cours de la démarche précédente, par l'utilisation des modèles Logit, la notion de choix d'itinéraire a été abordée au niveau des trajets, en considérant que la totalité d'un itinéraire entre un point d'origine et un point de destination était l'objet lui-même de décision. Cette forme de modélisation a donc reposé sur l'idée que les individus effectuent leur décision de façon globale, au départ de leur trajet, impliquant une connaissance antérieure et exhaustive de la zone traversée. Il semble raisonnable de considérer que les habitants d'une ville effectuant des trajets de façon régulière peuvent réellement avoir une telle connaissance. Toutefois, l'hypothèse du *choix global*, où un itinéraire entier a été choisi parmi un ensemble de possibilités, reste

discutable. On peut lui opposer l'idée qu'un choix résulte souvent d'une mise en opposition binaire, où un itinéraire a été préféré à un autre. Comme la configuration de la voirie offre souvent davantage de possibilités que seulement deux trajets concurrents, plusieurs choix binaires peuvent s'enchaîner tout au long d'un trajet. Suivant cette idée, la réalisation d'un trajet donné constitue le cadre d'une série de choix successifs du marcheur au long dans son parcours, qui seront qualifiés ici de *choix partiels*. Les décisions sont dans ce cas effectuées sur des points particuliers des trajets, qu'on appelle ici des bifurcations.

Une autre vision du cadre décisionnel des piétons peut être la conséquence d'une remise en question plus radicale des hypothèses précédentes. En effet, malgré la connaissance que les habitants ont de leur ville ou de leur quartier, il est possible de supposer que certaines décisions d'itinéraires se font exclusivement in situ, sans plan pré-établi, au cours de la pratique même du déplacement. Cette forme de « déambulation », typique d'un parcours prenant la forme d'une découverte touristique, peut être également rencontrée pour des trajets habituels. On suppose alors que précisément des habitudes de parcours ont permis de régulariser certains trajets, sans qu'au départ un choix ait été fixé sur la base d'une vision globale ou même partielle. Le lieu de la décision est toujours la bifurcation, mais dans ce cas, le choix est qualifié de *local*.

La modification des hypothèses à l'origine des modèles de choix d'itinéraire traités dans la partie précédente a conduit à supposer le rôle joué par les lieux de bifurcation présents sur chaque trajet. Il reste à définir plus précisément ces entités.

Définition des bifurcations

La définition des bifurcations nécessite la présence indispensable de données de trajets pédestres. Pour un trajet donné, plusieurs bifurcations peuvent être successivement rencontrées, selon la configuration spatiale de la voirie. Nous définissons l'objet bifurcation de la façon suivante : « carrefour à partir duquel le trajet observé n'emprunte pas le plus court chemin ». Cette définition n'attribue donc pas une fonction définitive à certains carrefours, elle reste entièrement relative à l'interaction qui s'est produite entre l'individu piéton et la structure de transport. La notion de plus court chemin qui a par exemple été utilisée dans la modélisation précédente, pour définir l'ensemble des itinéraires les plus courts pour une OD donnée, n'est pas utilisée ici de la même façon. Comme la bifurcation correspond à un choix d'itinéraire contraire à une logique strictement rationnelle (minimisation de la distance à parcourir selon la rationalité économique), elle conduit à définir un nouveau plus court chemin une fois que la décision a été prise. Ainsi, on peut trouver une succession « temporelle » de plus courts chemins, suivant les choix effectués par le marcheur.

L'identification des bifurcations a nécessité la mise en place d'un protocole adapté, basé sur l'algorithme de Dijkstra (figure 38). Pour chaque OD, l'itinéraire du plus court chemin a été trouvé par l'application de cet algorithme. Partant du point d'origine O, chaque tronçon du parcours réellement emprunté est suivi et comparé à celui de l'itinéraire le plus court, jusqu'à l'apparition d'une éventuelle bifurcation (sinon jusqu'au point de destination D). Une fois la bifurcation trouvée, l'extrémité du tronçon emprunté qui suit directement le carrefour de la

bifurcation est considérée comme le nouveau point d'origine O' . Le processus recommence ensuite jusqu'à ce que le point D soit rejoint. Chaque bifurcation identifiée donne lieu à l'enregistrement d'une série d'attributs : identifiants du tronçon choisi et du tronçon évité, allongement de parcours lié au choix, proportion de cet allongement par rapport à la distance restant à parcourir. Une bifurcation pourra être considérée comme importante si par exemple l'allongement qu'elle occasionne est d'une longueur significative ; dans le cas contraire, si par exemple l'allongement de parcours n'excède pas 20 m, la prise en compte de la bifurcation est peu utile.

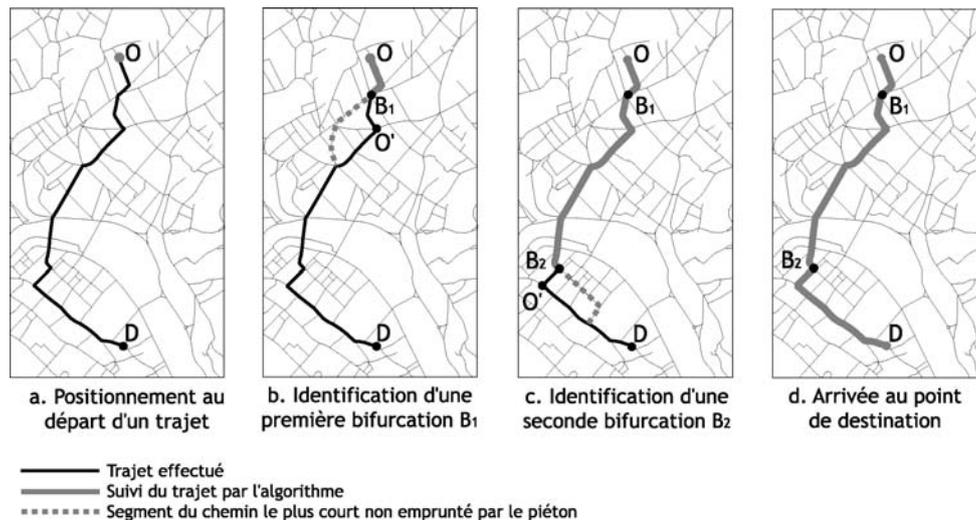


Figure 38. Algorithme d'identification des bifurcations

À partir d'un trajet réellement effectué (a), l'algorithme consiste à parcourir successivement les tronçons, partant du point O. À chaque carrefour, le tronçon situé sur l'itinéraire du plus court chemin est comparé à celui de l'itinéraire emprunté par le piéton. Si ces deux tronçons ne correspondent pas, une bifurcation est identifiée (b). À partir du carrefour suivant O' placé sur le trajet effectif, le même processus est réitéré, en interdisant toutefois la possibilité d'un retour en arrière. Plusieurs bifurcations peuvent être trouvées sur le même itinéraire (c) et finalement, le pointeur de l'algorithme parvient au point D (d).

Les objets « bifurcation » peuvent donner lieu à une étude sur le rôle du paysage dans les choix d'itinéraire, si on suppose que le cadre paysager peut influencer sur les décisions binaires prises localement. En fonction des deux cas de figure identifiés précédemment, deux types d'opposition peuvent être définies :

– *hypothèse du choix partiel* : à chaque bifurcation, les facteurs expliquant la préférence pour l'un des trajets sont à identifier sur l'ensemble des tronçons spécifiques du parcours choisi (c'est-à-dire non inclus dans le trajet concurrent). Inversement, l'évitement peut être expliqué en analysant les tronçons spécifiques du parcours non choisi.

– *hypothèse du choix local* : la décision a été strictement visuelle, depuis le point de bifurcation. Idéalement, un « paysage de la bifurcation » devrait être décrit comme l'espace vu depuis le point de décision. Il est aussi possible de comparer les deux tronçons de rue directement adjacents au carrefour, qui ont fait l'objet du choix.

Identification des bifurcations sur les sites de Besançon et Lille

Chaque trajet piétonnier peut comporter une ou plusieurs bifurcations, au sens d'un choix d'itinéraire non expliqué par la minimisation de la distance à parcourir. Une première exploration des bifurcations consiste à enregistrer l'éventuelle participation de chaque tronçon de rue i aux choix binaires, soit positif (tronçon choisi) p_i , soit nul (tronçon non choisi) q_i :

$$p_i = \sum_{k=1}^n t_k \text{ avec } t_k = 1 \text{ si à la bifurcation } k \text{ le tronçon } i \text{ a été choisi ; } t_k = 0 \text{ sinon.}$$

$$q_i = \sum_{k=1}^n (1 - t_k)$$

avec n bifurcations.

Ce premier comptage est une opération préalable pour autoriser ou non la recherche de facteurs explicatifs de ces choix. En effet, si au terme du comptage, de nombreux tronçons ont été choisis par certains individus et évités par d'autres (i.e. $p_i \approx q_i$), aucun modèle global ne peut être mis en place. Comme indiqué précédemment, le comptage dépend de l'hypothèse de choix sous-jacente à l'analyse : intégration de tous les tronçons du parcours spécifique des trajets choisis et non choisis dans le cas du choix partiel ; comptage des seuls tronçons adjacents au carrefour dans le cas du choix local. Pour ces deux hypothèses, une vision synthétique des choix effectués par les piétons est permise par la simple différence d_i :

$$d_i = p_i - q_i$$

Pour un tronçon de rue donné, cet indicateur est proche de 0 si la préférence est annulée par l'évitement. Une préférence est représentée par une valeur positive, d'autant plus grande que le tronçon a participé au même choix au sein de plusieurs bifurcations ; à l'inverse un évitement est représenté par une valeur négative.

La figure 39 montre les cartes des valeurs de d_i résultant de l'application des méthodes présentées pour les deux hypothèses, sur les zones des villes de Besançon et Lille analysées dans Piombini (2006). La distribution des valeurs est plus concentrée pour l'hypothèse du choix local, puisque seuls les tronçons adjacents aux carrefours sont pris en compte ; dans ce cas, il est difficile de tirer un enseignement de ces cartes. En ce qui concerne l'hypothèse du choix partiel, des structures plus nettes apparaissent, où certains axes sont globalement préférés alors que d'autres rues sont évitées. D'après la géométrie de la voirie, il semble que les alignements plus rectilignes soient privilégiés, alors que les rues comprises dans des configurations moins linéaires soient souvent évitées, alors qu'elles pourraient faire diminuer les distances parcourues. À ce point de l'analyse, un tel constat mériterait des vérifications, puisqu'il rejoint une des idées-clés de la syntaxe spatiale, à propos de la préférence psychologique des marcheurs pour des espaces offrant des visions ininterrompues (Hillier et Hanson, 1984). Toutefois, certains tronçons marqués d'une forte préférence se caractérisent par leur aptitude intrinsèque à favoriser la marche à pied : rues piétonnes et commerçantes comme la rue de Béthune à Lille

(a), la Grande Rue à Besançon (b). D'autres effets sont peut-être à souligner, comme celui de certaines rives du Doubs à Besançon.

Pour évaluer plus précisément le rôle du paysage urbain dans les choix effectués lors des bifurcations, les attributs paysagers des couples de tronçons préférés / évités doivent être comparés. Là encore, cette comparaison peut porter sur de simples différences (par exemple entre les compositions paysagères respectives), mais une véritable modélisation est préférable à cette approche descriptive. Comme pour les analyses de trajets concurrents présentées précédemment (cf. 2.1.3.), les modèles Logit sont adaptés à la nature des données présentes.

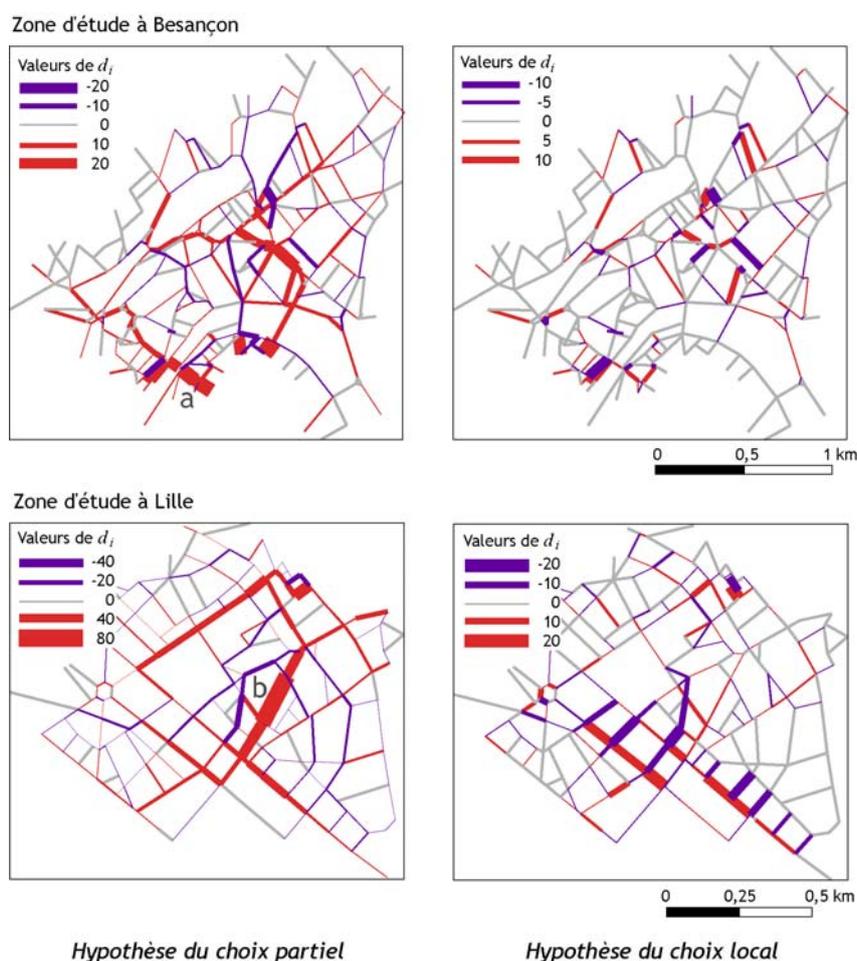


Figure 39. Carte des valeurs de choix d_i des tronçons aux bifurcations

Pour tous les trajets recensés, le passage à certains carrefours occasionne une « bifurcation », c'est-à-dire un choix pour un parcours plus long que le chemin le plus court. Pour toutes les bifurcations identifiées, les valeurs de d_i représentent la différence entre le nombre de fois qu'un tronçon est préféré au chemin le plus court et le nombre de fois qu'il est évité. Ce comptage est effectué selon deux hypothèses : soit le choix est partiel et tous les tronçons spécifiques du parcours choisi sont inclus dans le comptage ; soit le choix est strictement local et seuls les tronçons adjacents au carrefour sont pris en compte. Sur les sites d'étude de Besançon et Lille, les cartes des valeurs de d_i montrent une structure surtout pour l'hypothèse de choix partiel. À Besançon, on retrouve l'effet du à la principale rue piétonne (a), à certaines rives du Doubs et également à certains axes rectilignes. À Lille, la rue piétonne de Béthune (b) s'affirme comme le tronçon le plus souvent choisi, mais plus globalement les axes de voirie rectilignes semblent préférés.

Conclusion de la section 2.1.

Analyse des déplacements piétonniers en milieu urbain

À partir de données de déplacements acquises de façon individuelle (dans le cadre d'une approche lagrangienne), de nombreuses pistes d'analyses sont possibles. Dans la perspective d'une identification du rôle du paysage sur les déplacements piétonniers, l'agrégation des données individuelles au niveau des tronçons de rue donne accès à tout un ensemble de modèles d'accessibilité, et en particulier à la modélisation des fréquences d'usage pédestre utilisée dans la syntaxe spatiale, via la mesure d'intégration. La comparaison entre l'intégration et les autres formes de mesure d'accessibilité a montré toute la spécificité méthodologique de la syntaxe spatiale, dont l'aptitude à représenter les flux n'apparaît cependant pas suffisante pour écarter les autres approches. Sans chercher à agréger les données individuelles, l'analyse des choix d'itinéraire a porté sur deux approches :

- le *choix global*, on décide de son trajet avant le départ ;
- le choix sur une bifurcation, où se distinguent le *choix partiel* (on s'écarte d'un chemin plus court par préférence pour un parcours spécifique) et le *choix local* (on s'écarte d'un chemin plus court en raison de la visibilité directe depuis la bifurcation).

L'ensemble de ces choix peut être analysé par les modèles Logit, qui permettent d'attribuer un certain niveau de rationalité aux piétons. L'intégration de facteurs paysagers dans ces modèles devrait conduire à préciser leur rôle dans ces processus décisionnels. Toutefois, quand le détail des déplacements individuels n'est pas connu, il n'est plus possible de recourir à ce type de modélisation ; dans ce cas, l'observation se focalise sur le résultat agrégé de ces différents déplacements, sous la forme d'un « mouvement de masse ».

2.2. Modélisation de mouvements de masse : applications à la propagation des campagnols terrestres

Par opposition aux données de mouvements individuels, où chaque déplacement peut être connu dans le détail de son parcours, certains contextes de recherche nécessitent d'appréhender un mouvement de masse, dont on ne connaît pas les trajectoires individuelles. Cette méconnaissance est souvent due à l'impossibilité technique de l'acquisition de données individuelles, à une échelle compatible avec celle de l'observation de l'ensemble des mouvements ; elle peut être due également à un coût prohibitif d'une telle acquisition.

En général, pour observer un phénomène de mouvement de masse, il est nettement plus facile de disposer de données qui décrivent une succession d'états à des intervalles réguliers de temps (Hastings et al., 2005). Un tel contexte est rencontré dans le cas de la propagation des pullulations de campagnols terrestres : il est en effet impossible d'enregistrer les déplacements individuels d'un nombre suffisant de ces rongeurs pour représenter le mouvement d'ensemble issu de la somme de ces déplacements. De plus, à l'échelle pluriannuelle, la propagation de ces pullulations ne renvoie plus seulement au mouvement d'individus, mais également à la reproduction de plusieurs générations d'individus, à l'installation et à la croissance de nouvelles colonies, le tout constituant un phénomène complexe d'invasion biologique. D'autres contextes sont similaires dans le cas d'analyse de mouvements de populations animales ou même dans le cas de migrations botaniques. La description et la modélisation des mouvements de masse concernent donc plus directement l'écologie des populations que la géographie. Cependant, le type de modélisation choisi doit être en rapport avec le rôle qu'on veut assigner au paysage vis-à-vis du mouvement ; en ce sens, cette partie concerne indirectement la géographie ou du moins la méthodologie utilisée pour appréhender le paysage.

L'acquisition de données sur les mouvements de masse dans les approches eulériennes est le plus souvent fondée sur un protocole d'échantillonnage spatial. L'identification des motifs paysagers ayant une influence sur ces mouvements est difficile au départ : les trajets spatiaux n'étant pas connus, il est alors impossible de lier précisément un parcours réellement emprunté avec son contexte paysager. En conséquence :

– soit on accorde moins d'importance à la précision des voies de déplacement et on se focalise sur le résultat des mouvements, par exemple en terme de densité de population ; cette possibilité peut se traduire par l'analyse de la cinétique observée dans chaque unité spatiale (cf. 2.2.2.) ou par la modélisation globale du phénomène de diffusion (cf. 2.2.3.).

– soit on cherche à retrouver les cheminements les plus vraisemblables et l'enjeu de la modélisation devient l'estimation des zones favorables ou défavorables aux déplacements, à partir de données qui ne décrivent pas explicitement des parcours (cf. 2.2.4 et 2.2.5.).

2.2.1. Modéliser le mouvement dans une approche eulérienne : principales pistes méthodologiques

Décrire et modéliser un ensemble de mouvements connus à travers des données d'état successifs peut prendre différentes formes, suivant naturellement la finalité du modèle, mais aussi suivant la configuration des données elles-mêmes. En effet, travaillant à la fois dans l'espace et dans le temps, la « couverture » des données dans ces deux dimensions oriente a priori le choix des méthodes à utiliser. En théorie, des données qui couvrent à la fois une longue séquence temporelle et qui sont détaillées pour un nombre important de lieux d'une zone donnée peuvent se prêter à de nombreuses méthodes. En pratique, il est assez rare de disposer de telles données et on est en face d'un compromis espace / temps (Powell et Steele, 1995 ; Kaitala, 2002) : soit une séquence temporelle est très longue mais connue pour un nombre très restreint de sites (comme par exemple dans Turchin et al., 2003 ; Saucy, 1994), soit l'échantillonnage spatial est dense mais le nombre d'états reste peu important (figure 40). En outre, la validité d'une longue série temporelle peut poser problème à elle seule, résultant souvent d'une succession de modes d'acquisition différents au cours du temps (Turchin, 1998).

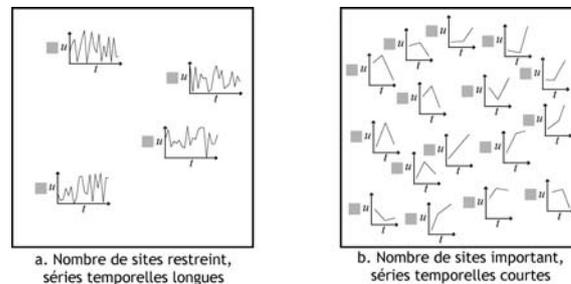


Figure 40. Les deux cas de figure classiques de l'analyse spatio-temporelle

Les contraintes pesant sur l'acquisition des données se traduisent le plus souvent par un déséquilibre entre l'espace et le temps : soit de longues séries temporelles ont été enregistrées, mais sur un nombre limité de sites (a) ; soit la zone étudiée est couverte de façon plus dense par les sites d'observation, mais sur une moindre amplitude temporelle.

Analyse intégrée des données spatio-temporelles : modèles de diffusion versus modèles de simulation

Quand le déséquilibre entre les dimensions spatiale et temporelle des données n'est pas trop important, des méthodes génériques d'analyse intégrées peuvent être utilisées. Parmi les nombreuses approches existantes, intégrant plus ou moins bien les dimensions spatiale et temporelle (Sanders, 1996), deux grandes familles se distinguent : les modèles de diffusion et les modèles de simulation. Cette dualité se rapporte plus globalement aux principales pistes

méthodologiques qui s'appliquent à la modélisation écologique (Cocquillard et Hill, 1997), et aussi à l'opposition classique entre l'écologie des populations qui utilise plutôt des modèles analytiques et l'écologie du paysage souvent basée sur des simulations (Ives et al., 1998).

Les modèles de diffusion sont fondés sur une représentation continue de l'espace et du temps, où une équation mathématique représente le processus de mouvement de masse (Okubo, 1980 ; Turchin, 1998 ; Okubo et Levin, 2001). Ces modèles déterministes se rapportent à une approche directement eulérienne, au sens où les mouvements individuels n'ont pas besoin d'être connus. Ils sont toutefois liés à ces mouvements puisqu'ils correspondent à une approximation continue de processus de marches aléatoires discrètes (Turchin, 1998 : 45). Les modèles de diffusion sont dérivés de la physique et comprennent le plus souvent un paramètre de diffusion, appelé D , qui représente l'espace gagné par le phénomène de mouvement. Ils sont adaptés aux mouvements d'espèces animales par l'introduction de paramètres biologiques ; le paramètre qui figure dans la plupart de ces modèles est le taux intrinsèque de reproduction, symbolisé par α .

L'autre principale famille de méthodes permettant l'analyse intégrée des dimensions spatiale et temporelle est celle des modèles de simulation discrète appliqués au mouvement. Partant de déplacements individuels, elle correspond à une approche lagrangienne ; elle s'applique indirectement à la modélisation des mouvements de masse si la localisation de l'ensemble des individus est exprimée de façon agrégée, sous forme de densité, à des pas de temps donnés. Au départ, de tels modèles ont été utilisés plutôt comme des bases d'expériences, où les relations entre les différents éléments du système analysé peuvent être observées, sans qu'interviennent des données empiriques. Par extension, en utilisant des données issues d'observations pour définir l'état initial du modèle, on peut chercher à reproduire des mouvements réels par simulation. Il n'est théoriquement pas besoin de disposer de plusieurs états successifs de données empiriques pour mettre en œuvre ces simulations, mais leur paramétrage nécessite une phase de validation, qui dans ce cas consiste à comparer des sorties agrégées du modèle et des données d'états observés à plusieurs dates.

Ces simulations sont qualifiées de discrètes parce qu'elles sont fondées sur une représentation du temps en « pas à pas », compatible avec des changements d'états décrits par un système informatique. Il existe de très nombreuses formes de simulations de mouvement, mais toutes ont en commun une approche ascendante, fondée sur l'auto-organisation des individus ou particules élémentaires en mouvement. Plutôt qu'une approche holistique comme les modèles de diffusion, située au niveau agrégé de ces individus, il s'agit ici de simuler le comportement d'unités spatiales (automates cellulaires, voir par exemple Balzer et al., 1998 ; Batty, 2000 ; Hiebeler, 2000) ou d'individus (simulations individuelles simples et systèmes multi-agents : voir Ferber, 1999 ; Berc, 2002) à l'aide de règles fixées par l'opérateur, pour faire émerger un mouvement de masse dans sa globalité. De par les résultats agrégés de ces méthodes, des liens existent entre certaines simulations de mouvement et les modèles évoqués plus haut (Gómez-Mourello, 2005). Liées de façon indissociable aux moyens informatiques, en raison de leur coût important en temps de calcul, les simulations sont utiles pour représenter une certaine complexité difficile à « mettre en équation ». Ainsi, « *Lorsque l'on ne peut pas obtenir les équations décrivant le fonctionnement du système, ou lorsque l'on ne peut pas résoudre ces équations en raison de leur complexité, ou encore lorsque les équations trouvées sont*

abusivement simplificatrices, il est possible, avec les techniques de simulation discrète, de proposer une description pas à pas dans le temps du fonctionnement du système sous forme d'un algorithme exécutable sur un ordinateur » (Cocquillard et Hill, 1997).

Dans le cadre des travaux effectués sur la propagation des pullulations de campagnols terrestres, la question du choix de l'approche modélisatrice s'est posée, entre les modèles déterministes et les simulations discrètes. De par la complexité des systèmes impliqués dans ce problème, l'imbrication des facteurs explicatifs possibles et des niveaux d'échelles à prendre en compte (Morilhat, 2005 : 26), les modèles déterministes sont a priori moins bien adaptés. Cependant, la conception d'un simulateur capable de représenter cette complexité est également une démarche qui apparaît bien délicate, et il semble utopique de vouloir rendre compte par un modèle unique de l'ensemble des éléments et processus en jeu. Ce constat explique le caractère nécessairement réductionniste de tout modèle appliqué à la caractérisation des phénomènes de pullulation, quelle que soit l'approche choisie. Plus globalement, se pose la question du rapport entre le gain de connaissance apporté par un modèle individu-centré et la difficulté de sa mise en œuvre : « *Classical models are simpler and typically allow for analytical solutions. This raises the question of whether it pays to use the more costly individual-based approach?* » (Uchmański et Grimm, 1996). Selon Turchin (1998 : 57), si les simulations de mouvement sont plus attractives par leur aspect moins mathématique, par la plus grande complexité qu'ils permettent de représenter (et j'ajouterais par leur aspect plus ludique !), ils présentent néanmoins des inconvénients importants, notamment par leur difficulté à apporter une connaissance sur les processus généraux quand le modélisateur joue sur les paramètres des modèles, en modifiant les caractères individuels des mouvements. Sans exclure cette approche dans les projets de recherche à venir, les modèles déterministes ont d'abord été choisis pour analyser les pullulations de campagnols, sachant que ces modèles ne peuvent répondre complètement aux questions posées. À travers plusieurs expériences de modélisation appliquées à ces phénomènes, nous donnerons ici une illustration de l'usage des modèles de simple diffusion, de leur intérêt et de leur limite (cf. 2.2.2.).

Privilégier l'espace ou le temps ?

Les deux approches mises en comparaison précédemment permettent d'intégrer simultanément les dimensions spatiale et temporelle. Il n'est cependant pas toujours nécessaire de construire des modèles qui permettent de réaliser cette intégration. Ainsi, dans le contexte de mouvements spatio-temporels cycliques, les travaux existants sont plus souvent issus de données où la dimension temporelle est privilégiée. Dans ce cas, chaque série temporelle est analysée indépendamment des autres séries. Les analyses de Saucy (1994), de Huitu et al. (2003) illustrent bien ce cas de figure, où les séries chronologiques décrivant la dynamique démographique de campagnols dans plusieurs sites sont d'abord modélisées séparément, puis les résultats des modèles sont comparés.

Si cet enchaînement est bien adapté aux problématiques centrées sur la démographie des espèces, il l'est moins aux approches plus géographiques. En effet, si les différents sites se localisent dans l'espace de manière à constituer un échantillon représentatif de la zone d'étude

(i. e. leur densité spatiale est à peu près uniforme), un des enjeux de l'analyse des variables d'état est de modéliser le mouvement non seulement dans sa dimension temporelle (la cinétique), mais aussi dans sa dimension spatiale. Dans ce cas, le choix de privilégier d'abord la cinétique crée une forte séparation méthodologique entre analyse temporelle et analyse spatiale, abordées en deux niveaux de traitements successifs. Au cours de nos travaux, l'enchaînement analyse temporelle – analyse spatiale a été expérimenté sur les données de campagnols terrestres ; cette expérience a en outre été l'occasion de mettre en application une démarche particulière appliquée au cas de séries temporelles courtes (cf. 2.2.3.).

Il est possible d'imaginer les deux phases de l'analyse dans l'ordre inverse : un traitement spatial, pour étendre la connaissance des états successifs à l'ensemble de la zone étudiée (par exemple en utilisant une méthode d'interpolation spatiale comme un krigeage), suivi d'un traitement temporel, pour modéliser la succession des états dans n'importe quel lieu de la zone. Toutefois, ce choix apparaît peu pertinent dans le cas de séries temporelles longues, puisque la multiplication des interpolations spatiales alourdit considérablement la démarche. Cette option semble donc plutôt adaptée aux données qui forment de courtes séries mais dont la configuration spatiale à peu près régulière autorise l'application des techniques d'interpolations. Dans ce dernier cas, deux situations peuvent se présenter (figure 41) :

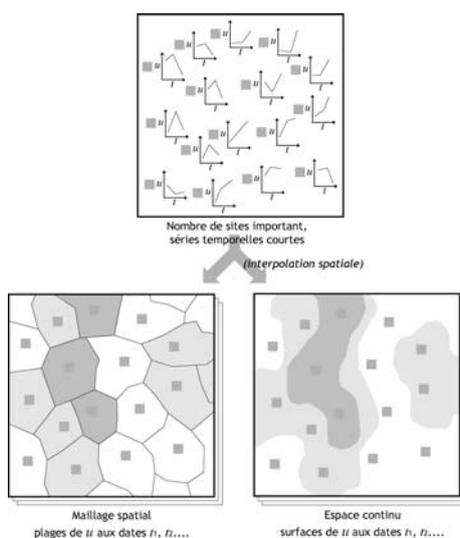


Figure 41. Possibilités d'analyse spatiale dans le cas de séries temporelles courtes

À partir de séries temporelles courtes décrivant de nombreux sites, aucune analyse temporelle classique (de type modèle auto-régressif) ne peut être appliquée. Dans ce cas, on privilégie l'analyse spatiale, soit en considérant les données dans un découpage spatial (où la notion de flux entre unités discrètes peut être utilisée), soit en appliquant une interpolation spatiale pour obtenir des surfaces continues. Suivant ces deux options, des traitements spécifiques permettent d'analyser la dimension temporelle.

– *analyse spatiale dans un espace continu* : si la distribution du phénomène mesuré peut être considérée comme continue. Parmi les différents interpolateurs, les fonctions inverses de la distance et le krigeage sont les deux familles principales (Cressie, 1993). Ce cas d'analyse est le plus courant ; si la phase d'interpolation ne pose pas de problème particulier, l'exploitation des surfaces interpolées reste à définir. Un échantillonnage ponctuel de ces surfaces est possible, mais dans ce cas la démarche d'analyse spatiale n'apporte rien, puisqu'on retrouve à l'arrivée le

même type d'unité spatiale. En limitant l'analyse à des études diachroniques, nous avons tenté de montrer l'intérêt de ces surfaces, en utilisant la notion de vecteur de vitesse. Cette exploitation des données interpolées est présentée par la suite (2.2.4.).

– *analyse spatiale dans un espace discret* : si les données ont été acquises dans un découpage spatial, ou si la technique d'interpolation est basée sur un maillage comme les polygones de Voronoï (Arnaud et Emery, 2000) parce que l'hypothèse de continuité spatiale n'est pas valide. Cette option est peu fréquente dans les approches écologiques, mais elle est rencontrée à propos de l'analyse des pullulations de campagnols au niveau régional. En raison des avantages donnés par les découpages spatiaux pour caractériser la connectivité paysagère, mentionnés précédemment (cf. 1.2.4, 1.3), le potentiel de l'analyse de mouvement sur un espace discret a fait l'objet d'une étude particulière, focalisée sur la reconstitution des flux de diffusion (présentée au 2.2.5.).

2.2.2. Modélisation globale d'une invasion biologique

Les mouvements de population représentés par des données d'états successifs peuvent être modélisés dans leur intégralité spatio-temporelle, sans opérer de séparation entre la cinétique observée en chaque unité spatiale et la structure qui résulte de l'agencement spatial de ces unités. Parmi les principales formes de modélisation, une approche déterministe appliquée au niveau global des populations a été choisie ici, avec l'utilisation des modèles de réaction-diffusion (Turchin, 1998 : 330).

Les modèles de Fisher et Skellam

Dans la littérature consacrée à la modélisation mathématique des invasions biologiques, de nombreux modèles de diffusion ont été proposés depuis plusieurs décennies (Okubo, 1980 ; Shigesada et Kawasaki, 1997 ; Turchin, 1998 ; Okubo et Levin, 2001 ; Hastings et al., 2005). En admettant qu'au niveau individuel les déplacements s'effectuent selon des marches aléatoires, la diffusion d'une population entière à partir d'un point d'origine donné se traduit par l'équation différentielle partielle suivante :

$$\frac{\partial u}{\partial t} = D \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + f(u)$$

où u est la densité de population, t le temps et x la distance par rapport à une origine spatiale et D le coefficient de diffusion. Les différents modèles proposés se distinguent par une définition spécifique de $f(u)$. Si $f(u)$ est indépendant du taux de croissance de l'espèce, il s'agit d'un modèle de simple diffusion ; si au contraire il est nécessaire de tenir compte de facteurs démographiques, il s'agit de modèles de réaction-diffusion. Historiquement, les contributions de Fisher et de Kolmogorov en 1937 figurent parmi les travaux pionniers qui font toujours référence dans la formalisation des modèles de réaction-diffusion. Ce modèle, appelé

indifféremment modèle de Fisher, ou équation de Kolmogorov-Petrovskii-Piskunov ou encore « KPP model », permet de modéliser une onde de diffusion où la population se caractérise par une croissance de forme logistique, ce qui implique que : $f(u) = \alpha u \left(1 - \frac{u}{K}\right)$

où α représente le taux intrinsèque de croissance démographique et K est la capacité de charge (ou du milieu), c'est-à-dire la limite supérieure théorique de la densité. Ce modèle étant cependant non linéaire, il ne peut se traduire par une formule analytique permettant de l'appliquer directement sur des données empiriques. Sous des hypothèses très restrictives, de nombreux travaux ont porté sur la définition de solutions explicites, qui restent toutefois peu utilisables en dehors du cadre précis dans lequel elles ont été conçues (par exemple : Ma et Fuchssteiner, 1996 ; Aoki et Shida, 1996 ; Petrovskii et Shigesada, 2001 ; Liang et Wu, 2003 ; Kinezaki et al., 2003 ; Skalski, 2004).

Dans le cas particulier d'une population à croissance exponentielle (ou « malthusienne »), autrement dit avec $f(u) = \alpha u$, Skellam (1951) a montré que le modèle de simple diffusion retrouve une forme linéaire qui peut prendre une expression analytique. C'est pourquoi le modèle de Skellam a été le premier à être confronté à des données réelles, avec l'exemple historique de la colonisation européenne du rat musqué au cours du XX^{ème} siècle à partir de la ville de Prague en 1905 (Skellam, 1951 ; Andow et al., 1990 ; Okubo et Kareiva, 2001). À partir d'un épicycle de propagation, sa formulation est la suivante :

$$\frac{\partial u}{\partial t} = D \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \alpha u$$

La vitesse de propagation c , indépendante de la densité, est donnée par $c = 2\sqrt{\alpha D}$. Les conditions initiales étant définies par un effectif de N_0 au point d'origine et une densité nulle à une distance infinie de celui-ci, la solution explicite de ce modèle est classique (Okubo, 1980 ; Turchin, 1998) :

$$u(x,t) = \frac{N_0}{2\sqrt{\pi Dt}} \exp\left[\alpha t - \frac{x^2}{4Dt}\right]$$

Le modèle de Skellam est fondé sur des conditions assez rarement rencontrées, bien qu'il soit néanmoins utilisé en écologie (Liebhold, 2003 ; Bancroft et Smith, 2005 ; Gardner, 2005) et parfois dans d'autres disciplines comme en archéologie (Hazelwood et Steele, 2004). D'autres modèles ont ensuite été proposés dans des contextes différents, adaptés par exemple à d'autres type de croissance démographique, à une propagation dépendante de la densité, à une croissance négative en deçà d'un certain seuil d'effectif (effet de Allee), etc. Dans tous ces modèles, l'espace est représenté par la distance entre chaque lieu et le point d'origine de la diffusion, appelé suivant les cas un « point de relachement » (lacher expérimental d'individus capturés) ou un épicycle (foyer d'un phénomène de diffusion biologique). Dans les modèles les plus simples (Skellam, Fisher), il n'y a pas d'autre représentation du contexte spatial : l'espace est donc supposé isotrope. Pour représenter l'hétérogénéité spatiale, Shigesada et al. (1986) ont imaginé des modèles adaptés aux « ondes périodiques voyageuses », où l'espace est composé de deux sortes de taches, favorables et défavorables. Ce type d'approche a donné lieu à une étude mathématique formelle (Kinezaki et al., 2003 ; Roques, 2004). Selon Turchin (1998 : 335), cette

représentation simpliste de l'hétérogénéité spatiale peut s'appliquer à des cas plus complexes et plus réalistes, dans la mesure où « toute fonction peut-être représentée comme une somme infinie de fonctions périodiques [les séries de Fourier] ». Cependant, bien que ces propositions permettent de dépasser le cadre strictement isotrope des modèles de Skellam et Fisher, l'espace reste toutefois exprimé de façon implicite, sans rapport direct avec une représentation paysagère basée sur des données géomatiques.

Utilisation du modèle de Skellam dans le cadre des pullulations de campagnols : quel objectif ?

D'après la présentation précédente, le modèle de Skellam n'est pas complètement adapté au cas de la pullulation des campagnols terrestres, pour plusieurs raisons. En premier lieu, l'équation de Skellam ne modélise que l'avancée d'une onde, sans faire apparaître de retour aux faibles densités à l'arrière du front de propagation. L'analyse de la propagation des campagnols terrestres étant surtout focalisée sur la phase d'invasion, cette restriction n'est pas très importante ; elle implique seulement d'appliquer le modèle sur des données représentant cette première phase d'invasion.

Ensuite, la forme de la propagation est invariante, supposant que la diffusion s'effectue dans un espace isotrope, alors même que notre travail repose sur l'hypothèse du rôle du paysage sur la diffusion. Le modèle de Skellam est néanmoins choisi ici comme une première expérience de modélisation, sans chercher à représenter toute la complexité du contexte de diffusion. Il est considéré comme un modèle spatialement neutre, capable de rendre compte de la diffusion d'une façon seulement globale ; son utilisation est surtout justifiée par la définition des résidus, qui doivent révéler les effets paysagers non compris dans le modèle. C'est donc surtout dans la perspective d'une déduction des effets paysagers que ce modèle sera appliqué ici.

À partir de données décrivant une succession temporelle de densités localisées, le modèle de Skellam peut être mis en œuvre de plusieurs façons : soit par estimation, soit par optimisation. L'estimation suppose qu'on puisse connaître les paramètres α et D . La valeur de α peut être calculée à partir de tables démographiques ; elle peut aussi être déduite des données (Andow et al., 1990), en calculant la pente de la courbe du logarithme de la population totale par rapport au temps. L'estimation de D à partir des données nécessite la définition du front de propagation, puis du calcul de son avancée au cours du temps (Shigesada et Kawasaki, 1997 ; Turchin, 1998). Selon Turchin (1998 : 321), le front se situe à la distance à partir de laquelle la densité est supérieure à un certain seuil de détection ; Sharov et Liebhold (1998) précisent que ce seuil peut être interprété comme représentant la capacité du milieu. Connaissant α et D , il suffit alors de calculer les estimations à l'aide de la solution explicite.

L'optimisation est la recherche du couple de paramètres (α, D) qui aboutit aux meilleures estimations. Cette recherche nécessite la prise en compte d'un critère de qualité d'ajustement, qui est ici le « r^2 de prédiction » (Turchin et Ellner, 2000). Une méthode simple consiste ensuite à énumérer les modèles issus de tous les couples de paramètres par discrétisation des valeurs entre des bornes fixées a priori, et de sélectionner celui qui maximise la valeur de r^2 .

Le modèle de Skellam appliqué aux données du plateau de Nozeroy

L'application du modèle de Skellam par estimation des paramètres est déjà réalisée. Il n'existe pas de données précises sur la démographie du campagnol terrestre, même s'il on estime qu'un couple peut produire environ 100 individus par an. La valeur du taux de croissance intrinsèque serait donc de $\alpha = -\ln(2/100) \approx 3,9$ soit 1,96 pour 6 mois.

En comparaison, l'estimation de α à partir des données est à présent réalisée. On doit néanmoins supposer que l'échantillon de points de relevés représente correctement l'ensemble des populations du plateau de Nozeroy, pour que la somme des densités acquises puisse être proportionnelle au véritable effectif de population. Acceptant cette hypothèse, la mise en courbe des effectifs par rapport au temps aboutit à la figure 42a. La courbe montre que les 4 premières dates correspondent à la phase de croissance et qu'après suivent une stagnation et l'amorce d'un déclin. La pente de la droite concernant les 4 premières dates est de 0,6, ce qui porte la valeur de α à 1,2 par an. La différence avec la valeur proposée précédemment est très importante puisque dans ce cas, un couple produit en moyenne $2 \cdot \exp(1,2) = 6,6$ individus par an, au lieu de 100. La prédation ainsi que la surmortalité due à la pression démographique expliquent peut-être cette différence.

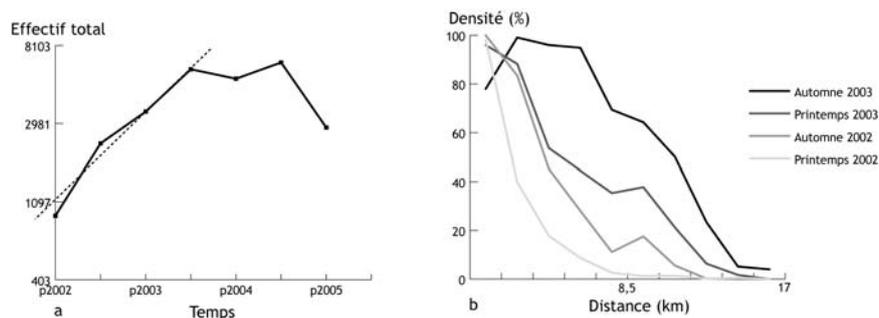


Figure 42. Evolution de l'effectif total estimé par les densités relevées sur le terrain

D'après la courbe représentant la somme des densités relevées, à gauche, le cumul des populations augmente régulièrement pendant deux ans, puis se stabilise avant de diminuer. À droite, les courbes de densité-distance calculées par rapport au point d'origine illustrent le processus d'invasion pendant les deux premières années d'observation.

Les courbes de densité-distance des 4 premières dates (figure 42b) permettent de constater que le seuil pouvant définir le front de propagation n'est pas facile à définir, et que la vitesse n'est pas constante au cours du temps. En choisissant le seuil de 50 %, l'avancée du front est de 11 km, c'est-à-dire de 6,5 km en moyenne par an. Par la relation entre la vitesse c et les paramètres α et D , on en déduit la valeur de D qui est ici estimée à $8,8 \text{ km}^2$ par an.

Le modèle appliqué avec le couple de paramètres estimés aboutit à une valeur de r^2 de 0,65. Une optimisation est alors réalisée, en énumérant toutes les valeurs discrétisées comprises entre des bornes fixées (tableau 3). Les valeurs optimales restent proches des valeurs estimées et le coefficient r^2 s'élève à 0,66. À titre comparatif, une optimisation en fixant la valeur du paramètre α à 3,91 et en testant un large éventail des valeurs pour D se traduit par un r^2 de prédiction très négatif, ce qui montre l'inadéquation totale de cette estimation du taux de

croissance par rapport aux données présentes. De la même façon, l'optimisation appliquée aux 7 dates confirme que le modèle ne s'adapte pas à la phase de stagnation et de déclin qui suit la croissance principale.

Modèle	Paramètre	Bornes	Discrétisation	Valeur optimale	r ² de prédiction
Optimisation totale 4 dates	α	Min : 0,1 Max : 5	1 000	1,22	0,66
	D	Min : 1 Max : 20	1 000	9,96	
Optimisation avec α fixé	α	3,91	-	-	<<0
	D	Min : 1 Max : 100	1 000 000	100	
Optimisation totale 7 dates	α	Min : 0,1 Max : 5	1 000	0,81	-0,13
	D	Min : 1 Max : 20	1 000	17,4	

Tableau 3. Applications du modèle de Skellam par optimisation

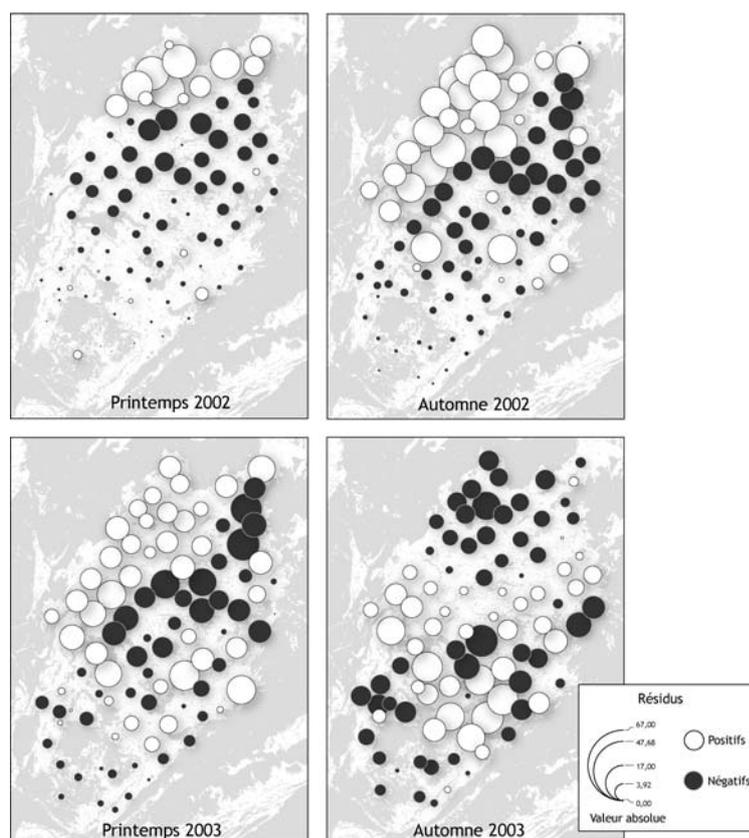


Figure 43. Résidus du modèle de Skellam par optimisation

Les résidus entre les valeurs prédites par le modèle de Skellam et les valeurs réellement observées montrent l'inadéquation du modèle. Ces résidus sont en effet spatialement structurés, opposant nettement le nord-ouest occupé par des parcelles en openfield et le nord-est en bocage. Ceci confirme l'aspect anisotropique de la diffusion et le rôle probable de la configuration paysagère dans la propagation. Les résidus obtenus pour l'automne 2003 montrent que cette opposition ne perdure pas, une fois la partie nord du plateau envahie. Il est difficile d'interpréter directement cette dernière carte.

Le modèle par optimisation sur les 4 premières dates est retenu. La cartographie des résidus (figure 43) montre une structuration spatiale très nette, où globalement la zone nord-ouest atteinte au démarrage de la propagation est sous-estimée, alors que les densités de la zone nord-est sont surestimées. À l'automne 2003, cette structure disparaît et une inversion partielle est visible, où la densité de la zone épicertrique se trouve à présent surestimée par le modèle ; au sud, les résidus négatifs et positifs se mélangent sans organisation apparente. Considérons à présent les résidus en fonction de la distance à l'épicentre, en effectuant séparément les moyennes des résidus positifs et négatifs (figure 44). Les courbes de plus en plus proches de la valeur 0 montrent que globalement, le modèle devient de plus en plus valide à mesure qu'on s'éloigne de l'épicentre. Cela suggère que la zone épicertrique, au démarrage de la propagation, ne subit pas une invasion régulière et isotrope mais qu'au contraire, c'est à cet endroit et à ce moment que jouent des paramètres non compris dans le modèle. Du point de vue temporel, il est probable que l'alternance des saisons joue pour une part ; du point de vue spatial, on peut supposer que des canaux paysagers sont aussi responsables de l'anisotropie de la propagation.

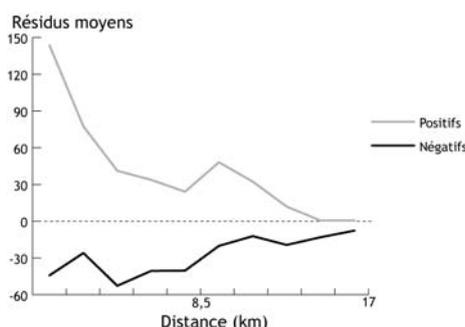


Figure 44. Résidus moyen du modèle de Skellam en fonction de la distance à l'épicentre

En tenant compte de la distance entre chaque point et l'origine de la diffusion, les résidus moyens ont été calculés en séparant les positifs des négatifs. La moyenne plus forte des résidus positifs suggère qu'un phénomène de « zone favorable » joue plus fortement que celui d'une barrière. La diminution progressive des valeurs absolues des résidus montre que l'anisotropie de la diffusion est plus forte au cours de la première phase de l'invasion.

Bilan du modèle de réaction-diffusion

Les modèles de diffusion sont adaptés à l'étude des invasions biologiques comme celle des campagnols terrestres, quand il n'est pas possible de représenter des individus. Les conditions d'utilisation du modèle de Skellam ne correspondent pas entièrement au contexte du cas traité, c'est pourquoi il a été considéré ici comme une approximation « spatialement neutre », plus apte à définir des résidus spatio-temporels qu'à apporter directement une réelle connaissance sur les modalités d'invasion. Dans cette perspective, les résidus sont à relier au contexte paysager. Le modèle de Fisher, qui peut représenter une onde voyageuse, et plus seulement une invasion dans sa phase initiale, présente de plus grandes difficultés mathématiques. Son application requiert une méthode de résolution numérique comme la méthode d'Euler (Hubbard et West, 1999 : 91). Cette méthode, qui donne la résolution de l'équation de proche en proche à partir d'une discrétisation spatiale, n'est pas sans lien avec les approches de type « automates cellulaires ». Dans ce cas, il semble plus pertinent d'opter pour un modèle spatialement explicite, où les cellules intègrent directement une description du paysage.

2.2.3. Modélisation temporelle : la cinétique dans le cadre d'une diffusion cyclique

En choisissant de laisser temporairement de côté la dimension spatiale des données d'états successifs observés sur une série de lieux, il est ici question de privilégier la dimension temporelle. Les principales références de cette approche temporelle se situent dans le champ disciplinaire de l'écologie des populations, focalisée sur les aspects démographiques des espèces et sur leurs interactions. Depuis longtemps, la nature périodique des fluctuations démographiques d'un grand nombre d'espèces a été reconnue. La recherche des mécanismes qui produisent ces cycles constitue une importante question de recherche (Royama, 1992 ; Hunter et Price, 1998 ; Kendall et al., 1999 ; Liebhold et Kamata, 2000). Plusieurs formes de modélisation sont adaptées au caractère périodique des variations démographiques.

Modèles biologiques versus modèles empiriques

Un premier groupe est formé par des « modèles biologiques », qui sont fondés sur des hypothèses fonctionnelles représentées par des paramètres démographiques. Ces modèles sont nombreux et adaptés aux différents cas de figures rencontrés. Par exemple, certains modèles sont adaptés à la compétition entre deux espèces, d'autres à des relations proies-prédateurs, d'autre au parasitisme, etc. Rinaldi et al. (2001) identifient 15 modèles différents, dont certains sont présentés en détail dans Turchin et al. (2003). Le plus simple et le plus classique de ces modèles est celui de Ricker (1954), qui prend une forme auto-régressive (May, 1976 ; Kaitala, 2002) :

$$u_{t+1} = u_t \cdot \exp\left(\alpha\left(1 - \frac{u_t}{K}\right)\right)$$

où u est la densité, α est le taux de croissance de l'espèce et K est la capacité du milieu.

Suivant les valeurs prises par α , ce modèle produit une dynamique variant de la stabilité au chaos (May, 1976). Il peut être modifié pour rendre la capacité de charge dynamique suivant les variations environnementales (Morales, 1999).

Un deuxième groupe de modèles (qualifiés ici d'empiriques) peut s'appliquer aux séries temporelles qui décrivent l'évolution des populations, sans faire référence à un cadre biologique précis ni à des hypothèses concernant les ressources des espèces. Les plus utilisés sont les modèles auto-régressifs qui permettent d'exprimer la densité à une date donnée à partir des densités observées aux dates précédentes (Box et Jenkins, 1976 ; Royama, 1992). Le nombre de dates prises comme références définit l'ordre du modèle, ainsi :

$$\text{Modèle d'ordre 1 (AR1)} : u_{t+1} = \beta_0 + \beta_1 \cdot u_t + \varepsilon$$

$$\text{Modèle d'ordre 2 (AR2)} : u_{t+1} = \beta_0 + \beta_1 \cdot u_t + \beta_2 \cdot u_{t-1} + \varepsilon$$

Ces modèles sont linéaires, avec β_0 comme valeur constante et ε comme terme d'erreur. Des modèles plus puissants et non linéaires ont été élaborés pour rendre compte de phénomènes cycliques complexes : il s'agit des modèles SETAR (Tong, 1990 ; Liebhold et Kamata, 2000), des analyses spectrales par la transformée de Fourier (Lundberg et al., 2000) et par ondelette (Grenfell et al., 2001 ; Johnson et al., 2004 ; 2006). Concernant les deux derniers types de modèles, l'ajustement des séries temporelles procède par un filtrage local des données, où la densité à une date t est exprimée en fonction de la densité à d'autres dates. Pour être adaptées à ce principe de calcul et pour que les résultats soient significatifs, les séries temporelles doivent avoir une taille suffisante, en raison d'un important effet de bordure au début et à la fin de la période analysée.

Le choix à effectuer entre les deux groupes de modèles dépend du type de démarche de recherche. En général, les chercheurs issus de l'écologie des populations ne favorisent pas les modèles appartenant au second type, qui correspondent à de simples ajustements réalisés sur des données. Il est vrai que ces modèles empiriques n'apportent pas directement de connaissance sur les caractères démographiques des populations. Cependant, les modèles biologiques nécessitent des connaissances initiales sur le fonctionnement de l'espèce étudiée, qui ne sont pas toujours faciles à obtenir. Quelle que soit l'approche choisie, l'application de ces modèles est peu compatible avec l'analyse de séries temporelles courtes.

Un modèle d'ajustement sinusoïdal adapté aux séries courtes

Dans les travaux sur les pullulations du campagnol terrestre à l'échelle régionale (Cosson et al., 2005), les séries temporelles connues pour chaque commune du Doubs n'ont pas une durée suffisante pour se prêter aux formes de modélisation précédentes. Des tests ont été effectués avec le modèle de Ricker et les modèles auto-régressifs AR1 et AR2, sans obtenir de résultat concluant. Ce type de problème a déjà été rencontré dans les travaux de Morilhat (2005), où la cinétique de parcelles agricoles a été caractérisée par des variables de façon « manuelle », en notant la valeur maximale des densités observées, le délai temporel requis pour atteindre cette valeur maximale, etc. Pour revenir à une démarche plus générale et automatisable, une autre forme de modélisation adaptée aux séries courtes a été envisagée. Pour éviter l'effet de bordure lié à la forme auto-régressive des modèles classiques, la cinétique de chaque commune a été caractérisée par la fonction de forme sinusoïdale suivante :

$$u_t = a + b \cdot \sin\left(\frac{t+c}{d}\right) + e \cdot t$$

où la densité u d'une commune à la date t dépend d'un niveau moyen de densité a modulé par une fonction sinus où b correspond à l'amplitude, c à un délai de réponse par rapport à la date t_0 de la série temporelle, et d à la période du phénomène. Le dernier paramètre e est simplement l'ajout d'une éventuelle tendance linéaire au cours de la séquence temporelle. Plus précisément, la période équivaut à $d' = 2\pi \cdot d$ et le délai à $c' = 2\pi \cdot d - c$. Suivant le contexte, certains paramètres peuvent s'avérer inutiles, si par exemple la période est quasiment uniforme pour toute la zone étudiée ; dans ce cas, d est remplacé par une valeur constante. De même, le

phénomène étudié ne se caractérise pas forcément par une évolution linéaire ; si ce n'est pas le cas, le dernier terme *e.t* est supprimé.

Ce type de modèle s'approche du « modèle sinus » mentionné par Kaitala (2002) et que cet auteur qualifie de « naïf », si on le compare à des modèles biologiques comme celui de la dynamique de Ricker. L'intérêt du modèle sinusoïdal est d'abord descriptif, car il permet d'exprimer une succession de densités ou d'effectifs à partir d'un nombre restreint de paramètres qui prennent une signification précise en terme de cinétique. À ce titre, la répétition de l'ajustement sur la série temporelle de chaque unité spatiale offre la possibilité de procéder à l'analyse spatiale de ces paramètres de cinétique. Par ailleurs, dans le cas précis des données analysées, ce modèle permet de passer des scores discrets à des valeurs continues et supporte la présence de données manquantes ; il peut également servir de modèle prédictif, pour estimer les valeurs de densité pour les prochaines années, en supposant des conditions environnementales constantes. Toutefois, ce modèle n'est pas conçu dans cette perspective de prédiction.

La qualité de l'ajustement de chaque unité spatiale est estimée par le r^2 de prédiction, comme dans Turchin et Ellner (2000). La technique d'ajustement utilisée est l'énumération des tous les modèles possibles par discrétisation des paramètres entre des bornes choisies, et la sélection du modèle qui maximise le coefficient r^2 .

Une fois chaque série temporelle ajustée selon le modèle sinusoïdal, il s'agit ensuite d'exploiter les valeurs des coefficients qui résultent de ces ajustements pour replacer l'analyse au niveau de la dimension spatiale. Ainsi, la première exploitation du résultat de ce modèle est la comparaison du paramètre c représentant le délai de réponse. Comme dans Johnson et al. (2004) avec l'angle de phase moyen issu de l'analyse par ondelette, il est possible d'appliquer une fonction d'interpolation Spline sur chaque unité spatiale (Cressie, 1993 : 180) pour calculer, par le biais des dérivées partielles, la vitesse et l'orientation moyenne du mouvement local à partir de la variable délai. L'ensemble donne lieu à une cartographie de flux qui permet d'identifier le positionnement des épïcêtres. La localisation des épïcêtre est manuelle : ils correspondent aux zones à partir desquelles les flux sont nettement divergents. Cette localisation peut faire l'objet d'une automatisation, en appliquant l'interpolation directement au paramètre délai et à une grille de résolution plus fine que le maillage communal, puis en recherchant les minima locaux. Au passage, les zones d'épïcêtre peuvent être caractérisées par des surfaces. Toutefois, l'interpolation du paramètre délai donne lieu à de trop nombreuses variations locales et la grande surface de voisinage qui peut faire diminuer ces variations aboutit à une procédure d'interpolation très peu précise.

Application du modèle sinusoïdal aux données des campagnols dans le Doubs

Les diverses formes du modèle sont appliquées aux scores de densité communale des 312 communes des plateaux du Doubs décrites par 15 années successives. La qualité globale est donnée par la moyenne des coefficients r^2 de prédiction (tableau 4).

Le modèle complet est retenu en raison de l'important écart de r^2 qui le sépare des modèles à 4 variables. La figure 45 montre deux exemples de résultat sur des communes particulières. À gauche, dans une commune proche d'un épicycle, la grande régularité des cycles permet une bonne estimation ; à droite, la série est plus chaotique et le modèle est trop simple pour estimer correctement les valeurs observées. Il est vrai que l'hypothèse qui préside à la modélisation est la relative régularité des cycles, alors que certaines communes ne sont pas atteintes de la même façon d'un cycle à l'autre.

Modèle	Nombre de paramètres	r^2 de prédiction moyen
Période fixée à 6 ans, pas d'évolution	3	0,42
Période fixée à 6 ans, évolution	4	0,50
Période variable, pas d'évolution	4	0,57
Complet	5	0,65

Tableau 4. Différents tests du modèle sinusoïdal

L'application d'une fonction Spline permet d'établir la carte des flux (figure 46). Les grandes zones de diffusion se caractérisent par des groupes de vecteurs de même direction, alors que les foyers de la propagation correspondent aux zones les plus divergentes, comme les lignes de partage des eaux pour des données orographiques. À partir du centre de la zone, les flux prennent globalement des directions divergentes, avec une séparation principale le long d'une ligne orientée du sud-ouest au nord-est. Au nord de cette ligne, les flux s'orientent préférentiellement vers le nord-ouest, c'est-à-dire vers la partie basse du premier plateau jurassien ; au sud de cette ligne, les flux se dirigent vers la zone frontalière.

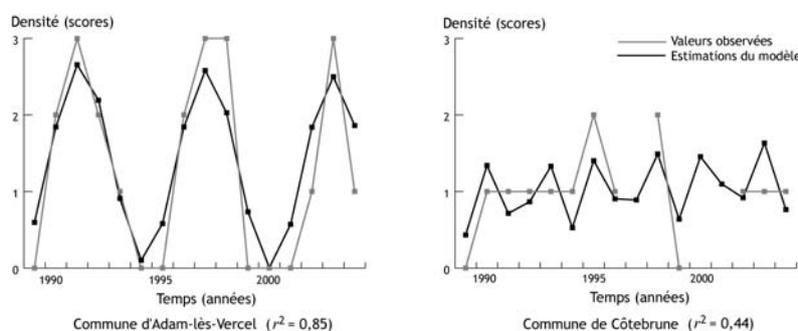


Figure 45. Exemple d'application du modèle sinusoïdal

Les courbes illustrent l'application du modèle sinusoïdal sur les données des scores communaux représentant la fluctuation des densités de campagnols terrestres. À gauche la relative proximité entre la courbe en gris (valeurs observées) et en noir (valeurs modélisées) montre que le modèle représente avec pertinence la cinétique. À droite au contraire, la forme heurtée de la dynamique observée n'est pas bien exprimée par le modèle sinusoïdal.

Plus précisément, on distingue 4 zones épicycliques dont le positionnement n'est pas également assuré. Les épicycles 1 (Levier) et 2 (Vercel) sont assez nettement localisés de part et d'autre de la haute vallée de la Loue. Plus à l'est, un troisième épicycle se dessine vers Pierrefontaine-les-Varans, mais il n'est pas aussi bien défini que les précédents. Enfin au nord-est, il semble qu'un quatrième épicycle se place à l'ouest de Saint-Hippolyte.

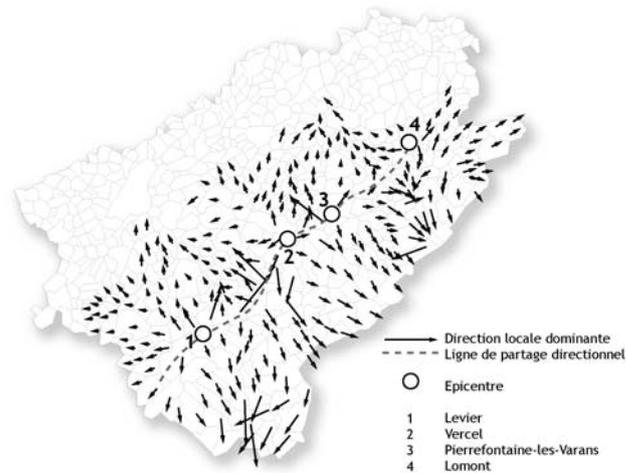


Figure 46. Flux locaux issus du modèle sinusoïdal

Le calcul des dérivées partielles du paramètre c du modèle permet de synthétiser l'ensemble de la cinétique des 15 années d'observation par des vecteurs de mouvement. La configuration de ces vecteurs permet d'identifier les zones de foyer, à partir desquels les flux sont divergents.

Application du modèle sinusoïdal aux données du plateau de Nozeroy

Les données acquises sur le plateau constituent des séries temporelles encore plus courtes que les données communales précédentes. En effet, chaque placette a été caractérisée ici par seulement 6 relevés successifs effectués tous les 6 mois. Ces séries ne comportent donc pas de cycle complet. En revanche, les valeurs observées sont issues d'une estimation de densité plus fiable et sont exprimées sous la forme d'une valeur de pourcentage.

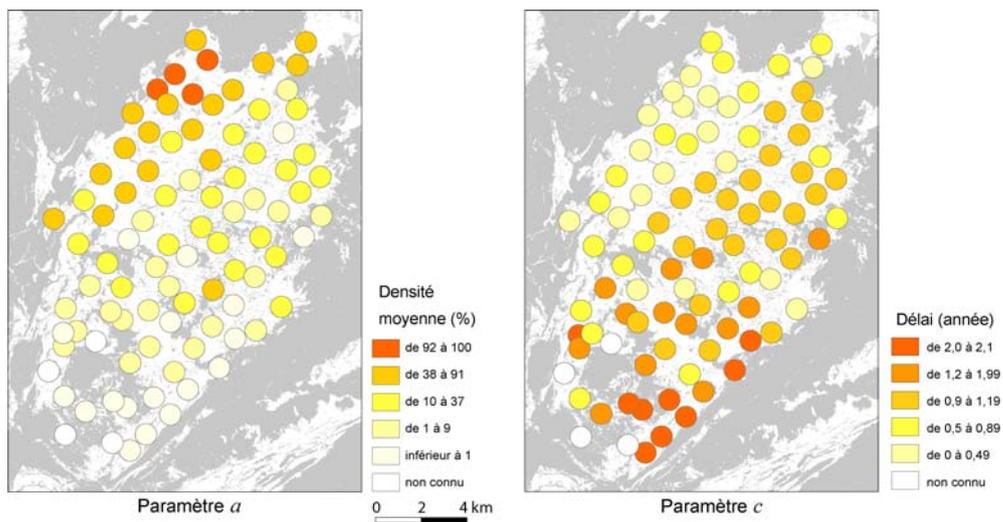


Figure 47. Cartes des valeurs locales des paramètres α et c sur le plateau de Nozeroy

À partir des séries temporelles issues de l'observation de chaque placette, l'ajustement du modèle a permis de trouver les valeurs locales des 5 paramètres. La carte à gauche montre la distribution spatiale du paramètre α , où les niveaux moyens sont les plus forts à proximité de la zone de démarrage des pullulations (mais il faut rappeler ici les données ne permettent pas de décrire un cycle complet de pullulation). La carte à droite montre le paramètre c , qui est le délai avec lequel les placettes sont atteintes à partir du démarrage. La distribution montre bien une sorte de balayage du nord-ouest vers le sud-est, assorti de démarrages locaux peut-être liés à des foyers isolés de population.

L'ajustement du modèle sur chaque série aboutit à des résultats satisfaisants : pour le modèle complet à 5 paramètres, la moyenne des coefficients r^2 s'élève ici à 0,94. Quelques séries correspondant à des placettes situées au sud du plateau n'ont pas pu être modélisées correctement, étant donnée l'absence quasi-totale de population de campagnols sur toute la période étudiée.

La figure 47 montre la distribution spatiale des deux coefficients-clés du modèle : le paramètre a (niveau moyen des fluctuations) et le paramètre c' (délai par rapport au t_0 des données). Ces cartes montrent une opposition nette entre la partie nord-ouest du plateau, où les pullulations sont précoces et se caractérisent par des niveaux importants de densité, et la partie sud, où le phénomène est tardif. Dans le nord, une limite assez nette peut être tracée entre l'est (moindre densité moyenne, délai d'environ 1 an par rapport au démarrage) et l'ouest.

Bilan des analyses de cinétique locale

Les applications réalisées montrent l'intérêt des modèles empiriques appliqués à l'analyse de la cinétique sur une série d'unités spatiales. Sur des séries très courtes (ici avec 6 intervalles de temps), les phénomènes cycliques peuvent être caractérisés par une fonction sinusoïdale, dont les paramètres constituent d'efficaces résumés des fluctuations démographiques. Par rapport aux autres formes de modèles empiriques comme les modèles auto-régressifs, l'intérêt du modèle sinusoïdal est de fournir des valeurs interprétables directement en terme de cinétique : le paramètre c' représente ainsi le délai temporel dans l'unité de temps des données.

L'exploitation de ces paramètres de cinétique reste à développer, en étudiant leur relation avec des caractères paysagers et spatiaux. Cette démarche a fait l'objet de plusieurs travaux antérieurs, à partir d'autres types d'analyse de cinétique (Morilhat, 2005 ; Johnson et al., 2004, 2006). La décomposition des fluctuations locales en une série de paramètres séparés peut amener à rencontrer quelques difficultés, si on considère ces paramètres comme de simples variables statistiques. À titre d'exemple, le paramètre de délai cartographié sur la figure 47 ne peut pas directement être comparé à une description du contexte paysager des points, puisqu'il dépend essentiellement de la distance entre ces points et la zone à partir de laquelle la propagation a eu lieu. Des transformations sont alors nécessaires, pour exprimer les notions de « délai relatif », d'accélération ou de frein : l'extraction de la composante globale donnée par la localisation du démarrage par régression ou par la constitution d'échantillons stratifiés semble donc nécessaire.

2.2.4. La vitesse locale de diffusion modélisée par des vecteurs

Par rapport aux approches précédentes (modèles de diffusion et modélisation de cinétique), il est ici question de se focaliser sur la vitesse du mouvement de masse entre deux dates données. Dans un contexte d'ondes voyageuses, les modèles existants permettent certes de

calculer la vitesse globale du phénomène : il est par exemple possible de calculer la vitesse par le biais des modèles de diffusion-réaction (Turchin, 1998), ou par le biais des modèles utilisés par Lambin et al., (1998) et Mackinnon et al. (2001). Cependant, nous partons ici de l'hypothèse que la vitesse de propagation n'est pas constante dans l'espace et dans le temps. L'hypothèse sous-jacente est que certaines conditions paysagères vont favoriser à certains moments la rapidité d'installation et de croissance des populations (accélération) alors que d'autres vont limiter l'installation ou diminuer la croissance des colonies (freinage). Ainsi, les vitesses globales calculées à partir des méthodes citées plus haut ne permettent pas de s'intéresser au lien entre vitesse et contexte paysager, pour deux raisons :

- la vitesse doit être calculée localement et non globalement si l'analyse porte sur les facteurs expliquant les différences de vitesse ;
- une vitesse particulière doit être localisée dans l'espace pour que son contexte paysager puisse être caractérisé.

En conséquence, une démarche originale a été mise en place pour déterminer les vitesses locales, en reprenant certains éléments méthodologiques empruntés à la vision artificielle (Foltête et al., 2005).

Une méthode inspirée des *velocity vectors* utilisés en vision artificielle

La méthode mise en œuvre s'applique à une représentation des données démographiques sous forme de surfaces de densité. C'est pourquoi une étape préalable consiste à transformer les données ponctuelles de densité en surfaces (ou en isolignes) par une méthode d'interpolation spatiale. Cette étape nécessite donc le choix d'une méthode d'interpolation parmi plusieurs familles méthodologiques (Cressie, 1993 ; Arnaud et Emery, 2000). En raison de son adaptation à la structure spatiale des valeurs, le krigeage est souvent présenté comme la méthode d'interpolation « optimale », ce qui a conduit à l'utiliser pour produire des surfaces de densité.

Sur une surface de densité donnée, une valeur précise peut être représentée par une isoligne. D'une date à l'autre, l'écartement entre deux isolignes de même valeur représente l'avancée du mouvement pour une densité donnée. Le cas théorique d'un espace indifférencié où la vitesse de propagation serait uniforme dans toutes les directions doit donner lieu à une translation régulière de ces isolignes (figure 48). Au contraire, si les écarts sont variables dans l'espace, l'orientation privilégiée montre que certains facteurs agissent pour produire une différenciation du phénomène de diffusion spatiale : l'écartement entre les isolignes représente alors la vitesse locale de propagation.

La recherche des facteurs paysagers éventuellement responsables de cette différenciation est rendue possible par l'analyse d'une série de vecteurs positionnés entre les deux isolignes d'un même niveau de densité. En effet, chaque vecteur peut d'une part être caractérisé par sa longueur, c'est-à-dire l'amplitude spatiale du mouvement durant un laps de temps donné, qui équivaut à une vitesse de mouvement ; il peut d'autre part être superposé à une couche de donnée décrivant un caractère paysager (canal d'image, image d'occupation du sol par exemple) et finalement être associé à des descripteurs paysagers.

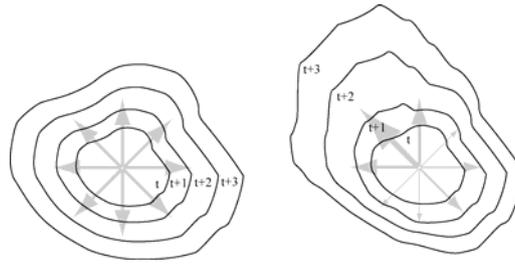


Figure 48. Diffusion théorique isotrope et anisotrope

La figure de gauche montre une diffusion isotrope : si à partir de la zone occupée à la date t la diffusion est strictement isotrope, l'isoligne de densité change de taille aux dates $t+1$, $t+2$, etc. mais ne voit pas sa forme se modifier. La figure de droite illustre au contraire une diffusion anisotrope, où une déformation des isolignes représente la ou les directions privilégiées.

Pour un objet ou un phénomène en mouvement, représenté à chaque pas de temps par une ligne (ou contour), la création de vecteurs faisant le lien entre deux lignes s'apparente aux techniques des flux optiques (Nagel, 1983 ; 1987 ; Otte et Nagel, 1995) appliqués le plus souvent à la vision artificielle. Dans ce domaine, un des objectifs rencontrés consiste à appairer les lignes de contour d'un objet à l'aide de « vecteurs de vitesse » (*velocity vectors*). Ces vecteurs sont d'autant plus grands qu'ils représentent un mouvement rapide. Ils sont définis de façon à rendre minimale l'énergie requise pour passer d'un contour à l'autre, la notion d'énergie étant mesurée par un critère donné.

Les vecteurs de vitesse dans le cas des campagnols terrestres

Connaissant les deux lignes à appairer, il est nécessaire de choisir le critère permettant de réaliser cet appariement. Cependant, les méthodes mises au point pour « suivre » un objet en mouvement sur une séquence d'images numériques ne s'appliquent pas directement à n'importe quel couple de lignes. Dans une séquence d'images réelles, la translation et la déformation visuelle d'un objet restent assez peu importantes, ce qui permet aux lignes de contour de conserver des caractères communs facilitant la mise en place des vecteurs de vitesse. Dans le cas de densités animales représentant des populations, si les mouvements sont trop rapides par rapport à la fréquence temporelle des données, la déformation de la trace spatiale des densités est telle qu'il devient délicat d'utiliser les critères d'appariement dédiés au suivi d'objets en vision artificielle. Dans le cas étudié dans Foltête et al. (2005), la trop faible fréquence des relevés de densité de campagnols par rapport à la vitesse de mouvement explique la faible pertinence du critère de courbure des lignes, défini comme la norme de la dérivée seconde du contour (Ray et Ray, 1995 ; Xin et al., 1996) et proposé comme un critère d'appariement efficace (Park et Han, 1998a ; 1998b).

Comme dans les travaux de Lewis et al. (1999) à propos du suivi des masses nuageuses par imagerie, des règles simples peuvent être adoptées pour appairer deux contours, notamment la minimisation de la somme des longueurs des vecteurs de vitesse. Pour un certain niveau de densité, les vecteurs de vitesse sont générés de la façon suivante (figure 49) :

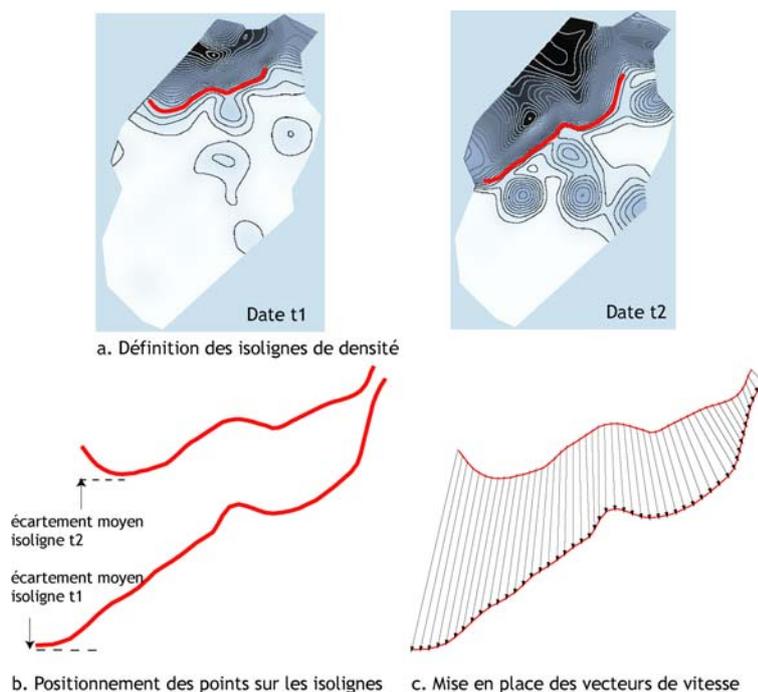


Figure 49. Des isolignes de densité aux vecteurs de vitesse

À partir de deux surfaces de densité successives, la prise en compte d'une valeur de densité donnée permet de tracer une isoligne. Les deux isolignes sont reliées par des vecteurs en respectant seulement une règle de même écartement entre les vecteurs.

- les isolignes d'une valeur donnée de densité pour deux dates consécutives sont extraites (figure 49a) ;
- à partir d'un nombre de vecteurs n choisi par l'opérateur, la longueur des isolignes permet de définir sur chacune n points séparés par le même écartement (figure 49b) ;
- enfin les deux isolignes sont appariées en joignant chaque point à son homologue suivant leur ordre de mise en place : chaque couple de points forme ainsi un vecteur de vitesse (figure 49c).

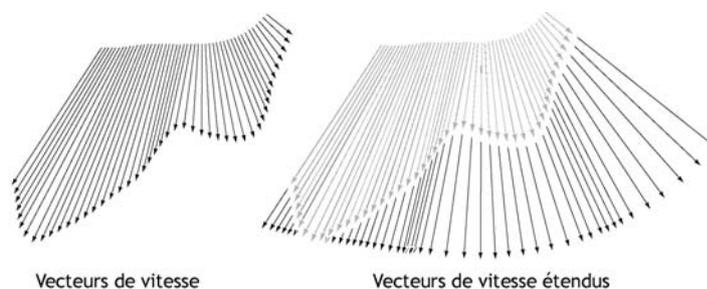


Figure 50. Extension des vecteurs de vitesse

À partir des vecteurs de vitesse définis par appariement de deux isolignes, des vecteurs étendus sont tracés dans le prolongement des précédents pour permettre la comparaison des différentes zones potentiellement disponibles. Ces vecteurs pourront être superposés à des données paysagères pour caractériser le contexte spatial de chaque zone de diffusion.

Pour l'étude des relations entre la longueur de ces vecteurs et les caractères paysagers, plusieurs méthodes peuvent être utilisées. La méthode retenue tient compte des zones « non

colonisées ». Celle-ci sont accessibles selon une hypothèse de diffusion isotrope mais n'ont pas été colonisés : elles se situent donc dans le prolongement des vecteurs de taille inférieure aux plus étendus. Pour prendre en compte l'éventuel rôle de frein à la propagation joué par ces zones, la caractérisation du contexte paysager est fondée sur des « vecteurs étendus », qui se caractérisent par une longueur uniforme (figure 50).

Résultats obtenus sur les données du plateau de Nozeroy

Les densités de campagnols terrestres relevées sur le plateau de Nozeroy sont exprimées en pourcentage. Le principe de création de vecteurs entre isolignes de densité s'applique à une valeur précise ; or, il s'avère délicat de choisir a priori quelle valeur est la plus significative pour rendre compte de la diffusion des populations. C'est pourquoi plusieurs séries de 50 vecteurs sont mises en place au départ, pour relier les densités de campagnols terrestres entre avril et septembre 2002 : 12, 25, 37, 50 et 62 % (figure 51).

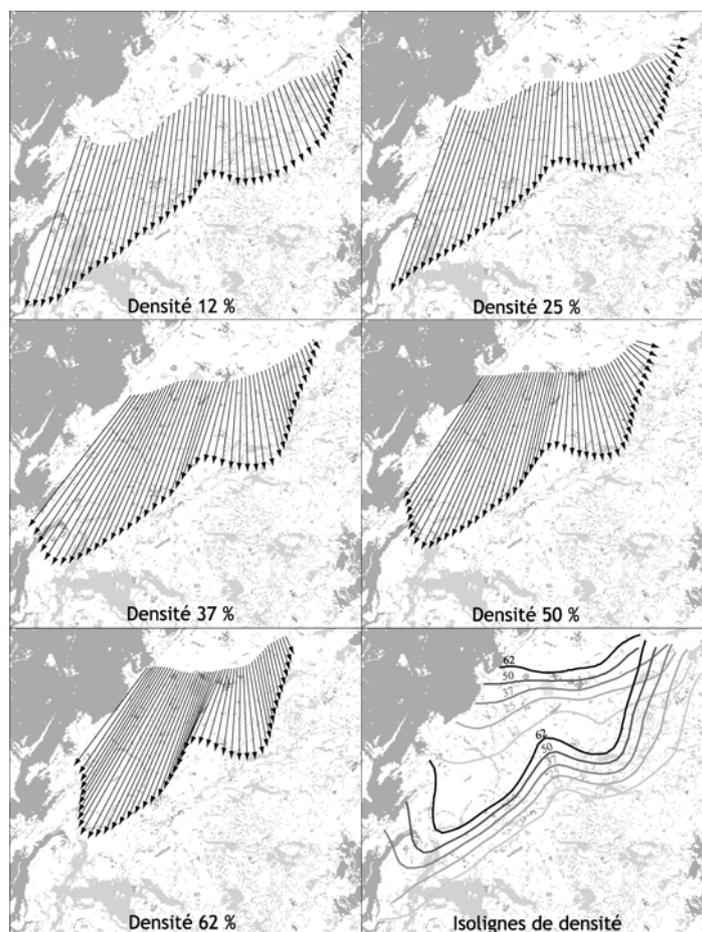


Figure 51. Vecteurs de vitesse et isolignes de densité de la propagation spatiale des pullulations de campagnol entre avril et septembre 2002

Plusieurs niveaux de densité peuvent être choisis pour définir des vecteurs de vitesse à partir de deux surfaces de densité. Dans le cas présent, 5 niveaux progressifs ont été utilisés, de 12 à 62 %. Globalement, l'organisation de ces vecteurs est similaire, avec des longueurs (donc des vitesses de diffusion) plus importante à l'ouest du plateau. Dans le détail, des différences sont visibles, sans qu'un critère de choix d'une valeur unique de densité apparaisse clairement.

Compte tenu des 6 mois qui séparent les deux ensembles de relevés, la longueur des vecteurs permet d'estimer la vitesse moyenne de la propagation. Celle-ci est assez uniforme quelle que soit la densité de campagnols considérée : environ 6,5 km par an en moyenne, avec des vitesses maximales d'environ 12 km par an.

Avant toute exploitation thématique des vecteurs de vitesse ainsi mis en place, plusieurs points de discussion peuvent être développés. En premier lieu, l'utilisation de ces vecteurs est fondée sur l'hypothèse que le mouvement général des densités est graduel entre deux dates, c'est-à-dire que les isolignes qui pourraient représenter les états intermédiaires inconnus devraient prendre des formes « intermédiaires » entre les deux isolignes de calcul. Cette hypothèse s'apparente au principe de l'interpolation linéaire. C'est à cette condition que les vecteurs peuvent donner une représentation vraisemblable du mouvement effectué, même si naturellement ils ne représentent pas le mouvement des individus ou des populations dans le détail de leurs déplacements. Cette hypothèse est donc d'autant plus facile à accepter que la durée entre deux états reste faible comparée à la vitesse globale du mouvement. Dans le cas de la propagation des pullulations à Nozeroy entre le printemps et l'automne 2002, il semble possible d'accepter cette hypothèse.

L'examen de la figure 51 montre toutefois que certains vecteurs ne semblent pas correctement définis. En particulier pour la densité à 62 % où les deux isolignes prennent des formes plus nettement différentes, la superposition de plusieurs vecteurs montre une limite de la méthode. La mise en place des vecteurs de vitesse pour les dates suivantes a confirmé cette limite, puisque l'écart de forme entre les isolignes est tel qu'aucune méthode d'appariement n'a pu donner de résultat correct.

Bilan provisoire de la méthode des vecteurs de vitesse

Simple dans son principe général, cette méthode autorise une mesure locale de la vitesse de mouvement, et constitue une piste potentielle pour l'analyse du rôle du paysage sur ce mouvement. Toutefois, son application s'est heurtée à plusieurs difficultés. En premier lieu, elle reste fortement contrainte par la qualité des données décrivant les états successifs, notamment par le rapport entre la durée séparant deux états et la vitesse globale de déplacement, c'est-à-dire finalement par la distance moyenne séparant les deux états. Cette difficulté a par exemple fortement limité l'utilisation de la méthode pour analyser les couples diachroniques à la suite de l'année 2002 présentée ici.

Le passage du concept de « front de diffusion » à celui d'isolignes de densité conduit à multiplier les groupes de vecteurs qu'il est possible de calculer, sans qu'un critère indiscutable ne soit pour l'instant défini. Pour deux isolignes données, la délimitation des bornes spatiales ainsi que la définition du critère d'appariement restent également deux problèmes non complètement résolus. En amont, il est possible que les vecteurs produits soient sensibles à la méthode d'interpolation à l'origine des surfaces de densité ; cette remise en question pourrait amener à tester la méthode à partir de plusieurs algorithmes d'interpolation spatiale.

2.2.5. Flux reconstitués dans un espace discret

La démarche précédente a permis de s'intéresser aux vitesses locales de diffusion, avec comme perspective des tests d'hypothèses sur le rôle de certaines configurations paysagères comme accélérateurs ou freins de la diffusion. La définition de ces vitesses locales exige toutefois une grande précision des données, à la fois dans l'espace et dans le temps. Une façon d'exploiter des données moins précises consiste à raisonner sur les notions plus binaires de flux et barrières, quand les observations démographiques sont effectuées dans une série d'unités formant un maillage spatial. Ce cas est par exemple rencontré pour les scores de densité de campagnols terrestres relevés dans les communes du Doubs. L'analyse de cet espace discrétisé se justifie d'autant plus que la notion de connectivité paysagère peut s'appliquer facilement à la relation entre des unités spatiales adjacentes (cf. 1.3.2.).

Cependant, avec des données démographiques décrivant des états successifs, on ne dispose pas directement de valeurs de flux entre les unités, si bien qu'il est impossible d'établir le parallèle entre les flux et les valeurs de connectivité paysagère. Dans cette optique, une tentative de reconstitution de flux dans un maillage a été proposée (Foltête, 2003). Certains travaux ont porté sur l'analyse des liens entre plusieurs états, par exemple en mesurant l'homogénéité ou l'hétérogénéité d'un point de vue spatio-temporel. À cette fin, des études en épidémiologie et en anthropologie ont été fondées sur le *test de Knox* (généralisé par Mantel), comme dans Bocquet-Appel et Jakobi (1998). D'autre part, le *wombling* (Barbujani et al., 1989 ; Bocquet-Appel et Bacro, 1994), basé sur une discrétisation régulière de l'espace, permet de localiser des discontinuités spatio-temporelles, comme par exemple dans Baladbaoui et al., 2001 ; Bocquet-Appel et Jakobi, 1996. Dans ces travaux, l'identification des barrières de diffusion est effective sous la forme d'une stricte localisation, sans faire intervenir de liens entre des unités spatiales. La démarche que nous proposons s'inscrit plutôt dans le champ des interactions spatiales, où dans ce cas les effets étudiés ici (flux, barrières) sont représentés par des vecteurs qui se superposent au graphe d'adjacence entre les unités.

La méthode des différences

Comme les vecteurs de vitesse, la reconstitution des flux est a priori sensible au rapport entre la durée séparant les états successifs et la portée spatiale de la diffusion. Ici encore, le résultat recherché se traduit par des vecteurs dont la taille représente une distance de déplacement. Pour calibrer ces distances, la définition de ces vecteurs doit d'abord être précédée du calcul de la vitesse moyenne de diffusion. Celle-ci peut être mesurée de plusieurs façons, selon le type de données (Foltête, 2003) ; avec des données quantitatives, on peut par exemple chercher la distance qui maximise la covariance croisée entre deux états successifs.

Le choix d'une distance ayant été effectué, l'objectif est à présent de recréer des flux de diffusion à partir de deux distributions spatiales. Du point de vue des données, cela consiste à utiliser deux variables d'état x (date t) et y (date $t+1$) pour définir une matrice d'échange. À première vue, il semble logique d'utiliser la « méthode des différences » suivante :

- considérer tous les couples d'unités spatiales i et j séparés par la distance choisie ;
- sélectionner parmi ces couples ceux pour qui $x_i > x_j$, qui représentent une « différence de potentiel orientée » à la date t ;
- pour les couples sélectionnés, adopter la règle suivante : si $y_j > x_j$, il y a propagation du phénomène de i vers j ; si $y_j \leq x_j$, il y a effet de barrière de i vers j .

Si le phénomène est apprécié de façon graduelle ou continue, la valeur $|y_j - x_j|$ précise l'intensité du flux ou de l'effet de barrière. On peut faire l'analogie entre cette démarche et la topographie, puisque les flux calculés ainsi correspondent à une sorte de dénivellation constatée à la date t et comblée ou inversée à la date $t+1$, alors que les effets de barrière sont des dénivellations observées en t sans comblement ni inversion en $t+1$. De cette façon, la reconstitution des mouvements de diffusion est apparentée au calcul des écoulements (direction, pente) sur des Modèles Numériques de Terrain. Toutefois, le seul critère de distance pour définir les couples d'unités éventuellement liées par des flux de diffusion n'apparaît pas suffisant : en reprenant l'analogie avec le relief, l'écoulement suit en principe une courbe altitudinale décroissante. Ainsi, de l'unité émettrice i à l'unité réceptrice j , si une autre unité k s'interpose, il faut que la condition $x_k \leq x_i$, soit remplie pour permettre une éventuelle diffusion.

La méthode des différences repose sur l'hypothèse que la propagation s'effectue seulement sous la contrainte de l'intensité du phénomène en chaque lieu, sans le jeu d'un facteur d'ordre topologique. Si une unité spatiale est apparemment « contaminée » par une seule de ses voisines, ou bien par toutes ses voisines, l'estimation d'un flux de propagation ne devrait pas être assortie de la même certitude. Pour tenir compte de cette remarque, nous allons opérer une décomposition de la relation entre deux variables d'état. La diffusion faisant intervenir des couples d'unités, il est utile de distinguer les notions d'émission et de réception. Pour chacune d'entre elles, nous tenterons d'estimer un « indice de vraisemblance » de flux ou de barrière, mesure qui supposera une certaine homogénéité des valeurs des unités voisines potentiellement réceptrices ou émettrices.

Potentiel et vraisemblance des phénomènes d'émission et de réception

Le « potentiel d'émission » E exprime la diffusion théoriquement possible, ne connaissant que la situation à la date t . Si on admet que le potentiel d'émission doit tenir compte de l'intensité maximale possible (supposée connue), il peut être mesuré comme suit :

$$E_i = \sum_{\substack{j=1 \\ x_i > x_j}}^k \max(x) - x_j$$

Naturellement, il se peut que le potentiel soit nul, si l'unité n'est pas concernée par le phénomène, ou si aucune de ses voisines ne porte de valeur inférieure. La « vraisemblance » à mesurer repose sur la comparaison entre le potentiel et ce qu'on suppose être une réalisation, si l'on observe les changements de t à $t+1$. En d'autres mots, E_i comptabilise les augmentations d'intensité possibles dans le voisinage de i (parmi les k voisins possibles, si $x_i > x_j$), qu'il faut à

présent confronter aux changements observés. En passant en revue les mêmes voisins, il est aisé de distinguer deux réalisations possibles :

– soit il y a eu effectivement augmentation d'intensité : on suppose qu'il y a un flux de i à j . La somme des flux est notée $F_i = \sum_{\substack{j=1 \\ x_i > x_j \\ y_j > x_j}}^k y_j - x_j$; par définition : $F_i > 0$

– soit il y a stagnation ou diminution d'intensité : on suppose qu'il y a effet de barrière. Cet effet peut être mesuré comme l'écart entre la valeur d'intensité en $t+1$ et le maximum possible. La somme de ces effets est notée $B_i = \sum_{\substack{j=1 \\ x_i > x_j \\ y_j \leq x_j}}^k \max(y) - y_j$

Supposons le maximum d'intensité invariable dans le temps, $\max(x) = \max(y)$, on obtient une décomposition du potentiel, telle que :

$$\sum_{\substack{j=1 \\ x_i > x_j}}^k \max(x) - x_j = \sum_{\substack{j=1 \\ x_i > x_j}}^k y_j - x_j + \sum_{\substack{j=1 \\ x_i > x_j}}^k \max(x) - y_j \quad \text{ou encore : } E = F + B$$

L'émission potentielle équivaut donc à la somme des flux et barrières supposés. À présent, pour estimer un degré de fiabilité d'un flux en fonction du contexte topologique, il faut tenir compte de l'équilibre entre potentiel et réalisation. Des hypothèses supplémentaires doivent être posées : une plus grande confiance sera accordée à une augmentation très locale de l'intensité du phénomène (ce qui implique la présence de barrières avec les autres unités voisines), par rapport à une augmentation omnidirectionnelle, sans barrières, qui sera considérée moins « sûre ». Cela signifie que globalement, à une forte valeur de F devra correspondre une faible vraisemblance et inversement. Nous proposons donc la mesure suivante :

$$vf = \frac{E - F + 1}{E + 2} = \frac{B + 1}{E + 2}$$

Il est facile de voir que par construction, le degré de vraisemblance d'une barrière équivaut à $vb = \frac{F + 1}{E + 2} = 1 - vf$ et que ces deux quantités sont comprises entre 0 et 1.

Les mêmes notions que précédemment sont utilisées pour définir les modalités de réception, avec toutefois une inversion du mode de construction. Ainsi, chaque unité spatiale peut être caractérisée par un potentiel de réception, noté R , et décomposé en flux et barrières tels que $R = F' + B'$. La vraisemblance de flux en réception sera d'autant plus forte que peu d'unités voisines sont potentiellement émettrices (donc R est faible), ce qui être estimé par :

$$vf' = \frac{F'}{R}$$

Inversement, l'effet de barrière est d'autant plus marqué que le potentiel R est important ; son intensité peut être mesurée par : $vb' = \frac{B'}{R} = 1 - vf'$

Les indices de vraisemblances proposées, en émission comme en réception, sont fondées sur des différences de niveau, potentiels en t et constatés en $t+1$. Ces mesures sont globales, au sens où elles prennent simultanément en compte le degré de voisinage (ou nombre de voisins) et les différences d'intensité du phénomène. Elles restent donc pertinentes quand les valeurs des unités voisines potentiellement émettrices (ou réceptrices) ne sont pas trop dispersées.

Jusqu'ici, des indices ont été attribués à chaque unité spatiale, en tenant compte des valeurs du voisinage mais sans aboutir à des estimations de vraisemblance globale de flux. Il faut à présent mettre en rapport les potentiels d'émission et de réception pour réaliser ces estimations. Les couples d'unités séparés par la distance choisie se placent dans trois cas exclusifs :

- ils ont même valeur à la date t : aucun flux n'est mesuré ;
- une différence est observée en t ($x_i > x_j$) et est suivie d'une augmentation en $t+1$ ($y_j > x_j$) ; un flux de i vers j est estimé par : $P_{ij} = v f_i \cdot v f'_j$;
- une différence est observée en t ($x_i > x_j$) mais n'est pas suivie d'une augmentation en $t+1$ ($y_j \leq x_j$) ; un effet de barrière de i vers j est estimé par : $Q_{ij} = v b_i \cdot v b'_j$

D'un point de vue cartographique, il est possible d'imaginer plusieurs façons de représenter ces informations de flux estimés. Les différences locales peuvent être combinées avec leur degré de vraisemblance, les premières définissant la largeur des flèches, les secondes leur intensité de couleur. D'autre part, la vraisemblance peut servir de critère pour introduire un seuil de représentation.

Application aux scores de densité des communes du Doubs

L'application porte ici sur les scores communaux acquis pour les années 1990, 1991 et 1992, durant une phase de croissance des pullulations. Une première analyse variographique doit permettre de choisir les distances spatiales les plus représentatives des changements entre deux dates. La figure 52 montre les courbes des covariances croisées calculées pour les deux périodes, à partir d'une grille régulière d'un pas de 1 km.

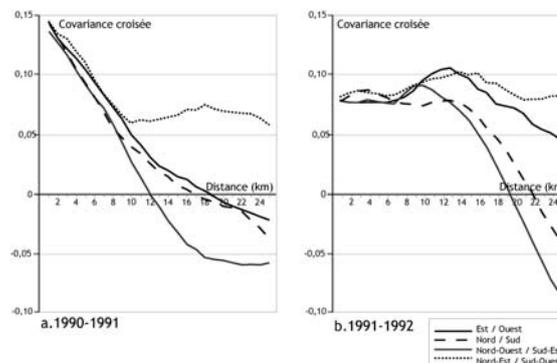


Figure 52. Courbes des covariances croisées

Les covariances croisées entre les deux dates sont calculées pour les 4 directions cardinales. Dans le cas a, elles sont toutes décroissantes, ce qui indique que la distance moyenne de déplacement est faible (1 ou 2 km). Le plateau formé par la courbe de la direction nord-est/sud-ouest est en fait redevable à la distance entre les différents foyers de diffusion. Dans le cas b, la diffusion est plus rapide (entre 11 et 15 km), surtout pour les directions est/ouest et nord-est/sud-ouest.

En retenant le fait que les mouvements restent de faible ampleur entre 1990 et 1991, les flux ont été estimés selon la méthode présentée (figure 53). À partir des unités touchées par une pullulation en 1990, des orientations préférentielles se dessinent : certaines zones de « blocage » sont visibles, elles correspondent parfois à des vallées très encaissées (hautes vallées de la Loue au sud-ouest, du Doubs au nord-est). Inversement, des couloirs et des fronts de diffusion sont bien identifiables.

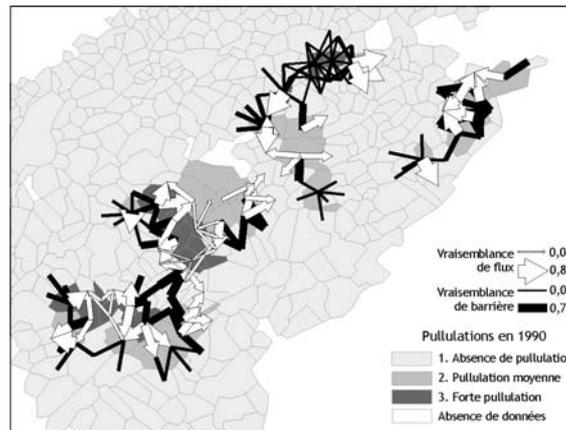


Figure 53. Flux et barrières de 1990 à 1991, selon un modèle isotropique (de 2 à 5 km)

La taille des symboles indique les différents degrés de vraisemblance calculés. L'intensité des flux, assez uniforme d'après les données utilisées, n'est pas représentée.

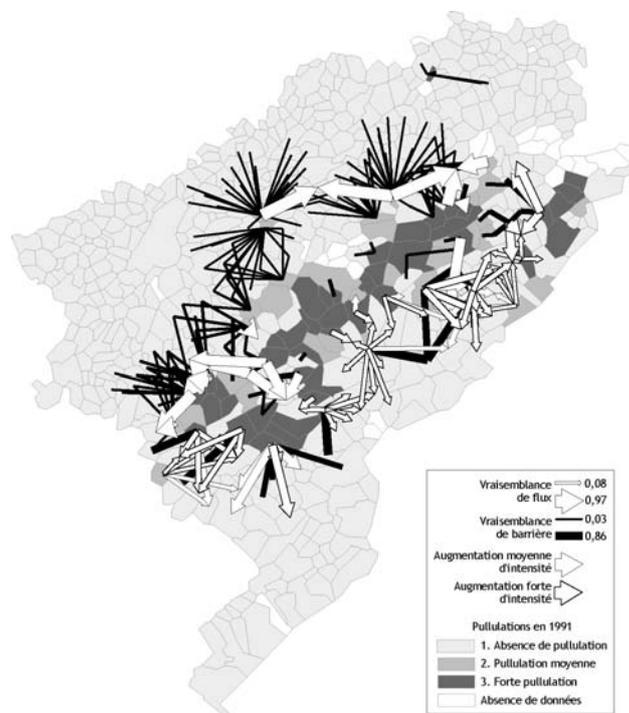


Figure 54. Flux et barrières estimés entre 1991 et 1992

Les flux sont calculés comme précédemment, mais en spécifiant pour chaque secteur angulaire une gamme de distances de diffusion. Dans la partie sud-est, une partie des flèches semble représenter avec cohérence le phénomène de diffusion ; en revanche dans la partie nord-ouest, les flux et barrières ne semblent pas réalistes.

Avec des distances maximales propres à chaque direction, les mêmes calculs appliqués à l'intervalle 1991-1992 permettent de tracer la carte précédente (figure 54). Globalement, les pullulations gagnent plutôt le sud-est du département, où la vraisemblance des flux n'est pas très forte en moyenne, mais où quelques barrières semblent importantes. Certaines communes semblent jouer un rôle de « tête de pont », en se plaçant à l'origine d'une diffusion à caractère isotropique. Au nord-ouest, à un effet de blocage général s'ajoutent quelques flux entre communes isolées ; ces flux « recourent » des barrières et, en dépit de leur forte vraisemblance, ne doivent pas correspondre à des mouvements réels.

Les deux cartes présentées donnent un aperçu des possibilités graphiques pour transformer des données diachroniques en matrices d'échange. Leur observation permet de comprendre la logique des indices calculés : à de nombreuses possibilités de diffusion et une seule réalisation vont correspondre des barrières « peu sûres » et un flux vraisemblable (au nord-ouest) ; dans le cas de nombreuses réalisations, les flux sont à leur tour peu sûrs et les rares barrières vraisemblables (sud-est). Parallèlement, les cartes montrent quelques problèmes liés à la méthode, quand des échanges de nature contraire se croisent.

Bilan de la méthode des flux

Par simple comparaison de deux états, il est possible d'estimer les échanges effectués d'une date à l'autre. L'analyse variographique est utile pour choisir l'amplitude de la diffusion ; elle l'est d'autant plus si on analyse une succession importante d'états, pour déterminer les accélérations ou ralentissements du phénomène. Dans ce cas, se pose le problème de la mise en séquence de plusieurs reconstitutions diachroniques : faut-il tout simplement « empiler » les flux à mesure qu'on ajoute un intervalle de temps, ou associer à chaque flux estimé le moment de sa réalisation comme un attribut ? Cette question dépend de la nature des données analysées, de la forme de diffusion (tache d'huile ou autre) et de l'objectif assigné à ces flux.

Dans le cas où on cherche à lier les cheminements d'une diffusion à des caractères morphologiques de l'espace, une propagation rapide qui se traduit par des flux à grande distance n'est peut-être pas directement utilisable, étant donné les croisements de flux constatés précédemment (c'est le cas dans l'exemple traité entre 1991 et 1992). Là encore, il reste à imaginer comment revenir à des flux exprimés sur un graphe de contiguïté à partir des flux associés au graphe des distances vol d'oiseau.

Conclusion de la section 2.2.

Modélisation des mouvements de masse

Les données décrivant les pullulations de campagnols terrestres ont servi de base pour la mise en œuvre de plusieurs types de modélisation. Parmi les différentes expériences menées, deux approches principales sont à distinguer. En premier lieu, en choisissant de conserver le

plus possible l'intégrité spatio-temporelle des données, des formes de modélisations habituellement utilisées en écologie peuvent être choisies :

- soit en soumettant le phénomène de diffusion spatio-temporelle à un modèle unique, par le biais des modèles mathématiques de diffusion ;
- soit en séparant l'analyse en deux phases, l'une temporelle (modélisation de la cinétique), l'autre spatiale (analyse de la configuration des paramètres de cinétique).

Dans les deux cas cités, le rapport à l'espace et au contexte paysager n'est pas direct ; le rôle des facteurs paysagers est à mettre en relation avec les résidus de ces modèles, ou avec les valeurs locales de leurs paramètres.

En second lieu, en choisissant de focaliser l'analyse sur des aspects diachroniques, des méthodes plus directement spatiales peuvent être utilisées. En premier lieu une représentation continue des densités spatialisées conduit à comparer des isolignes et finalement à établir des vecteurs de vitesse. En second lieu une représentation discrète des données permet de placer l'analyse dans le champ des interactions spatiales, où les unités sont reliées par des flux et barrières. Les méthodes imaginées pour ces deux approches présentent l'avantage de produire de véritables objets spatiaux décrivant un aspect des mouvements, là où les premiers modèles restent strictement eulériens, c'est-à-dire basés sur des unités spatiales fixes. La plus grande difficulté offerte par l'espace, par rapport à la simple dimension temporelle, contribue toutefois à rendre ces méthodes plus sensibles aux données utilisées, et finalement moins reproductibles.

Conclusion du chapitre 2 : bilan et perspectives

Différents contextes de déplacements dans l'espace ont été l'occasion d'entreprendre des démarches de modélisation des mouvements. Les deux principaux thèmes de recherche, déplacements piétonniers en milieu urbain et propagation des campagnols terrestres, ont été traités de façon spécifique autant pour des raisons thématiques que pour des raisons techniques, puisque les modes d'acquisition des données de ces thèmes ont orienté les recherches vers des approches respectivement lagrangiennes et eulériennes.

Les déplacements des marcheurs dans la ville peuvent être observés, comptabilisés et analysés de façon fine. À partir des données individuelles, de nombreuses possibilités s'offrent au modélisateur, qui peut s'intéresser aux trajets des individus, aux flux entre les origines et destinations, au degré de fréquentation des rues ou de zones entières. L'approche agrégée la plus utile est fondée sur les tronçons de rues, considérés alors comme les segments élémentaires de la voirie urbaine. Dans le contexte de déplacements intra-urbains, la fréquence de passage par les tronçons est liée à la structure du réseau de voirie, et il est possible de la considérer comme une certaine fonction d'accessibilité spatiale. Toutefois, une telle fonction combine plusieurs effets car aucun des indices ou calculs disponibles ne permet à lui seul d'en faire une estimation suffisamment précise. Les expériences menées pour modéliser la fréquence piétonnière ont par ailleurs montré les redondances et les complémentarités des différentes familles d'indices, notamment entre les calculs issus de la syntaxe spatiale et de l'accessibilité métrique. Les indices d'accessibilité métrique et le potentiel de marche à pied utilisé dans Genre-Grandpierre et Foltête (2003) permettent de représenter un « effet centre » à un niveau d'échelle global, mais sont inadaptés à la modélisation de la structure spatiale hiérarchique de la fréquence piétonnière. Cette dernière est nettement mieux restituée par l'indice d'intégration, grâce à la notion de ligne axiale et à la topologie « inversée » en usage dans la syntaxe spatiale.

Les résultats précédents sont à placer dans la perspective du débat qui a récemment animé la revue *Environment & Planning B*. Ils contribuent à préciser les mérites respectifs des mesures d'accessibilité utilisées pour modéliser les déplacements. Tout en souscrivant à la plupart des remarques de Ratti (2004a) à propos des méthodes dérivées de la syntaxe spatiale, nos études

ont montré 1) qu'il pouvait y avoir comparaison des indices via des conversions de données vers un niveau spatial commun, celui des tronçons de voirie, 2) que l'hypothèse psychologique fondant la notion de ligne axiale semble justifiée, même si l'indice d'intégration aboutit à une utilisation trop radicale à travers un raisonnement topologique qui écarte tout aspect métrique. Il serait donc utile, dans la suite des travaux à mener sur ce thème, d'étudier les possibilités d'hybridation entre la topologie dérivée des lignes axiales, définissant une sorte de distance psychologique, et la distance métrique, définissant en principe le coût physique du déplacement. La coexistence de ces deux critères montrerait alors qu'il est possible de surmonter l'usage exclusif de l'un ou l'autre, conduisant à une vision manichéenne (Hillier, 2003).

Toutefois, bien que des améliorations soient peut-être à envisager, pour rendre l'indice d'intégration plus proche du coût physique occasionné par la distance métrique, l'aménagement des indices structurels ne nous semble pas la voie la plus prometteuse. Les différences de support entre la syntaxe spatiale et les autres indices, surmontables ponctuellement par le biais de convertisseurs, s'opposent néanmoins à une véritable complémentarité. C'est pourquoi l'approche par trajets aléatoires, qui a également fait partie des calculs mis en comparaison dans les travaux présentés, nous paraît porteuse d'une plus grande richesse : si les exemples de trajets aléatoires figurant ici restent très simples, cette méthode reste largement ouverte à l'ajout de règles supplémentaires permettant de tester de nouvelles hypothèses. Ainsi, la modification de l'impédance des tronçons sous des hypothèses paysagères (éléments favorables, continuité dans la perspective visuelle par exemple, comme dans Turner et Penn (2002)) ou même fonctionnelles (présence de commerce, services) ne change-t-elle pas fondamentalement le mode de calcul. De même que la modification de la distribution spatiale des origines-destinations, pouvant être contrainte par des critères de densité de population par exemple, ne constitue qu'un changement mineur dans l'application des trajets aléatoires. De cette façon, l'exploitation du principe des trajets aléatoires montré par Genre-Grandpierre (2000) pourrait conduire à la réalisation de « simulations simples », c'est-à-dire de simulateurs ne prenant pas en compte des interactions entre les individus comme les systèmes multi-agents. Cette piste semble à la fois d'un grand intérêt thématique, si les simulations sont réalisées sous des hypothèses bien contrôlées et confrontées à des observations, et d'un accès technique relativement aisé, avec des temps de calculs restant très faibles par rapport aux simulations plus complexes. Nous postulons ici que l'intérêt des modèles de mouvement avec interactions vaut surtout pour les « microsimulations » dans des espaces ouverts (Batty, 2001 ; Kerridge et al., 2001).

Les modélisations de trajets pédestres, renouant avec la précision initiale des données individuelles, a été réalisée ici dans deux directions :

– 1) modélisation des choix d'itinéraires dans le cadre d'un ensemble de trajets potentiels définis a priori pour chaque origine-destination. Cette approche revient à travailler au niveau des trajets, vus comme des objets décisionnels uniques. Les développements effectués sont repris directement des modèles appliqués habituellement à d'autres modes de transport.

– 2) identification de bifurcations, supposées représenter une décision locale d'itinéraire. Il s'agit ici d'une approche originale (Piombini, 2006) qui se fonde sur une hypothèse d'appréhension progressive (et non globale) de l'itinéraire.

Dans les deux cas, la combinaison de ces méthodes avec des caractères paysagers doit amener à identifier des éléments jouant sur les préférences et les évitements des piétons. En faisant le lien avec les simulations mentionnées plus haut, nous projetons d'utiliser les résultats obtenus comme des règles supplémentaires dans la conception des itinéraires simulés. De cette façon, l'application de ces simulations sera facilitée puisque les indications fournies par les modèles de choix d'itinéraires minimiseront les phases de tâtonnement.

En amont des analyses de déplacements pédestres, la question de l'acquisition des données reste pour l'instant un problème important, d'autant que toutes les phases de modélisations ultérieures dépendent de la qualité des données obtenues. Comme il a été mentionné dans Foltête et al. (2002) et Piombini (2006), nombreuses sont les méthodes d'acquisition possibles. La méthode des portes, ou par comptage des flux, est relativement efficace pour donner un état des lieux des fréquences piétonnières, mais elle ne permet pas d'accéder à des trajets individuels. Au contraire, les données utilisées ici ont été conçues pour décrire des trajets, mais elles représentent moins fidèlement les fréquences piétonnières. De plus, le mode d'enquête téléphonique a permis une certaine efficacité en terme de taux de réponse, mais est resté lourd et partiellement critiquable, notamment en raison des nombreuses possibilités d'erreur dans les transcriptions verbales d'itinéraires. Face à ce compromis, nous avons le projet de tester une autre méthode d'acquisition des données de déplacement pédestre. Il s'agit, comme dans Julien et Carré (2003), de suivre des personnes effectuant leurs déplacements, en notant au fur et à mesure les itinéraires à l'aide d'un SIG portable. Ce procédé évite de passer par des relevés de localisation par GPS et permet de minimiser les phases de transformation des données, qui sont souvent des sources d'erreurs. En outre, la mise à jour en temps réel des parcours effectués offre l'avantage de constituer directement une base de données, en automatisant par exemple l'horaire des enregistrements.

Concernant les mouvements de masse, plusieurs démarches de modélisation ont également été entreprises. Celles-ci se sont distinguées en deux groupes : 1) les démarches prenant en compte des séries temporelles, en même temps (modèles de diffusion) ou avant (modèles de cinétique) l'analyse des distributions spatiales ; 2) les démarches seulement diachroniques, mais conduisant à la constitution d'éléments spatiaux spécifiques : flux de diffusion et vecteurs de vitesse.

La tentative de reconstitution des flux, fondée sur une représentation discrète de l'espace (Foltête, 2003), encouragée par l'intérêt que prend la notion de connectivité paysagère dans ce contexte, n'a pas conduit à l'obtention de résultats très fiables. La rigidité avec laquelle les règles de direction et de distance doivent être appliquées et la difficulté liée aux motifs spatio-temporels complexes ont montré que la méthode envisagée s'applique à des cas simples, mais s'avère inadaptée dans la plupart des cas traités ici. Cette difficulté a été augmentée par deux facteurs :

- les données de pullulations des campagnols acquises au niveau régional n'ont elles-mêmes pas une fiabilité suffisante pour établir des hypothèses de flux inter-communales sur la seule base de scores diachroniques ;

– l'irrégularité des contours et des surfaces des communes accroît encore la difficulté ; la prise en compte des longueurs de frontière commune et des surfaces est certes possibles, mais elle rendrait la démarche encore plus lourde.

Compte tenu de ces difficultés, nous projetons de revenir sur l'exploitation des données intégrées dans des maillages en modifiant sensiblement l'objectif des modèles à établir. Plutôt que de chercher à reconstituer simultanément des flux probables et des flux attendus et non réalisés, appelés des barrières, il nous semble à présent plus réaliste de porter l'attention sur une seule de ces entrées. La notion de barrière est en effet restée insuffisamment exploitée, alors qu'elle fait par ailleurs l'objet de plusieurs démarches existantes. L'algorithme de Monmonier (1973) est par exemple souvent utilisé pour identifier les barrières pour l'analyse spatiale des données génétiques (Manel et al., 2003). Cette méthode peut être appliquée dans bien d'autres cas, comme les barrières linguistiques, morphologiques, etc. (Manni et al., 2001, 2004). D'autres méthodes ont été proposées, notamment dans le cas de l'analyse des maillages territoriaux (Decroly et Grasland, 1996 ; Grasland, 1997). L'usage de telles méthodes pour identifier les zones de blocages des phénomènes de diffusion, tout en laissant de côté provisoirement la mesure des flux, devrait permettre de mieux appréhender les facteurs paysagers qui peuvent être responsables du différentiel diffusion / barrière.

L'analyse diachronique favorisant la recherche des canaux spatiaux de diffusion s'est avérée plus concluante avec une représentation continue de l'espace (Foltête et al., 2005) : à partir de surfaces de densités, la définition des vecteurs de vitesse repose sur des hypothèses plus simples que la méthode précédente. Sans pour l'instant discuter des résultats thématiques donnés par les vecteurs de vitesse, qui seront présentés dans le chapitre suivant, nous pouvons d'ores et déjà faire état de certaines limites méthodologiques et des pistes de recherche que celles-ci pourraient induire. La définition des isolignes de densité tout comme l'appariement de ces isolignes pour tracer les vecteurs de vitesse semblent peu robustes, et ne s'adaptent pas dans le cas d'une diffusion quelque peu irrégulière. Comme précédemment, pour tester l'intérêt d'une démarche plus focalisée sur les effets de barrière que sur les couloirs de diffusion, il serait utile de mettre en perspective la démarche réalisée avec le principe du *wombling* (Womble, 1951 ; Barbujani et al., 1989 ; Bocquet-Appel et Bacro, 1994 ; Lu et Carlin, 2005) utilisé par exemple en génétique (Manel et al., 2003 ; Chikhi et Bruford, 2004), en démographie (Bocquet-Appel et Jakobi, Balabdaoui et al., 2001), en écologie végétale (Fortin, 1997). L'application du *wombling* à des données diachroniques, ou même à une succession de plusieurs états, devrait permettre d'étudier les barrières spatiales de diffusion, en lien avec leurs caractéristiques paysagères.

Les démarches prenant en compte la succession des densités au cours du temps ont apporté des résultats intéressants, qui restent à confirmer et à discuter. Dans le contexte d'une phase de démarrage de diffusion, le modèle de Skellam peut être appliqué d'une manière particulière : inadapté à l'hypothèse initiale du rôle du paysage sur le mouvement, il sert à définir une sorte de « modèle neutre », où comme pour l'hypothèse nulle de la statistique, on suppose une absence de relation... qu'on espère fausse ! Le modèle, dans ce cas, est surtout utile pour extraire des résidus représentant l'effet spatial qui n'a pas été intégré au départ. Il reste donc à exploiter cette piste en étudiant les relations entre ces résidus et des caractères paysagers. Par

ailleurs, la modélisation de la cinétique par des fonctions d'ajustement a permis de remplacer chaque série temporelle locale par un nombre limité de coefficients, qui prennent une signification facile à exploiter : l'amplitude, le niveau moyen, la périodicité et le délai sont les principaux paramètres qui expriment les fluctuations démographiques localisées. Des exemples ont montré tout le potentiel de ce type de modélisation, qu'il faudra réitérer et valider. Des questions restent posées, à propos des analyses spatiales qui constituent la seconde phase de cette démarche : faut-il rester dans le cadre des unités spatiales initiales, comme dans Johnson et al. (2004), ou faut-il plutôt chercher à généraliser les valeurs des paramètres pour ensuite raisonner sur des surfaces ?

Chapitre 3

Les relations paysage - mouvement

Les précédents chapitres ont permis de mettre en place des éléments méthodologiques touchant d'abord à la caractérisation du paysage à partir de l'imagerie géographique, ensuite à la modélisation des données de mouvement. Ces éléments sont indispensables et leur mise en place se situe nécessairement au début de la chronologie des étapes d'analyse. D'un point de vue thématique cette fois, le cœur du sujet qui fédère l'ensemble de nos travaux consiste à mettre en relation ces deux corpus, pour vérifier et préciser les hypothèses concernant le rôle du paysage. Dans le cas des déplacements pédestres abordés en premier lieu, il s'agira surtout de lier les données de trajets aux paysages in situ, sans un recours important à des données paysagères numériques. Les analyses porteront essentiellement sur l'identification des éléments paysagers visibles qui occasionnent des préférences ou des évitements dans les itinéraires. En second lieu, il s'agira de croiser les modèles de mouvements de campagnols avec les indices paysagers, pour identifier les éventuels facteurs paysagers et proposer des interprétations écologiques. Un retour sur une question de méthode sera ensuite occasionné par le constat du caractère intégrateur des distances-coût, qui permettent une sorte de double modèle, représentant à la fois mouvement et paysage. Enfin une prise de recul avec l'ensemble de la démarche effectuée nous amènera à considérer simultanément tous les thèmes portant sur les relations entre paysage et mouvement, sous l'angle d'une tentative de formalisation de l'« usage spatial ». Cette étape, donc nous ne présenterons qu'une première ébauche, va constituer un des axes de recherche que nous projetons de suivre.

3.1. Paysages urbains et déplacements piétonniers

« La marche réduit l'immensité du monde aux proportions du corps. L'homme y est livré aux seules ressources de sa résistance physique et de sa sagacité à emprunter le chemin le plus propice à sa progression : celui qui autorise le mieux à se perdre, s'il fait de l'errance sa philosophie première, ou celui qui mène au terme du voyage avec le moins d'embûches, s'il se contente simplement de se déplacer d'un lieu à l'autre. »

David Le Breton, 1997.

Les déplacements des piétons, enregistrés dans la précision de leur parcours, peuvent donner lieu à de nombreuses formes de modélisations. Celles-ci varient selon le degré d'agrégation choisi, du trajet individuel à la fréquence piétonnière transitant par des zones ; elles varient aussi selon les hypothèses posées sur la façon dont les individus ont envisagé leurs itinéraires. Il est à présent question d'intégrer des critères paysagers dans ces modèles, pour tester l'hypothèse générale de l'influence du paysage sur les déplacements. Le paysage confronté aux données de déplacement est dans un premier temps celui du planificateur, celui qu'on observe sur un plan urbain ; dans un second temps, le paysage analysé est celui que chacun peut observer dans sa pratique habituelle de l'espace.

3.1.1. Flux pédestres et structures paysagères urbaines

En observant les flux pédestres tout en gardant un point de vue cartographique sur la trame urbaine, il est possible de procéder à des analyses du contexte paysager des déplacements. Naturellement, il ne s'agit pas de la vision habituelle de l'espace urbain qu'ont les citadins au cours de leurs déplacements. Il s'agit plutôt de caractériser les configurations spatiales des éléments d'occupation du sol et de trouver les éventuelles différenciations qu'elles induisent sur les mouvements piétonniers. Les résultats présentés sont issus du programme de recherche « Structures urbaines, offre de transport et comportement de mobilité » (Foltête et al., 2006).

Flux et sensibilité au paysage : une observation préliminaire

Les déplacements pédestres enregistrés au cours des enquêtes de mobilité urbaine ont permis d'associer le descriptif géométrique des trajets à des questions d'ordre perceptif. Une de ces questions a porté sur la perception du paysage : les personnes enquêtées devaient déclarer leur niveau de sensibilité au paysage concernant leurs déplacements pédestres effectués régulièrement. Il est vrai que cette sensibilité déclarée peut masquer une réalité plus complexe, puisque les paysages influent sur les comportements probablement de façon inconsciente, et parce que le mode d'enquête peut faire diminuer la spontanéité des personnes.

Au sein de la ville de Besançon, les trajets pédestres enregistrés sont simplifiés à l'extrême sous la forme de couples origines-destinations (OD). Chaque trajet constitue alors un flux représenté sur une carte par une flèche. Dans le cadre urbain très centralisé de Besançon, où le centre-ville focalise une bonne partie des déplacements piétonniers, ces flux ont été caractérisés par leur orientation relativement au centre. Cette mesure angulaire a permis de distinguer les flux centripètes (moins de 30°), centrifuges (plus de 150°) et tangents (entre 30 et 150°) par rapport à la structure générale de la ville. En sélectionnant les flux des personnes ayant déclaré leur sensibilité au paysage (2,2 % de l'échantillon, ce qui est très faible), nous avons pu constater que la distribution de leurs orientations n'était pas conforme à celle de l'ensemble des flux ; l'angle moyen de l'échantillon est de 25° , il est de 52° pour la totalité des déplacements. La même chose a pu être constatée à propos de la distance au centre de ces flux, qui est faible dans le cas des piétons sensibles à leur environnement paysager (en moyenne de 600 m).

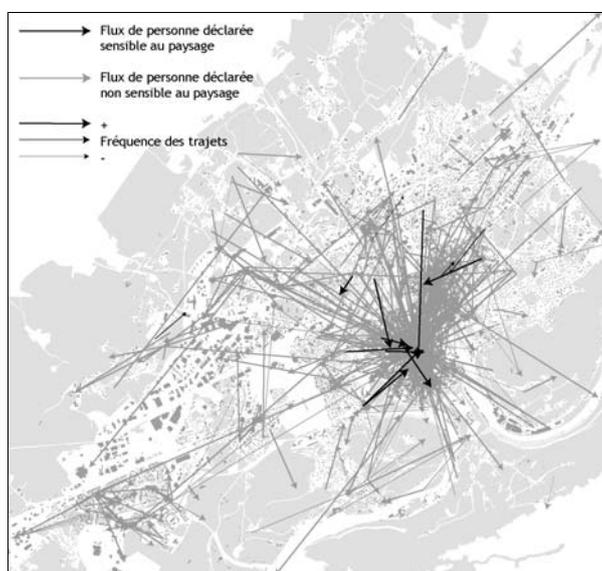


Figure 55. Orientation préférentielle des trajets de personnes se déclarant sensibles au paysage à Besançon

Les déplacements pédestres sont représentés par des flux entre leur point d'origine et de destination. Parmi tous ces flux, certains ont été effectués par des personnes se déclarant sensible au critère de paysage pour la pratique de la marche à pied. Ce sous-ensemble de flux se concentre vers le centre-ville, de façon centripète. Le rôle des éléments paysagers spécifiques de cette zone (rive du Doubs, Citadelle, etc.) est une explication possible de ce constat.

La figure 55 illustre les caractères conjoints d'orientation préférentielle et de faible distance au centre des trajets de ces personnes. Ces flux particuliers nous font supposer l'influence de certains éléments paysagers sur leur perception de l'espace urbain. En effet, l'expérience des paysages bisontins montre facilement qu'aux abords du centre-ville, les rives du Doubs, les fortifications de Vauban et en toile de fond la Citadelle dominant la ville, contribuent à former un ensemble paysager qui fait l'originalité de Besançon.

Bien que cet examen cartographique ne puisse constituer une véritable démonstration, il suggère néanmoins une différenciation des lieux selon leur attractivité paysagère. Il invite à étudier plus précisément cette relation déplacement – paysage, à travers des protocoles plus systématiques.

Usage pédestre et occupation du sol

À partir d'une nomenclature très simple de l'occupation du sol, distinguant le bâti, les espaces verts, les sols nus et l'eau, un paysage « vu du dessus » peut être défini comme la combinaison locale de ces éléments. Il est ici question de s'interroger sur les liens qui unissent le degré d'usage pédestre des lieux et un tel paysage. Plusieurs méthodes permettent de répondre à cette question ; dans Foltête et al. (2002), nous avons choisi d'utiliser un carroyage pour d'une part y agréger les données de trajets, d'autre part y calculer des indices décrivant l'occupation du sol. Dans ce carroyage, chaque maille est un carré de 400 m de côté.

Dans toutes les mailles du carroyage, les trajets internes ou en transit ont été comptabilisés, ce qui a permis de constituer une variable de fréquence des trajets (ou degré d'usage pédestre). Cette variable de distribution décroissante a été convertie en logarithme. Plusieurs indices utilisés habituellement en écologie du paysage et en traitement d'image ont été calculés dans les mailles à partir de l'image d'occupation du sol. Les corrélations linéaires entre la fréquence et ces indices (tableau 5) sont à l'origine d'une première interprétation.

Caractère morphologique	Indice	Besançon	Lille
<i>Composition</i>			
Place des surfaces bâties	Surface relative du bâti	0,71***	0,56***
Place des espaces verts	Surface relative des espaces verts	-0,38***	-0,08
Place des sols nus	Surface relative des sols nus	0,05	-0,13
Place des cours d'eau	Surface relative de l'eau	0,04	0,05
Diversité de la composition	Indice de Shannon standardisé	0,27**	0,36**
<i>Contacts entre catégories</i>			
Entre bâti et espaces verts	Fréquence des lisières B-V	-0,05	-0,003
Entre bâti et sols nus	Fréquence des lisières B-N	0,02	0,04
Entre bâti et eau	Fréquence des lisières B-E	0,34**	0,26**
Entre espaces verts et eau	Fréquence des lisières V-E	-0,35**	-0,17
Entre sols nus et eau	Fréquence des lisières N-E	-0,01	-0,10
<i>Description des taches</i>			
Fragmentation de l'espace	Nombre de taches global	0,07	0,36**
Fragmentation du bâti	Nombre de taches de bâti	0,21*	0,31**
Taille des bâtiments	Taille moyenne des taches de bâti	0,49***	0,40***
Taille des espaces verts	Taille moyenne des espaces verts	-0,33**	-0,14
Tailles globales, compacité	Taille moyenne globale des taches	-0,19	-0,14
<i>Morphologie du bâti</i>			
Complexité des formes bâties	Dimension fractale du bâti	0,57***	0,52***
Allongement des bâtiments	Indice de forme du bâti	0,39***	0,36***
<i>Autre descripteur global</i>			
Complexité spatiale	Densité de lisières globale	0,61***	0,51***
Allongement des formes	Indice de forme global	0,61***	0,51***

Les corrélations portant un triple astérisque sont significatives à 0,0001 ; double astérisque : 0,01 ; simple astérisque : 0,05 ; la valeur de p des autres est supérieure à 0,05.

Tableau 5. Corrélations entre fréquence d'usage pédestre et structure d'occupation du sol

D'après ces résultats, les corrélations sont dans l'ensemble significatives. Il est assez remarquable de constater que les valeurs obtenues entre les deux villes sont très proches. En premier lieu, ce sont les indices décrivant un aspect du bâti qui obtiennent les plus fortes corrélations. Ainsi le degré d'usage de la marche à pied s'avère-t-il positivement lié à la densité de la surface bâtie, à la taille et à l'allongement des bâtiments, également à la complexité des

formes qui résultent de l'ensemble. La présence de surfaces bâties adjacentes à des surfaces en eau est aussi en relation positive avec la fréquence pédestre. Toutes ces relations sont très significatives dans les deux villes. Ensuite, la place des espaces vert, souvent mentionnée comme un caractère attractif, apparaît ici plutôt négativement. Enfin la diversité de la composition, c'est-à-dire la mixité spatiale des modes d'occupation du sol, de même qu'une certaine complexité morphologique, sont corrélées très positivement au degré d'usage pédestre.

Les structures d'occupation du sol urbaine sont nettement liées au degré d'usage de la marche à pied. Les relations sont convergentes entre les deux villes étudiées, pour une raison de configuration urbaine : l'ensemble des caractères les plus significatifs et corrélés positivement expriment essentiellement une structure de centre-ville, avec toute la complexité spatiale que peuvent occasionner des quartiers d'habitat anciens. À l'inverse, l'étude menée dans Foltête et al. (2002) a aussi montré que les caractères liés négativement (qui sont plutôt des indices de traitement d'image à l'interprétation délicate) sont très divergents entre les deux villes. Ceci est à mettre en correspondance avec la grande différence entre les morphologies des banlieues de Besançon et Lille : alors que la première est bordée d'espaces verts de grande surface, la seconde est ceinturée de roades autoroutières. Ce constat confirme que l'ensemble des relations analysées ici est influencé par l'organisation centre-périphérie des villes dans leur partie centrale.

Par ailleurs, l'agrégation de tous les trajets enquêtés conduit à superposer différents types de comportement, qui sont partiellement déterminés par les motifs de déplacement. Il semble logique que le motif *promenade*, par exemple, occasionne une pratique spatiale spécifique par rapport aux motifs plus utilitaires. La même analyse des relations entre occupation du sol et fréquence pédestre peut donc être décomposée selon une certaine catégorie de trajets. Ainsi, en considérant seulement le motif *promenade* dans la ville de Lille, de nombreuses corrélations obtenues globalement sont modifiées : les surfaces en espaces verts se trouvent à présent corrélées positivement ($r=0,31$; $p<0,01$), de même que la fréquence des contacts entre espaces verts et sols nus ($r=0,33$; $p<0,001$).

Au-delà des relations unilatérales entre la fréquence pédestre et chaque indice morphologique, une modélisation globale peut être envisagée. Dans ce but, une régression multiple a été appliquée en mode pas à pas, pour minimiser les colinéarités. Son application aux données de Besançon a permis de construire un modèle à 3 variables expliquant 67 % de la variance de la fréquence pédestre.

La fréquence d'usage pédestre dans les mailles du carroyage peut donc être considérée comme une simple fonction de certains caractères d'occupation du sol. D'après le nuage de points et la distribution des résidus, ce modèle est correct d'un point de vue statistique. Toutefois, la cartographie des résidus présente une certaine autocorrélation spatiale (figure 56) : le modèle sous-estime la fréquentation dans une large couronne au nord-ouest du centre-ville, alors que les résidus négatifs se trouvent le plus souvent en périphérie, notamment dans les quartiers de Palente, Planoise et Saint-Ferjeux. Cette distribution spatiale non aléatoire conduit finalement à invalider le modèle. Elle invite aussi à mieux considérer les limites de la démarche, parmi lesquelles nous pouvons citer :

– le décalage entre l’objet étudié (des fréquences de trajets) et le support spatial (des unités spatiales carrées), qui produit un découpage complètement indépendant de la structure du réseau viaire doublé d’un effet de bordure ;

– l’absence de toute prise en compte du caractère fonctionnel de l’espace urbain. Cette limite contribue par exemple à sous-estimer fortement la fréquentation des mailles contenant un pont d’accès au centre-ville, alors que la fonction même de ces ponts suffit à expliquer leur usage très intensif par les marcheurs.

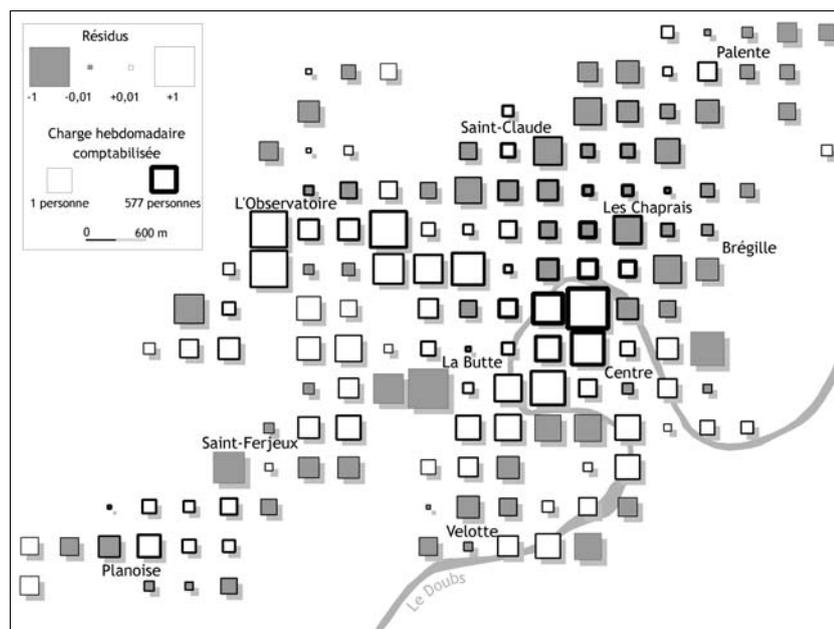


Figure 56. Résidus du modèle prédictif de la fréquentation pédestre à partir des indices d’occupation du sol

La fréquence d’usage pédestre comptabilisée dans chaque maille du carroyage a été modélisée par régression multiple à partir de variables d’occupation du sol ($r^2=0,67$). La carte montre à la fois les valeurs de cette fréquence (épaisseur des carrés) et les résidus du modèle de régression (taille des carrés), représentés en gris (négatifs) et en blancs (positifs). Ces résidus montrent une certaine structuration spatiale, ce qui invalide le modèle appliqué.

Le degré de fréquentation pédestre des différentes zones urbaines, à un niveau de précision ici de 400 m^2 , est fortement lié à certaines configurations d’occupation du sol. La densité du bâti s’avère le critère le plus important, représentant indirectement générateurs et attracteurs des déplacements. Cette variable ainsi que d’autres critères de forme ont constitué des indicateurs fonctionnels, liés par exemple à la densité de population et donc indirectement au degré d’activité urbaine. Dans ces conditions, il est difficile de confirmer un véritable rôle du paysage sur les mouvements, puisque la relation observée tient probablement davantage d’une coïncidence structurelle que d’une relation causale. Ceci montre qu’au sein de la structure urbaine dont l’organisation spatiale se répercute sur plusieurs formes de description (morphologique, fonctionnelle), il faut être capable de dissocier les effets structurels des relations plus affirmées, pour analyser avec pertinence les rapports paysage-déplacements.

3.1.2. Les choix d'itinéraires faces aux paysages urbains in situ

Quittant le point de vue zénithal sur les structures paysagères pour retrouver la vision « du dedans », celle que tout individu pratique quotidiennement, nous mobilisons à présent une toute autre information pour décrire les paysages. Il s'agit de rendre compte de l'impact visuel relatif de chaque élément présent le long d'un tronçon de rue, à partir d'une estimation réalisée in situ. Cette phase de caractérisation de chaque tronçon, intégrée dans les travaux de Piombini (2006), a complété les bases de données constituées à Besançon et Lille (Foltête et al., 2002). Suivant les analyses, cette caractérisation peut être spécifique aux deux sens de circulation des tronçons, ce qui double le nombre d'éléments pris en compte ; dans d'autres cas cette caractérisation « moyennise » le descriptif de chacun de ces sens.

Fréquence des tronçons de rue et paysages

Sans faire intervenir de modélisation particulière et en restant au niveau agrégé des tronçons de rues, l'analyse la plus simple consiste à mettre en relation le degré d'usage pédestre (i. e. la fréquence de marcheurs passant par le tronçon pendant un laps de temps donné) et les diverses caractéristiques paysagères des tronçons. Nous verrons plus loin les biais occasionnés par cette méthode, qui reste cependant utile dans une première approche. Comme précédemment pour la fréquence résultant de l'agrégation des trajets au niveau des mailles de carroyage, la fréquence d'usage est transformée par une fonction logarithmique, afin de rendre sa distribution plus conforme aux attendus de la statistique linéaire. Les corrélations entre cette fréquence et les variables paysagères calculées pour la ville de Lille sont présentées dans le tableau 6.

Globalement, les résultats sont très comparables, que le paysage soit décrit en tenant compte de chaque sens de circulation ou sans cette distinction. Les corrélations sont d'assez faible intensité, mais leur degré de significativité permet d'en faire une interprétation. Dans les deux cas, trois types d'éléments paysagers apparaissent liés positivement à l'usage pédestre : la vue sur 1) des petits immeubles commerciaux, 2) des espaces ouverts comme les places, 3) des éléments végétaux et en particulier des arbres. Les éléments qui au contraire semblent défavorables à l'usage pédestre sont 1) la fonction résidentielle (ou industrielle) des bâtiments, 2) la vue sur des murs et des portails, 3) la prédominance du bâti dans le champ visuel.

Une logique générale semble donc se dessiner, d'abord par une opposition entre les rues montrant une activité commerciale, apparemment attrayantes, et celles qui offrent un paysage urbain dominé par les fonctions d'habitat ou d'industrie. Ensuite, une opposition d'ordre géométrique permet de distinguer les espaces de dégagement visuel, jugés positivement, au contraire des éléments qui obturent la vision. Enfin l'aspect positif des arbres peut être opposé aux paysages majoritairement minéraux, qui apparaissent plutôt négatifs. Parmi les variables non significatives et dont on pouvait attendre une influence, la vue sur des parcs et sur des monuments ne joue pas ici.

Élément paysager	Corrélation avec double sens de circulation	Corrélation avec agrégation des deux sens
<i>Corrélations négatives</i>		
Grands immeubles résidentiels	-0,20***	-0,26***
Clôtures	-0,18***	-0,22**
Petits immeubles résidentiels	-0,15**	-0,18*
Petits immeubles industriels	-0,14**	-0,17*
Bâti	-0,14**	-0,19**
Murs	-0,14**	-0,17*
Portails	-0,11*	-0,13
<i>Corrélations positives</i>		
Petits immeubles commerciaux	0,32***	0,29***
Place	0,21***	0,26***
Arbres	0,21***	0,30***
Espaces vides	0,17***	0,20**
Végétation	0,10*	0,16*

Le degré de significativité des corrélations est donné comme suit : *** indique $p < 0,001$; ** indique $0,001 \leq p < 0,01$; * indique $0,01 \leq p < 0,05$; les valeurs de p des corrélations sans astérisque sont supérieures à 0,05. Les plus grandes valeurs absolues des corrélations obtenues à partir de l'agrégation des deux sens de circulation s'expliquent par la taille deux fois moindre de l'échantillon statistique. Les degrés de significativité sont le plus souvent plus importants (mais du même ordre) si les deux sens sont pris en compte.

Tableau 6. Relations significatives entre fréquence d'usage pédestre et variables paysagères à Lille

Au-delà du paysage et pour tester l'influence de critères d'aménagement urbain traditionnellement étudiés (Rodriguez et Joo, 2004), nous pouvons noter la corrélation significative et positive du nombre de voies de circulation (avec un paysage distingué selon le sens : $r = 0,32$; $p < 0,00001$). En revanche, les variables de largeur des trottoirs et de largeur des rues ne sont pas du tout significatives.

Les analyses présentées procèdent d'une simple juxtaposition de caractères : d'un côté la fréquentation piétonnière, de l'autre les éléments de paysage. D'après l'interprétation précédente, les résultats semblent cohérents. Cependant on peut reprocher à cette démarche de produire un certain biais, en omettant de distinguer l'usage « obligatoire » des tronçons placés simplement sur le plus court chemin des deux lieux que le trajet relie, et l'usage résultant d'un choix (volontaire ou inconscient), qui écarte le marcheur du plus court chemin. Pour tenir compte de cette distinction, la modélisation des trajets est nécessaire.

Valeurs de choix des tronçons de rue

Tout couple de points origine – destination peut donner lieu à une modélisation de choix d'itinéraire. Ce principe, présenté en détail au 2.1.3., consiste à comparer un éventail de trajets possibles permettant de relier ces deux points, pour finalement attribuer à chaque tronçon une probabilité d'usage via un modèle Logit.

Une première façon d'exploiter ces informations consiste à se placer au niveau de chaque tronçon, pour privilégier une approche géographique. Pour une OD donnée, les tronçons qui sont inclus dans la zone de calcul peuvent être caractérisés par la différence entre le choix binaire résultant du trajet réellement effectué et la probabilité à l'issue du modèle Logit. Cette

différence représente une valeur d'usage, bornée entre -1 et $+1$, qui s'interprète facilement comme une mesure de choix préférentiel (valeur positive), d'évitement (valeur négative) ou de choix neutre (valeur proche de 0).

Pour un trajet unique, ce principe peut difficilement conduire à une démarche de modélisation géographique. À partir d'une grande série de trajets enregistrés, il invite au contraire à cumuler toutes les valeurs de choix pour étudier le comportement de chaque tronçon. Il s'agit dans un premier temps de calculer la moyenne des valeurs de choix des tronçons, qui renseigne sur leur degré de préférence global. Cette moyenne peut éventuellement masquer des valeurs contradictoires, si un tronçon a fait l'objet d'un choix préférentiel dans le trajet d'une personne donnée et d'un évitement pour une autre personne. Elle a cependant le mérite de résumer efficacement la préférence d'usage issue d'un grand nombre de trajets réels.

En utilisant les données acquises à Besançon et Lille, les valeurs de choix moyennes ont été calculées, puis comparées par corrélation linéaire aux descripteurs paysagers des tronçons. Les résultats sont présentés dans le tableau 7. Pour les deux villes, peu de descripteurs sont liés de façon significative aux valeurs de choix. Ceci peut s'expliquer par l'aspect très agrégé de ces valeurs, qui ne représentent pas nécessairement un avis consensuel parmi l'ensemble des personnes enquêtées. À Besançon, la préférence la plus importante va aux tronçons offrant des vues sur des immeubles aux fonctions commerciales, et plus encore à ceux qui parmi ceux-ci sont de petite taille. Plus modérément, la vue sur des places est aussi favorisée, alors que les paysages ferroviaires occasionnent un phénomène de rejet. À Lille, nous retrouvons le rôle positif des places (et plus globalement des espaces vides), des petits immeubles commerciaux. Toutefois, la vue sur des éléments végétaux et plus précisément sur des arbres apparaît comme le facteur de préférence le plus net. Les immeubles à fonction résidentielle et les pelouses semblent évités ; les éléments obturant la visibilité (clotûres, murs) jouent également de façon négative.

Élément paysager	Corrélations à Besançon	Corrélations à Lille
<i>Corrélations négatives</i>		
Installations ferroviaires	-0,12**	-
Grands immeubles résidentiels	-0,06	-0,15**
Pelouses	-0,01	-0,12*
Murs	-0,06	-0,11*
<i>Corrélations positives</i>		
Petits immeubles commerciaux	0,13**	0,12**
Grands immeubles commerciaux	0,11*	0,04
Place	0,09*	0,15**
Espaces vides	0,01	0,12*
Arbres	0,01	0,18**
Végétation	0,05	0,17**

Le degré de significativité des corrélations est donné comme suit : ** indique $p < 0,01$; * indique $0,01 \leq p < 0,05$; les valeurs de p des corrélations sans astérisque sont supérieures à 0,05.

Tableau 7. Corrélations significatives entre valeurs de choix moyennes et paysage

Dans l'ensemble, malgré un fort effet de lissage du à l'agrégation de multiples trajets aux motifs divers et effectués par des personnes de profils différents, les valeurs de choix moyennes

sont liées à plusieurs éléments de paysage. Bien que de faible intensité, ces relations sont pour la plupart conformes aux logiques déjà constatées lors de l'analyse précédente :

– 1) fonctionnelle, vu l'attrait exercé par les tronçons montrant une activité commerciale et conjointement le rejet du caractère résidentiel ;

– 2) psychologique, par l'opposition entre l'ouverture visuelle jouant sur les préférences et la fermeture jouant sur les évitements (Zacharias, 1997 ; 2005).

Probabilités d'usage des tronçons et paysages

Une autre façon d'appliquer les modèles Logit consiste à privilégier une approche individuelle dans laquelle l'unité élémentaire est le trajet (et donc indirectement la personne qui a réalisé ce trajet). Pour une importante série de trajets, on peut en effet chercher les coefficients qui optimisent la ressemblance entre les choix binaires et les probabilités, par la méthode du maximum de vraisemblance. En intégrant des variables paysagères dans ce modèle, sous réserve qu'elles soient statistiquement significatives, on obtient des coefficients qui représentent les valeurs de préférence.

Élément paysager	Coef- ficient	Ln de vraisem- blance	χ^2 (valeur de p)
<i>Relations significatives à Besançon</i>			
Place	3,94	-226,9	0,001
Parking	-2,18	-235,9	0,001
Petit bâtiment industriel	-1,20	-239,0	0,01
Pelouse	-2,85	-239,1	0,01
Petit bâtiment commercial	0,84	-240,2	0,01
Petit bâtiment public	-1,97	-240,2	0,01
Grand bâtiment industriel	-1,59	-240,9	0,05
Relief	0,93	-241,2	0,05
<i>Relations significatives à Lille</i>			
Petit bâtiment commercial	2,33	-243,1	0,001
Portail	-1,27	-284,1	0,001
Petit bâtiment public	-2,91	-287,7	0,001
Grand monument	1,67	-289,8	0,001
Petit bâtiment industriel	-0,44	-290,2	0,001
Grand immeuble résidentiel	-3,97	-292,8	0,001
Petit immeuble résidentiel	-0,88	-294,3	0,001
Mur	-3,83	-294,7	0,001
Arbre	0,75	-301,3	0,01
Grand immeuble public	-2,24	-301,3	0,01
Fleur	-7,74	-302,2	0,01
Arbuste	-3,51	-302,4	0,01

Tableau 8. Relations significatives entre éléments paysagers et choix d'itinéraires

Les résultats présentés dans le tableau 8 montrent les relations unilatérales des variables paysagères les plus significatives. Celles-ci sont plus nombreuses que dans l'analyse précédente, et certaines interviennent de façon contradictoire. Outre ces différences, les aspects positifs des fonctions commerciales, négatifs des fonctions résidentielles et industrielles sont les caractères les plus réguliers. Ouverture (place) et fermeture (mur, portail) du paysage jouent à nouveau les mêmes rôles.

Ces résultats donnent un aperçu des multiples possibilités des modèles de choix appliqués aux trajets. De nombreuses analyses complémentaires peuvent être menées, notamment dans des approches plus sociologiques, en distinguant des sous-groupes au sein de l'échantillon de personnes enquêtées, pour étudier les relations entre valeurs de voix et paysages en tenant compte du profil socio-démographique de ces personnes. Ainsi pourrait-on peut-être préciser certains effets dus à l'âge, au sexe, aux catégories sociales, etc. Cette démarche nécessite cependant un échantillon statistiquement très important pour que chaque sous-groupes ait une bonne représentativité spatiale.

Bifurcations d'itinéraires et paysages

La notion de bifurcation, présentée au 2.1.5., est une démarche originale développée dans le travail de Piombini (2006) pour étudier précisément les configurations spatiales où un choix d'itinéraire a pu avoir lieu, sous l'hypothèse d'une minimisation de la distance modulée par des facteurs paysagers. Suivant l'hypothèse explicative de ces choix, les unités spatiales mises en comparaison sont différentes :

– dans le cas d'un choix partiel, supposant que le choix d'itinéraire depuis le carrefour prend en compte le reste du parcours suivant la bifurcation, les paysages à comparer sont ceux des tronçons qui diffèrent tout au long des deux trajets possibles. Une agrégation des éléments paysagers vus depuis chaque tronçon est donc à effectuer ; celle que nous avons réalisée a été pondérée par la longueur des tronçons, c'est-à-dire de façon proportionnelle au temps passé par les piétons.

– dans le cas d'un choix local, il s'agit seulement de comparer les paysages des tronçons adjacents au carrefour de la bifurcation. Idéalement, une description des vues prises depuis ce carrefour seraient conformes à l'idée d'un véritable choix in situ. Dans le cas traité dans Piombini (2006), les attributs paysagers des tronçons entiers ont été utilisés.

Dans les sites étudiés des villes de Besançon et Lille, plusieurs modèles Logit ont été mis en place, dans lesquels les caractères paysagers ont été supposés explicatifs des choix de bifurcation. En autorisant des modèles multivariés avec sélection pas-à-pas des variables explicatives, une comparaison des sites et des hypothèses principales a pu être menée (figure 57). D'après les courbes du coefficient ρ^2 , une nette différence oppose les modèles fondés sur l'hypothèse de choix partiel, qui atteignent respectivement 0,42 et 0,35 pour Besançon et Lille, par rapport aux modèles de choix local (respectivement 0,19 et 0,18). Ceci est cohérent avec le fait que les trajets analysés ici sont réalisés régulièrement par les personnes enquêtées, ce qui leur permet de faire des choix d'itinéraire en toute connaissance des conséquences de ces choix sur le reste du parcours. L'hypothèse du choix partiel est donc celle qui est retenue.

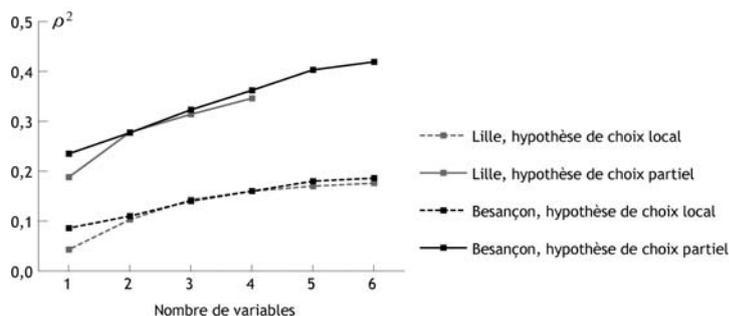


Figure 57. Performances des modèles explicatifs des choix de bifurcation

Des modèles Logit ont été appliqués à l'ensemble des bifurcations identifiées dans chaque ville étudiée. Les variables explicatives ont été définies 1) comme l'agrégation des éléments paysagers visibles depuis les tronçons des parcours opposés par les bifurcations, 2) comme éléments paysagers visibles depuis les tronçons adjacents aux bifurcations.

Élément paysager	Coef- ficient	Ln de vraisem- blance	χ^2 (valeur de p)
<i>Relations significatives à Besançon</i>			
Cours d'eau	2,46	-76,91	0,001
Grand monument	0,99	-85,3	0,001
Relief en arrière plan	0,28	-88,8	0,001
Citadelle	0,48	-94,9	0,001
Petit monument	-1,17	-96,1	0,001
Pelouse	3,76	-96,4	0,001
Petit bâtiment industriel	-2,2	-97,5	0,01
Maison individuelle commerciale	2,31	-98,6	0,05
Infrastructure ferroviaire	2,09	-98,7	0,05
Parking	-0,57	-98,7	0,05
Petit bâtiment public	0,86	-99,1	0,05
Grand immeuble résidentiel	-0,38	-99,4	0,05
Maison résidentielle	-1,00	-99,8	0,05
<i>Relations significatives à Lille</i>			
Petit bâtiment commercial	0,97	-132,4	0,001
Grand monument	2,65	-148,	0,001
Portail	-1,32	-149,0	0,001
Petit immeuble résidentiel	-0,40	-153,7	0,001
Petit bâtiment public	-0,61	-157,7	0,001
Mur	-1,02	-158,1	0,001
Parc	2,19	-159,2	0,01
Arbustes	-1,54	-159,4	0,01
Petit bâtiment industriel	-1,95	-159,4	0,01
Grand immeuble résidentiel	-0,81	-160,8	0,01

Tableau 9. Relations significatives entre éléments paysagers et choix de bifurcation

D'après les relations unilatérales les plus significatives (tableau 9), des relations assez différentes sont observées dans les deux villes. La spécificité du site topographique de Besançon est ici très présente, avec plusieurs éléments qui apparaissent favorables : relief en arrière-plan, la Citadelle, le cours du Doubs. Au-delà de ces spécificités, le rôle négatif des fonctions résidentielles et industrielles opposé au rôle positif de la fonction commerciale est constaté pour les deux villes ; en revanche les bâtiments publics obtiennent des résultats contradictoires. L'influence des monuments semble dépendre de leur taille : positive dans le cas de grands édifices, négative sinon. À Lille, le rôle négatif des éléments de bordure (portail, mur) est à nouveau observé.

Le tableau 10 permet d'examiner les modèles multivariés de choix partiel issus des sélections progressives de variables. À Besançon, la vue sur le Doubs est le premier facteur de choix préférentiel, suivi par les petits bâtiments à vocation publique. Les chantiers apparaissent ensuite de façon répulsive, suivis par trois éléments paysagers favorables : les grands monuments, la vue sur le relief en fond de plan et enfin sur des pelouses. À Lille, le modèle ne comprend que 4 variables : deux éléments positifs (petits bâtiments commerciaux et petits monuments), suivis de deux éléments négatifs (petits bâtiments résidentiels et portails).

Élément paysager	Coef- ficient	Ln de vraisem- blance	χ^2 (valeur de p)	ρ^2
<i>Modèle issu des données de Besançon</i>				
Cours d'eau	2,21	-76,91	0,001	0,24
Petit bâtiment public	2,20	-71,63	0,01	0,28
Chantier	-2,47	-65,93	0,001	0,32
Grand monument	1,27	-61,00	0,01	0,36
Relief en arrière-plan	0,25	-55,81	0,01	0,40
Pelouse	3,59	-53,16	0,05	0,42
<i>Modèle issu des données de Lille</i>				
Petit bâtiment commercial	0,98	-132,39	0,001	0,19
Petit monument	2,84	-116,69	0,001	0,28
Petit bâtiment résidentiel	-0,40	-107,72	0,001	0,31
Portail	-1,07	-103,46	0,001	0,35

Tableau 10. Modèles multivariés du choix de bifurcation

Les valeurs de ρ^2 , plus « pessimistes » que des r^2 , sont ici assez élevées. Ceci montre que le choix d'une bifurcation est fortement lié au cadre paysager, et qu'il peut être modélisé à partir de quelques critères. Cependant, les différences observées entre les deux villes soulignent toute la difficulté de faire émerger des règles générales. Le contexte paysager de Besançon étant particulier, avec un relief mouvementé et une forte prégnance visuelle des collines boisées, c'est peut-être davantage à Lille qu'il faut tirer les enseignements les plus généraux. En outre, les facteurs préférentiels communs, qui concernent surtout la fonction affectée au bâti, suggèrent qu'au-delà de la simple morphologie urbaine, c'est aussi une forme d'ambiance urbaine qui constitue un cadre recherché.

Conclusion de la section 3.1.

3.1. Paysages urbains et déplacements piétonniers

À la question « les paysages influencent-ils les déplacements pédestres en milieu urbain ? », l'ensemble des travaux synthétisés ici donne plusieurs éléments de réponse. D'un point de vue statistique d'abord, les relations entre données paysagères et données de mouvement sont d'une intensité variable, mais le nombre important de coefficients significatifs confirme la présence indéniable d'un lien. Faut-il pour autant en conclure à une réelle influence ? Au-delà des simples relations statistiques, l'évolution des résultats au cours de la succession des analyses apporte un éclairage intéressant. En effet, certains éléments paysagers apparaissent de façon récurrente, depuis les analyses directes entre paysage et fréquence d'usage

pédestre, jusqu'aux analyses portant précisément sur les choix effectués par les piétons. D'autres au contraire, ne figurent que dans les résultats des premières.

Les éléments liés à la végétation, qui figurent souvent dans les études portant sur la revalorisation des paysages urbains (Cervero et Kockelman, 1997 ; Ribeiro et Barão, 2006), n'apparaissent pas ici parmi les facteurs de première importance. La présence des arbres et des parcs semble néanmoins favorable à Lille, alors qu'elle n'intervient pas à Besançon, où les pelouses jouent de façon contradictoire. Ce premier constat peut s'interpréter comme un effet des sites urbains eux-mêmes : dans l'espace lillois très fortement dominé par les surfaces minérales, excepté vers la Citadelle, la présence des éléments végétaux contribue à rendre les paysages plus hétérogènes ; à Besançon, bien que l'espace intra-urbain comporte assez peu de parcs, la présence des collines boisées suffit à intégrer des éléments végétaux dans de nombreuses perspectives paysagères. Le rôle de ces éléments dans les préférences de déplacement pourrait donc être inversé par rapport à leur place au sein de chaque site urbain, à un niveau plus global.

Ce sont indiscutablement les caractères fonctionnels du bâti qui interviennent avec la plus grande régularité dans les modèles basés sur le paysage in situ. Dans les deux villes étudiées, la fonction commerciale est le plus souvent favorable aux déplacements, à l'inverse des fonctions résidentielles et industrielles (la fonction publique des bâtiments obtient des résultats contradictoires). Il est vrai qu'environ la moitié des trajets a été réalisée pour le motif « achat », ce qui pourrait laisser croire à un biais créé par la localisation des destinations. Mais n'oublions pas que les dernières analyses ont porté sur les choix d'itinéraire et sur les bifurcations, lesquels se produisent à n'importe quel lieu des trajets : on doit donc admettre une interprétation paysagère de ce résultat, qui peut s'expliquer par la notion d'ambiance urbaine créée dans les rues commerçantes, au détriment d'une certaine monotonie des rues plus résidentielles.

Il ressort aussi des analyses le rôle souvent positif des espaces ouverts, notamment des places, et le rôle souvent négatif des éléments de fermeture comme les murs et les portails. Rejoignant des travaux qui ont déjà porté sur des aspects similaires (Zacharias, 2005), c'est ici la géométrie de la rue qui influe sur son usage par les piétons. Cet aspect est aussi partiellement relié au précédent, puisque les places sont souvent des lieux de co-présence qui offrent une ambiance commerçante, et les portails représentent plutôt le milieu résidentiel tout en constituant un affichage de la propriété individuelle (Lefèvre, 1974).

Globalement, les résultats obtenus corroborent plusieurs travaux antérieurs (Zacharias, 2005 ; Naderi et Raman, 2005 ; Cervero et Kockelman, 1997). Toutefois, certains éléments a priori favorables ont eu un comportement surprenant : monuments et fleurs semblent par exemple évités. Dans une perspective d'aménagement urbain, les conclusions obtenues ici pourraient inviter à renouer avec la mixité urbaine, pour que résidences et commerces ne s'excluent pas trop fortement ; toutefois, est-il réellement possible de jouer sur des localisations elles-mêmes produites par l'accessibilité motorisée ? Par ailleurs, le constat du rôle de la géométrie des rues peut difficilement conduire à des actions d'aménagement au sein des villes

existantes. On peut toutefois imaginer la réalisation d'ouvertures ponctuelles¹⁰, sans pour autant atteindre l'ampleur des aménagements « haussmaniens »...

Après l'analyse du rôle des paysages urbains sur les déplacements piétonniers, il est à présent question d'aborder des espaces à dominante rurale, où les structures paysagères sont supposées influencer sur la propagation des campagnols terrestres.

¹⁰ Au sein de la ville de Besançon, on peut citer l'exemple de la place de la Révolution, dont le « marché couvert » et le parking voisin ont récemment été transférés, ce qui a occasionné une importante ouverture paysagère. Apparemment, la place semble avoir ainsi retrouvé les faveurs des piétons.

3.2. Structures paysagères et propagation de rongeurs

Les données qui permettent de décrire la dynamique démographique des campagnols terrestres dans le massif jurassien ont été modélisées selon plusieurs approches différentes (voir la section 2.2. pour la présentation de ces approches). Pour tenter de mieux comprendre cette dynamique et notamment la façon dont s'opère la propagation des pullulations, des données paysagères ont parallèlement été mobilisées. Celles-ci ont nécessité le traitement d'images satellitales, le plus souvent sous la forme d'image d'occupation du sol, parfois sous la forme d'objets paysagers. Par la mise en relation de ces deux types de corpus d'informations, il est ici question de recenser les résultats d'ordre écologique et paysager qui ont été mis au jour.

3.2.1. Paysage et pullulations à l'échelle régionale

Selon la distribution spatio-temporelle des densités des campagnols terrestres sur les plateaux jurassiens, la diffusion des pullulations constitue un phénomène cyclique, partant du centre du département du Doubs et diffusant jusque dans le Jura suisse, dans le Haut-Jura et même dans le bas pays vers la zone de Rougemont. De nombreuses questions se posent à propos de cette diffusion. Quels sont les facteurs de cette cyclicité ? Par quelles spécificités paysagères se caractérisent les zones de démarrage de la propagation ? Comment s'opère la diffusion, y a-t-il des canaux privilégiés et si oui, quel est le rôle des structures paysagères dans cette diffusion ? Nous donnerons ici les principaux éléments de réponse qui ont été apportés au cours des analyses effectuées au niveau régional.

La spécificité paysagère des épices de diffusion

Les données issues du réseau d'observation des communes des plateaux du Doubs décrivent l'évolution des densités de campagnols depuis 1989. À partir de ces données, la relation entre la dynamique démographique et les structures paysagères a déjà été étudiée dans les travaux de Duhamel et al. (2000). Ces auteurs ont en particulier abordé la question du paysage des zones d'épicentre. Dans un premier temps, nous avons voulu réinvestir cette question en modifiant simplement l'appréhension du paysage, remplaçant la catégorisation des communes en types paysagers par l'utilisation intensive d'une série d'indices d'écologie du paysage calculés à partir d'une classification d'image satellitale. Cette image multibande provient du capteur Liss 1C embarqué sur le satellite India Remote Sensing ; sa résolution spatiale est de 25 m. Chaque commune a donc été caractérisée par plusieurs indices, sans tri préalable à propos de la pertinence et de la redondance de ces indices. Pour disposer d'une

description sans a priori et la plus complète possible, des critères topographiques ont été ajoutés. La matrice composée des communes décrites par l'ensemble des descripteurs paysagers a été soumise à une ACP, ce qui a permis d'extraire la structure globale des paysages dans le département (figure 58).

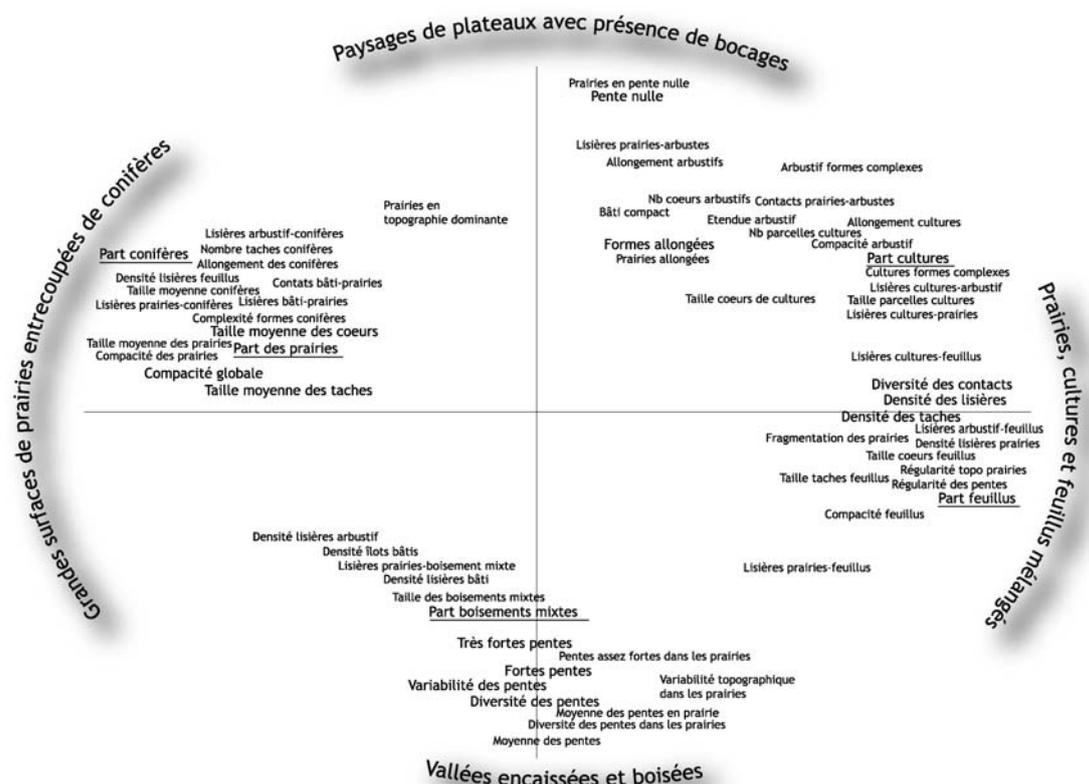


Figure 58. Structure globale de l'occupation du sol dans le Doubs

Chaque commune du département du Doubs (312 communes correspondant aux plateaux, le « bas pays » des agglomérations urbaines de Besançon et Montbéliard n'est pas pris en compte) a été caractérisée par de nombreux indices paysagers d'occupation du sol et de relief. Le graphe présenté est le cercle des corrélations issu de l'ACP du tableau des communes décrites par ces indices. Les indices de surface relative sont représentés en caractères gras soulignés. Les indices topographiques et de forme générale sont en caractères italiques. La structure principale représente d'abord l'opposition entre les hauts et les bas plateaux (de gauche à droite), en lien avec l'étagement altitudinal du massif jurassien et avec une modification de la composition et de la configuration paysagère. Le second trait d'organisation donné par le deuxième facteur est l'incision des plateaux au relief assez monotone par des vallées encaissées et boisées (de haut en bas).

Le positionnement des indices dans l'espace factoriel s'interprète facilement, puisque le premier facteur oppose nettement d'une part les essences forestières feuillues et les conifères et d'autre part les fréquences de prairies et de cultures. Il s'agit d'une opposition de relief entre le Haut-Doubs et les parties basses du département, déjà identifiée dans les analyses réalisées à partir de Corine Land Cover (Foltête, 1999). Le deuxième facteur, concernant plus particulièrement les plateaux centraux, oppose les plateaux proprement dits occupés de zones prairiales souvent bocagères et les vallées encaissées qui les délimitent, nettement plus forestières.

Comme dans Duhamel et al. (2000), les épicentres régionaux ont été identifiés en désignant les communes atteintes par des scores maximums pour l'année 1990, démarrage du premier cycle enregistré. Ces communes ont été attribuées à l'un des trois épicentres principaux qui ont été repérés : 1) celui de Levier-Amancey, 2) celui de Valdahon, 3) celui de Pierrefontaine-les-Varans. D'après la figure 59, leur position au sein de la structure globale des paysages du Doubs est bien spécifique des plateaux centraux. Ils se caractérisent en effet surtout par la faible pente et la situation topographique dominante des prairies, à l'opposé des versants boisés et pentus. Cependant, les trois groupes de communes ne sont pas superposés, s'échelonnant de gauche à droite. Cette variabilité montre qu'il n'y a pas « un paysage des épicentres », c'est-à-dire une configuration unique qui pourrait expliquer leur présence de façon récurrente. De plus, les paysages de l'épicentre du plateau d'Amancey apparaissent plus variés que ceux des autres : ceci est peut-être dû à la spécificité de ce plateau, comportant une part non négligeable de cultures.

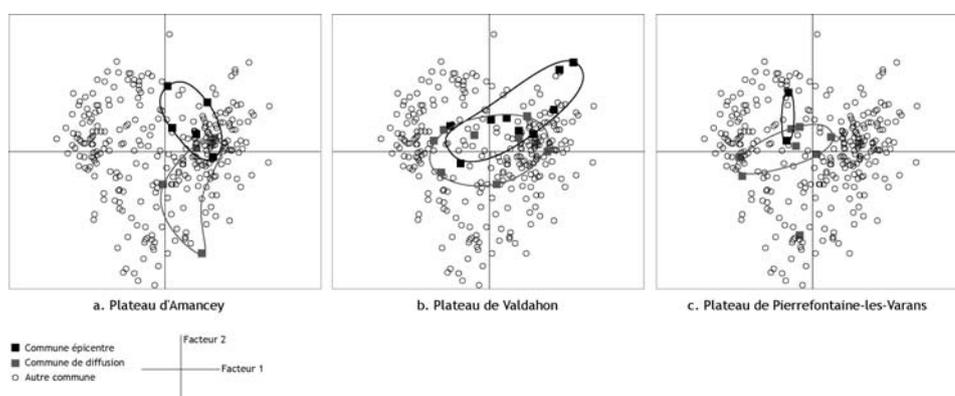


Figure 59. Zones d'épicentres et zones de diffusion localisées dans la structure générale des paysages des plateaux du Doubs

Sur le premier plan factoriel, les communes du Doubs se répartissent selon leur profil paysager. Les communes appartenant à l'un des trois épicentres principaux en 1990 sont représentées par des carrés noirs. Leur localisation dans la partie supérieure du graphe montre que ces épicentres se localisent sur les espaces de plateaux, se différenciant fortement des zones de vallées. Leur variabilité le long du premier facteur souligne toutefois qu'ils ne se trouvent dans un contexte paysager unique, se trouvant à la jonction entre les premiers plateaux, feuillus et encore partiellement cultivés, et les seconds plateaux, plus largement dédiés aux prairies d'élevage. Parallèlement, les communes qui sont subitement envahies en 1991, dites communes de diffusion, sont représentées par des carrés gris. Le décalage entre épicentre et diffusion est variable selon les plateaux ; il se caractérise néanmoins par des valeurs inférieures sur le deuxième facteur, ce qui rapproche les communes de diffusion du profil paysager de vallée.

L'étude de Duhamel et al. (2000) avait porté sur la comparaison des paysages de communes de différents profils démographiques. Ainsi les communes des épicentres avaient été mises en opposition avec les communes de diffusion, définies par leur absence de pullulation en 1990 et par une forte présence en 1991. Nous avons reproduit le même type d'analyse à partir des indices paysagers : d'après la figure 59, les zones d'épicentres n'ont certes pas les mêmes caractères paysagers que les zones de diffusion qui leur sont voisines. Cependant, ce décalage paysager n'est pas tout à fait le même suivant la zone épicentrique : sur le plateau d'Amancey, les communes de diffusion ont tendance à se caractériser par une topographie plus heurtée, ce qui n'est le cas sur le plateau de Pierrefontaine-les-Varans, où le mouvement de propagation s'étend à la fois sur des communes plus proches du profil « Haut-Doubs » et sur des communes des premiers plateaux.

Des tests statistiques ont été menés dans le but de préciser ces constats graphiques. Des analyses de variances univariées ont été appliquées à partir de la distinction entre communes d'épicentre et communes de diffusion (tableau 11). Comme le suggérait le graphique précédent, aucune règle générale ne semble se dessiner, pour qu'un critère paysager « explique » la différence entre communes d'épicentre et de diffusion. En effet, les indices paysagers significatifs pour une zone d'épicentre ne le sont pas une autre, si bien qu'il est difficile de parvenir à une conclusion générale. Sur le plateau d'Amancey, les contacts entre prairies et conifères constituent le trait le plus marquant, devenant nettement plus fréquents avec le mouvement de diffusion. Sur le plateau de Valdahon, les indices montrent que l'épicentre offre un paysage plus fragmenté, avec davantage de lisières, alors que la diffusion a lieu dans des agencements composés de plus grandes taches. On retrouve quelque peu cette tendance générale à Pierrefontaine, mais cette tendance est inversée pour les prairies, qui forment de plus grandes étendues dans l'épicentre.

Indice paysager	Moyenne dans les communes d'épicentre	Moyenne dans les communes de diffusion	F de Fisher	r ²	Valeur de p
<i>Plateau d'Amancey</i>					
Part des conifères	8,5 %	43,9 %	15,9	0,70	0,05
Part des cultures	26,6 %	8,7 %	16,4	0,70	0,05
Contiguïté prairies - conifères	9,9 %	36,5 %	36,0	0,84	0,01
<i>Plateau de Valdahon</i>					
Densité des lisières	47,0 m / ha	36,5 m/ha	12,3	0,45	0,03
Taille moyenne des taches	3,3 ha	4,4 ha	11,7	0,44	0,04
<i>Plateau de Pierrefontaine-les-Varans</i>					
Taille moyenne des taches de prairie	3,1 ha	2,2 ha	6,5	0,45	0,03
Densité des taches	5,2 / ha	1,9 ha	9,9	0,55	0,01
Densité des taches de culture	0,4 / ha	0,01 / ha	6,8	0,46	0,03

Tableau 11. Comparaisons statistiques entre les paysages d'épicentres et de diffusion

Ces quelques résultats illustrent bien la difficulté d'une recherche sur les facteurs paysagers jouant sur l'opposition entre démarrage et propagation des pullulations. Les conclusions de Duhamel (2000) à propos du milieu prairial plus ouvert dans les zones d'épicentres ne sont pas retrouvées ici, sauf à propos des taches de prairie sur le plateau de Pierrefontaine-les-Varans. Les analyses montrent davantage des effets locaux propres à chaque zone d'épicentre que l'effet plus général d'un caractère paysager pouvant expliquer partiellement leur localisation. Toutefois, la méthode d'identification des épicentres par sélection des fortes densités à un seul démarrage de cycle est peut-être insuffisante : l'analyse de la cinétique sur une profondeur temporelle plus importante pourrait alors conduire à un repérage des épicentres plus valide.

Cinétique démographique et contexte paysager de parcelles agricoles

Dans le cadre des recherches écologiques portant sur la compréhension de la dynamique spatio-temporelle des pullulations de campagnols terrestres en Franche-Comté, les travaux de Morilhat (2005) se sont portés sur l'interface entre démographie, composition floristique des prairies et pratiques culturales. Ces recherches ont été l'occasion de constituer un échantillon de parcelles agricoles, sélectionnées en phase de démarrage des pullulations. Chaque parcelle a été

caractérisée par de nombreuses variables, notamment par des variables décrivant la cinétique démographique des campagnols. À partir d'estimations de densité relatives basées sur des indices de surface (Giraudoux et al., 1995) réalisées de 2001 à 2004, trois variables ont été utilisées :

- maximum, ou valeur de densité maximale atteinte durant la période étudiée ;
- délai parcellaire, ou nombre de mois écoulés pour atteindre la valeur maximale ;
- délai communal, ou nombre de mois entre le démarrage des pullulations dans la parcelle et le démarrage dans la commune dans laquelle elle se trouve.

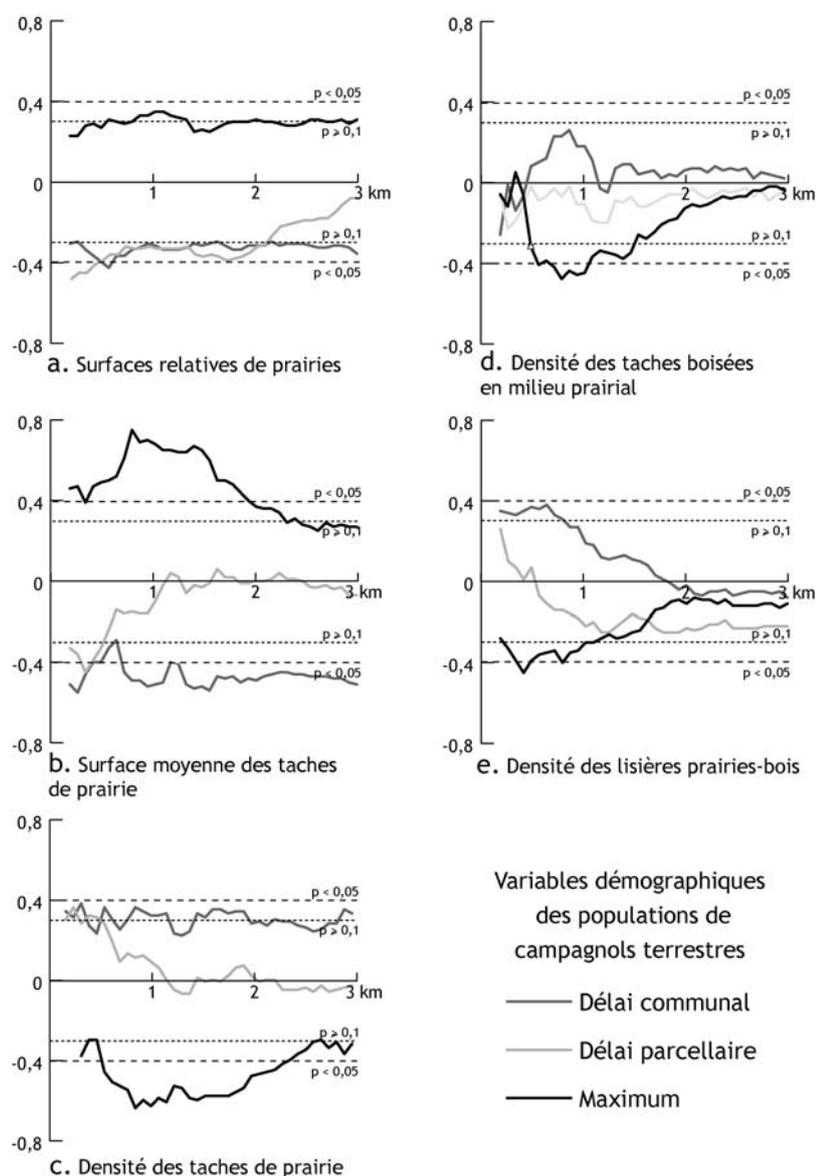


Figure 60. Relations entre indices paysagers et dynamique démographique des campagnols terrestres dans un échantillon de parcelles agricoles

La corrélation entre les variables démographiques et les indices paysagers est mesurée pour un ensemble de rayons de voisinages croissant jusqu'à 3 km. D'après les courbes, la configuration des prairies (grande taille, peu de fragmentation) est favorable à une invasion précoce et surtout atteignant une forte densité. Inversement, la présence des lisières entre prairies et bois a tendance à limiter ces densités et la vitesse d'invasion par rapport au reste de la commune.

Une étude particulière a porté sur les relations entre la dynamique démographique et le contexte paysager des parcelles (Morilhat et al., 2007). Dans ce but, des indices de paysage ont été mis en œuvre à partir d'une image d'occupation du sol à 15 m de résolution spatiale. Selon le principe de sélection des indices énoncé au 1.2., 5 indices ont été choisis pour représenter des caractères écologiques supposés avoir une influence sur la démographie des campagnols. Sans fixer a priori l'échelle à laquelle ces facteurs écologiques exercent leur influence, plusieurs tailles de voisinage ont été testées à travers une analyse radiale.

Les relations entre les variables de cinétique et les indices paysagers ont été mesurées par le coefficient de corrélation de Spearman (figure 60). La surface relative de prairie (peu significative) et surtout la taille moyenne de taches de prairie semblent favorables à une forte valeur maximale ; parallèlement, elles sont inversement liées aux deux variables de délai. La densité des taches de prairies, qui représente une certaine fragmentation, présente des relations inversées par rapport aux deux précédents indices paysagers. L'ensemble de ces constats confirme l'hypothèse du rôle favorable des ressources prairiales sur la dynamique démographique ; la pertinence supérieure des indices fondés sur la notion de tache montre que la simple quantité de ressources disponibles ne constitue pas le critère le plus déterminant, et que la configuration spatiale joue un rôle plus net, particulièrement vis-à-vis du maximum. D'après les courbes, les relations culminent dans un voisinage d'environ 1 km à partir du centre des parcelles.

Les deux indices qui représentent la pression des prédateurs sur la dynamique démographique montrent aussi des relations qui globalement sont en accord avec les hypothèses intuitives. En effet, la densité des boisements situés en milieu prairial ainsi que la densité des lisières entre prairie et boisement sont inversement corrélées au maximum (dans un voisinage de 0,5 à 1 km) et positivement corrélés au délai communal. Ceci peut se comprendre comme la vulnérabilité du milieu prairial occupé de multiples taches boisées, qui à surface égale font peser une pression prédatrice plus forte qu'une bordure de massif forestier, minimisant le linéaire de contact entre les deux milieux.

Cinétique démographique et paysage dans la zone d'influence d'un seul épicycle : l'exemple d'Amancey

Le principe de l'analyse précédente peut être appliqué dans un contexte géographique différent. Sachant que les paysages des zones d'épicycle diffèrent sensiblement d'une zone à l'autre, il est ici question de se focaliser sur une seule zone : celle du plateau d'Amancey. Utilisant le principe de la distance minimale, les communes supposées être sous influence dominante de l'épicycle d'Amancey ont été sélectionnées (le val de Mouthé, trop périphérique, a été volontairement écarté de cette sélection). Les données de densité des communes acquises de 1989 à 2004 ont fait l'objet d'une modélisation de cinétique par une fonction sinusoïdale, conformément à la méthode présentée au 2.2.3. Comme précédemment, 5 indices paysager ont été calculés à partir d'une image d'occupation du sol. Le paramètre de délai temporel (c') n'est pas supposé être lié au paysage, dans la mesure où il dépend essentiellement de la distance à l'épicycle. Une nouvelle variable a donc été définie, en éliminant l'effet de la distance

euclidienne par régression ($r^2 = 0,67$) ; ces résidus traduisent un effet d'accélération (valeurs positives) ou de retard (valeurs négative) dans la relation globale qui lie délai et distance.

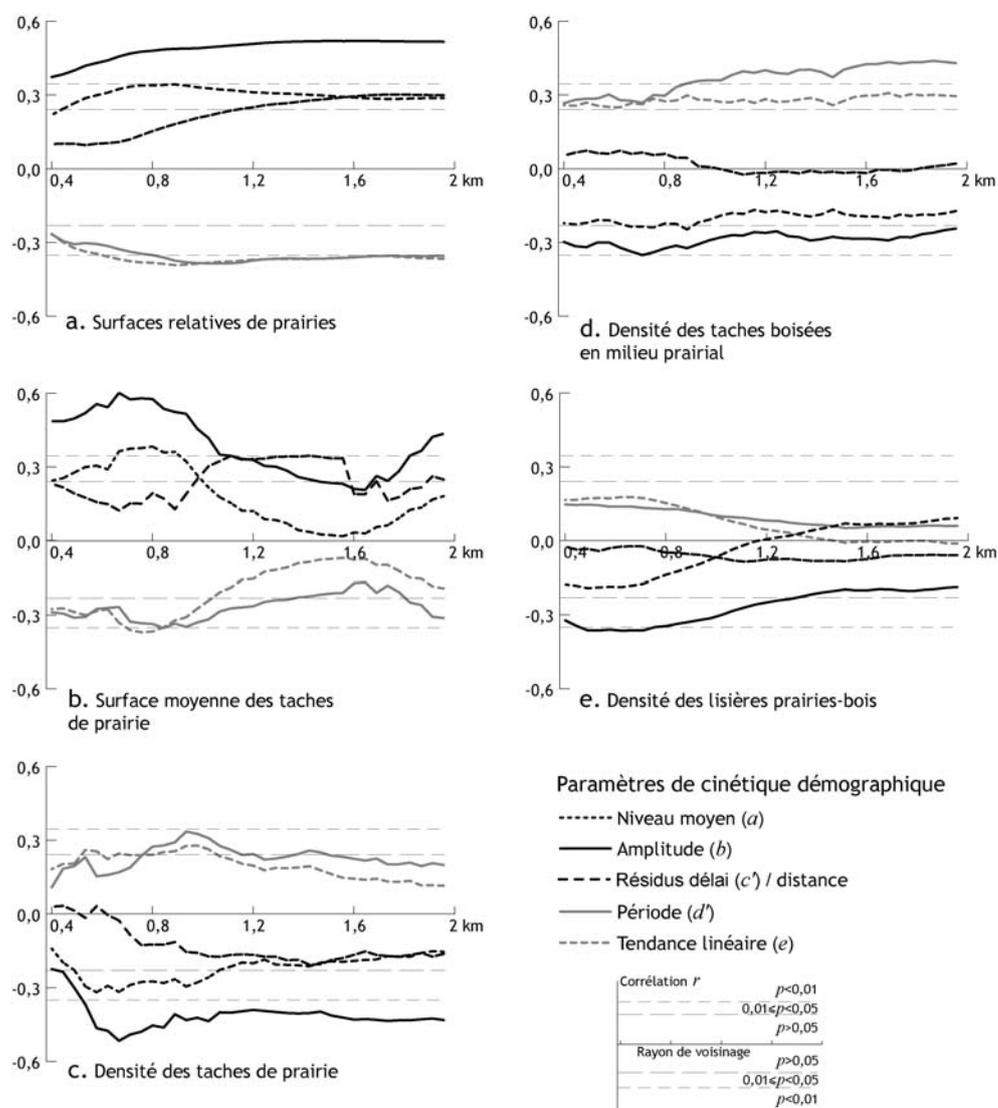


Figure 61. Relations entre indices paysagers et dynamique démographique des campagnols terrestres dans la zone d'influence de l'épicentre d'Amancey

Pour une série de communes sous l'influence de l'épicentre du plateau d'Amancey, les paramètres de cinétiques issus d'un modèle appliqué à 15 ans de données et des indices paysagers calculés dans un rayon de voisinage variable sont mis en relation. Les corrélations semblent montrer que les vastes étendues de prairies favorisent le niveau et l'amplitude des fluctuations démographiques tout en rendant leur fréquence plus faible. Inversement les zones soumises à de nombreux contacts avec le milieu boisé atteignent des densités moindres, de plus faible amplitude mais dont la fréquence est supérieure.

Les corrélations entre ces indices et les paramètres de cinétique sont présentées dans la figure 61. Comme les variables constituées par les paramètres du modèle sinusoïdal sont partiellement corrélées entre-elles, les courbes forment des groupes opposés qu'on retrouve pour tous les indices paysagers. Le niveau moyen et l'amplitude des fluctuations démographiques sont nettement liés à la présence des prairies et à leur configuration spatiale en taches de grande surface ; ces paramètres sont inversement liés aux indices qui représentent la

prédation issue du milieu boisé. La variable d'accélération/retard occasionne des relations de même sens, mais qui ne s'avèrent pas significatives. La période et la tendance linéaire sont en tous points opposés aux précédents paramètres de cinétique : quand les ressources sont plus abondantes, la fréquence des oscillations de densité diminue et la tendance générale au cours des 15 ans analysés est une stagnation. En revanche, la fragmentation des boisements au sein du milieu prairial fait apparemment augmenter la fréquence des oscillations et donne lieu à une tendance générale à l'augmentation du phénomène¹¹.

Bilan des analyses à l'échelle régionale

À l'échelle régionale, les facteurs paysagers qui peuvent expliquer la localisation récurrente des trois principaux épencentres de diffusion restent difficiles à identifier. La mise en comparaison des analyses effectuées pour chaque zone d'épicentre séparément amène à des résultats en partie contradictoires, qui limitent toute généralisation. Au-delà des facteurs liés à l'occupation du sol, la topographie plane des prairies semble être l'élément le plus stable. En revanche, si la localisation des épencentres s'avère difficile à expliquer, la différenciation de la dynamique démographique à un même stade du cycle est plus facile à relier au paysage. Ainsi la configuration compacte des prairies favorise l'invasion rapide de fortes densités ; à l'inverse l'augmentation des interfaces prairies-boisements joue un rôle limitant. Ces relations s'interprètent assez aisément en termes écologiques, validant les hypothèses des rôles des ressources et de la prédation. Ces hypothèses nécessitent toutefois d'être véritablement confirmée par des relevés de terrain.

3.2.2. Rôle du bocage dans l'invasion du plateau de Nozeroy

Plusieurs analyses ont été menées sur les données acquises dans le cadre de la thèse de Berthier (2005), où la densité des campagnols a été estimée sur 91 placettes depuis le printemps 2002 : utilisation d'un modèle de réaction-diffusion, mesure des vitesses locales de mouvement, identification des flux probables. Chaque approche a donné lieu à une mise en relation avec une caractérisation du paysage.

Apport du modèle de Skellam

L'application du modèle de réaction-diffusion de Skellam pour les 4 premières dates (phase d'invasion), présentée au 2.2.2., a conduit à la détermination de valeurs résiduelles prises pour chaque placette et pour chaque date de l'analyse. Ces résidus peuvent être interprétés comme des mesures d'accélération du mouvement de diffusion quand ils sont positifs et de freinage

¹¹ Il faut néanmoins relativiser cette tendance générale représentée par le paramètre e du modèle sinusoïdal. En effet, sur le jeu de données analysé, ce paramètre est compris entre 0 et 0,11, ce qui correspond à une augmentation de 100,1 % pour les 15 années. Il s'agit donc d'une évolution peu significative.

dans le cas contraire. À partir d'une image en trois catégories d'occupation du sol (boisé, herbacé, autre), des indices paysagers ont été calculés dans le voisinage de ces placettes, pour représenter plusieurs caractères écologiques supposés jouer un rôle sur la diffusion des campagnols. Ces caractères portent d'abord sur la structuration générale du paysage, plus ou moins compact ou fragmenté. Ils décrivent ensuite la ressource prairiale, par son abondance et sa structuration. Enfin les contraintes liées à la prédation et à l'absence de ressources sont exprimées par la quantité et la configuration des surfaces boisées.

L'examen des corrélations entre les résidus et ces indices paysagers doit permettre d'apporter quelques éléments explicatifs (tableau 12). Globalement, les corrélations les plus significatives concernent les premières dates, pendant l'année 2002. En automne 2003, aucun indice paysager n'est lié de façon très significative aux résidus du modèle de Skellam. Ceci montre que la toute première phase de l'invasion s'avère plus sensible au contexte paysager. Il est vrai que d'après l'analyse des résultats du modèle (2.2.2.), il avait déjà été constaté que les résidus étaient plus marqués pour ces premières dates. En raison de la forte anisotropie de la diffusion pendant cette première phase, et aussi parce que le plateau de Nozeroy forme un ensemble prairial quasi fermé, il n'est pas étonnant de constater que le rôle du paysage non seulement s'amenuise au cours du temps, mais s'inverse également. Ceci s'explique par la saturation progressive des milieux les plus favorables, qui oblige à partir d'un certain moment les pullulations à appréhender des milieux initialement répulsifs.

Caractère écologique	Indice paysager	Corrélations avec les résidus			
		P2002	A2002	P2003	A2003
Fragmentation globale	Nombre de taches	-0,50**	-0,50**	-0,30*	-0,11
Compacité globale	Taille moyenne des taches	0,67**	0,54**	0,33*	-0,17
Compacité globale	Auto-adjacence globale	0,43**	0,53**	0,30*	-0,08
Quantité de ressource prairiale	Fréquence surfaces herbacées	-0,19	0,10	0,05	0,09
Compacité des prairies	Auto-adjacence des prairies	0,18	0,37**	0,21	0,04
Quantité de boisement	Fréquence surfaces boisées	0,17	-0,12	-0,05	-0,06
Compacité des boisements	Auto-adjacence des boisements	0,39**	0,08	0,10	0,07
Fragmentation des boisements	Nombre de taches boisées	-0,47**	-0,44**	-0,25	0,15
Complexité des boisements	Densité des lisières boisées	-0,40**	-0,54**	-0,28*	0,13
Interfaces prairies-boisements	Densité des contacts prairies-surfaces boisées	-0,32*	-0,50**	-0,22	0,26

Les corrélations portant un double astérisque sont significatives à 0,0001 ; simple astérisque : 0,01 ; la valeur de *p* des autres est supérieure à 0,01. Les lettres P (printemps) et A (automne) sont suivies de l'année de l'acquisition des données.

Tableau 12. Corrélations entre résidus du modèle de Skellam et indices paysagers

La configuration spatiale du paysage dans sa globalité est fortement liée aux résidus. La fragmentation est liée très négativement, ce qui suggère qu'elle freine fortement la vitesse de diffusion. La compacité spatiale remplit un rôle contraire. Concernant la ressource prairiale, les relations statistiques restent faibles : la surface de prairie ne montre aucun lien, alors que leur compacité est très légèrement favorable à l'accélération de la propagation. Les indicateurs de prédation sont dans l'ensemble fortement liés négativement, ce qui s'interprète comme un facteur de frein à la diffusion. Plus que la simple fréquence des surfaces boisées, c'est ici la configuration fragmentée des boisements qui semble limiter la vitesse du mouvement de masse.

Malgré les réserves à rappeler sur la relative inadéquation du modèle de Skellam pour caractériser la diffusion des campagnols terrestres, notamment par le fait que le milieu prairial ne peut supporter qu'une charge limitée de populations, la mise en relation des résidus avec des variables paysagères a permis d'identifier des facteurs favorables et défavorables à la propagation.

Les facteurs paysagers de la vitesse d'invasion

Concernant uniquement la première année de l'invasion du plateau, la méthode des vecteurs de vitesse a permis de caractériser les vitesses locales de mouvement entre le printemps et l'automne 2002 (cf. 2.2.4.). Avec l'utilisation d'une image des objets paysagers, telle qu'elle a été présentée au 1.1.2., chaque vecteur (dans sa version étendue, avec tous les vecteurs de même longueur) a ensuite été caractérisé par son contexte paysager dans un voisinage dont la taille est définie par un critère d'accès au milieu prairial. Plusieurs tailles ont successivement été utilisées de façon à mettre en œuvre des analyses radiales. Comme les informations paysagères sont constituées d'objets, les indices qui ont été calculés dans les voisinages sont des comptages surfaciques pondérés, ou indices de potentiel. Ne figurant pas parmi les grandes familles d'indices d'écologie du paysage, les indices de potentiel sont néanmoins utilisés dans certains contextes (Lauga et Joachim, 1992 ; Donnay, 1995 ; Weber et Hirsch, 2000). Pour caractériser la ressource disponible, l'indice utilisé est le potentiel de surface prairiale ; les éléments liés à la prédation ont été abordés selon le même principe, en appliquant l'indice de potentiel successivement aux catégories haies, bois et forêt.

L'analyse du rôle du paysage sur la vitesse d'invasion des campagnols a été fondée sur les relations statistiques entre la vitesse locale et les indices paysagers. Concernant le milieu prairial, les haies et les bois, ces relations ont été représentées par la corrélation linéaire de Pearson. Pour les massifs forestiers, dont la distribution statistique est fortement dissymétrique, les relations ont été examinées à l'aide de la segmentation binaire de la méthode CART (Breiman et al., 1984 ; Lebart et al., 1995).

L'ensemble des résultats statistiques est résumé dans la figure 62. Les corrélations entre la vitesse de propagation et le degré d'accessibilité aux prairies (a) sont positives pour les voisinages proches, puis elles diminuent mais en restant faibles et peu significatives. Les faibles densités (12 et 25 %) apparaissent les moins corrélées, alors que les densités supérieures à 25 % présentent une relation significative pour les voisinages les plus proches, avec des corrélations maximales dans un voisinage de 150 m.

Les courbes obtenues avec le degré de proximité aux haies sont assez similaires pour toutes les valeurs de densité (figure 62b). Les corrélations sont très négatives, avec des valeurs minimales pour une taille de voisinage comprise entre 1 et 3 km. À mesure que la densité de campagnols augmente, les valeurs absolues de ces corrélations sont globalement plus fortes. La proximité aux haies constitue donc un frein important à la propagation des pullulations, en contraignant notamment les fortes densités. Ceci amène à supposer que ces éléments paysagers

constituent un frein 1) aux déplacements des campagnols pour l'établissement de nouvelles colonies en aval des fortes densités, 2) à la croissance démographique de ces colonies.

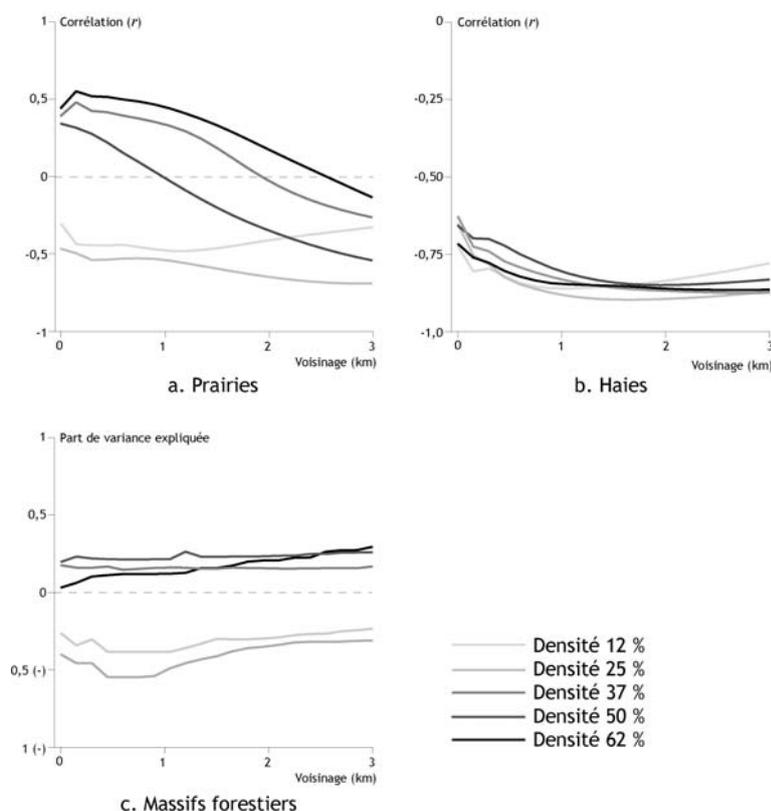


Figure 62. Relations statistiques entre indices paysagers et vitesse locale de propagation

Pour chaque groupe de vecteurs représentant les mouvements diachroniques à une certaine densité de campagnols, des relations statistiques ont été calculées entre la longueur de ces vecteurs (i. e. la vitesse locale) et leur contexte paysager dans l'espace environnant accessible depuis les prairies. La proximité des prairies (a) joue un rôle positif mais d'intensité moyenne sur la vitesse de déplacement des fortes densités. Le rôle des haies (b) est nettement plus marquant, ralentissent la propagation à une portée spatiale importante. Enfin la présence des massifs forestiers (c) contraint de façon moyenne la progression des faibles densités. Les deux derniers facteurs paysagers soulignent le rôle probable de la prédation sur la propagation.

Les coefficients obtenus pour les indices de proximité aux massifs forestiers (figure 62c) se séparent en deux groupes. Les fortes densités présentent une relation positive mais non significative. Les faibles densités sont liées négativement à la vitesse, avec une relation d'intensité moyenne jusqu'à environ 1 km. Les valeurs de seuil qui séparent les deux niveaux de vitesse de propagation sont proches de 0 : cela signifie que l'influence des massifs forestiers fonctionne comme une opposition présence/absence ; ainsi, la proximité d'un massif forestier diminuerait de moitié de la vitesse de propagation.

L'ensemble des analyses effectuées conduit à proposer des éléments explicatifs sur le mode de propagation des colonies de campagnols, mais ces propositions restent toutefois à discuter d'un point de vue écologique. Si à faible densité, le milieu prairial ne joue pas de rôle sur la propagation, c'est probablement parce que les campagnols n'ont pas à se déplacer beaucoup pour installer de nouvelles colonies, et parce que la présence de faibles densités n'implique pas une saturation rapide des prairies.

À forte densité, l'accessibilité des ressources prairiales a tendance à favoriser la propagation, à une échelle très locale, probablement parce qu'une fois installées, les colonies bénéficient d'une croissance démographique rapide lorsque les ressources prairiales sont accessibles, ce qui fait rapidement progresser les fortes densités. Inversement, des ressources prairiales faiblement accessibles limiteraient la croissance démographique des colonies, avec pour effet une propagation plus lente des fortes densités.

Le frein à l'installation des nouvelles colonies à proximité des haies et des massifs forestiers peut être lié à une contrainte comportementale qui pousserait les campagnols à éviter les haies lors de leurs déplacements, et/ou à une forte régulation imposée par la prédation ou la compétition qui augmente la mortalité des campagnols qui traversent ces éléments boisés. Parallèlement, le frein à la croissance des colonies installées à proximité des haies est probablement lié à une forte régulation démographique par des prédateurs et/ou des compétiteurs.

Connectivité paysagère et flux démographiques

Les mêmes données démographiques que précédemment ont été considérées à travers un maillage spatial constitué par des polygones de Voronoï. Une estimation des flux probables entre les unités adjacentes a été mise en œuvre selon la méthode présentée au 2.2.5, entre le printemps et l'automne des années 2002 et 2003. À partir d'une image binaire composée de surfaces herbacées et non herbacées, les indices adaptés à la caractérisation des liens de connectivité paysagère ont parallèlement été calculés, suivant la démarche proposée au 1.3.2. Ici encore, des corrélations linéaires entre informations démographiques et paysagères sont à l'origine de l'interprétation thématique (Foltête, 2004a) (tableau 13).

Type de connectivité	Indice	Corrélation avec les flux en 2002	Corrélation avec les flux en 2003
Connectivité structurelle	Strate herbacée, indice e_{ij}	0,39	0,36
	Strate herbacée, indice AI	0,35	0,31
	Strate boisée, indice e_{ij}	-	-0,24*
	Strate boisée, indice AI	-	-0,21*
Connectivité fonctionnelle	Rongeur 1, indice C_i	0,33	0,30
	Rongeur 1, indice C'_i	0,36	-
	Rongeur 2, indice C_i	0,36	0,21
	Rongeur 2, indice C'_i	0,27	-
	Rongeur 3, indice C_i	0,35	0,28
	Rongeur 3, indice C'_i	0,42	-
	Prédateur 1, indice C_i	-0,21*	-
	Prédateur 1, indice C'_i	-0,29*	-0,25*
	Prédateur 2, indice C_i	-	-0,32
	Prédateur 2, indice C'_i	-0,26	-

Tableau 13. Corrélations entre connectivité paysagère et flux de campagnols

Les corrélations entre les indices de connectivité et les estimations des flux sont globalement assez faibles. La connectivité structurelle à partir de la strate boisée et les simulations des profils « prédateurs » sont corrélées négativement aux flux de campagnols, alors que la strate herbacée et les profils « rongeurs » sont corrélés positivement. Cette tendance est

conforme à une opposition entre un milieu favorable comprenant les ressources et un milieu hostile sans ressource et abritant des prédateurs. Cette opposition a déjà été observée dans des études précédentes sur les pullulations du campagnol terrestre (Delattre et al., 1999 ; Duhamel et al., 2000). Les indices qui représentent la prédation sont ici moins fortement liés aux flux, ce qui renvoie à deux explications possibles :

– la strate boisée inclut à la fois des massifs forestiers (aux marges de la zone), des structures arborées linéaires et des bosquets, cependant les fonctions écosystémiques de ces éléments peuvent être spécifiques. L'analyse précédente a en outre montré que haies et massifs forestiers ne remplissaient pas le même rôle.

– le rôle négatif des prédateurs sur les flux, même s'il est réel, n'est sûrement pas modélisé correctement par de simples déplacements. Peut-être la densité est-elle modulée par la disponibilité de leurs proies, c'est-à-dire par la densité des rongeurs au moment de la pullulation ? Dans ce cas, cette densité peut être très éloignée d'une valeur proportionnelle à la surface de l'habitat des prédateurs, ce qui est la règle utilisée ici.

Bilan des analyses de l'invasion du plateau de Nozeroy

Sur le plateau de Nozeroy, les différentes méthodes mises en œuvre ont conduit à des résultats en grande partie convergents. Pendant la première phase d'invasion, quand la majeure partie du plateau est encore épargnée par les pullulations, le paysage « oriente » le mouvement en étant responsable d'une diffusion fortement anisotrope. Cette diffusion est favorisée par l'accessibilité au milieu prairial et se trouve limitée par la présence de haies. Dans ce cas particulier d'une zone de matrice prairiale, le bocage joue un rôle contraignant beaucoup plus fortement que la présence des massifs forestiers, qui délimitent simplement le cadre spatial dans lequel se déroule la propagation. Cependant, le bocage ne freine la propagation que pendant un certain moment, devenant paradoxalement un facteur favorable quand les espaces les plus propices aux pullulations sont devenus saturés. Au cours de l'ensemble de l'invasion, les massifs forestiers ont gardé leur rôle de bordure répulsive ; il reste à savoir ce qu'il advient de ces bordures quand la saturation a atteint la totalité des prairies disponibles.

Conclusion de la section 3.2.

Structures paysagères et propagation de rongeurs

La diffusion des pullulations de campagnols terrestres à partir des zones d'épicentres est un phénomène qui s'inscrit dans un réseau de relations systémiques entre facteurs paysagers et climatiques, pratiques agricoles, compétitions inter-spécifiques, lutte contre les rongeurs, etc. Le paysage joue partiellement un rôle et les analyses menées ont apporté quelques éléments de réponse aux nombreuses questions posées. Le point qui semble le plus nettement confirmé est l'influence des facteurs ressources et prédation sur la diffusion. À l'échelle régionale, dans un espace composé de plusieurs « bassins prairiaux » adjacents et plus ou moins perméables entre-eux, le premier critère est celui de la ressource : le mouvement est en quelque sorte conduit par

l'accès aux plus grandes étendues de prairies. À l'échelle d'un bassin donné, suivant les résultats obtenus sur le plateau de Nozeroy, la diffusion est plutôt sous l'influence du facteur de prédation, qui semble être liée au linéaire de boisements en contact avec les prairies. Une structure bocagère constitue un frein momentané à la propagation des rongeurs, qui fini par céder sous la pression démographique.

Il est important de rappeler que les facteurs paysagers ainsi identifiés exercent leur influence à un niveau d'échelle précis, mais ne peuvent pas être transposés à un autre niveau : il serait par exemple hasardeux d'attribuer au milieu bocager un caractère répulsif de façon générale, puisqu'au niveau régional, les zones d'épicentre sont plus souvent apparentées à des formes bocagères qu'à de véritables openfields. C'est bien le différentiel local, comme l'opposition entre les parties nord-est et nord-ouest du plateau de Nozeroy, qui semble être la règle d'influence du paysage.

Sur le plan méthodologique, la plus grande partie des analyses présentées a été fondée sur l'exploitation de certains indices paysagers utilisés en écologie du paysage. Ces indices sont sensés représenter des caractères écologiques, focalisés essentiellement sur les ressources des campagnols terrestres et sur la pression de prédation qui s'exerce sur cette espèce. L'interprétation des résultats a permis de constater toute la difficulté de représenter ainsi des facteurs écologiques par plusieurs indices paysagers conjointement... difficulté augmentée par la tentation de multiplier les formes de description du paysage, au gré des très nombreux indices disponibles. Dans le cadre des analyses de mouvements, le paysage peut être intégré autrement que par le calcul de ces indices, par le biais de distances qu'on appellera ici des distances paysagères. Celles-ci, qui offrent l'avantage d'une intégration simultanée de la notion de mouvement et du rôle du cadre paysager, font l'objet de la partie suivante.

3.3. La distance paysagère : une métrique intégratrice

Distance spatiale et éléments de paysage sont deux aspects de l'espace géographique qui a priori sont nettement dissociés. La convergence de certains principes de l'écologie du paysage et des méthodes géomatiques de coût minimal permet pourtant d'intégrer l'hétérogénéité spatiale du paysage dans le calcul de distance. Cette véritable « distance paysagère » est un moyen simple mais rarement utilisé pour rapprocher les mouvements de masse et leur contexte paysager. Elle prend un intérêt particulier en génétique des populations, dans le cadre de la théorie de l'isolement par la distance. Après avoir défini les principaux concepts utilisés, un exemple démographique, puis un exemple génétique seront présentés. Ceux-ci nous amèneront à proposer une modification des calculs de distances-coût, pour la prise en compte du rôle des lisières.

3.3.1. Distance, paysage et déplacements

Par leur nature même, les déplacements sont intrinsèquement liés à la notion de distance spatiale, puisque les mouvements individuels autant que les mouvements de masse représentent l'accomplissement de parcours caractérisés par une certaine distance.

La distance : une notion fondamentale pour l'analyse des mouvements

En écologie, les distances parcourues quotidiennement par les espèces animales sont en rapport étroit avec l'échelle de leur espace vital et font référence à la notion fondamentale de *home range* (Worton, 1987). Le *home range* correspond à l'éloignement maximal d'un individu à partir de son habitat, ou de façon stochastique à la probabilité de présence de cet animal en fonction de la distance à son habitat. L'identification du *home range* et plus globalement de l'usage spatial d'une espèce donnée à partir de relevés de présence d'individus est un problème qui a donné lieu à plusieurs démarches méthodologiques (Worton, 1987, 1989, 1995 ; Loehle, 1990 ; Seeman et al., 1998 ; Moorcroft et al., 1999 ; De Solla et al., 1999 ; Matthiopoulos, 2003b). Les difficultés rencontrées ont toutefois conduit à alimenter des critiques et des débats à propos de ces méthodes (White et Garrott, 1990 ; Gautestad et Mysterud, 1994 ; Loehle, 1994).

À un niveau plus global, les distances qui séparent les différentes zones d'habitat d'une espèce donnée jouent inversement sur la probabilité de migration de cette espèce. Cette simple règle de contrainte spatiale de la distance influe sur le degré de brassage génétique des

populations. Une telle conséquence est connue depuis longtemps sous la forme de la théorie de « l'isolement par la distance » (Wright, 1943), où la distance spatiale est placée au centre des dynamiques de colonisation et d'extinction des espèces. Cette théorie stipule que la différenciation génétique entre les populations augmente avec la distance lorsque l'échelle spatiale considérée est supérieure à la distance de dispersion moyenne de l'espèce. Récemment, plusieurs études ont montré que la vérification et l'enrichissement de cette théorie pouvaient se fonder sur des analyses comparées entre distance génétique et distance géographique (Rousset 1997 ; 2000).

La distance spatiale s'intègre également dans la théorie de la diffusion, où les modèles mathématiques qui permettent d'exprimer ces phénomènes sont construits dans un espace défini par la distance au point de démarrage de la diffusion. Dans la plupart des modèles classiques (Okubo et Levin, 2001 ; Turchin, 1998), la variable continue x représente le degré d'éloignement d'un lieu par rapport à ce point de démarrage. Ainsi, à l'espace plan de la représentation géographique se substitue un espace unidimensionnel, illustré graphiquement par une succession temporelle de courbes de densité-distance.

La notion de distance spatiale est donc fondamentale pour la formalisation de la distribution et de la dynamique des espèces par le biais de théories et de modèles écologiques. En écologie des populations, l'utilisation de cette notion permet de représenter implicitement la dimension spatiale. La plupart du temps, il s'agit de la distance euclidienne, ou à vol d'oiseau, qui peut être calculée à partir de simples coordonnées. Elle correspond donc à un espace théorique isotrope. Cependant, on peut observer une remise en cause partielle de l'utilisation de cette distance euclidienne dans des modèles liés aux mouvements. L'émergence récente de l'écologie du paysage est une des raisons à invoquer : les principes fondateurs de cette discipline, où l'espace plan et indifférencié de l'écologie classique est remplacé par une mosaïque hétérogène, apparaissent en effet peu compatibles avec la distance euclidienne (Forman, 1995). Certaines analyses théoriques des mouvements soulignent aussi que l'hypothèse d'un espace indifférencié, où tous les lieux sont également accessibles, n'est quasiment jamais vérifiée (Matthiopoulos, 2003a) : selon le type d'habitat de l'espèce étudiée, la disposition spatiale de ses ressources, la présence de corridors ou de contraintes de déplacements, une forte différenciation de l'espace conduit en général à remettre en question l'utilisation de la distance euclidienne pour représenter les déplacements. Nous retrouvons ici la critique classique de la distance euclidienne dans toutes les problématiques d'accessibilité spatiale (Dumolard, 1995).

Prise en compte du paysage par les distances-coût

L'hétérogénéité de l'espace représentée par les différentes catégories paysagères, ignorée quand les distances spatiales restent euclidiennes, peut être cependant intégrée. Il s'agit d'exploiter le principe de coût minimal dans le cadre de données en mode matriciel (Collet, 2005) : en affectant une valeur de résistance (appelée aussi friction) à chaque catégorie paysagère, deux points de l'espace peuvent être reliés par un parcours qui minimise la somme des coûts des cellules de ce parcours. Cette somme est appelée une distance de coût minimal, ou plus simplement une distance-coût. Cette possibilité de calcul est d'autant plus facile à utiliser

qu'elle est implémentée dans plusieurs logiciels de Systèmes d'Information Géographique (ESRI, 1996 ; ESRI, 2001 ; Eastman, 1989)¹². La généralisation de l'usage des SIG a récemment facilité l'utilisation des distances-coût en écologie, et plus particulièrement en écologie du paysage (Knaapen et al., 1992 ; Yu, 1996 ; Pain et al., 2000, Bunn et al., 2000 ; Halpin et Bunn, 2000 ; Ray et al., 2002 ; Chardon et al., 2003, Adriaensen et al., 2003, Ray et Burgman, 2006). Dans ce domaine, ces distances sont parfois appelées des « distances effectives » (Ferrerias, 2001), par opposition à la distance euclidienne.

L'attribution des niveaux de résistance aux catégories de paysage s'appuie en principe sur les connaissances disponibles à propos de l'espèce étudiée. Une résistance de 1 est le plus souvent attribuée à la classe qui correspond à l'habitat de l'espèce et aux corridors de déplacement. Un niveau de résistance supérieur est attribué aux autres classes, en fonction de leur degré d'« hostilité » (prédation potentielle) ou de leur capacité à limiter les mouvements (obstacles physiques, absence de ressources). Il n'y a cependant pas de règle établie pour attribuer a priori ces niveaux de résistance, ce qui constitue actuellement une des limites de la méthode. Il semble que la hiérarchisation de ces résistances soit un critère plus important que leur valeur précise, mais l'utilisateur en reste pour l'instant à un choix en partie arbitraire. La méthode qui apparaît la plus pertinente est une attribution des résistances a posteriori, en définissant par tâtonnement une combinaison qui maximise un certain rapport statistique entre les distances-coût et une variable décrivant un caractère écologique. Ainsi, en utilisant les distances-coût dans des modèles de prédiction de l'abondance d'une espèce animale, Verbeylen et al. (2003) ont montré comment rechercher une combinaison « optimale » de valeurs de résistance. Les temps de calculs nécessaires à la définition des distances-coût pour plusieurs combinaisons successives de résistances sont toutefois très importants. Au cours des différences expérimentations que nous avons menées, le choix s'est néanmoins porté sur la méthode par tâtonnement.

Distance et cinétique démographique des campagnols : une première expérience

Les données de densité de campagnols terrestres acquises sur le plateau de Nozeroy ont permis de tester l'intérêt des distances-coût pour représenter le phénomène de diffusion dans un espace explicitement hétérogène (Foltête et al., 2005). En effet, la présence d'un seul foyer de démarrage au nord du plateau facilite amplement la démarche. À partir des relevés de densité successifs, un critère démographique a été calculé, afin de synthétiser en une seule variable la cinétique présente sur chaque placette d'observation. Une première étape a consisté à déterminer la placette correspondant au point de démarrage de la diffusion sur un simple critère de précocité des densités maximales. Ensuite, la distance statistique (appelée écart de cinétique ou *EC*) entre la cinétique de chaque placette et la cinétique du point de démarrage et été calculée comme suit, pour les p saisons de relevés :

¹² Il est à noter que par l'utilisation de ces algorithmes fondés sur une propagation entre pixels, les distances euclidiennes ne produisent pas de formes strictement circulaires (Smith, 2004).

$$EC = \sqrt{\sum_{i=1}^p (x_i - X_i)^2}$$

avec x_i la densité en un point à la date i et X_i la densité à l'épicentre à cette date.

L'écart de cinétique permet de quantifier localement le décalage temporel de la vague de pullulation par rapport au point de démarrage (figure 63a). En présence d'un phénomène de diffusion, nous supposons que les valeurs de EC dépendent essentiellement de la distance à ce point de démarrage. La vérification de cette hypothèse peut être réalisée en calculant la corrélation linéaire entre EC et les distances spatiales entre chaque placette et le foyer (figure 63b). À partir des 91 placettes renseignées pour 6 saisons consécutives, le coefficient de corrélation entre EC et la distance euclidienne s'élève à 0,74, ce qui équivaut à une part de variance d'environ 50 %.

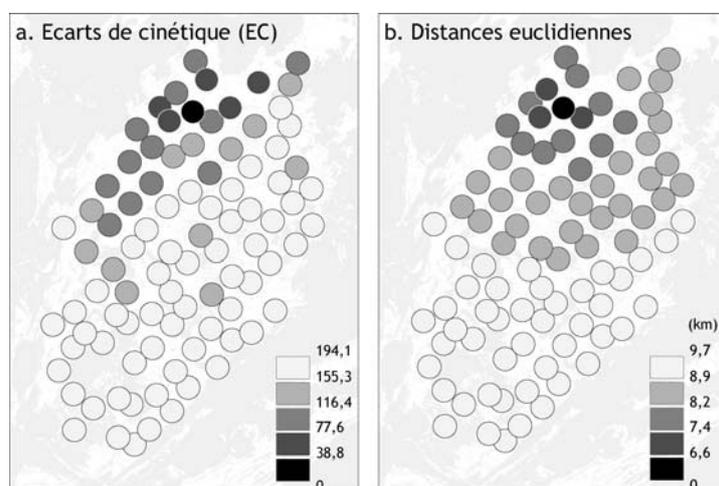


Figure 63. Cartes des écarts de cinétique et des distances euclidiennes au point de démarrage

À partir de l'identification du point de démarrage de la diffusion des pullulations de campagnols (ou épicentre), l'écart de cinétique a été calculé pour chaque placette d'observation. Cet écart reste faible dans la partie nord-ouest de la zone, sauf sur quelques placettes isolées. La distance euclidienne calculée depuis le point de démarrage, dont la distribution est naturellement régulière, ne rend compte que partiellement du phénomène de diffusion.

En utilisant une image décrivant le paysage en trois catégories (herbacé, boisé, autres surfaces), plusieurs combinaisons de résistances ont été à l'origine de calculs de distances-coût. Sachant que l'habitat du campagnol terrestre est le milieu herbacé et que la plupart de ses prédateurs nichent en milieu boisé, les variations de résistance ont porté sur le milieu boisé, considéré de façon plus ou moins hostile. La catégorie *herbacé* a été affectée d'une résistance de 1 et la catégorie *autres surfaces* a été considérée comme infranchissable. Les corrélations résultant des variations de résistance du milieu boisé figurent dans le tableau 14.

Les corrélations obtenues ici ne sont guère supérieures à celle qui est issue de la distance euclidienne. Leur faible progression avec l'augmentation de la résistance montre que les valeurs de 2 à 20 ne jouent pas beaucoup sur le résultat ; elles aboutissent toutes à rendre la distance légèrement plus réaliste, mais cet apport reste négligeable.

Résistance attribuée au milieu boisé	Corrélation entre les distances-coût et <i>EC</i>
2	0,7537
4	0,7548
10	0,7552
20	0,7555

Tableau 14. Différents tests de distances-coût classique.

3.3.2. Distance paysagère et génétique des populations

La configuration spatiale de la structure génétique des populations animales est souvent analysée pour parvenir à une meilleure compréhension des phénomènes de dispersion et de migration. Une telle analyse est d'autant plus instructive quand l'espèce étudiée ne peut pas être caractérisée par des mouvements individuels : dans ce cas, les degrés de proximité génétique entre populations renseignent indirectement sur les modalités de dispersion des individus. Dans cette perspective, la caractérisation des facteurs déterminant cette configuration spatiale constitue un axe de recherche important.

Comment expliquer la configuration des structures génétiques ?

La distance qualifiée en écologie de géographique, c'est-à-dire la distance euclidienne mesurée sur le plan cartographique, est reconnue comme un facteur déterminant la configuration des structures génétiques ; cette influence s'exprime par la théorie de l'isolement par la distance (Wright, 1943). Parallèlement, il est aussi reconnu que l'agencement des taches d'habitat joue un rôle important sur ces structures génétiques. Ainsi une forte fragmentation de l'habitat se traduit souvent par une configuration génétique « en grappe » (Rousset, 2003), alors qu'un habitat très continu donne lieu à une plus grande continuité de la variabilité génétique (Rousset, 2000). Distance euclidienne et structure paysagère semblent donc jouer de façon combinée, pour déterminer les motifs de structuration génétique. D'après plusieurs travaux (Vos et al., 2001; Arnaud, 2003, Coulon et al., 2004), la distance « à vol d'oiseau » induit la forme générale de la structure génétique spatiale, tandis que les structures paysagères tendent à modifier localement cette forme générale. Ce constat statique simplifie excessivement la réalité, puisque les structures génétiques observées à un moment donné sont le résultat d'une dynamique de population antérieure (Slatkin, 1993) : des facteurs de fluctuations démographiques sont donc à prendre en compte pour expliquer les motifs de structure génétique.

La séparation entre distance spatiale et structures paysagères, mentionnée plus haut (cf. 3.2.1.), est nettement affirmée ici. Peut-être est-elle justifiée par la coexistence de deux niveaux d'échelle spatiale : un niveau régional représenté par la distance euclidienne et un niveau local représenté par les différences paysagères. Cependant, si l'accessibilité spatiale est le critère principal expliquant le mode de dispersion de l'espèce, distance spatiale et structures paysagères peuvent être associées par le biais des distances-coûts. De telles distances expriment alors de façon synthétique le degré d'éloignement modulé par les disparités d'accessibilité aux zones

d'habitat. Elles commencent à être utilisées dans le cadre d'analyses génétiques de l'isolement par la distance, comme en témoignent certains travaux (Michels et al., 2001 ; Coulon et al., 2004).

Méthodes pour tester les différenciations génétiques

Les méthodes utilisées pour tester les différentes hypothèses explicatives des différenciations génétiques sont habituellement fondées sur des comparaisons de matrices où chaque cellule représente le lien entre deux populations. Pour n populations étudiées, ces matrices sont carrées, symétriques et d'ordre n . Les populations sont échantillonnées par capture d'individus sur des placettes précisément localisées dans l'espace. Le lien d'ordre génétique est issu d'un important travail de laboratoire : à partir de prélèvements de tissus réalisés sur des individus capturés, des analyses des séquences d'ADN par le biais de marqueurs microsatellites permettent de constituer leur génotype. Un critère de différenciation génétique est alors calculé (Weir et Cockerham, 1984) pour aboutir à une mesure de distance génétique inter-population. Parallèlement, les coordonnées géographiques des placettes d'échantillonnage permettent de calculer la distance euclidienne. Le rôle de la distance sur la structuration génétique est ensuite vérifié en effectuant un test de Mantel entre les deux matrices de distances inter-population (Rousset, 1997) : il s'agit en fait d'une simple corrélation linéaire entre les distances génétiques et le logarithme des distances spatiales.

Pour réaliser la même analyse à partir de distances-coût, il faut disposer d'une matrice ($n \times n$) où chaque cellule représente la distance-coût entre deux populations. Sur le principe, il s'agit exactement de la même démarche que pour la distance euclidienne. Toutefois, d'un point de vue technique, cela nécessite des temps de calcul importants puisque chacune des n populations doit être à l'origine d'une surface de coût couvrant toute la zone étudiée, pour calculer le coût minimal vers les $n - 1$ autres populations.

Une analyse complémentaire aux tests de Mantel est permise par des mesures d'autocorrélation spatiale (Stow et al., 2001 ; Brouat et al., 2003). Le calcul de l'indice de Moran appliqué aux valeurs de génotypes multiloculaires pour une série de classes de distances permet de tracer un corrélogramme. Celui-ci synthétise la forme de la distribution spatiale des structures génétiques, notamment en donnant une indication d'échelle que le test de Mantel ne fournit pas : l'intersection du corrélogramme avec l'axe des x donne en effet une indication sur la taille moyenne des zones de similarité génétique.

Tests sur les distances génétiques entre populations de campagnols

Nous avons participé à une étude portant sur les structures génétiques des populations de campagnols terrestres, comportant une phase de comparaison entre distance euclidienne et distance-coût (Berthier et al., 2005). Dans les travaux de Berthier (2005), 23 populations de campagnols terrestres localisées dans le massif jurassien ont été échantillonnées entre octobre 2001 et avril 2002, par la capture de 628 individus. Leurs caractéristiques génétiques ont été

mesurées pour aboutir à la constitution d'une matrice de distances génétiques inter-populations. À partir d'une image satellite TM à 30 m de résolution spatiale, la zone d'étude a parallèlement été caractérisée en 2 classes : herbacé (habitat du campagnols) et non herbacé (zones hostiles). Les distances-coût ont été calculées en attribuant une résistance de 1 à la catégorie herbacé et en considérant la catégorie non herbacé comme infranchissable. Les différentes matrices issues de ces calculs ont ensuite été comparées par des tests de Mantel (tableau 15).

Type de distance	Corrélation r	Valeur de p	Pente	Intercept
Euclidienne	0,54	0,0001	0,0132	-0,093
Distance-coût	0,51	0,0001	0,0101	-0,066

Tableau 15. Tests de Mantel pour comparer distances génétiques et distances spatiales

Les corrélations positives et significatives montrent que les populations de campagnols terrestres sont génétiquement organisées selon un motif d'isolement par la distance. Cependant, les distances-coût occasionnent une corrélation légèrement plus faible, ce qui contredit l'hypothèse de leur plus grande pertinence pour expliquer la différenciation génétique.

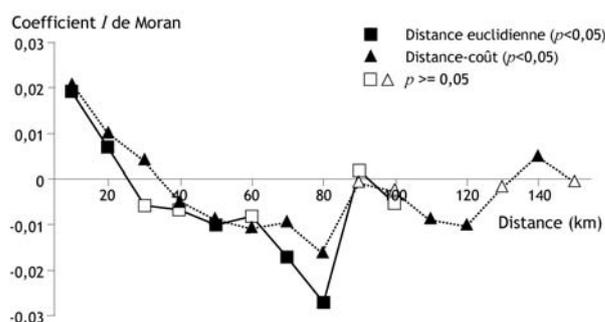


Figure 64. Corrélogrammes à partir des valeurs génotypiques

Les indices de Moran permettent ici de mesurer l'autocorrélation des valeurs génotypiques calculées pour chaque population. Pour les deux types de distances considérées, la forme décroissante des corrélogrammes montre que globalement les parentés génétiques diminuent avec l'augmentation de la distance. Le croisement des courbes avec l'axe des abscisses indique la taille moyenne des ensembles spatiaux de forte similarité génétique, respectivement de 21 et 30 km pour les distances euclidiennes et les distances-coût.

Le calcul de l'indice de Moran appliqué aux valeurs de génotypes multiloculaires pour la distance euclidienne et la distance-coût permet de tracer deux corrélogrammes (figure 64). La forme décroissante des courbes confirme la présence d'un motif d'isolement par la distance. La taille moyenne de similarité génétique donnée par l'intersection de ces courbes avec l'axe des x est d'environ 21 km pour la distance euclidienne et de 30 km pour la distance-coût. Cette différence, qui rejoint la différence de pente dans les tests de Mantel, s'explique logiquement par le fait que les distances-coût impliquent par définition un plus grand éloignement que la distance euclidienne.

L'ensemble des résultats obtenus montre que la variabilité génétique des populations de campagnols terrestres est fortement structurée dans l'espace. Ceci est cohérent avec le postulat d'une faible dispersion individuelle de cette espèce. Dans les travaux de Berthier (2005) et Berthier et al. (2005), des analyses plus précises ont aussi souligné que la disposition des

ruptures dans les flux géniques présente des points communs avec la distribution des accidents topographiques et avec la structure spatiale démographique des populations. En ce qui concerne les distances-coût telles qu'elles ont été utilisées ici, aucun apport notable n'a pu être observé par rapport à la distance euclidienne. Ce constat renvoie à plus commentaires :

- soit la catégorisation binaire du paysage est inopérante, ce qui pourrait suggérer que les campagnols sont capables d'utiliser des zones boisées ou d'autres surfaces dans certaines conditions ;

- soit le choix d'une catégorie strictement infranchissable a été trop radical, et des résistances supérieures à 1 mais de valeur moyenne (comme pour l'analyse présentée au 3.2.1.) pourraient conduire à de meilleurs résultats ;

- soit le principe d'attribution des résistances par catégories entières ne correspond-il pas aux conditions réalistes des mouvements effectués, notamment en omettant totalement les éventuels effets de lisières. Cette dernière possibilité est discutée plus en détail dans la partie suivante.

3.3.3. Intégration du rôle des lisières dans les distances-coût

Les différentes expériences menées sur les distances-coût, appliquées d'une part sur des aspects démographiques et d'autre part sur des aspects génétiques, a conduit à remettre en cause le bien-fondé de ces distances pour représenter l'accessibilité spatiale de façon réaliste. Ce constat a été à l'origine d'une démarche méthodologique appliquée à des calculs de distances-coût (Foltête et al., 2005).

Il a été montré précédemment que l'attribution des valeurs de résistance comportait nécessairement une part d'arbitraire, en partie contrôlée par des critères statistiques calculés a posteriori. Un autre aspect critiquable de la méthode des distances-coût réside dans l'attribution des niveaux de résistance de façon uniforme à l'intérieur de chaque catégorie de paysage. Une telle attribution des résistances « par plages » sous-entend qu'un type de milieu donné occasionne un comportement uniforme de déplacement. Or, la proximité avec un milieu différent peut modifier ce comportement pour plusieurs raisons : changement des conditions d'accessibilité aux ressources, amplification du risque lié à d'éventuels prédateurs, etc. Par exemple, la fonction uniformément favorable de l'habitat peut être modifiée par l'influence des mouvements d'autres espèces, par exemple des prédateurs, selon qu'ils peuvent eux-mêmes y accéder plus ou moins facilement. Cette remise en cause de l'uniformité des caractères fonctionnels au sein des catégories paysagères est à mettre en rapport avec la notion d'effet de lisière reconnue en écologie (Paton, 1994 ; Reese et Ratti, 1988 ; Fagan, 1999 ; Cronin, 2003). Nous posons donc l'hypothèse que la proximité vis-à-vis de la limite entre les milieux favorable et défavorable joue à l'égard de la perméabilité des milieux un rôle fondamental. Ce rôle peut être formalisé par la façon dont sont affectées les valeurs de résistance dans chacune des cellules de la couche matricielle correspondant à la zone d'étude.

Quand la résistance des milieux dépend de la distance aux lisières

L'assignation des résistances tenant compte des lisières est pour l'instant envisagée dans le cas très simple d'un espace composé des deux catégories : l'habitat (H) et les autres zones considérées comme inhospitalières (NH). Les hypothèses énoncées plus haut conduisent à remplacer la dichotomie entre un habitat uniformément non contraignant et un milieu hostile uniformément contraignant, par une fonction de résistance continue dépendant de la limite entre H et NH . L'application de cette fonction permet de définir des surfaces de résistance qui peuvent être utilisées pour des calculs de distances-coût. Le principe général de la méthode repose donc sur une définition particulière des valeurs de résistance.

La figure 65 montre les différentes étapes de la méthode dans son principe général. La première étape consiste à calculer pour chaque cellule sa distance minimale à la limite entre H et NH , en faisant croître progressivement une zone tampon depuis les cellules situées à la bordure entre les deux classes. Le résultat se traduit par la création d'une image des distances aux limites (figure 65b). L'application d'une fonction topologique (détaillée ci-après) à la valeur de distance de chaque cellule de cette image permet d'obtenir une image des résistances (figure 65c). En définissant au préalable une cible, cette image est le support d'un calcul de coût minimal suivant l'algorithme de croissance classique (figure 65d). Au final, il est possible de calculer le coût minimal entre la cible et n'importe quelle cellule de l'image. Le calcul de l'image des distances aux limites ainsi que le calcul des coûts minimaux sont deux opérations invariantes, tandis que la définition de la fonction topologique est l'étape où des paramètres sont choisis.

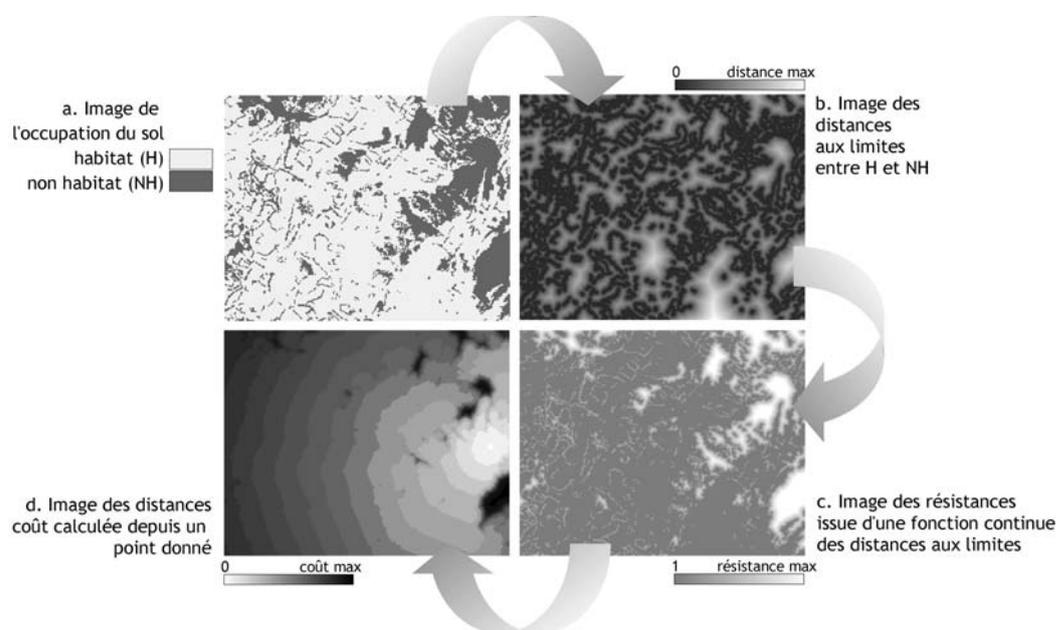


Figure 65. Les différentes étapes pour le calcul des distances-coût

À partir d'une image d'occupation du sol simplifiée en deux catégories ; habitat (H) et non habitat (NH), la méthode proposée comporte trois étapes. En premier lieu, une image des distances aux limites H - NH est dérivée de l'image initiale. Ensuite, une fonction continue est appliquée à chaque distance obtenue pour définir une image des résistances. Enfin cette image des résistances est utilisée de la même façon que pour les distances-coût habituelles.

Pour associer des résistances relatives à la distance à la limite entre les catégories H et NH , de nombreuses fonctions continues peuvent être envisagées, selon les hypothèses biologiques. Pour chacune, deux paramètres sont en jeu :

- d’une part la valeur de résistance maximale rencontrée, notée r_m , qui correspond au plus grand niveau de contrainte du milieu défavorable ;
- d’autre part la distance d_m jusqu’à laquelle la proximité de la limite joue un rôle, qui correspond à une portée spatiale.

Nous avons recours ici à une fonction de forme sigmoïde, qui permet d’atténuer les transitions entre les seuils de résistance. À partir de cette forme générique, plusieurs fonctions peuvent être définies précisément en modifiant le positionnement par rapport aux catégories H et NH ainsi que le réglage des paramètres r_m et d_m . Nous appelons fonction 0 (f_0) la définition usuelle des résistances pour le calcul des distances-coût. Cette fonction discrète et positive servira de référence pour évaluer l’intérêt des autres fonctions proposées. Elle se traduit graphiquement par des résistance en « marches d’escaliers » (figure 66).

Pour la fonction f_1 , la catégorie H prend une résistance uniforme de 1 alors que la catégorie NH a une résistance croissante à mesure qu’on s’éloigne de la limite avec H , jusqu’à une certaine distance d_m où la résistance devient maximale et uniforme. Ceci s’exprime de la façon suivante :

$$f_1(d, p = H) = 1$$

$$f_1(d, p = NH) = r_m - (r_m - 1) \left(1 - \frac{d^2}{d_m^2}\right)^2 \text{ si } d \leq d_m$$

$$f_1(d, p = NH) = r_m \text{ si } d > d_m$$

Cette fonction suppose que le milieu hors habitat peu éloigné de l’habitat peut être le support de déplacements, par exemple en raison d’un accès possible et rapide aux ressources. À partir de la distance d_m , cet accès devient une contrainte plus forte ce qui implique un évitement de ce milieu.

Dans la suite de la présentation, nous ne détaillerons plus les formules mathématiques des fonctions, qui sont précisées dans Foltête et al. (2005). Pour la fonction f_2 , la catégorie NH est uniformément contraignante avec une résistance de r_m ; la catégorie H a une résistance forte à la limite avec NH et de plus en plus faible à mesure qu’on s’en éloigne pour prendre une valeur de 1 au-delà d’une distance d_m . Par rapport à la fonction précédente, il s’agit ici d’une relative vulnérabilité de l’habitat à proximité de la limite, qui peut par exemple représenter la pression exercée par des prédateurs vivant en dehors de l’habitat de l’espèce étudiée. Dans ce cas, la distance d_m prend la signification d’une portée de déplacement potentiel de la part de ces prédateurs. En conséquence, les zones d’habitat éloignées du milieu hostile seront donc des lieux de passages privilégiés. La fonction 3 combine les critères des deux fonctions précédentes, en attribuant des résistances à la catégorie H plus fortes à mesure qu’on s’approche de la limite avec NH , tout en affectant une résistance à NH plus faible en bordure qu’à l’intérieur des taches, où cette résistance culmine à r_m . À la limite, la résistance est de $r_m/2$.

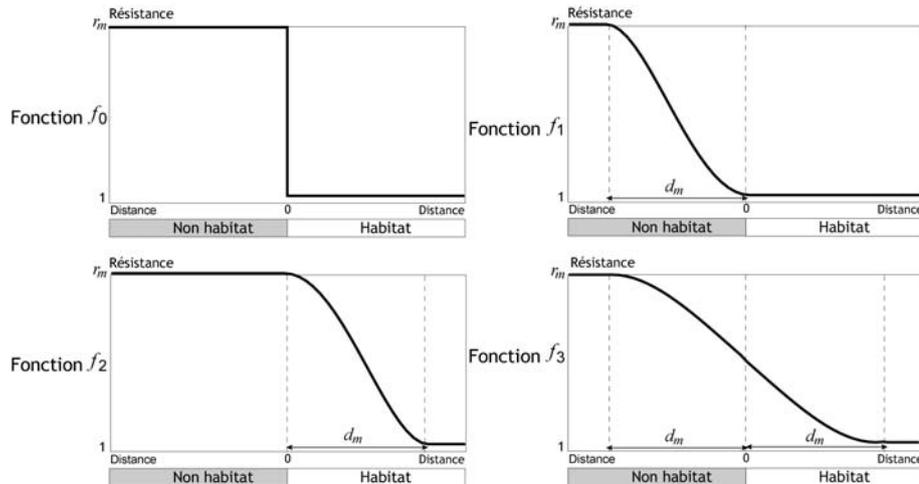


Figure 66. Différentes fonctions pour calculer les résistances

En observant de profil le contact entre une zone d'habitat et de non habitat, les courbes représentent l'assignation des valeurs de résistance. La fonction f_0 est celle qui est utilisée habituellement : elle est discrète et produit un effet de « marche d'escalier ». Les autres fonctions sont continues, rendant le milieu hors habitat partiellement perméable (f_1), le milieu d'habitat partiellement vulnérable (f_2), ou en combinant ces deux critères (f_3).

Utilisation des fonctions topologiques du paysage dans le cas des campagnols

La méthode présentée a été expérimentée sur les données du plateau de Nozeroy. De la même façon qu'au 3.2.1., les corrélations entre les écarts de cinétique des placettes et les distances par rapport au point d'origine permettent de juger de la pertinence des différentes fonctions et des différents paramétrages possibles. D'après les corrélations figurant dans le tableau 16, la fonction f_1 n'apporte pas un gain explicatif par rapport aux distances-coût habituelles.

d_m (m)	r_m	Corrélation r
150	4	0,7524
300	4	0,7521
450	4	0,7520
150	10	0,7529
300	10	0,7524
450	10	0,7521

Tableau 16. Résultats obtenus à partir de la fonction f_1

En revanche, les résultats obtenus pour les fonctions f_2 et f_3 font nettement progresser les valeurs de corrélation (figure 67). Dans les deux cas, les meilleurs résultats sont obtenus pour une distance d_m de 150 m et les corrélations s'ordonnent par résistance r_m croissante. En fixant d_m à 150 m, des tests complémentaires ont été effectués pour trouver les meilleures combinaisons de paramètres, mais la progression des corrélations suit une forme asymptotique pour une valeur de corrélation d'environ 0,85.

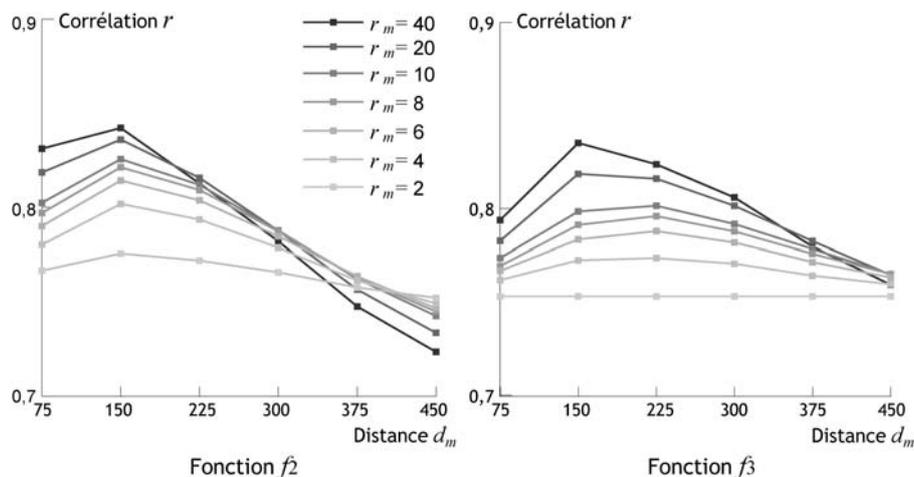


Figure 67. Corrélations obtenues avec les fonctions f_2 et f_3

La mise en œuvre des fonctions f_2 et f_3 aboutit à des résultats variables suivant les valeurs des paramètres d_m et r_m . Dans les deux cas, les corrélations sont maximales pour une distance aux limites de 150 m et pour une valeur de résistance maximale élevée.

La distribution spatiale des distances-coût classiques (figure 68a) est très ressemblante à celle des distances euclidiennes (figure 63). Cette similarité confirme l’inadéquation des affectations uniformes des résistances dans le cas étudié.

En cartographiant une fonction choisie arbitrairement parmi celles qui aboutissent aux plus fortes corrélations (f_3 pour une distance de 150 m et une résistance maximale de 200) (figure 68b), on peut constater le rapprochement opéré par rapport aux distances précédentes (figure 63a) : les distances-coût fondées sur la fonction topologique du paysage permettent de s’approcher plus nettement de la distribution des valeurs de EC . Toutefois, si la forme générale de la distribution s’avère plus ressemblante, des différences sont visibles localement. La présence des foyers isolés sur la carte des EC suggère que la capacité des distances-coût à représenter une propagation reste assez limitée dans des cas complexes.

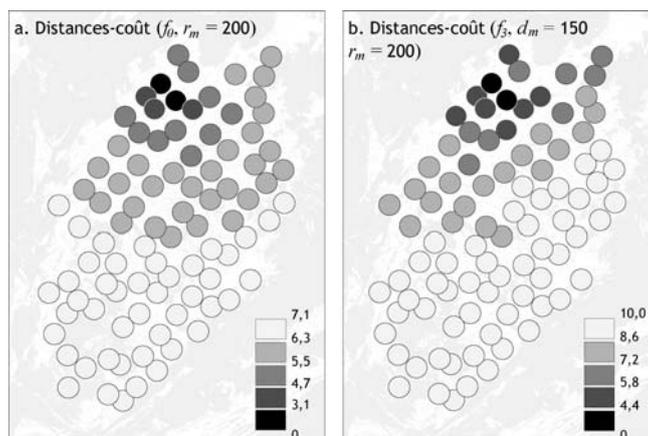


Figure 68. Comparaison entre EC et plusieurs distances (transformées en logarithmes)

L’application de la fonction f_0 ne donne pas de spatialisation des distances très différentes des distances euclidiennes. En revanche, la fonction f_3 calculée pour une distance r_m de 150 m se traduit par une distribution qui présente la même anisotropie que celle de EC (figure 63a).

En reprenant à nouveau la fonction f_3 comme précédemment, il est possible d'illustrer l'aptitude des distances-coût à représenter le phénomène de propagation. La surface des coûts minimaux calculée à partir de l'épicentre est cartographiée par découpage en classe sur la figure 69a ; elle est aussi seuillée progressivement (figure 69b) et la succession des distributions spatiales s'apparente à la forme de la propagation des pullulations de campagnols terrestres telle qu'on peut l'observer sur la figure 2.

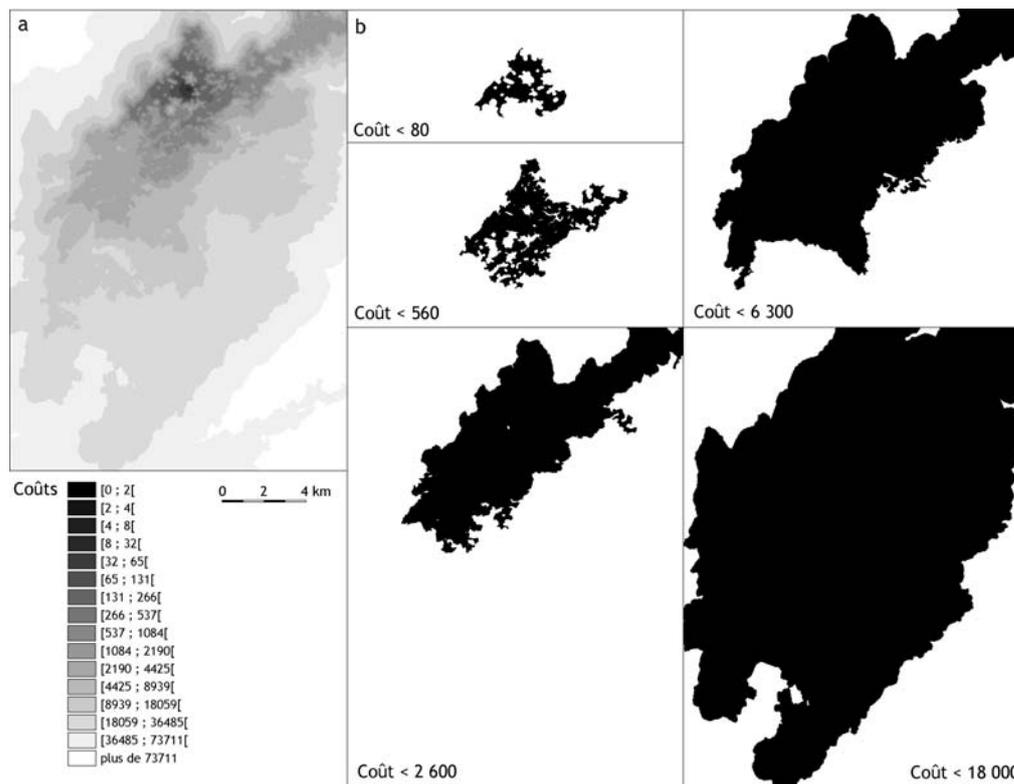


Figure 69. Cartographie des distances-coût à partir du point d'origine de la propagation

Pour chaque cellule de la grille de calcul, la distance-coût minimale avec le point d'origine de la propagation a été calculée, en utilisant la fonction f_3 . Cette surface de coût est représentée en classes (à gauche) ou par un système de seuillage progressif (à droite), pour illustrer la capacité de la « distance paysagère » à modéliser la phase d'invasion. D'après ces cartes, l'invasion précoce du nord-ouest du plateau de Nozeroy est surtout due à la forte résistance de la partie nord-est, où sont présent des haies et surtout les zones de vulnérabilité qui leur sont associées par le biais de la fonction topologique.

D'après les résultats obtenus, la supériorité des fonctions f_2 et f_3 par rapport à la fonction f_1 permet de proposer une explication quant au rôle du paysage sur la propagation des campagnols terrestres sur le plateau de Nozeroy. La faible pertinence de la fonction f_1 conduit à rejeter l'hypothèse d'un milieu boisé perméable et d'un milieu herbacé totalement favorable au déplacement. En revanche, la vulnérabilité du milieu prairial à proximité de ces boisements apparaît comme le facteur principal pouvant expliquer l'anisotropie de la diffusion dans la partie nord du plateau. La similarité des résultats entre les fonctions f_2 et f_3 s'explique ici par le fait que l'éventuelle perméabilité du milieu boisé à proximité des lisières ne joue pas beaucoup ici, dans la mesure où les boisements internes du plateau de Nozeroy sont très fragmentés et restent très souvent « contournables », ne constituant pas des barrières absolues vis-à-vis de la propagation.

Conclusion de la section 3.3.

La distance paysagère : une métrique intégratrice

L'ensemble des expériences réalisées a montré l'intérêt des distances-coût pour les problématiques de déplacements. Sans passer par l'intermédiaire d'un indice ou d'un descripteur paysager, ces distances offrent l'avantage d'intégrer explicitement l'hétérogénéité paysagère de façon très synthétique. Encore peu utilisées en écologie, elles sont aisées à mettre en œuvre bien que nécessitant d'important temps de calcul.

L'utilisation des distances-coût dans plusieurs contextes d'analyse a apporté quelques précisions sur le mode de propagation des pullulations de campagnols terrestres. À l'échelle régionale, la mise en rapport de ces distances avec les distances génétiques entre populations n'a pas contribué à une meilleure relation statistique ; au contraire, la faible diminution de cette relation par rapport aux distances euclidiennes suggère que les surfaces boisées, pourtant a priori hostiles, peuvent être empruntées lors de migrations (Berthier et al., 2005). Parallèlement, les distances-coût basées sur la même définition des résistances n'ont pas contribué à améliorer la relation avec l'évolution démographique mesurée pendant la phase d'invasion du plateau de Nozeroy. Cependant, si l'utilisation des distances-coût classiques a donné une corrélation à peine supérieure aux distances euclidiennes, la mise en œuvre de fonctions topologiques du paysage pour la définition des valeurs de résistance s'est avérée plus concluante. Elle a conduit à supposer la moindre aptitude au déplacement du milieu prairial à proximité des lisières boisées, pouvant représenter essentiellement une forme de vulnérabilité vis-à-vis des prédateurs (Foltête et al., 2005). Ce résultat semble contradictoire avec les conclusions issues de l'analyse génétique, dans lesquelles le milieu boisé était au contraire supposé perméable. Pourtant, cette contradiction amène à de nouvelles perspectives de compréhension du phénomène de propagation, si on replace chacune des analyses dans son contexte spatio-temporel. En effet, à l'échelle régionale et concernant une inertie temporelle importante (puisque les distances génétiques représentent le résultat issu des nombreuses générations d'individus), il n'est pas surprenant que le milieu a priori défavorable puisse être utilisé : dans certaines conditions comme la saturation démographique ou le manque de ressources, la migration entre cellules locales pourrait emprunter des zones boisées. À l'échelle du plateau de Nozeroy, où le milieu prairial constitue la matrice paysagère (i. e. la plus grande partie des zones prairiales sont interconnectées), l'abondance locale des ressources internes ne justifie pas, au moment de la phase d'invasion, une telle « extrémité comportementale ». Ceci explique que dans ce cas, l'évitement des zones à proximité des boisements semble rester la règle de déplacement.

La discussion thématique précédente invite à revenir sur la méthode elle-même, si les différents éléments d'explication avancés sont confirmés. La contradiction des résultats obtenus souligne un des principaux défauts des distances-coûts utilisées comme un modèle de propagation. Celles-ci correspondent à une vision statique des règles de mouvement, où chaque catégorie paysagère ou cellule de la grille est caractérisée par une aptitude au déplacement qui ne change pas au cours du temps. En admettant que l'augmentation des coûts minimaux à partir d'un point représente un axe de temps qui s'écoule, cette méthode ne permet pas de modéliser une véritable dynamique.

3.4. Vers un modèle générique de l'usage spatial

*« Il est essentiel de comprendre que l'espace à caractère fixe constitue le moule qui façonne une grande partie du comportement humain »
Edward T. Hall, 1971.*

Les façons d'appréhender les relations mouvements-paysage sont multiples, puisque ce thème général peut concerner des sujets très différents les uns des autres. Les analyses présentées ont donné un aperçu de cette diversité, faisant alterner piétons et rongeurs, mouvements de masse et trajets individuels... Toutefois, les discussions qui ont suivi certaines de ces analyses ont invité à prendre une certaine distance avec leur contexte précis, pour dégager des points communs et des observations récurrentes. À travers une ébauche de formalisation, qui constitue ici davantage un projet pour des recherches à venir que le résultat d'une étude achevée, nous tenterons de montrer les synergies dégagées par la confrontation des deux contextes thématiques principaux qui ont été abordés. Des exemples viendront illustrer cette tentative de formalisation, qui nous l'espérons pourra s'appliquer à bien d'autres terrains d'expérimentations.

3.4.1. De l'urbanisme à l'écologie : pour une formalisation du rôle de l'espace sur les déplacements

L'analyse eulérienne des mouvements se traduit le plus souvent par une focalisation sur la densité d'individus enregistrée dans des unités spatiales. Les données concernant les pullulations de campagnols, qui ont fait l'objet de plusieurs analyses au 3.2., sont par exemple directement des densités ou des indicateurs de densité. De même que les données de trajets piétonniers utilisées au 3.1. qui ont le plus souvent été agrégées sous la forme de densité de marcheurs. D'une manière générale, ces densités représentent une forme d'usage de l'espace, non au sens de l'affectation des surfaces à diverses fonctions (ou utilisation du sol), mais plutôt au sens d'un usage de l'espace de déplacement. Cet usage peut être considéré comme une fréquence spatio-temporelle d'individus dans (ou traversant) chaque unité spatiale.

L'objectif commun qui a motivé une grande partie des analyses présentées est l'identification des facteurs paysagers jouant un rôle sur les déplacements. Il s'agit donc de déterminer des « préférences révélées », en combinant de simples enregistrements de mouvements avec la structure paysagère. Cet objectif semble facile à atteindre, si on opte pour la démarche méthodologique qui semble la plus intuitive, consistant à mettre en relation les fréquences d'usage des lieux analysés avec leurs caractéristiques paysagères. Prenons l'exemple des pullulations de campagnols : en sélectionnant les communes atteintes par les densités maximales, la composition d'occupation du sol correspondant à l'usage spatial des noyaux principaux de population peut être calculée. Cependant, les densités étant fluctuantes, cette

composition évolue avec le temps (figure 70). Si on ne considère que l'année 1994 par exemple, la forte présence des boisements de feuillus pourrait conduire à définir cette catégorie comme un facteur de préférence paysagère. Or, la courbe d'évolution de cette catégorie montre bien que les feuillus sont peu présents dans les zones de forte densité des années précédentes. Le pic observé pour l'année 1994 ne peut donc être interprété que relativement à l'ensemble du cycle de diffusion des fortes densités ; plus précisément, la distribution spatiale des densités en 1994 est fortement dépendante de celle de l'année 1993, par le seul fait de la contrainte spatiale exercée sur le mouvement.

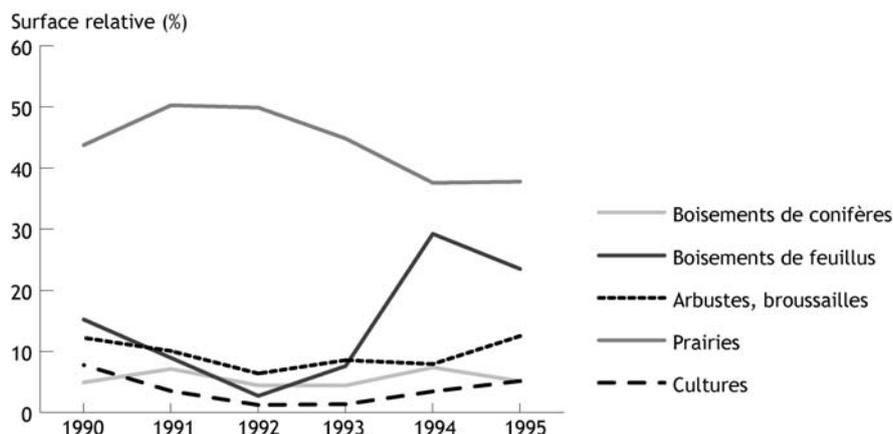


Figure 70. Évolution de la composition d'occupation du sol des densités maximales de campagnols terrestres dans le Doubs

La composition d'occupation du sol (principales catégories) a été calculée dans les zones de forte pullulation chaque année de 1990 à 1995. Son évolution, notamment en ce qui concerne les prairies et les boisements de feuillus, traduit la dépendance des fortes densités de campagnols d'une année à l'autre.

Ce constat permet de souligner la grande dépendance spatio-temporelle des distributions de densité au cours d'un phénomène de diffusion. Une telle dépendance remet donc en cause la mise en relation directe des densités avec leurs caractéristiques spatiales et paysagères, pour définir des préférences. Cette remise en cause est accentuée par la différenciation spatiale produite par la structure de déplacement elle-même : les zones dont l'accès est facilité ont en principe une probabilité d'usage supérieure aux zones moins accessibles. Cette différenciation ne joue pas seulement pour des phénomènes de grande ampleur comme les invasions ou les migrations, elle touche par exemple également les déplacements effectués quotidiennement par les individus des espèces sédentaires : l'espace utilisé autour d'un lieu d'habitat ne peut pas être strictement calqué sur la distribution spatiale des ressources de l'espèce analysée, il est aussi dépendant des conditions d'accès de ces ressources depuis l'habitat.

Mettre en parallèle direct l'usage et les préférences spatiales comporte donc un important biais, surtout si la structure de déplacement est fortement contraignante. À propos des déplacements piétonniers, la première analyse effectuée sur les fréquences pédestres des tronçons de rues (cf. 3.1.2.) comportait ce biais, puisque du fait de la structure du réseau viaire, l'accessibilité au centre-ville est supérieure à celle de sa périphérie ; les facteurs paysagers corrélés à la fréquence d'usage sont dans ce cas révélateurs des disparités d'accessibilité, alors qu'ils ne représentent pas nécessairement des critères d'agrément spécifiques.

Usage spatial et accessibilité en écologie

Malgré les réserves mentionnées plus haut, le principe de la mise en relation directe entre la fréquence d'usage et la préférence spatiale est utilisé depuis longtemps en écologie, pour la détermination empirique de l'usage spatial des espèces et de leur habitat (Buckland et Elston, 1993 ; Augustin et al., 1996 ; Guisan et Zimmermann, 2000). Dans ce domaine, il est classique d'estimer la densité d'une espèce donnée par le biais des « fonctions de sélection de ressource » (RSFs), définies comme proportionnelles à la probabilité d'une unité spatiale d'être utilisée par un individu (Manly et al., 1993 ; Boyce et McDonald, 1999 ; Marzluff et al., 2004). Cependant, ce type de modèle a fait l'objet de critiques, notamment à propos de la notion de « disponibilité » des ressources (Mysterud et Ims, 1999). Ainsi, la question de l'accessibilité spatiale, qui est restée longtemps ignorée, s'est posée récemment avec davantage d'acuité. À partir de travaux théoriques, certains auteurs (Arthur et al., 1996 ; Hjermmann, 2000) ont montré les limites des modèles directement dérivés de la localisation des ressources. En effet, de tels modèles sont fondés sur l'hypothèse d'un accès uniforme à la fois dans l'espace et dans le temps, ce qui peut être très éloigné de la réalité¹³. Ce constat a amené Matthioupoulos (2003a) à proposer un cadre général d'analyse, qui prend explicitement en compte l'accessibilité spatiale. Ce cadre s'énonce de la façon suivante, pour chaque lieu x :

$$\text{Usage}(x) = f(\text{Accessibilité}(x), \text{Préférence}(x))$$

D'après ce cadre, l'usage et les préférences ne sont plus liés par une simple fonction directe, puisque la structure spatiale crée a priori des disparités d'accessibilité qui se répercutent sur l'utilisation potentielle de l'espace. Plus précisément :

- l'usage $U(x)$ est le temps de passage relatif par x d'un individu ou d'un groupe d'individus ;
- l'accessibilité $A(x)$ est donnée par la structure de déplacement ; elle peut aussi correspondre à l'usage théorique de l'espace si aucune préférence n'est présente ;
- les préférences $P(x)$ sont définies par les facteurs qui contribuent à un usage plus important (préférence positive) ou moins important (évitement) que ne le laisse supposer l'accessibilité théorique. Elles se décomposent en préférences pour des attributs de x , notées ici $P1$ (présence de ressource, structure favorable à l'habitat, à la reproduction, etc.), et en préférences pour des attributs de passage par x , notées ici $P2$ (paysage « sécurisant », absence de prédateur, etc.).

Le cadre proposé par Matthioupoulos (2003a) offre donc l'avantage de tenir compte explicitement de la différenciation spatiale produite par la structure de déplacement d'une espèce donnée. Même si l'application de ce principe peut se traduire par plusieurs démarches

¹³ Dans un registre différent et plus général, le rôle fonctionnel des structures spatiales a peut-être été admis depuis longtemps en écologie, mais sa mesure par des moyens instrumentés n'émerge que récemment. Citons par exemple l'utilisation des régressions ou des analysis canoniques par rapport aux matrices de distances entre les unités spatiales (Borcard et Legendre, 2002).

méthodologiques qu'il faudrait comparer¹⁴, cette formalisation littéraire constitue une première avancée. Il s'agit à présent d'examiner les contributions d'autres disciplines pour savoir si ce cadre peut prendre un caractère général, ou si au contraire il ne peut être considéré que dans les approches écologiques.

L'usage spatial en urbanisme

En urbanisme, Bill Hillier et ses collègues (Hillier et Hanson, 1984 ; Hillier, 1996) ont formulé un champ théorique, la syntaxe spatiale, qui a déjà été mentionné précédemment dans le cadre des mesures d'accessibilité (cf. 2.1.2.). La syntaxe spatiale repose sur des hypothèses qui concernent directement la notion d'usage spatial. Elle est en effet fondée initialement sur le postulat du rôle des configurations spatiales sur les flux piétonniers. Elle s'est par la suite appliquée à d'autres types de déplacements et à divers phénomènes sociaux, comme la criminalité par exemple.

Le postulat principal du rôle de l'espace est appelé le « mouvement naturel » (Hillier et al., 1993). Suivant celui-ci, les marcheurs font au départ des choix d'itinéraire en étant influencés par un critère psychologique lié à la visibilité ; en privilégiant les rues rectilignes qui offrent un paysage urbain ininterrompu, appelées des lignes axiales, ils ont tendance à délaisser les rues courtes, d'autant plus qu'elles sont éloignées des principaux axes. Ce processus lié à la cognition spatiale contribue à façonner a priori la distribution spatiale de la fréquence pédestre au sein de la voirie urbaine. Suivant cette idée, il est donc possible de définir un usage pédestre théorique à partir de la seule trame urbaine, sans tenir compte des générateurs de déplacements et des conditions d'aménagement.

Dans le domaine des transports et en géographie, on retrouve peu de contributions qui mentionnent explicitement un effet comparable à celui du mouvement naturel de la syntaxe spatiale. Citons toutefois les travaux de Genre-Grandpierre (2000 ; 2001), qui s'appuient également sur l'idée d'une structure viaire productrice a priori de la distribution des flux, tout en mobilisant d'autres méthodes pour estimer la distribution théorique. Les analyses développées dans Foltête et al. (2002), Genre-Grandpierre et Foltête (2003) sont aussi fondées sur la même idée, exprimée sous la forme d'un potentiel de marche à pied.

L'idée générique du mouvement naturel est souvent remise en cause, d'une part par certains sociologues et psychologues de l'espace, d'autre part par certains chercheurs travaillant dans le domaine des transports. Les premiers voient souvent dans cette idée un déterminisme spatial et morphologique « absolu », qui va à l'encontre du libre arbitre humain. Les seconds considèrent plutôt que les flux sont avant tout dépendants des générateurs de déplacements et que la structure du réseau n'est qu'un support passif.

¹⁴ Matthiopoulos (2003a) donne des exemples d'application de ce principe, mais ne discute pas des diverses possibilités méthodologiques. Les illustrations apportées par cet auteur sont fondées sur le simple rapport $P(x) = U(x)/A(x)$, impliquant donc que $f(A(x), P(x)) = A(x) \cdot P(x)$. Ce choix nous semble toutefois discutable.

Récemment, le débat qui a vu la syntaxe spatiale très discutée (Ratti, 2004a ; Steadman, 2004 ; Hillier et Penn, 2004 ; Ratti, 2004b) a permis de préciser certaines carences méthodologiques, mais n'a pas véritablement remis en cause le principe du mouvement naturel. Une critique récurrente consiste à dénoncer l'aspect strictement structurel de ce principe, qui n'intègre pas les diverses fonctions urbaines. Face à cette critique, les auteurs de la syntaxe spatiale soutiennent une sorte d'inversion des rôles dans la production de la ville : la configuration spatiale d'un ensemble de lieux habités engendrerait « naturellement » des disparités d'accessibilité, qui se répercuteraient sur la valeur stratégique de chaque point de l'espace. La fonction attribuée à ces points (par exemple l'installation d'un commerce) serait liée à leur degré d'accessibilité au sein de la trame urbaine, c'est-à-dire à l'usage spatial qu'on peut théoriquement attendre suivant leur place dans la configuration spatiale. Ce mécanisme va à l'inverse d'une vision plus classique, où la distribution des fonctions urbaines est elle-même la cause première des flux : par exemple, suivant cette vision, seule la localisation des zones offrant certains services et des zones résidentielles explique les flux domicile-services. Pourtant, selon Hillier et al. (1993), il y aurait non seulement un mouvement naturel du à la structure de déplacement mais aussi un « effet multiplicateur » de ce mouvement, en raison du *feedback* positif produit par la distribution des fonctions urbaines. Ainsi, non seulement la localisation d'un commerce serait essentiellement déterminée par l'aspect stratégique du lieu au sein de la structure générale, il serait plus encore conforté par le surplus de flux généré par sa présence, au-delà même du mouvement naturel.

Tout en souscrivant au principe du mouvement naturel, nous pensons qu'il n'est pas complètement incompatible avec les autres schémas de production de la ville. La divergence constatée est d'abord une différence d'objectifs, où la modélisation des flux OD de l'analyse classique des transports s'oppose à l'analyse du transit propre à la syntaxe spatiale (Steadman, 2004). D'autre part, plutôt qu'une simple relation causale, c'est le système ville qu'il faut considérer, à travers des phénomènes de rétroactions entre structures (l'espace de déplacement) et fonctionnement (flux et fonctions urbaines).

Vers une vision synoptique

La mise en comparaison des deux domaines mentionnés plus haut permet de trouver certaines d'équivalences. Pour ce faire, nous prendrons la proposition de Matthiopoulos (2003a) comme référence, du fait de son caractère très général.

En premier lieu, l'usage $U(x)$ est assimilable à la fréquence pédestre analysée sur les réseaux de voirie urbaine. Dans les deux cas, il peut s'agir de données empiriques directement issues d'observations de terrain. Une nuance les sépare toutefois, puisque $U(x)$ est exprimé en temps de passage par x , en supposant que tous les lieux x ont une même surface, alors que la fréquence pédestre est exprimée en nombre d'individus passant par un lieu pendant une même durée. Cette nuance reflète simplement la dualité des supports de déplacement : dans un espace surfacique, un individu peut s'inscrire dans la durée en un lieu donné, alors que sur un espace réseau, un individu est comptabilisé quand il traverse une ligne imaginaire sur laquelle il ne

reste pas. Malgré cette nuance, les deux mesures correspondent à la même notion, celle d'une intensité d'usage de l'espace.

L'accessibilité $A(x)$ ou « modèle nul de l'usage » selon Matthiopoulos (2003a) correspond assez bien à l'idée du mouvement naturel de Hillier et al. (1993) : il s'agit de l'effet de configuration spatiale, qui est représenté par une distribution de flux théoriques. Comme nous l'avons dit précédemment, il existe plusieurs façons de considérer et mesurer cet effet ; l'indice d'intégration utilisé en syntaxe spatiale est un exemple parmi d'autres possibilités. Restent les préférences $P(x)$ qui ne sont pas explicitement étudiées dans la syntaxe spatiale. En effet, bien qu'ayant reconnu l'aspect dynamique et systémique du mouvement naturel, sa formalisation « statique » et explicite peut être la suivante :

$$\text{Usage}(x) = f(\text{Accessibilité}(x))$$

Cependant, au regard des débats scientifiques qui ont récemment eu lieu à ce sujet (Steadman, 2004 ; Ratti, 2004a, 2004b ; Hillier et Penn, 2004), les préférences sont à rapprocher d'une lacune de cette théorie. On peut en effet établir une correspondance entre les préférences PI et les attracteurs de déplacements, c'est-à-dire les lieux d'emploi, de commerces, de loisirs, etc. qui suscitent les flux. Un exemple de cette correspondance transparait dans l'analyse de Turner et Penn (2002), où à la suite d'un modèle appliqué à la Tate Gallery de Londres, un très fort résidu positif du mouvement naturel se situe dans une pièce comportant une boutique, à l'écart des pièces principales de cette galerie. Ainsi, la fonction commerciale de cette pièce peut être considérée comme un attribut qui influe ici sur les déplacements, indépendamment de l'accessibilité. Les préférences PI s'inscrivent alors comme une sorte de résidus du modèle ci-dessus.

Par ailleurs, les préférences $P2$, qui constituent les critères d'agrément ou de désagrément lors du passage en un lieu donné, ne sont pas identifiées dans la syntaxe spatiale. Leur identification est plus délicate, puisqu'elles se trouvent partiellement intégrées dans la notion de ligne axiale, sachant que le critère de champ de visibilité déterminant ces objets équivaut à une préférence pour une certaine ampleur de paysage. Cependant, les aspects qualitatifs du paysage sont complètement écartés de la notion de ligne axiale, si bien qu'ils peuvent s'inscrire à leur tour dans les résidus du modèle.

Le rapprochement opéré montre des points de liaison possibles entre les deux domaines abordés : en écologie et en urbanisme, les théories de la relation entre la mobilité d'un groupe d'individus et l'espace comportent plusieurs points communs, exprimés dans des formalismes différents. Le rapprochement permet également de constater la présence d'ambiguïtés, qui invite à approfondir cette première réflexion. Actuellement, l'intérêt porté à la syntaxe spatiale et le débat qu'elle a pu alimenter nous font penser que ce domaine ne peut plus rester isolé des autres corps disciplinaires et méthodologiques. Les passerelles techniques ont commencé à être mises en place, sous l'impulsion de Batty (2004a, 2004b), et elles devraient se généraliser (Porta et al., 2006). L'analyse très précise des modalités de calcul et des considérations topologiques de ces travaux doit aussi renvoyer aux hypothèses initiales, pour établir des passerelles conceptuelles.

S'il peut sembler naïf de forcer la comparaison entre individus animaux et individus humains, qui certes n'évoluent pas sous les mêmes types de contraintes, nous soutenons que cette démarche formelle peut amener à énoncer un modèle générique de l'usage de l'espace. Au-delà des deux domaines abordés, directement liés aux thèmes de recherche sur lesquels nous nous sommes focalisé, d'autres encore pourraient s'intégrer dans cette réflexion globale. Citons par exemple le géomarketing et la théorie du potentiel, appliqués à l'optimisation des points de distribution (Cliquet, 2002 ; Wayens et Grimmeau, 2001). Si on admet que la fonction commerciale d'un point de vente est un attribut spatial qui va constituer un pôle de déplacement, c'est-à-dire une préférence *PI*, le principe même du géomarketing est fondé sur une idée proche du mouvement naturel : la localisation optimale du point de vente sera déterminée par le potentiel de clients, lui-même défini par une combinaison des effectifs de population et de leur accessibilité spatiale. Via cette accessibilité, c'est donc bien la structure de déplacement qui joue sur la mise en place d'une fonction urbaine locale ; par ailleurs, le rôle des effectifs de population, absent de la syntaxe spatiale, rejoint ici une des critiques formulées par Ratti (2004a). Cet exemple montre bien l'intérêt d'une comparaison des différentes approches qui se rapportent à la notion d'accessibilité spatiale, par la mise au jour des intersections possibles et par la meilleure compréhension qu'elle offre sur chacun des domaines. La réflexion amorcée ici devra donc être poursuivie, et deux axes d'études nous semblent importants à développer :

– la mise à plat la plus exhaustive possible des divers concepts et modèles touchant à l'accessibilité, aux transports, au rôle des structures de déplacement, à la production de l'espace. Dans la perspective d'un modèle générique d'usage de l'espace de déplacement, l'examen de ces thèmes pourrait être facilité par une lecture orientée a priori, en utilisant un modèle littéral comme celui qui a été pris comme référence plus haut. L'objectif de cette démarche serait 1) d'extraire tous les aspects communs des différentes démarches, 2) de souligner leurs spécificités en lien avec leurs fondements théoriques et leur utilisation, 3) d'étudier les éventuels apports à envisager d'une démarche à l'autre.

– concernant plus spécifiquement le rôle de la configuration spatiale, la comparaison des méthodes permettant des estimations de flux théoriques devrait enrichir la première étude déjà réalisée (cf. 2.1.2.). Un intérêt plus prononcé devrait être porté sur les méthodes fondées sur les simulations individuelles, car c'est peut-être par ce biais que les démarches provenant d'horizons disciplinaires très différents se recoupent le plus facilement. En témoigne par exemple la similitude assez importante constatée entre les simulations effectuées par Matthiopoulos (2003a) en écologie et plus précisément dans le domaine marin, et celles de Turner et Penn (2002) dans une application concernant l'intérieur d'un musée. Malgré la distance thématique qui oppose ces deux contributions, toutes les deux sont dédiées à l'estimation de l'usage théorique d'un espace de déplacement, par l'utilisation d'un algorithme de simulation. L'objectif de la comparaison envisagée serait ici celui d'une production d'un algorithme capable d'intégrer des contraintes paysagères et des conditions initiales particulières comme des densités d'individus définies a priori.

Revenant aux deux thèmes étudiés au cours de nos recherches, nous proposons à présent d'illustrer le potentiel de la formalisation de l'usage spatial, tel qu'il a été présenté, à travers des exemples d'analyses expérimentales.

3.4.2. Flux théoriques et préférences paysagères des piétons à Lille

Les déplacements des piétons dans la ville de Lille (dans la commune centrale) sont à nouveau analysés à partir du jeu de données exploité dans les présentations précédentes. Rappelons rapidement que l'élément d'analyse est le tronçon de voirie, lequel est caractérisé par 1) une fréquence d'usage piétonnier issue d'observations réelles, 2) un ensemble de variables décrivant le paysage visible si on chemine sur ce tronçon.

Détermination des flux théoriques

Deux pistes sont envisagées, pour obtenir une fréquence théorique à partir de la configuration de la voirie : la syntaxe spatiale par le biais de l'indice d'intégration et la fréquence issue de trajets aléatoires (le détail de ces méthodes est donné au 2.1.2.). Ces deux méthodes sont appliquées sur le réseau de l'ensemble de la commune ; la suite de l'étude porte sur une partie seulement de ce réseau, pour lequel les attributs paysagers sont connus. La figure 71 montre les variations spatiales de l'intégration locale (profondeur 2).

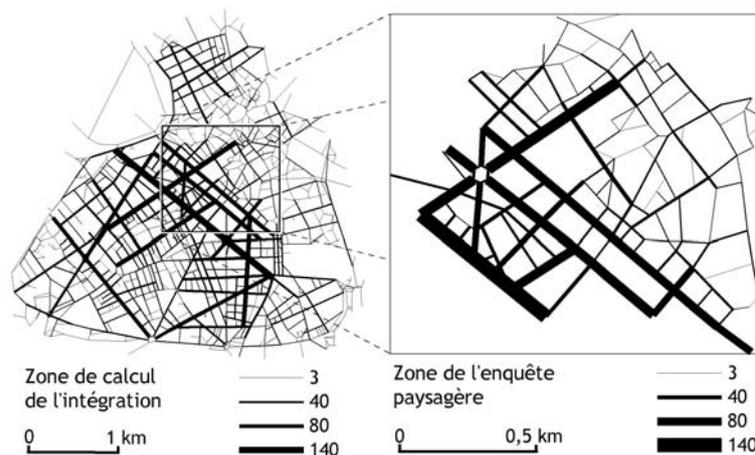


Figure 71. Indice d'intégration locale à Lille

Les arcs de voiries du réseau lillois ont été regroupés sous la forme de lignes axiales, par similitude angulaire. À partir d'un graphe topologique, l'indice d'intégration a été calculé pour chaque ligne. Ensuite ce résultat a été désagrégé au niveau des tronçons, pour permettre la mise en relation avec les autres données. Le résultat montre le rôle très fort de la linéarité des rues sur les flux théoriques proposés par la syntaxe spatiale.

Parallèlement, 10 000 trajets aléatoires ont permis d'attribuer une autre forme de fréquence théorique aux tronçons. Ces trajets ont des origines et des destinations aléatoires, mais leur

tirage a été contraint par leur longueur à vol d'oiseau, dont la distribution moyenne a du s'approcher de 500 m. Les deux variables de fréquence théorique calculées correspondant au terme A du modèle de l'usage spatial.

Extraction des préférences

Les facteurs de préférence qu'on suppose jouer sur les mouvements indépendamment de la configuration spatiale sont à représenter par des variables. Si on dispose par exemple d'une série de t variables paysagères P_i dont on veut tester l'influence, le modèle conceptuel de Matthiopoulos (2003a) peut se traduire par la mise en place d'un modèle empirique de prédiction de U à partir de A et P . En limitant les investigations aux fonctions linéaires, le modèle statistique peut s'écrire de la façon suivante :

$$U = \delta + \alpha A + (\beta_1 P_1 + \dots + \beta_t P_t)$$

Le vecteur des coefficients $(\delta, \alpha, \beta_1, \dots, \beta_t)$ correspond alors aux coefficients de la régression linéaire multiple. Sans savoir a priori lesquelles des variables paysagères ont une influence significative, on cherche à construire le modèle qui minimise les redondances entre celles-ci. En conséquence, la régression est appliquée en mode pas à pas, ce qui permet de limiter les colinéarités entre variables explicatives. Toutefois, suivant l'hypothèse de l'effet d'accessibilité, la variable A est introduite par défaut initialement, pour ensuite sélectionner les variables paysagères qui ne sont pas liées à l'accessibilité. Par ailleurs, les modèles de régression sont appliqués sur un échantillon aléatoire d'unités spatiales pour éviter le biais d'une trop forte autocorrélation spatiale.

Élément paysager	Coefficient	Coefficient standart	t de Student	Valeur de p
<i>Régression à partir de l'intégration</i>				
<i>($r^2 = 0,56$)</i>				
Constante	-0,84			
Intégration locale	0,03	0,58	8,4	0,0001<
Place	0,07	0,45	6,8	0,0001<
Petit immeuble commercial	0,05	0,34	4,7	0,0001<
Petit monument	-0,04	-0,14	-2,26	0,03
Arbre	0,03	0,20	2,8	0,006
Grands immeubles	0,03	0,18	2,5	0,02
<i>Régression à partir de simulations de trajets</i>				
<i>($r^2 = 0,52$)</i>				
Constante	-2,55			
Fréquence théorique	0,55	0,46	6,9	0,0001<
Arbre	0,006	0,42	5,5	0,0001<
Petit immeuble commercial	0,007	0,40	5,2	0,0001<
Place	0,003	0,20	2,9	0,004
Parc	0,003	0,15	2,1	0,004

Tableau 17. Régressions multiples pour modéliser l'usage spatial par les piétons

Le tableau 17 donne le résultat de cette méthode appliquée à partir des deux types de fréquences théoriques calculées précédemment. Le nombre de variables retenues a été défini par l'observation de la progression du coefficient r^2 . Celui-ci est du même ordre dans les deux cas.

Parmi les 5 éléments paysagers qui ont été intégrés dans ces modèles (sélectionnés par la méthode pas à pas à partir des 30 descripteurs initiaux), 3 sont communs aux deux modèles et interviennent dans le même sens. Ainsi la vue sur des places, des petits immeubles commerciaux et sur des arbres s'avère favorable à la fréquence d'usage, indépendamment de l'effet de configuration spatiale tel qu'il a été estimé dans chacun des cas. Il s'agit donc de critères de préférences dans les déplacements. Les autres éléments apparaissent spécifiquement dans chaque modèle : grands immeubles (+) et petits monuments (-) par rapport à l'intégration ; parcs (+) par rapport aux simulations de trajets.

Sans revenir en détail sur l'interprétation précise à donner pour chacun des critères paysagers, il est déjà remarquable de constater la régularité avec laquelle certains éléments sont considérés comme des facteurs positifs ou négatifs à la suite de plusieurs approches méthodologiques très différentes. Dans le cas présent, l'analyse donne une illustration directe du modèle formel proposé comme cadre d'analyse de l'usage spatial. Il est possible de rapprocher le rang des variables explicatives (l'effet du réseau viaire devant celui du paysage) des observations réalisées sur le choix du mode pédestre (Alfonzo, 2005), où parmi les 5 critères identifiés par cet auteur, le critère d'accessibilité se place devant les aménités urbaines.

3.4.3. Diffusion théorique et canaux préférentiels des pullulations de campagnols

L'invasion du plateau de Nozeroy par les pullulations de campagnols terrestres sert à nouveau de cadre à une expérience sur l'influence des structures paysagères, à partir du même type d'analyse que précédemment. Dans le cas présent, la zone d'étude a été découpée en un maillage hexagonal dans lequel chaque maille a été caractérisée par une densité à chaque date, par l'utilisation d'un krigeage ordinaire. L'usage spatial théorique est tout d'abord estimé par le biais de simulations individuelles ; ensuite les préférences sont interprétées à partir d'un modèle de régression multiple où l'usage est expliqué à la fois par l'usage théorique et par des variables paysagères.

Par rapport au cadre conceptuel, cet exemple est particulier parce qu'il ne s'agit pas seulement de déplacements individuels mais surtout d'une population, ce qui implique des processus de reproduction et d'installation de nouvelles colonies. Dans cette perspective, les individus virtuels de la simulation ne sont pas censés correspondre strictement à des individus campagnols uniques, mais plutôt à une population se reproduisant.

Les densités observées au printemps 2002 permettent de définir les effectifs d'individus virtuels proportionnellement à la surface d'habitat de chaque hexagone ; les densités de l'automne 2002 constituent l'usage spatial de référence au terme du déplacement des populations. Environ 1 million d'individus sont générés ; chacun effectue depuis un point aléatoire situé dans son hexagone d'origine une série de 10 000 pas de déplacements. Tous les 200 pas, la densité de chaque hexagone est mesurée et enregistrée. Comme on ne connaît pas le

nombre de pas (ou laps de temps) permettant de reproduire au mieux les densités de l'automne 2002, on retient à la suite des calculs la durée de simulation qui occasionne la plus forte corrélation avec les densités observées : elle culmine ici à 4200 pas de déplacements. La figure 72 résume l'ensemble de cette démarche, qui aboutit à la représentation de l'effet d'accessibilité spatiale (variable A) par le résultat des simulations après 4200 pas de déplacements. D'un point de vue statistique, cet effet « explique » 75 % de la variance des densités relevées 6 mois après les premières observations (variable U).

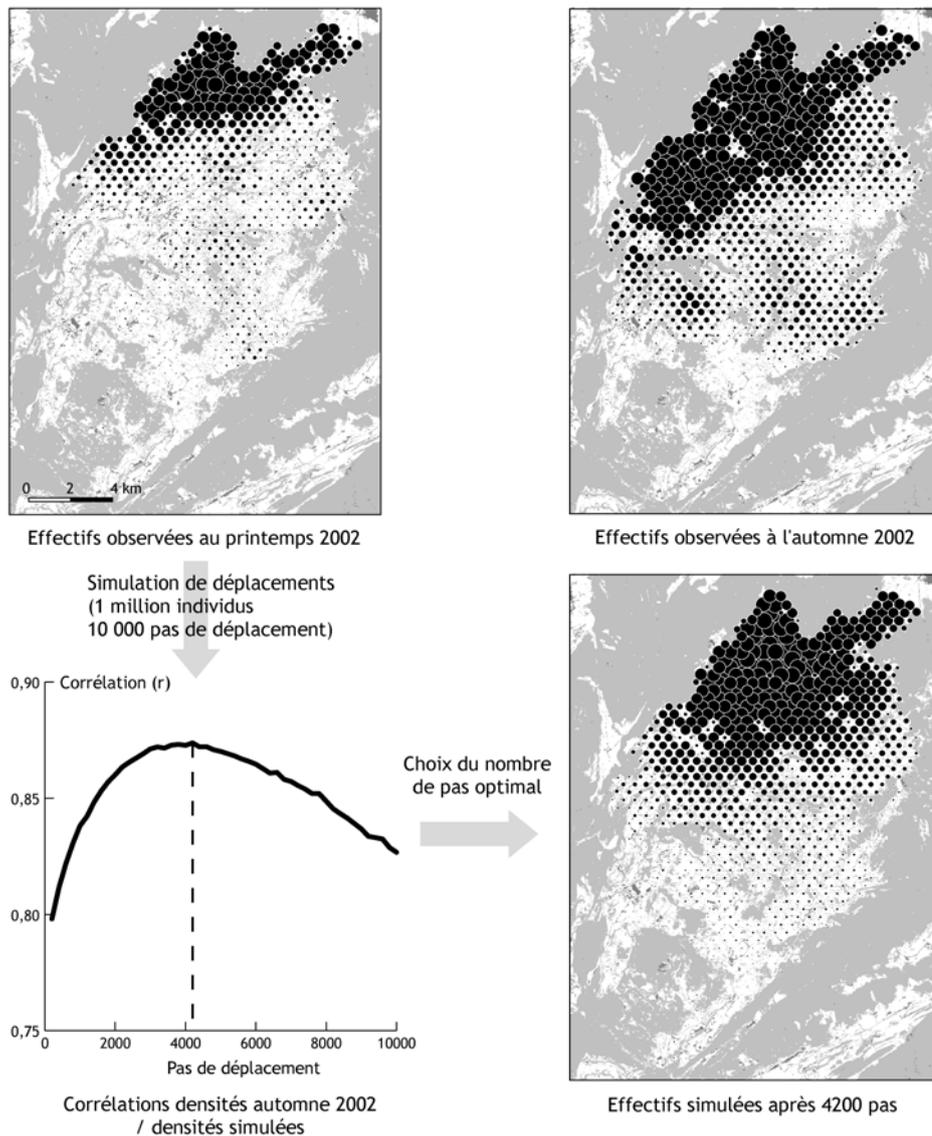


Figure 72. Calcul de l'effet d'accessibilité dans le contexte de propagation des campagnols terrestres.

Les effectifs observés au printemps 2002 ont servi de base pour créer un échantillon d'individus virtuels, localisés de façon aléatoire au sein des prairies. Des instantanés de la simulation simple de déplacement sont enregistrés tous les 200 pas. En trouvant le nombre de pas qui maximise la corrélation entre les effectifs simulés et ceux qui ont été observés à l'automne 2002, nous « calibrons » la durée de simulation adaptée à l'estimation des effectifs théorique dans le cas présent. La comparaison cartographique des deux distributions montre déjà qu'à l'anisotropie du mouvement observé s'oppose une relative isotropie du mouvement théorique.

L'application de la régression multiple aboutit à plusieurs modèles successifs ; l'examen de la progression du coefficient r^2 conduit à retenir deux modèles : le premier atteint 83 % de variance expliquée avec deux variables paysagères ajoutée à la variable A ; le second est moins parcimonieux puisqu'il nécessite 7 variables pour atteindre 85 %, mais il est mentionné ici pour l'interprétation. Les coefficients de ces modèles sont présentés dans le tableau 18 ; ils sont pour la plupart de signe négatif, suggérant que le contexte paysager joue surtout comme un éventuel frein à la propagation.

Élément paysager	Coefficient	Coefficient standard	T de Student	Valeur de p
<i>Régression à 3 variables ($r^2 = 0,82$)</i>				
Constante	114,9			
Fréquence théorique	2,9	0,56	27,9	0,0001<
Fréquence des contacts herbacé-boisé	-122,4	-0,64	-16,9	0,0001<
Fréquence des sols nus	-376,3	-0,31	-9,76	0,0001<
<i>Régression à 7 variables ($r^2 = 0,85$)</i>				
Constante	133,1			
Fréquence théorique	2,72	0,54	27,3	0,0001<
Fréquence des contacts herbacé-boisé	-155,3	-0,82	-14,3	0,0001<
Fréquence des sols nus	-399,0	-0,33	-7,9	0,0001<
Interspersion* du milieu boisé	-2,68	-0,13	-9,3	0,0001<
Moyenne P/S du milieu boisé	-11,8	-0,04	-2,7	0,006
Taille moyenne des taches boisées	4,0	0,2	7,9	0,0001<
Longueur des lisières boisées	0,0004	0,22	7,15	0,0001<

* L'interspersion est une mesure du désordre des contacts entre les taches d'une catégorie donnée et les taches des autres catégories. P/S indique le rapport périmètre / surface d'une classe : cet indice est fort quand les formes sont complexes, ayant un grand périmètre pour une certaine surface.

Tableau 18. Régressions multiples pour modéliser l'usage spatial par les campagnols

La variable qui s'avère la plus complémentaire de la fréquence théorique est la fréquence des contacts entre milieux herbacé et boisé. Elle montre que l'interpénétration de ces milieux est défavorable à la diffusion des populations de campagnols. Comme dans les analyses effectuées au 3.2.2. et au 3.3.3., nous retrouvons ici la très nette différence entre la partie ouest du plateau, occupée par des prairies en openfield et la partie est, où est maintenu un système de haies bocagères. La deuxième variable paysagère, dont l'influence est aussi négative, montre qu'une autre contrainte pour la diffusion des populations est la présence de la classe autres surfaces. Ceci peut s'expliquer d'abord par l'impossibilité d'y installer des colonies, ensuite par la présence éventuelle de prédateurs nichant en milieu artificialisé (les chats par exemple).

Dans le second modèle, les autres variables concernent toutes le milieu boisé ; leur influence est toutefois nettement moindre. Elles confirment le rôle des interfaces entre les milieux herbacé et boisé, puisque la complexité des formes boisées joue négativement alors que la taille des boisements et la longueur de leur lisière (variables qui suggèrent la présence de massifs forestiers) joue positivement.

Malgré un contexte radicalement différent de l'expérience menée sur les déplacements piétonniers, cette analyse montre que la même démarche méthodologique d'ensemble s'applique assez bien pour identifier des préférences paysagères dans les mouvements. L'aspect « mouvement de masse » est certes plus difficile à caractériser par un critère d'accessibilité théorique, et il est vrai que l'utilisation d'individus virtuels pour représenter une diffusion

complexe reste discutable. Toutefois, nous voyons bien au passage que la méthode choisie ici, les simulations simples, abouti à une distribution qui se rapproche fortement du résultat d'un modèle de réaction-diffusion comme celui de Skellam. Sans conclure pour l'instant sur les avantages et inconvénients de ces différentes pistes méthodologiques, il apparaît que le modèle de Skellam, qualifié justement de « spatialement neutre » dans notre travail, constitue finalement un moyen d'estimer ce que Matthiopoulos (2003a) appelle le « modèle nul de l'usage », en d'autres termes l'effet de configuration spatiale.

Conclusion de la section 3.4.

De l'urbanisme à l'écologie : pour une formalisation du rôle de l'espace sur les déplacements

Concernant l'analyse des mouvements d'individus marcheurs, la mise en correspondance de contributions d'origines disciplinaires différentes a permis de proposer une unification du formalisme de préférences. Le point central est l'identification de l'effet d'accessibilité, vu comme une conséquence de la configuration spatiale du support de déplacement, et conduit finalement à la définition d'un usage théorique de l'espace. De là peuvent être déduites des préférences, définies ici comme les usages réels de l'espace qui ne s'expliquent pas à partir de l'effet d'accessibilité. La simplicité du formalisme utilisé ici permet d'accéder aisément à des mesures de ces préférences, que le support de déplacement soit un réseau de voirie ou un espace surfacique. Bien que les deux exemples proposés se situent dans des contextes radicalement différents, la démarche générale est commune et peut être appliquée à d'autres cas de figure. Au-delà de cette simplicité, la méthode proposée peut aussi s'intégrer dans le champ de la syntaxe spatiale, puisque la notion de préférence est susceptible de compléter cette approche strictement morphologique. À propos des déplacements d'espèces animales, il semble que la méthode soit également prometteuse, surtout par le fait que les disparités d'accessibilité et leurs conséquences aient été ignorées pendant longtemps.

Il reste cependant des limites inhérentes à la simplicité du formalisme utilisé et plus encore à la simplicité des méthodes. Sans nier tout l'intérêt que présente la syntaxe spatiale pour une appréhension des flux intra-urbains, les différentes expériences ont aussi souligné la difficulté d'une modélisation de ces flux par le biais d'une mesure structurelle unique telle que l'intégration. Par ailleurs, en simplifiant la proposition selon laquelle l'usage est « une fonction d'accessibilité et de préférence » par un modèle de combinaison linéaire, il n'est pas possible d'accéder à la notion d'interaction présente entre ces deux critères. Le feedback « multiplicateur » du mouvement naturel mentionné par Hillier et al. (1993), qui reflète une conception systémique de l'espace, n'est pas appréhendé à travers les modèles proposés, qui correspondent plutôt à une vision statique de l'espace géographique. De même la distinction entre les préférences de type $P1$ et $P2$ a été abordée dans le premier exemple, il reste néanmoins à proposer une méthode de séparation plus formelle. L'importance de cette séparation est fondamentale, puisqu'elle permet de distinguer la fonction des lieux, soit attracteur de déplacement, soit lieu de transit favorable.

Conclusion du chapitre 3 : bilan et perspectives

Au cours de ce chapitre, plusieurs éléments présentés dans leurs aspects méthodologiques ont été mis en relation, le plus souvent par le biais d'analyses statistiques. Les résultats de ces analyses ont contribué à enrichir les connaissances acquises sur les deux thèmes principaux qui ont été étudiés.

Sous l'hypothèse générale : « les paysages influencent les déplacements piétonniers en milieu urbain » qui n'était pas validée par avance, les résultats obtenus sont dans l'ensemble satisfaisants. Au fur et à mesure des développements méthodologiques, il est apparu de plus en plus essentiel de traiter la question des relations paysage-mouvement en veillant à fixer les multiples effets structurels qui pèsent sur les données. Ainsi les structures d'occupation du sol qui sont le théâtre des fortes concentrations de piétons présentent plusieurs points communs à Besançon et à Lille : densité du bâti, complexité des formes, faible présence de la végétation, éventuelle adjacence entre bâti et cours d'eau... Ces caractères sont aussi ceux des centres anciens, qui dans les villes européennes concentrent encore la majorité des déplacements pédestres. Le résultat obtenu dépend donc partiellement de l'effet de structure centre-périphérie.

Les résultats sont devenus plus précis avec l'utilisation des modèles désagrégés de choix d'itinéraires et les modèles de bifurcations. Ces modèles ont déjà fait apparaître de nettes différences entre les deux villes étudiées, parce que celles-ci s'inscrivent dans des sites paysagers radicalement différents. Au-delà de ces disparités géographiques, les éléments qui s'avèrent les plus récurrents sont les préférences pour des paysages urbains comprenant du bâti à vocation commerciale, au détriment des fonctions résidentielles et industrielles. Comme il s'agit d'analyses portant sur des choix modélisés, on ne peut pas accuser ici un quelconque effet structurel de biaiser ce résultat : passer par une rue qui comporte un commerce constitue donc, selon les données analysées, une forte préférence. Un tel constat renvoie à l'idée de l'ambiance urbaine créée par les rues commerçantes, à la notion de co-présence qui fonde l'urbanité même. La géométrie du paysage semble aussi influencer sur les préférences des piétons, puisque pour des distances équivalentes, les trajets des individus traversent plus volontiers des places qu'ils ne suivent des rues bordées de murs ou de portails. Là encore, une opposition forte se dessine, liée

partiellement à la précédente : les espaces ouverts (les espaces convexes de la syntaxe spatiale), le plus souvent lieux publics synonymes de co-présence, s'affirment comme des facteurs très favorables face aux rues où la géométrie canalise le champ visuel.

Les analyses sur la diffusion des campagnols terrestres ont été menées à plusieurs niveaux d'échelle. Sur le plan régional, outre la spécificité paysagère des épicentres de diffusion qui reste délicate à interpréter, il semble que la propagation s'effectue par invasion préférentielle (c'est-à-dire plus rapide et atteignant des niveaux de densité plus élevés) des zones les plus fournies en prairies, jusqu'à une diffusion plus générale où le critère de surface prairiale ne joue plus. Nous pouvons supposer que cette inversion est due à un phénomène de saturation des ressources. À un niveau local, ce principe vaut également mais il est modulé, au cours de la première phase d'invasion, par la proximité éventuelle de structures boisées linéaires ou de bocages, qui agissent comme un frein temporaire. Ici les indices paysagers qui expriment ces structures sont sensés représenter la densité de certains prédateurs des campagnols (Blant et al., 2004). L'ensemble de ces résultats corrobore en grande partie les conclusions de travaux antérieurs (Fichet-Calvet et al., 2000, ROPRE, 2003 ; Blant et al., 2004).

La nécessité de préciser la notion de préférence de déplacement nous a conduit à mettre en comparaison certaines propositions récentes de l'écologie spatiale (Matthiopoulos, 2003a) et la syntaxe spatiale, mouvement issu de l'architecture et de l'urbanisme (Hillier, 1996). À partir d'un cadre d'analyse très simple, un modèle générique d'usage de l'espace par les individus en mouvement a été présenté. Entre les deux domaines abordés, des liens mais aussi des points de divergence ont été identifiés. Cette première ébauche devrait être complétée par la suite, par une plus grande clarification des concepts utilisés dans chaque discipline, et aussi par l'ajout d'autres types de formalisme touchant à l'accessibilité spatiale. Les limites inhérentes à la nature statique du cadre d'analyse, face à l'aspect dynamique des processus de production de l'espace, devraient également conduire à envisager de nouvelles procédures de recherche pour aborder les relations mouvement-paysage. L'analyse systémique et plus encore la simulation de déplacements figurent parmi les développements à venir.

Conclusion générale

Le texte présenté a porté sur la synthèse des travaux de recherche auxquels nous avons participé. S'intégrant dans plusieurs thèmes, ces travaux ont été menés sous l'hypothèse générale que le paysage est un facteur pouvant influencer sur les déplacements d'individus ou de populations. Au-delà de cette idée très générale, les thèmes abordés ont orienté les analyses vers des hypothèses de travail et des protocoles méthodologiques relativement séparés.

En premier lieu, les études focalisées sur les pullulations de campagnols terrestres nous ont conduit à l'interface entre géographie et écologie. Là, le paysage a été considéré comme un indicateur pour représenter des fonctions écologiques à un niveau plus global que celui des écosystèmes ; sa description a nécessité l'usage de données de télédétection, de méthodes d'identification des éléments paysagers et d'indices qui permettent de mesurer des critères précis. Connus seulement par le biais de données d'état successifs, les mouvements de propagation des pullulations ont occasionné plusieurs formes de modélisation, intégrant à la fois l'espace et le temps, ou privilégiant l'identification spatiale des canaux de diffusion. En combinant facteurs paysagers et résultats de ces modèles, le rôle du paysage a pu être précisé : importance des ressources prairiales expliquant les principaux mouvements à l'échelle régionale, rôle des structures bocagères sur la diminution locale et temporaire de la vitesse de diffusion.

En second lieu, les travaux portant sur les déplacements piétonniers nous ont positionné sur une autre branche de la géographie, aux marges de l'urbanisme et de l'ingénierie des transports. Revenant ici au visible, les paysages urbains ont été observés et codifiés in situ. Les trajets individuels ont été modélisés de plusieurs façons, soit dans l'optique de comprendre les disparités d'usage des tronçons de rue, de façon agrégée, soit pour analyser les choix d'itinéraires, de façon désagrégée. Les résultats ont montré qu'au-delà des effets structurels liés à la configuration de la trame urbaine, le caractère fonctionnel émanant des bâtiments joue un rôle important, par l'attrait des paysages suggérant les activités commerciales et le rejet des paysages à caractère résidentiel. Le volume du paysage urbain, restreint par les murs et portails ou libéré par les places, influe également sur les préférences des piétons.

Par les méthodes utilisées dans l'un et l'autre des thèmes étudiés, des liens et des passerelles ont pu être identifiées. Les problèmes d'acquisition des données, s'inscrivant dans des approches lagrangiennes versus eulériennes, sont par exemple communs à tous les domaines traitant de mouvements individuels. La modélisation de ces données et la notion d'accessibilité spatiale qui en constituent souvent un versant important, empruntent à des méthodes parfois comparables. Ces intersections montrent tout l'intérêt de porter l'attention à des questions de

recherche sensiblement différentes, mais s'inscrivant dans une même logique générale. À cet égard, la démarche qui a consisté à confronter plusieurs corps théoriques appliqués à l'analyse de l'usage spatial, nécessitant une prise de recul avec chaque contexte précis, a permis de souligner les convergences possibles et les apports mutuels qui peuvent en découler.

Perspectives de recherche

L'ensemble des travaux effectués et les réflexions qui ont accompagné l'écriture de cette synthèse ont permis de dégager quelques pistes de recherches méthodologiques. Le mode de représentation du paysage à partir de données d'occupation du sol et la généralisation des simulations de mouvements individuels constituent deux axes envisagés.

Indices d'écologie du paysage ou paysage-réseau ?

Les analyses réalisées en combinant données démographiques et données provenant de l'imagerie satellitaire ont largement privilégié l'usage des indices d'écologie du paysage. Seule une expérience a été l'occasion de mettre en œuvre une méthode d'identification des « objets paysagers » tels qu'ils ont été présentés au 1.1.2., à propos de la vitesse de propagation des campagnols sur le plateau de Nozeroy. Or, au cours des interprétations consécutives aux résultats des autres analyses, il est souvent apparu quelques difficultés pour donner un sens précis à certains indices. Ce constat souligne la nécessité d'une meilleure lisibilité écologique et paysagère des mesures appliquées aux données d'imagerie. Dans cette optique, nous avons le projet de mettre en parallèle les deux approches au sein d'un même dispositif de recherche. Dans le cadre d'une étude mettant en cause le rôle du paysage, comme dans les travaux précédents, il s'agira de comparer 1) des indices issus d'écologie du paysage appliqués à des catégories d'occupation du sol, et 2) des indices de potentiel appliqués à des objets paysagers eux-même dérivés de l'occupation du sol. Cette comparaison pourra porter à la fois sur le pouvoir explicatif des variables ainsi produites (quels sont les critères les plus efficaces statistiquement ?) et sur leur aptitude à délivrer une information thématique qui puisse donner lieu à une interprétation. À un niveau plus régional, c'est bien la pertinence du projet de « paysage-réseau » suggéré au terme du premier chapitre qui sera à tester : pour différencier le comportement de zones prairiales faces à l'invasion des campagnols terrestres, les critères classiques et quantitatifs de l'écologie du paysage seront-ils plus utiles que des critères fondés sur une vision plus qualitative des structures spatiales ?

D'autres formes d'acquisition et de représentation du paysage visible

Par ailleurs, concernant l'acquisition des données paysagères visuelles, l'utilisation d'une grille de lecture analytique pour définir des éléments de paysages urbains a conduit à une très forte segmentation des résultats. En effet, comme chaque élément paysager a constitué une variable séparée, l'appréhension d'une scène paysagère dans son ensemble (celle que nous

percevons) a laissé la place à une décomposition de chaque vue. Une réflexion serait donc à mener, sur les possibilités de revenir à une description paysagère qui restitue cette « vue d'ensemble ». Certes des typologies de paysage issues de classifications statistiques pourraient permettre de définir des catégories combinant plusieurs éléments, mais il reste à imaginer un descriptif plus adapté à la complexité des scènes paysagères. Partant de photographies numériques de paysage, les notions d'objet paysager, d'attributs morphologiques et de relations topologiques pourraient ici encore servir à mettre en place des modèles de vue, permettant à la fois de décrire avec pertinence le « tout » visible depuis un lieu, et de s'intégrer dans des modèles de déplacement. La difficulté technique inhérente à cette forme de description devrait cependant fortement limiter les applications réelles du principe envisagé, du moins sous une forme automatisée. Par ailleurs, il est certain que la grille descriptive utilisée pourrait facilement être complétée par des critères plus précis, détaillant par exemple l'aspect des façades, la signalétique, le mobilier urbain, etc.

En revanche, dans le sens d'une simplification de cette grille de lecture paysagère, il serait utile de remettre en question le postulat de Piombini (2006), selon lequel la description du paysage visible est nettement plus pertinente que la simple localisation des éléments (bâts, végétaux, etc.), telle qu'elle est habituellement utilisée. Il est vrai que la perception et la cognition spatiales s'amorcent par la visibilité, mais il faut également reconnaître que cette vision tangentielle sur l'espace rend toute description plus délicate que par une vision cartographique. C'est pourquoi, dans la perspective de recherches portant sur des thèmes comparables, la question de l'économie des données devrait être posée : si par exemple les premiers critères d'influence du paysage sont d'ordre fonctionnel, ne serait-il pas plus facile de procéder à une description paysagère de chaque tronçon par simple catégorisation des bâtiments qui le jouxtent ? Si par ailleurs le rôle du volume paysager est confirmé, n'y aurait-il pas intérêt à procéder à des calculs de volume via des couches d'informations numériques ? Cette méthode ferait perdre toute notion d'impact visuel et toute distinction des sens de déplacement... mais ferait gagner en efficacité, puisque les informations utiles aux mesures proposées peuvent être intégrées dans les SIG. De plus, cette méthode n'exclut pas la prise en compte d'éléments plus visuels, comme les perspectives et la présence de plans lointains, qui eux dépendent du sens de déplacement. Pour conclure, la question de la description paysagère en milieu urbain, dans la perspective des analyses de déplacement, reste pour l'instant sans réponse définitive.

La notion de coût pour réunir distance et paysage

La notion de coût a été abordée à plusieurs reprises au cours des différentes présentations. En premier lieu, elle fait partie du formalisme des modèles de choix discret comme le modèle Logit, utilisé pour modéliser les choix d'itinéraires. Dans le cadre des déplacements piétonniers, le modèle Logit est en effet fondé sur l'hypothèse d'une minimisation du coût d'un trajet par les individus. Selon l'hypothèse de la rationalité économique, cette forme de coût est souvent représentée par la distance métrique des trajets, c'est-à-dire finalement par le temps de parcours ou encore l'effort physique à fournir. En incluant dans les modèles Logit des variables paysagères qui s'additionnent à la distance, le coût initialement « rationnel » devient plus subjectif, car il intègre des critères de préférence. Dans ce cas, il ne s'agit donc pas d'une

modification du temps de parcours ou de l'effort physique (comme si on tenait compte de la pente par exemple), mais bien d'une transformation de la distance physique en une distance cognitive.

En second lieu, la notion de coût a permis de représenter de façon simplifiée le mouvement de diffusion des campagnols terrestres dans son contexte paysager. Les résistances des différents éléments paysagers sont là encore définies en fonction des préférences spatiales révélées par l'analyse. On retrouve ainsi la définition d'une distance fonctionnelle, qui fait perdre à l'espace son caractère initialement neutre et isotrope.

Les deux exemples illustrant la notion de coût, tirés de contextes forts différents, invitent toutefois à un examen plus approfondi des liens et des recoupements qui peuvent exister. Cette démarche pourrait conduire à clarifier sensiblement le concept de coût, et à enrichir mutuellement les méthodes tirées de chaque contexte. Ainsi par exemple, l'attribution des résistances pour le calcul des distances-coût en écologie du paysage, qui constitue une des limites de cette méthode, devrait être facilitée par la mise en place d'un protocole de paramétrage. D'un autre côté, la distance-coût qui peut être définie suite à la paramétrisation d'un modèle Logit de choix d'itinéraire, trouverait un certain intérêt à remplacer la distance métrique dans de nombreux calculs appliqués au réseau de voirie : calculs des plus courts chemin, indices d'accessibilité... pourraient être réalisés avec cette distance cognitive. Bien d'autres applications des distances-coût sont encore à envisager. Citons simplement leur intégration dans des modèles de diffusion comme celui de Skellam, remplaçant la distance euclidienne et finalement permettant directement la modélisation d'une diffusion anisotropique.

Simulations spatiales et approches individu-centrées

Un des constats communs auquel chacune des principales thématiques a conduit est l'intérêt des approches par simulations individuelles. Quelques expériences ont été menées dans ce domaine au cours de nos travaux. En premier lieu, la connectivité paysagère « fonctionnelle » a pu en effet être mesurée par le biais de simulations d'individus virtuels dotés de règles de déplacements, en interaction avec leur environnement paysager. Le simulateur utilisé a été inspiré de Tischendorf (2001). En second lieu, les trajets aléatoires permettant de disposer de fréquences piétonnières théoriques peuvent être considérées comme une base de simulation, qui peut être facilement enrichie si par exemple l'algorithme des plus courts chemins est remplacé par un processus de choix progressif, dépendant de règles liées à l'aménagement ou au paysage. Ces expériences seront à conforter, car les limites des indices structurels sont apparues à plusieurs reprises au cours de nos investigations. De plus, les simulations de mouvement prennent un grand intérêt pour l'étude des conséquences d'une modification du contexte spatial : il est possible de tester, par ce biais, l'impact d'un aménagement sur la distribution des flux.

Dans le cadre des analyses de déplacements piétonniers, nous ne sommes pas persuadés que les modèles les plus proches d'un certain réalisme soient nécessairement les plus utiles pour étudier les mouvements dans un contexte spatial et paysager, du moins à un certain niveau

d'échelle. Les systèmes multi-agents (SMA), comme par exemple ceux qui sont utilisés dans Banos et al. (2006), sont bien adaptés à des simulations au sein d'espaces ouverts, dans le contexte de « micro-simulations » à très grande échelle spatiale : dans un espace fortement contraint par des portes, des guichets par exemple, la concentration spatio-temporelle des individus rend obligatoire cette notion d'interaction. Cependant, comme la programmation de ces interactions oblige le simulateur à travailler en parallèle pour chaque individu, elle limite les applications « en grandeur nature » des SMA. En restant à l'échelle des réseaux de voirie, nous pensons que cette notion d'interaction peut être simplement symbolisée par la densité de piétons rencontrée sur les tronçons, sans nécessiter de véritable interaction virtuelle. Cette simplification se justifie par la capacité des trottoirs à permettre une charge piétonne importante ; à part dans quelques cas de bousculades et de mouvements de foule, on peut considérer que les individus n'ont pas à modifier fondamentalement leurs trajectoires à l'échelle des rues. En acceptant cette simplification, aucun parallélisme n'est nécessaire et nous restons à un stade de « simulation simple » utilisé couramment en écologie (Matthiopoulos, 2003a), c'est-à-dire à un suivi d'individus indépendants les uns des autres. De ce fait, le formalisme informatique se trouve largement simplifié et les applications demeurent peu coûteuses en temps de calcul.

Les simulations simples, de par l'indépendance des individus, n'empêchent pas la mise en œuvre de règles de déplacements plus ou moins complexes. À partir des tendances observées à propos des préférences paysagères ou spatiales, fondées sur les modèles désagrégés, il sera possible d'intégrer des règles stochastiques qui représentent ces préférences. La notion de bifurcation par exemple, pourra s'intégrer telle qu'elle a été analysée de façon formelle : à chaque carrefour rencontré au cours d'un parcours OD, le choix entre deux itinéraires sera réalisé par l'application du modèle Logit, lui-même défini par un jeu de coefficients issu de l'analyse de trajets réels. La souplesse des simulations simples permettra en outre de procéder assez facilement à de nombreux tests d'hypothèses.

Dans le cadre de mouvements sans accès possible aux trajets individuels, comme c'est le cas des pullulations de campagnols, il sera préférable de choisir des approches par automates cellulaires. Cette famille de méthode permet une intégration directe du facteur paysager sur les mouvements (Cole et Albrecht, 1999). Récemment, des progrès ont été apportés sur la phase de paramétrage de ces modèles (Straatman et al., 2004), qui par ailleurs peuvent aussi être couplés à des chaînes de Markov qui deviennent alors spatialisées (Ladet et al., 2004).

Retour sur les motivations thématiques : quels apports des modèles ?

L'ensemble des travaux présentés, inscrit dans une démarche d'identification du facteur paysager sur des mouvements, se place en amont des actions possibles à mener en aménagement de l'espace. Si les résultats des différents modèles ne peuvent directement aboutir à une aide concrète à la planification spatiale et à l'aménagement, une piste d'étude pourrait consister à envisager les prolongements pratiques de certaines analyses. Sur la base des simulations présentées plus haut par exemple, les conséquences de différents scénarii pourraient ainsi être évaluées, pour donner lieu ensuite à de véritables projets impliquant les acteurs de l'aménagement. Suivant les deux thèmes étudiés ici, mais aussi suivant les autres domaines

d'application possibles, il s'agirait d'actionner le « levier du paysage » pour espérer modifier le fonctionnement dans lequel il s'inscrit : diminuer l'importance des pullulations de campagnols, permettre d'offrir un cadre attractif pour les piétons en milieu urbain.

Bibliographie

- Acharya G., Bennett L. L., 2001, Valuing open space and land-use patterns in urban watersheds, *Journal of Real Estate Finance and Economics*, 22, 221-237.
- Adriaensen F., Chardon J.-P., De Blust G., Swinnen E., Villalba S., Gulinck H., Matthysen E., 2003, The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model, *Landscape and Urban Planning*, 64, 233-247.
- Aitkenhead M. J., Dalgetty I. A., Mullins C. E., McDonald A. J. S., Strachan N. J. C., 2003, Weed and crop discrimination using image analysis and artificial intelligence methods, *Computers and Electronics in Agriculture*, 39, 157-171.
- Ali M., Park J.-K., Thiem V. D., Cnah D. G., Emch M., Clemens J. D., 2005, Neighborhood size and local geographic variation of health and social determinants, *International Journal of Health Geographics*, 4 : 12.
- Allen T. F. H., Star T. B., 1982, *Hierarchy. Perspectives for ecological complexity*, University Chicago Press, Chicago.
- Allen W. B., Liu D., Singer S., 1993, Accessibility measures of U.S. metropolitan areas, *Transportation Research B*, 27, 439-449.
- Alfonzo M. A., 2005, To walk or not to walk? The Hierarchy of walking needs, *Environment and Behaviour*, 37, 808-836
- Anderson G. S., Danielson B. J., 1997, The effects of landscape composition and physiomy on metapopulation size: the role of corridors, *Landscape Ecology*, 12, 261-271.
- Andow D. A., Kareiva P. M., Levin S. A., Okubo A., 1990, Spread of invading organisms, *Landscape Ecology*, 4, 177-188.
- Aoki K., Shida M., 1996, Travelling waves solutions for the spread of farmers into a region occupied by hunters-gatherers, *Theoretical Population Biology*, 50, 1-17.
- Arnaud J. F., 2003, Metapopulation genetic structure and migration pathways in the land snail *Helix aspersa*: influence of landscape heterogeneity, *Landscape Ecology*, 18, 333-346.
- Arnaud M., Emery X., 2000, *Estimation et interpolation spatiale*, Hermès, Paris.
- Arnot C., Fisher P. F., Wadworth R., Wellens J., Landscape metrics with ecotones: pattern under uncertainty, *Landscape Ecology*, 19, 181-195.
- Arthur S. M., Manly B. F. J., McDonald L. L., Garner C. W., 1996, Assessing habitat when availability changes, *Ecology*, 77, 215-227.
- Augustin N. H., Muggleston M. A., Buckland S. T., 1996, An autologistic model for the spatial distribution of wildlife, *Journal of Applied Ecology*, 33, 339-347.
- Bailly A., Raffestin C., Reymond H., 1980, Les concepts de paysage : problématique et représentations, *L'Espace Géographique*, 4, 277-286.
- Balabdaoui F., Bocquet-Appel J. P., Lajaunie C., Irudaya Rajan S., 2001, Space-time evolution of the fertility transition in India, 1961-1991, *International Journal of Population Geography*, 7, 129-148.

- Baker W. L., Cain Y., 1992, The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system, *Landscape Ecology*, 7, 291-302
- Balzer H., Braun P., Kohler W., 1998, Cellular automata models for vegetation dynamics, *Ecological Modelling*, 107, 113-125.
- Bancroft J. S., Smith M. T., 2005, Dispersal and influences on movement for *Anoplophora glabripennis* calculated from individual mark-recapture, *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 116, 83-92.
- Banos A., Camps J. P., Charpentier A., 2006, Simuler les déplacements de piétons dans une station de métro, in : Weber C., Gankarski P. (eds.), *actes de Sagéo'2006*, Strasbourg, 11-13 septembre.
- Barabasi A. L., 2002, *Linked: the new science of networks*, Perseus Publishing, Cambridge.
- Barabasi A. L., Albert R., 1999, Emergence of scaling in random networks, *Science*, 286, 509-512.
- Barbujani G., Oden N., Sokal R.R., 1989, Detecting regions of abrupt change in maps of biological variables, *Systematic Zoology*, 38, 376-389.
- Barnsley M. J., Barr S. L., 1996, Inferring urban land use from satellite sensor images using kernel-based spatial reclassification. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 62, 949-958.
- Barr S. L., Barnsley M. J., 1999, A syntactic pattern-recognition paradigm for the derivation of second-order thematic information from remotely sensed images, In *Advances in Remote Sensing and GIS Analysis*, Wiley, Chichester 167-184.
- Barr S. L., Barnsley M. J., 2000, Reducing structural clutter in land cover classifications of high spatial resolution remotely-sensed images for urban land use mapping, *Computers and Geosciences*, 26, 433-449.
- Batty M., 2000, GeoComputation Using Cellular Automata, in: Openshaw S., Abraham R. J. (eds.), *GeoComputation*, Taylor&Francis, London, 95-126.
- Batty M., 2001, Agent-based pedestrian modelling, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 28, 321-326.
- Batty M., 2004a, A new theory of Space Syntax, *CASA working papers series*, 75, University College London.
- Batty M., 2004b, Distance in Space Syntax, *CASA working papers series*, 80, University College London.
- Batzli G. O., 1992, Dynamics of small mammal populations: a review, in: McCullough D. R., Barrett R. H. (eds.), *Wildlife 2001: Population*, Elsevier, London, 831-850.
- Baudry J., Meriam H. G., 1988, Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscape, in: Schreiber K. F. (ed.), *Connectivity in Landscape Ecology*, Munstersche Geographischer Arbeiten, 29, 23-28.
- Beever E. A., Swihart R. K., Bestelmeyer B. T., 2006, Linking the concept of scale to studies of biological diversity: evolving approaches and tools, *Diversity and Distributions*, 12, 229-235
- Ben-Akiva M., Lerman S., 1985, *Discrete Choice Analysis*, MIT Press, Cambridge.
- Bera R., Claramunt C., 2004, Can relative adjacency contribute to space syntax in the search for the structural logic of the city? In M. Egenhofer, C. Freksa, H. Miller (eds.), *3rd International Conference on Geographical Information Science*, Washington, 20-23 october 2004, 13 p.
- Berec L. K., 2002, Techniques of spatially explicit individual-based models: construction, simulation, and mean field analysis, *Ecological Modelling*, 150, 55-81.
- Berny P. J., Buronfosse T., Buronfosse F., Lamarque F., Lorgue G., 1997, Field evidence of secondary poisoning of foxes and buzzards by bromadiolone, a 4-year survey, *Chemosphere*, 35, 1817-1829.
- Berque A., 1984, Paysage-empreinte, paysage-visible : éléments de problématique pour une géographie culturelle, *L'Espace Géographique*, 1, 33-36.
- Berque A., 1990, *Médiance, de milieux en paysages*, Reclus, Montpellier.
- Berthier K., 2005, Rôle de la dispersion dans le fonctionnement et le maintien à long terme des populations cycliques de rongeur, Thèse de doctorat, université de Franche-Comté.
- Berthier K., Galan M., Foltête J. C., Charbonnel N., Cosson J. F., 2005, Genetic structure of the cyclic fossorial water vole (*Arvicola terrestris*) : landscape and demographic influences, *Molecular Ecology*, 14, 2861-2871.
- Berthier K., Foltête J.-C., Prieur B., Cosson J.-F., 2003, Utilisation des analyses radiales pour quantifier l'échelle locale du paysage - Application à l'étude de la dynamique spatio-temporelle du campagnol terrestre, in : Tannier C., Houot H., Chardonnell S. (eds.), *Actes des Sixièmes Rencontres de Théo Quant*, Université de Franche-Comté.

- Bertrand G., 1978, Le paysage entre la nature et la société, *Revue de Géographie des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 49, 239-258.
- Bjørnstad O. N., Andreassen H. P., Ims R. A., 1998, Effects of habitat patchiness and connectivity on the spatial ecology of the root vole *Microtus oeconomus*, *Journal of Ecological Society*, 67, 127-140.
- Blant M., Beuret B., Ducommun A., Joseph E., Meyrat-Paratte M. A., Poitry R., Lehman A., 2004, Le paysage de la haute chaîne jurassienne suisse influence-t-il les pullulations cycliques du campagnol terrestre *Arvicola Terrestris* Sherman (Shaw, 1801) ? *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*, 127, 103-115.
- Bocquet-Appel J.-P., Bacro J.-N., 1994, Generalized wombling, *Systematic Biology*, 43, 442-448.
- Bocquet J.-P., Jakobi L., 1996, Barriers of the spatial diffusion for the demographic transition in Western Europe, in : *Spatial Analysis of Biodemographic Data*, John Libbey / Ined, Montrouge, 117-129.
- Bocquet-Appel J.-P., Jakobi L., 1998, Evidence for a spatial diffusion of contraception at the onset of the fertility transition in Victorian Britain, *Population, New Methodological Approaches in the Social Sciences*, 181-204.
- Bonneville M., 1978, Implications et applications du concept de production de l'espace, in *Géopoint 78*, Avignon, 181-189.
- Borcard D., Legendre P., 2002, All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices, *Ecological Modelling*, 153, 51-68.
- Bordreuil J. S., Ostrowetsky S., 1979, Pour une réévaluation de la puissance sociale des dispositifs spatiaux, *Espaces et sociétés*, 38-39, 3-8.
- Box G. E. P., Jenkins G. M., 1976, *Time series analysis, forecasting and control*, Holden-Day, San Francisco.
- Boyce M. S., McDonald L. L., 1999, Relating populations to habitats using resource selection functions, *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 268-272.
- Breiman L., Friedman J. H., Olsen R. A., Stone C. J., 1984, *Classification and regression trees*, Wadworth, Belmont.
- Bretschko G., 1995, Riverland ecotones – scales and patterns, *Hydrobiologia*, 303, 83-91.
- Brooker L., Brooker M., Cale P., 1999, Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality, *Conservation Ecology*, 3, 22 p., <http://www.consevol.org/vol3/iss1/art4/>
- Brossard T., Wieber J.-C., 1980, Essai de formulation systémique d'un mode d'approche du paysage, *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, 468, 103-111.
- Brossard T., Wieber J.-C., 1984, Le paysage : trois définitions, un mode d'analyse et de cartographie, *L'Espace Géographique*, 13, 5-12.
- Brouat C., Sennedot F., Audiot P., Leblois R., Rasplus J. Y., 2003, Fine-scale genetic structure of two carabid species with contrasted levels of habitat specialization, *Molecular Ecology*, 12, 1731-1745.
- Brunet R., 1974, Analyse des paysages et sémiologie, *L'Espace Géographique*, 2, 120-126.
- Brunet R., Ferras R., Théry H., 1992, *Les mots de la géographie*, Reclus, Montpellier.
- Buckland S. T., Elston D. A., 1993, Empirical models for the spatial distribution of wildlife, *Journal of Applied Ecology*, 30, 478-495.
- Bunn A. G., Urban D. L., Keitt T. H., 2000, Landscape connectivity: a conservation application of graph theory, *Journal of Environmental Management*, 59, 265-278.
- Burel F., Baudry J., 1999, *Ecologie du paysage*, Tec et Doc, Paris,
- Burnett C., Blaschke T. 2003, A multi-scale segmentation/objects relationship modelling methodology for landscape analysis, *Ecological Modelling*, 168, 233-249.
- Carr J. R., 1999, Classification of digital image texture using variograms, in: Atkinson P.M., Tate N. J. (eds.), *Advances in remote sensing and GIS analysis*, Wiley & Sons, 135-146.
- Cascetta E., Russo F., Viola F. A., Vitetta A., 2002, A model of route perception in urban road networks, *Transportation Research – B*, 36(7), 577-592.
- Cauvin C., Rimbert S., 1976, *La lecture numérique des cartes thématiques*, Éditions universitaires de Fribourg, Fribourg.
- Certu (collectif), 1998, Comportements de déplacement en milieu urbain : les modèles de choix discrets. Vers une approche désagrégée et multimodale, Dossiers du Certu, Paris.

- Certu (collectif), 2003, *Modélisation des déplacements urbains de voyageurs*, Guide des pratiques, Paris.
- Cervero R., Kockelman K., 1997, Travel demand and the 3Ds: density, diversity, and design, *Transportation Research Part D*, 3, 199-219.
- Chardon J. P., Adriaensen F., Matthysen E., 2003, Incorporing landscape elements into a connectivity measure: a case study of Speckled wood butterfly », *Landscape Ecology*, 18, 561-573.
- Charre J., 1995, *Statistique et territoire*, Reclus, Montpellier.
- Chikhi L., Bruford M., 2004, Mammalian population genetics and genomics, in: Ruvinski A., Graves J. M., (eds.), *Mammalian genomics*, Oxford University Press, Oxford.
- Chust G., Lek S., Deharveng L., Ventura D., Ducrot D., Pretus J., 2000, The effects of the landscape pattern on arthropod assemblages: an analysis of scale-dependence using satellite data, *Belgian Journal of Entomology*, 2, 99-110.
- Clark P., Evans F., 1954, Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations, *Ecology*, 35, 445-453.
- Clergeau P., Burel F., 1997, The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution, *Landscape and Urban Planning*, 38, 37-43.
- Clergeau P., Désiré G., 1999, Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique, *Mappemonde*, 55, 19-23.
- Cliquet G., 2002, *Le géomarketing : méthodes et stratégies du marketing spatial*, Hermès, Paris.
- Cocquerez J.-P., Phillip S. (coord.), 1995, *Analyse d'images : filtrage et segmentation*, Masson, Paris.
- Cocquillard P., Hill D. R. C., 1997, *Modélisation et simulation d'écosystèmes, des modèles déterministes aux simulations à événements discrets*, Masson, Paris.
- Cole V., Albrecht J., 1999, Modelling the spread of invasive species – parameter estimation using cellular automata in GIS, in: *Proceedings of the Second International Workshop on Dynamic and Multi-dimensional GIS*, Beijing.
- Collet C., 2005, Analyse spatiale, géomatique et systèmes d'information géographique, *Revue Internationale de Géomatique*, 15, 393-414.
- Collins R. J., Barrett G W., 1997, Effects of habitat fragmentation on meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*) population dynamics in experiment landscape patches, *Landscape Ecology*, 12, 63-76.
- Connors R. W., Harlow C. A., 1980, A theoretical comparison of texture algorithms, *IEEE Transaction on PAMI*, 2, 204-222.
- Cosson J.-F., Berthier K., Foltête J.-C., Giraudoux P., 2005, Evaluation et gestion des risques spatio-temporels des pullulations du Campagnol terrestre, Programme « Évaluation et réduction des risques liés à l'usage des pesticides », Rapport final, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable.
- Coulon A., Cosson J. F., Angibault J. M., 2004, Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach, *Molecular Ecology*, 13, 2841-2850.
- Cressie N. A. C., 1993, *Statistics for spatial data*, Wiley, New York .
- Cronin J. T., 2003, Matrix heterogeneity and host-parasoid interactions in space, *Ecology*, 84, 1506-1516.
- Crucitti P., Latora V., Porta S., 2006, Centrality measures in spatial networks of urban streets, *Physical Review E*, 73, 036125.
- Da Lage A., Métaillé G., 2000, *Dictionnaire de biogéographie végétale*, CNRS Editions, Paris.
- Dagognet F., Guéry F., Marcel O., 1989, Mort et résurrection du paysage ? in : Dagognet F. (dir.), *Mort du paysage, philosophie et esthétique du paysage*, Champ Vallon, Seyssel, 25-35.
- Dale M. R. T., 2000, Lacunarity analysis of spatial pattern: A comparison, *Landscape Ecology*, 15, 467-478.
- Deonchat M., Balent G., 1996, Biodiversité et forêt dans un paysage agricole : étude bibliographique, *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraire et le Développement*, 29, 15-36.
- Deonchat M., Foltête J.-C., Monteil C., Balent G., 2002, Direct analysis of remote sensing data to identify habitats of bird species: an exploratory approach, in: Chamberlain D., Wilson A. (eds.), *Avian landscape ecology: Pure and applied issues in the large-scale ecology of birds*, Proceedings of the 11th annual IALE(UK), Norwich, 185-192.

- Decroly J. M., Grasland C., 1996, Organisation spatiale et organisation territoriale des comportements démographiques : une approche subjective, in : Bocquet-Appel J. P., Courgeau D., Pumain D. (eds.), *Spatial analysis of biodemographic data*, John Libbey Eurotext, Montrouge, 131-156.
- Delattre P., Giraudoux P., Pascal M., 1991, L'échinococcose, *La Recherche*, 230, 294-303.
- Delattre P., Giraudoux P., Grolleau G., Défaud R., Habert M., Pradier B., Quéré J. P., Toussaint M., Truchetet D., 1996, La lutte contre les campagnols champêtres, enjeux et perspectives, *Phytoma*, 489, 38-43.
- Delattre P., Quéré J. P., Giraudoux P., Grolleau G., Habert M., Truchetet D., 1999, Lutte chimique et rongeurs, *Le courrier de l'environnement de l'INRA*, 36.
- Delattre P., Clarac R., Melis J. P., Pleydell D. R. J., Giraudoux P., 2006, How moles contribute to colonization success of water vole in grassland: implications for control, *Journal of Applied Ecology*, 43, 353-359.
- Delenne C., Durrieu S., Rabatel G., Deshayes M., 2005, Approches texturales pour la caractérisation de parcelles en vue de la détection des vignes, in : Josselin D., Libourel T. (eds.), Actes de SAGEO' 2005, Avignon 21-23 juin 2005, <http://www.umrespace.org/sageo2005/accueil.html>
- De Solla S. R., Bonduriansky R., Brooks R. J., 1999, Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates, *Journal of Animal Ecology*, 68, 221-234.
- Desyllas J., Duxbury E., 2001, Axial maps and visibility analysis. *Proceedings of the 3rd International Space Syntax Symposium*, Atlanta, 27.
- Dial R. B., 1997, Bicriterion traffic assignment: efficient algorithms plus examples, *Transport Research – B*, 31(5), 357-379.
- Dillworth M.E., Whistler J.L., Merchant J.W., 1994, Measuring landscape structure using geographic and geometric windows, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60, p. 1215-1224.
- Dijkstra E. W., 1959, A Note on Two Problems in Connection with Graphs, *Numerische Mathematik*, 1, 269-271.
- Donadieu P., 1994, Pour une conservation inventive des paysages, in Berque A. (dir.), *Cinq propositions pour une théorie du paysage*, Champ Vallon, Paris.
- Donadieu P., 2002, *La société paysagiste*, Actes Sud/ENSP, Arles/Versailles.
- Donnay J. P., 1995, Délimitation de l'hinterland des agglomérations urbaines au départ d'une image de télédétection, *Revue Belge de géographie*, 119.
- Donnay J. P., 2005, Formalisation des informations géographiques en mode maillé, *Revue Internationale de Géomatique*, 15, 415-438.
- Duhamel R., Quéré J.-P., Delattre P., Giraudoux P., 2000, Landscape effects on the population dynamics of the fossorial form of the water vole, *Landscape Ecology*, 15, 89-98.
- Dumolard P., 1995, Accessibilité et diffusion spatiale, *Revue Internationale de Géomatique*, 5, 281-282.
- Eastman J. R., 1989, Pushbrooms algorithms for calculating distances in a raster grid, *Autocarto 9*, Baltimore, 288-297.
- Egenhofer M. J., Franzosa R. D., 1991, Point-set topological spatial relations, *International Journal of Geographical Information Systems*, 5, 161-174.
- ESRI, 1996, *Arc View Spatial Analyst*, Redlands.
- ESRI, 2001, *Using ArcGIS™ Spatial Analyst*, Redlands.
- Eyton J. R., 1993, Urban land use classification and modeling using cover-types frequencies, *Applied Geography*, 13, 111-121.
- Fagan, W.F., 1999, How habitat edges change species interactions, *The American Naturalist*, 153, 165-182.
- Fahrig L., Merriam G., 1985, Habitat patch connectivity and population survival, *Ecology*, 66, 1762-1768.
- Ferber J., 1999, *Multi-agent systems: an introduction to distributed artificial intelligence*, Addison-Wesley, Harlow.
- Ferreras P., 2001, Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx, *Biological Conservation*, 100, 125-136.
- Fichet-Calvet E., Pradier B., Quéré J. P., Giraudoux P., Delattre P., 2000, Landscape composition and vole outbreaks: evidence from an eight year study of *Arvicola terrestris sherman*, *Ecography*, 23, 659-668.

- Figueira J., Mateus A., Serdoura F., Ferreira V., 2004, New approaches to Spatial Planning. In : *Sustainable Public Life, 40th Isocarp Congress*, Genève, 18-22 septembre 2004.
- Foltête J.-C., 1999, Description d'objets surfaciques dans une partition spatiale, application à la définition communale de l'occupation du sol en Franche-Comté, *Revue Internationale de Géomatique*, 2, 153-171.
- Foltête J.-C., 2003, Reconstitution d'une diffusion spatiale à partir d'une succession d'états, *L'Espace Géographique*, 3, 171-183.
- Foltête J.-C., 2004a, Mesure de la connectivité du paysage à travers un maillage spatial, *Revue Internationale de Géomatique*, 1, 59-82.
- Foltête J.-C., 2004b, Cartographie des éléments de paysage par télédétection : la forme comme révélateur de la fonction, in : Martin T. (dir.), *Géopoint 2004, la forme en géographie*, Avignon, juin 2004, p. 301-304.
- Foltête J.-C., Flitti M. 2001, Segmentation d'image en milieu urbain fondée sur la caractérisation des motifs spatiaux, in Maurel P. (ed.), *Télédétection à très haute résolution spatiale et analyse d'image*, Cemagref-Editions, Montpellier, 39-50.
- Foltête J.-C., Berthier K., Cosson J.-F., 2005, Paysage et pullulation animale : les facteurs paysagers de la vitesse de propagation des vagues de pullulations du campagnol terrestre, *Cybergéo*, 306.
- Foltête J.-C., Genre-Grandpierre C., Houot H., Flitti M., 2006, Structures urbaines, offre de transport et comportement de mobilité, In : Bajolet E., Mattei M.-F., Rennes J.-M. (coord.), *Quatre ans de recherche urbaine 2001-2004, Publication de la MSH « Villes et territoires »*, 13, Presses universitaires François Rabelais, Tours, 450-454.
- Foltête J.-C., Monteil C., Deconchat M., 2002a, Habitat animal et image numérique : méthode de reconnaissance exploratoire appliquée à des occurrences d'espèces, *Photo-interprétation*, 38, 40-52.
- Foltête J.-C., Genre-Grandpierre C., Houot H., Flitti M., 2002b, Structures urbaines, offres de transport et comportement de mobilité, Rapport de recherche ACI Ville – 99V358, Ministère de l'Enseignement de la Recherche et de la Technologie.
- Foltête J.-C., Robbez-Masson J.-M., 2007, Plants manquants dans des cultures : un algorithme de localisation à partir de données de télédétection, *Revue Internationale de Géomatique*, sous presse.
- Foltête J.-C., Piombini A., 2007, Urban layout, landscape features and pedestrian usage, *Landscape and Urban Planning*, in press.
- Forman R. T. T., 1995, *Land Mosaics, the ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press.
- Forman R. T. T., Godron M., 1986, *Landscape Ecology*, New York, Wiley & Sons.
- Fortin M.-J., 1997, Effects of data types on vegetation boundary delineation, *Canadian Journal of Forestry Research*, 27, 1851-1858.
- Fortin M.-J., 1999, Spatial statistics in Landscape Ecology, in Klopatek J. M., Gardner R. H. (eds.), *Landscape Ecological Analysis, issues and applications*, New York, Stringer-Verlag, 253-279.
- Freeman L.C., Borgatti S. P., White D. R., 1991, Centrality in valued graphs: A measure of betweenness based on network, *Social Networks*, 13, 141-154.
- Fromageau J., 1993, Une loi pour le paysage, *Paysage et aménagement*, 24, 4-11.
- Gadal S., 2002, Reconnaissance multi-niveaux d'unités paysagères par segmentation automatique d'images satellitaires, in *Télédétection et informations géographiques*, Actes Avignon, Avignon, 42-54.
- Galloway M. M., 1975, Texture Analysis Using Gray Level Run Lengths, *Computer graphics and Image Processing*, 4, 172-179.
- Gardner G., 2005, Population and large-scale dispersal dynamics in the beech scale insect *Cryptococcus Fagisuga*, in: Evans C. A., Lucas J. A., Twery M. J. (eds.), *Proceedings of the beech bark disease symposium*, US Department of Agriculture Forest Service, Northern Research Station, Newtown Square, PA.
- Gardner R H., Gustafson E. J., 2003, Simulating dispersal of reintroduced species within heterogeneous landscape, *Ecological Modelling*, 171, 339-358.
- Gardner R. H., O'Neill R. V., Turner M. G., Dale V. H., 1989, Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation models, *Landscape Ecology*, 3, 217-227.
- Gautestad A. O., Mysterud I., 1994, Are home ranges fractals? *Landscape Ecology*, 9, 143-146.

- Geneletti D., Gorte B. G. H., 2003, A method for object-oriented land cover classification combining Landsat TM data and aerial photographs, *International Journal of Remote Sensing*, 24(6), 1273-1286.
- Genre-Grandpierre C., 2000, Forme et fonctionnement des réseaux de transport : approche fractale et réflexion sur l'aménagement des villes, Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté.
- Genre-Grandpierre C., 2001, La structure topologique et fonctionnelle des réseaux routiers urbains comme déterminant de la géographie des flux de déplacements, *Actes de Géopoint 2000*, Avignon, 61-67.
- Genre-Grandpierre C., Foltête J.-C., 2003, Morphologie urbaine et mobilité en marche à pied, *Cybergéo*, 248, <http://193.55.107.45/articles/248res.htm>
- Geoghegan J., Wainger L.A., Bockstael N.E., 1999, Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS, *Ecological Economics*, 23, 251-264.
- Giles R. H., Trani M. K., 1999, Key elements of landscape pattern measures, *Environmental Management*, 23, 477-481.
- Girard C. M., Girard M. C., 1994, Aide à la cartographie d'unités paysagères par une méthode d'analyse du voisinage des pixels : application à la Basse Normandie, *Photo-interprétation*, 3-4, 145-154.
- Girard M. C., Girard C. M., 1999, *Traitement des données de télédétection*, Dunod, Paris.
- Giraudeau P., Pradier B., Delattre P., Deblay S., Salvi D., Defaut R., 1995, Estimation of water vole abundance by using surface indices, *Acta Theriologica*, 40, 77-96.
- Giraudeau P., Delattre P., Habert M., Quéré J. P., Deblay S., Défaut R., Duhamel R., Moissenet M. F., Salvi D., Truchetet D., 1997, Population dynamics of fossorial water vole (*Arvicola terrestris sherman*): a land usage and landscape perspective, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 66, 47-60.
- Giraudeau P., Craig P. S., Delattre P., Bao G., Bartholomot B., Harraga S., Quéré J. P., Raoul F., Wang Y., Shi D., Vuitton D. A., 2003, Interaction between landscape changes and host communities can regulate *Echinococcus multilocularis* transmission, *Parasitology*, 127, S121-123.
- Gleyze J.-F., 2001, Les dommages induits par les coupures du réseau routier. Eléments de recherche pour l'évaluation de la fiabilité d'un réseau routier, *Actes du colloque Géographie des Risques des Transports*, Besançon, Paradigme, 17-41.
- Gómez-Mourelou P., 2005, From individual-based models to partial differential equations, an application to the upstream movement of elvers, *Ecological Modelling*, 188, 93-111.
- Gong P., Howarth P.J., 1992a, Land-use classification of SPOT HRV data using a cover-frequency method, *International Journal of Remote Sensing*, 13, 1449-1471.
- Gong P., Howarth P. J., 1992b, Frequency-based contextual classification and gray-level vector reduction for land-use identification, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 58, 423-437.
- Goodchild M. F., Proctor J., 1997, Scale in a digital geographic world, *Geographical and Environmental Modelling*, 1, 5-23.
- Grasland C., 1997, L'analyse des discontinuités territoriales : l'exemple de la structure par âge dans les régions européennes, *L'Espace Géographique*, 4, 309-326.
- Grenfell B. T., Bjørnstad O. N., Kappey J., 2001, Travelling waves and spatial hierarchies in measles epidemics, *Nature*, 414, 716-723.
- Griselin M., Nageleisen S., 2003, « Quantifier » le paysage au long d'un itinéraire à partir d'un échantillonnage photographique au sol, *Cybergéo*, 253.
- Griselin M., Nageleisen S., 2004, Paysage et itinéraire, quelques pistes méthodologiques, *Actes du colloque « L'évaluation des paysages, une utopie nécessaire ? »*, CNRS / Université de Montpellier, 261-271.
- Guégen A., 1994, Arbres de discrimination binaire, in Celeux G., Nakache J.-P. (eds.), *Analyse discriminante sur variables qualitatives*, Polytechnica, Paris, 183-208.
- Guérin-Pace F., 2003, Vers une typologie des territoires urbains de proximité, *L'Espace Géographique*, 4, 333-345.
- Guis V. H., Adel M., Rasigni M., Rasigni G., 2003, Adaptive neighborhood contrast enhancement in mammographic phantom images, *Optical Engineering*, 42, 357-366.
- Guisan A., Zimmermann N. E., 2000, Predictive habitat distribution models in ecology, *Ecological Modelling*, 135, 147-186.
- Gustafson E. J., 1998, Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?, *Ecosystems*, 1, 143-156.

- Gustafson E. J., Parker G. R., 1992, Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern, *Landscape Ecology*, 7, 101-110.
- Gustafson E. J., Parker G. R., 1994, Using an index of habitat patch proximity for landscape design, *Landscape and Urban Planning*, 29, 117-130.
- Hall E. T., 1971, *La dimension cachée*, Seuil, Paris.
- Hall A., Louis J., Lamb D., 2003, Characterising and mapping vineyard canopy using high-spatial-resolution aerial multispectral images, *Computers & Geosciences*, 29(7), 813-822.
- Hall O., Hay G. J., Bouchard A., Marceau D., 2004, Detecting dominant landscape objects through multiple scales: An integration of object-specific methods and watershed segmentation, *Landscape Ecology*, 19, 59-76.
- Halpin P. N., Bunn A. G., 2000, Using GIS to compute a least-cost distance matrix: a comparison of terrestrial and marine ecological applications, in: *Proceedings of the Twentieth Annual ESRI User Conference*, San Diego, California, 26-30 June 2000, <http://gis.esri.com/library/userconf/proc00/professional/papers/PAP890/p890.htm>
- Handy S., 1996, Methodologies for exploring the link between urban form and travel behaviour, *Transportation Research Part D*, 1 (2), 151-165.
- Hargis C. D., Bissonette J. A., David J. L., 1998, The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation, *Landscape Ecology*, 13, 167-186.
- Hastings A., Cuddington K., Davies K. F., Dugaw C. J., Elmendorf S., Freestone A., Harrison S., Holland M., Lambrinos J., Malvadkar U., Melbourne B. A., Moore K., Taylor C., Thomson D., 2005, The spatial spread of invasions: new developments in theory and evidence, *Ecology Letters*, 8, 91-101.
- Hay G. J., Marceau D. J., Dubé P., Bouchard A., 2001, A multiscale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling, *Landscape Ecology*, 16, 471-490.
- Hay G. J., Blaschke T., Marceau D. J., Bouchard A., 2003, A comparison of three image-object methods for the multiscale analysis of landscape structure, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 57, 327-345.
- Hazelwood L., Steele J., 2004, Spatial dynamics of human dispersal, Constraints on modelling and archaeological validation, *Journal of Archaeological Science*, 31, 669-679.
- He H. S., DeZonia B. E., Mladenoff D. J., 2000, An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes, *Landscape Ecology*, 15, 591-601.
- Heidjen F. van der, 1994, *Image based measurement systems: object recognition and parameter estimation*, Wiley, Chichester.
- Helbing D., Molnar P., Farkas I., Bolay K., 2001, Self-organizing pedestrian movement, *Environment and Planning B*, 28, 361-383.
- Henein K., Merriam G., 1990, The elements of connectivity where corridor quality is variable, *Landscape Ecology*, 4, 157-170.
- Henn V., 2001, Information routière et affectation du trafic : vers une modélisation floue, Thèse de doctorat, Université de Saint-Etienne.
- Herold M., Couclelis H., Clarke K. C., 2005, The role of spatial metrics in the analysis and modeling of urban land use change, *Computers, Environment and Urban Systems*, 29, 369-399.
- Herold M., Liu X., Clarke K. C., 2003, Spatial metrics and image texture for mapping urban land use, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69, 991-1001.
- Hiebeler D., 2000, Populations on fragmented landscapes with spatially structured heterogeneities: landscape generation and local dispersal, *Ecology*, 81, 1629-1641.
- Hillier B., 1996, *Space is the machine: a configurational theory of architecture*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Hillier B., 2003, The architectures of seeing and going: or, are cities shaped by bodies or minds? And is there a syntax of spatial cognition? In *Proceedings of the 4th International Space Syntax Symposium*, London, 34 p.
- Hillier B., Chiaradia A., 2003, Configuration spatiale et mixité sociale urbaine. *Actes du 39^e colloque de l'ASRDLF*, Lyon, 1-3 septembre 2003, 20 p.
- Hillier B., Hanson J., 1984, *The social logic of space*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Hillier B., Penn A., Hanson J., Grajewski T., Xu J., 1993, Natural movement: or, configuration and attraction in urban pedestrian movement, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 20, 29-66.

- Hillier B., Penn A., 2004, Rejoinder to Carlo Ratti, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 31, 501-511.
- Hjermann D. Ø., 2000, Analyzing habitat selection in animals without well-defined home ranges, *Ecology*, 81, 1462-1468.
- Hubbard J. H., West B., 1999, *Équations différentielles et systèmes dynamiques*, Vuibert, Paris.
- Hubert-Moy L., Cotonnac A., Gouery P., 1995, Extraction du réseau bocager à l'aide de données satellitaires Landsat Thematic Mapper, application à un bassin versant de la Bretagne centrale, *Photo-Interprétation*, 4, 258-263.
- Hubert-Moy L., Cotonnac A., Le Du L., Chardin A., Perez P., 2001, A comparison of classification procedures of remotely sensed data applied on different landscape units, *Remote Sensing of Environment*, 75, 174-187.
- Hudson P. J., Bjornstad O. N., 2003, Vole stranglers and lemming cycles, *Science*, 302, 797-798.
- Huitu O., Norrdahl K., Korpimäki E., 2003, Landscape effects on temporal and spatial properties of vole population fluctuations, *Oecologia*, 135, 209-220.
- Hunter M. D., Price P. W., 1998, Cycles in insect populations: delayed density dependence or exogenous driving variables? *Ecological Entomology*, 23, 216-222.
- Ingram D. R., 1971, The concept of accessibility: a search for an operational form, *Regional Studies*, 5, 101-107.
- Ives A. R., Turner G. T., Pearson S. M., 1998, Local explanations of landscape patterns: can analytical approaches approximate simulation models of spatial processes? *Ecosystems*, 1, 35-51.
- Jaeger J. A. G., 2000, Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation, *Landscape Ecology*, 15, 115-130.
- Jensen J. R., 1996, *Introductory Digital Image Processing, a remote sensing perspective*, Prentice Hall, Upper Saddle River (2nd edition).
- Jiang B., Claramunt C., 2004, Topological analysis of urban street networks, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 31, 151-162.
- Jiang B., Claramunt C., Batty M., 1999, Geometric accessibility and geographic information: extending desktop GIS to space syntax, *Computers, Environment and Urban Systems*, 23, 127-146.
- Jiang B., Claramunt C., Klarqvist B., 2000, An integration of space syntax into GIS for modelling urban spaces, *Journal of American Geographers*, 2, 161-171.
- Johnson D. M., Bjørnstad O. N., Liebhold A. M., 2004, Landscape geometry and travelling waves in the larch budmoth, *Ecology Letters*, 7, 967-974.
- Johnson D. M., Liebhold A. M., Bjørnstad O. N., 2006, Geographical variation in the periodicity of gypsy moth outbreaks, *Ecography*, 29, 367-374.
- Julien A., Carré J., 2003, La marche dans les déplacements quotidiens des citadins, in : Pumain D., Mattéi M. F. (eds.), *Données urbaines 4*, Anthropos, Paris, 87-95.
- Kaitala V., 2002, Travelling waves in spatial population dynamics, *Ann. Zool. Fennici*, 39, 161-171.
- Kartikeyan B., Sarkar A., Majumder K., 1998, A segmentation approach to classification of remote sensing imagery, *International Journal of Remote Sensing*, 19(9), 1695-1709.
- Kasemsook A., 2003, Spatial and functional differentiation: A symbiotic and systematic relationship, *Proceedings of the 4th International Space Syntax Symposium*, London, 11.
- Kaufmann V., 2000, *Mobilités quotidiennes et dynamiques urbaines*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne.
- Kay S., Léo O., Peedell S., 1998, Computer-assisted recognition of Olive trees in digital imagery, *Proceedings of ISPRS conference*, Budapest, 1998.
- Kendall B. E., Briggs C. J., Murdoch W. W., Turchin P., Ellner S. P., McCauley E., Nisbet R. M., Wood S. N., 1999, Why do populations cycle? A synthesis of statistical and mechanistic modelling approaches, *Ecology*, 80(6), 1789-1805.
- Kenworthy J. R., 2006, The eco-city: ten key transport and planning dimensions for sustainable city development, *Environment & Urbanization*, 18, 67-85.
- Kerridge J., Hine J., Wigan M., 2001, Agent-based modelling of pedestrian movements: the questions that need to be asked and answered, *Environment and Planning B*, 28, 327-341.

- Kinezaki N., Kawasaki K., Takasu F., Shigesada N., 2003, Modeling biological invasions into periodically fragmented environments, *Theoretical Population Biology*, 64, 291-302.
- Knaapen J. P., Scheffer M., Harms B., 1992, Estimating habitat isolation in landscape planning, *Landscape and Urban Planning*, 23, 1-16.
- Koppelman F., Sethi V., 2000, Closed-form discrete-choice models, in Hensher D. A., Button K. J. (dir.), *Handbook of Transport Modelling*, Pergamon, Amsterdam, 211-227.
- Ladet S., Deonchat M., Monteil C., Lacombe J. P., Balent G., 2004, Les chaînes de Markov spatialisées comme outil de simulation, in : Martin H. (dir.), *Géomatique et analyse spatiale, Cassini'04*, Revue Internationale de Géomatique, 159-173.
- Laffly D., 1996, Évolutions et potentiels de l'espace comtois ; recherche de méthodes par la télédétection, Thèse de doctorat, université de Franche-Comté, Besançon.
- Laffly D., 1997, Écologie, télédétection et SIG : les écotopes du grand tétaras dans le Haut-Jura, *Mappemonde*, 3, 765-795.
- Lagacherie P., 1992, Formalisation des lois de distribution des sols pour automatiser la cartographie pédologique à partir d'un secteur pris comme référence. Cas de la petite région naturelle Moyenne Vallée de l'Hérault, Thèse de doctorat, université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.
- Lambin X., Elston D. A., Petty S. J., Mackinnon J. L., 1998, Spatial asynchrony and periodic travelling waves in cyclic field vole populations, *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 265, 1491-1496.
- La Polla V. N., Barrett G. W., 1993, Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*), *Landscape Ecology*, 8, 25-37.
- Lauga J., Joachim J., 1992, Modelling the effect of forest fragmentation on certain species of forest-breeding birds, *Landscape Ecology*, 6, 183-193.
- Lebart L., Morineau A., Piron M., 1995, Statistique exploratoire multidimensionnelle, Dunod, Paris.
- Le Breton D., 1997, Les marcheurs d'horizon, in : Rauch A. (dir.), *La marche, la vie*, Éditions Autrement, Paris, 126-140.
- Le Drut R., 1977, *L'espace en question*, Anthropos, Paris.
- Lefebvre L., 1974, *La production de l'espace*, Anthropos, Paris.
- Lepetit B., 1990, Remarques sur la contribution de l'espace à l'analyse historique, in *Géopoint 90*, Avignon, 31-37.
- Lewis H. G., Newland F. T., Côté S., Tatnall A. R. L., 1999, Cloud motion analysis, in : Atkinson P. M., Tate N. J. (eds.), *Advances in Remote Sensing and GIS Analysis*, Wiley, Chichester, 39-59.
- Li H., Reynolds J. F., 1995, On definition and quantification of heterogeneity, *Oikos*, 73, 280-284.
- Li H., Wu J., 2004, Use and misuse of landscape indices, *Landscape Ecology*, 19, 389-399.
- Liang D., Wu J., 2003, Travelling waves and numerical approximations in a reaction advection diffusion equation with non local delayed effects, *Journal of Nonlinear Science*, 13, 289-310.
- Lidicker W. Z., 1978, Regulation of the numbers in small mammal populations – historical reflections and synthesis, in: Synder D. P. (ed.), *Populations of small mammals under natural conditions*, University of Pittsburgs, 5, 122-141.
- Liebholt A. M., 2003, Alien species as agents of global change, ecology and management of the gypsy moth in North America as a case history, in Kamata (ed.), *Proceedings of the International Symposium of the Kanazawa University, 21st century COE program volume 1*, Kanazawa university, Japan.
- Liebholt A. M., Kamata N., 2000, Are population cycles and spatial synchrony a universal characteristic of forest insect population? *Population Ecology*, 42, 205-209.
- Lillesand T. M., Kiefer R. W., 2000, *Remote sensing and image interpretation*, John Wiley & Sons, New York (4th edition).
- Lin H. M., Willson A. N., 1988, Median filters with adaptative length, *IEEE Transactions on ASSP*, 36(6), 675-690.
- Lobo A., Moloney K., Chiariello L., 1998, Fine scale mapping of grassland from digitized aerial photography: an approach using image segmentation and discriminant analysis, *International Journal of Remote Sensing*, 19(1), 65-84.
- Loehle C., 1990, Home range: a fractal approach, *Landscape Ecology*, 5, 39-52.

- Loehle C., 1994, Home range reconsidered, *Landscape Ecology*, 9, 147-149.
- Loiteron D., Bishop I., 2005, Simulating visitor movement: autonomous agents in urban public garden, *CUPUM '05*, Londres, 29 juin – 1 juillet 2005.
- Loncaric S. 1998, A survey of shape analysis techniques, *Pattern Recognition*, 31, 983-1001.
- Lu H., Carlin B. P., 2005, Bayesian areal wombling for geographical boundary analysis, *Geographical Analysis*, 37, 265-285.
- Lucieer A., Stein A., Fisher P., 2005, Multivariate texture-based segmentation of remotely sensed imagery for extraction of objects and their uncertainty, *International Journal of Remote Sensing*, 26(14), 2917-2936
- Lundberg P., Ranta E., Ripa J., Kaitala V., 2000, Population variability in space and time, *TREE*, 15(11), 460-464.
- Lynch K., 1969, *L'image de la cité*, Dunod, Paris.
- Ma W. X., Fuchssteiner B., 1996, Explicit and exact solutions to a Kolmogorov-Petrovskii-Piskunov equation, *International Journal of Non-Linear Mechanics*, 31(3), 329-338.
- MacArthur R. H., Wilson E. O., 1967, *The theory of island biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- MacFadden D., 1984, Econometric analysis of qualitative response models » in Griliches Z., Intriligator M.D. (dir.), *Handbook of econometrics*, 2, Ed. North-Holland, Amsterdam, p. 1395-1457.
- MacFadden D., 2000, Disaggregate behavioural travel demand's RUM side: a 30-year retrospective » in Hensher D. A. (ed.), *Travel behaviour research, the leading edge*, Pergamon, Amsterdam, p. 17-63.
- MacGarigal K., Marks B., 1995, Fragstat: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Ge. Technical Report PNW-GTR-351, Portland. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Mackinnon J. L., Petty S. J., Elston D. A., Thomas C. J., Sherratt N., Lambin X., 2001, Scale invariant spatio-temporal patterns of field vole density, *Journal of Animal Ecology*, 70, 101-111.
- Major M. D., 2000, The use of "Space Syntax" as an interactive design tool in urban development, *Planning Forum*, 6, 40-56.
- Makris D., Ellis T., 2002, Path detection in video surveillance, *Image and Vision Computing*, 20(12), 895-903.
- Manel S., Schwartz M. K., Luikart G., Taberlet P., 2003, Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics, *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 189-197.
- Mangin D., Panerai P., 1999. *Projet urbain*, Parenthèses, Marseille.
- Manly B., MacDonald L., Thomas D., 1993, *Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies*, Chapman & Hall, London.
- Manni F., Barraï I., 2001, Genetic structures and linguistic boundaries in Italy: a microregional approach, *Human Biology*, 73, 335-347.
- Manni F., Guérard E., Heyer E., 2004, Geographic patterns of (genetic, morphologic, linguistic) variation: how barriers can be detected by "Monmonier's algorithm", *Human Biology*, 76, 173-190.
- Marchant J. A., 1996, Tracking of row structure in three crops using image analysis, *Computers and Electronics in Agriculture*, 15(2), 161-179.
- Marty P., Leparat J., Caplat P., 2006, Géographie et écologie du paysage : quelles relations ? *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, 3, 356-367.
- Marzluff J. M., Millspaugh J. J., Hurvitz P., Handcock M. S., 2004, Relating resources to a probabilistic measure of space use: forest fragment and stellar's jays, *Ecology*, 85, 1411-1427.
- Masson J., 2002, Report of the JRC activities on Olive GIS in the 5 Member States (FR, GR, I, SP, PO). European Commission - Unité surveillance de l'agriculture par télédétection (MARS Unit), Ispra, 38 p.
- Matthiopoulos J., 2003a, The use of space by animals as a function of accessibility and preference, *Ecological Modelling*, 159, 239-268.
- Matthiopoulos J., 2003b, Model-supervised kernel smoothing for the estimation of spatial usage, *Oikos*, 367-377.
- May R. M., 1976, Simple mathematics models with very complicated dynamics, *Nature*, 261, 459-467.
- Merriam G., 1984, Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern, in: Brandt J., Agger P. (eds.), *Proceedings of the First International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning*, 5-15.

- Meentemeyer V., Box E. O., 1987, Scale effects in landscape studies, in: Turner M. G. (ed.), *Landscape heterogeneity and disturbance*, Springer-Verlag, New York, 15-34.
- Michels E., Cottenie K., Neys L., De Gelas K., Coppir P., De Meester L., 2001, Geographical and genetic distances among zooplankton populations in a set of interconnected ponds: a plea for using GIS modelling of the effective geographical distance, *Molecular Ecology*, 10, 1929-1938.
- Monmonier M., 1973, Maximum-difference barriers: an alternative numerical regionalization method, *Geographical Analysis*, 3, 245-261.
- Moorcroft P. R., Lewis M. A., Crabtree R. L., 1999, Home range analysis using a mechanistic home range model, *Ecology*, 1656-1665.
- Morilhat C., 2005, Influence du système sol – végétation – pratiques agricoles des prairies franc-comtoises sur la dynamique de population de la forme fouisseuse du campagnol terrestre, Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon.
- Morrison J. J., 1970, A link between cartographic theory and mapping practice: the nearest neighbour statistic, *Geographical Review*, 60, 494-510.
- Morales J. M., 1999, Viability in a pink environment: why “white noise” models can be dangerous, *Ecology Letters*, 2, 228-232.
- Morilhat C., Bernard N., Foltête J.-C., Giraudoux P., 2007, Neighbourhood landscape effect on population kinetics of the fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*), *Landscape Ecology*, article soumis.
- Mysterud A., Ims R. A., 1999, Relating populations to habitats, *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 489-490.
- Naderi J. R., Raman B., 2005, Capturing impressions of pedestrian landscapes used for healing purposes with decision tree learning, *Landscape and Urban Planning*, 73, 155-166.
- Nagao M., Matsuayama M., 1979, Edge preserving smoothing, *CVGIP*, 9, 394-407.
- Nagel H. H., 1983, Displacement vectors derived from second-order intensity variations in images sequences, *Computer Graphics and Image Processing*, 21, 85-117.
- Nagel H. H., 1987, On the estimation of optical flows: relations between different approaches and some new results, *Artificial Intelligence*, 33(3), 299-324.
- Nageleisen S., 2007, Paysages et déplacements, Thèse de doctorat, université de Franche-Comté.
- Nakache J. P., Turlot J. C., 1994, Discrimination logistique, in Celeux G., Nakache J. P. (dir.), *Analyse discriminante sur variables qualitatives*, Polytechnica, Paris, 43-83.
- Okubo A., 1980, *Diffusion and ecological problems: mathematical models*, Springer-Verlag, New York.
- Okubo A., Levin S. A., 2001, *Diffusion and ecological problems, modern perspectives*, Springer-Verlag, New York.
- Okubo A., Kareiva P., 2001, Some example of animal diffusion, in: Okubo A., Levin S. A. (dir.), *Diffusion and ecological problems, modern perspectives*, Springer-Verlag, New York, 170-196.
- Openshaw S., 1984, *The Modifiable Areal Unit Problem*, Geo Books, Norfolk (UK).
- O'Neill R. V., Hunsaker C. T., Timmins S. P., Jackson B. L., Jones K. B., Riitters K. H., Wickham J. D., 1996, Scale problems in reporting landscape at the regional scale, *Landscape Ecology*, 11, 169-180.
- Orhan J. M., 1998, Les déplacements quotidiens dans 50 villes, in: Pumain D., Mattei M. F. (eds.), *Données urbaines 2*, Anthropos, 73-83.
- Otte M., Nagel H. H., 1995, Estimation of optical flow based on higher-order spatiotemporal derivatives in interlaced and non-interlaced image sequences, *Artificial Intelligence*, 78, 5-43.
- Pain G., Baudry J., Burel F., 2000, LandPop: un outil d'étude de la structure spatiale des populations animales fragmentées, *Revue Internationale de Géomatique*, 10, 89-106.
- Park J. S., Han J. H., 1998 a, Contour motion estimation from image sequences using curvature information, *Pattern Recognition*, 31, 31-39.
- Park J. S., Han J. H., 1998 b, Contour matching: a curvature-based approach, *Image and Vision Computing*, 16, 181-189.
- Paton, P.W.C., 1994, The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conservation Biology*, 8, 17-26.

- Pena-Barragan J. M., Jurado-Exposito M., Lopez-Granados F., Atenciano S., Sanchez-de la Orden M., Garcia-Ferrer A., Garcia-Torres L., 2004, Assessing land-use in olive groves from aerial photographs, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103, 117-122.
- Peponis J., Ross C., Rashid M., 1997, The structure of urban space, Movement and Co-presence: the case of Atlanta, *Geoforum*, 28, 341-358.
- Perez A. J., Lopez F., Benlloch J. V., Christensen S., 2000, Colour and shape analysis techniques for weed detection in cereal fields, *Computers and Electronics in Agriculture*, 25, 197-212.
- Petrovski S., Shigesada N., 2001, Some exact solution to a generalised Fisher equation related to the problem of biological invasion, *Mathematical Biosciences*, 172, 73-94.
- Piombini A., 2006, Modélisation des choix d'itinéraires pédestres en milieu urbain. Analyse géographique et paysagère, Thèse de doctorat, université de Franche-Comté.
- Piombini A., Foltête J.-C., 2006, Evaluer les choix d'itinéraires pédestres en milieu urbain, *Revue Internationale de Géomatique*, à paraître.
- Plotnick R. E., Gardner R. H., O'Neill R. V., 1993, Lacunarity indices as measures of landscape texture, *Landscape Ecology*, 8, 201-211.
- Poerbo H.W., 2001, Urban design guidelines as design control instrument, Thèse de doctorat, Kaiserslautern University.
- Pooler J. A., 1995, The use of separation in the measurement of transportation accessibility, *Transportation Research A*, 29(6), 421-427.
- Porta S., Crucitti P., Latora V., 2006, The network analysis of urban streets: a primal approach, *Environment and Planning B*, in press.
- Powell T. M., Steele J. H. (eds.), 1995, *Ecological time series*, Chapman & Hall, New York.
- Qi Y., Wu J. G., 1996, Effects of changing spatial resolution on the result of landscape pattern analysis using spatial autocorrelation indices, *Landscape Ecology*, 11, 39-49.
- Ratti C., 2004a, Space syntax: some inconsistencies, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 31, 487-499.
- Ratti C., 2004b, Rejoinder to Hillier and Penn, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 31, 513-516.
- Ray N., Lehmann A., Joly P., 2002, Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability, *Biodiversity and Conservation*, 11, 2143-2165.
- Ray B. K., Ray K.S., 1995, Corner detection using iterative Gaussian smoothing with constant window size, *Pattern Recognition*, 28, 1765-1781.
- Ray, N., Burgman M. A., 2006, Subjective uncertainties in habitat suitability maps, *Ecological Modelling*, 195, 172-186.
- Reese, K.P., Ratti, J.T., 1988, Edge effect: a concept under scrutiny, *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conferences*, 53, 127-136.
- Ribeiro L., Barão T., 2006, Greenways for recreation and maintenance of landscape quality: five case studies in Portugal, *Landscape and Urban Planning*, 76, 79-97.
- Richard J. F., 1975, Paysages, écosystèmes, environnement : une approche géographique, *L'Espace Géographique*, 2, 81-92.
- Ricker W. E., 1954, Stock and recruitment, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 11, 559-623
- Riitters K. H., O'Neill R. V., Hunsaker C. T., Wickham J. D., Yankee D. H., Timmins S. P., Jones K. B., Jackson B. L., 1995, A factor analysis of landscape pattern and structure metrics, *Landscape Ecology*, 10, 23-39.
- Rinaldi S., Candaten M., Casagrandi R., 2001, Evidence of peak-to-peak dynamics in ecology, *Ecology Letters*, 4, 610-617.
- Robbez-Masson J.-M., 1994, Reconnaissance et délimitation de motifs d'organisation spatiale : application à la cartographie des pédo-paysages, Thèse de doctorat, ENSA, Montpellier.
- Robbez-Masson J.-M., Borne F., Girard, M. C., 1996, Description et Segmentation de Motifs d'Organisation Spatiale. Application à l'obtention d'esquisses paysagères, *Actes du Colloque INRA « Phénomènes Spatiaux en Agriculture »*, La Rochelle, 1995, 65-79.

- Robbez-Masson J.-M., Foltête J.-C., Cabello L., Flitti M., 1999, Prise en compte du contexte spatial dans l'instrumentation de la notion de paysage. Application à une segmentation géographique assistée, *Revue Internationale de Géomatique*, 2, 173-195.
- Robbez-Masson J.-M., Foltête J.-C., 2005, Localising missing plants in squared-grid patterns of discontinuous crops from remotely sensed imagery, *Computers & Geosciences*, 31, 900-912.
- Rocques L., 2004, Equations de réaction-diffusion non linéaires et modélisation en écologie, Thèse de doctorat, Université Paris VI.
- Rodriguez D.A., Joo J., 2004, The relationship between non-motorized mode choice and the local physical environment, *Transportation Research – D*, 9(2), 151-173.
- Roger A., 1991, Le paysage occidental. Rétrospective et prospective, *Le Débat*, 65, 14-28.
- Roger A. (coord.), 1995, *La théorie du paysage en France*, Champ Vallon, Seyssel.
- Roger A., 1996, Paysage et environnement : pour une théorie de la dissociation, in : Le Dantec J. P. (ed.), *Jardins et paysages*, Larousse, Paris.
- ROPRE, 2000, Etude des relations entre le campagnol terrestre et les variables du paysage, Rapport de synthèse, Groupe ROPRE Suisse.
- Rougerie G., 1985, Le dessus ou le dedans ? *Revue Géographique de l'Est*, 4, 355-363.
- Rousset F., 1997, Genetic differentiation and estimation of gene flow from F-statistics under isolation-by-distance, *Genetics*, 145, 1219-1228.
- Rousset F., 2000, Genetic differentiation between individuals, *Journal of Evolutionary Biology*, 13, 58-62.
- Rousset F., 2003, Inferences from spatial population genetics, in Balding D., Bishop M., Cannings C. (eds.), *Handbook of Statistical Genetics*, John Wiley, Chichester.
- Royama T., 1992, *Analytical population dynamics*, Chapman & Hall, New York.
- Salheen M., Forsyth L., 2001, Addressing distance in the space syntax syntactical model, *Urban Design International*, 6, 93-110.
- Salheen M., 2003, An application of universal distance using Space Syntax analysis, *4th International Symposium on Space Syntax*, London, 2003, 36.
- Sanders L., 1996, La modélisation spatio-temporelle : les différents niveaux d'intégration du temps et de l'espace, in : *Etude des phénomènes spatiaux en agriculture*, INRA Editions, Paris.
- Saucy F., 1988, Dynamique de population, dispersion et organisation sociale de la forme fouisseuse du campagnol terrestre (*Arvicola terrestris sherman*), Thèse de doctorat, Université de Neuchâtel.
- Saucy F., 1994, Density dependence in time series of the fossorial form of the water vole, *Arvicola Terrestris, Oikos*, 71, 381-392.
- Schulze M. A., Pearce J. A., 1994, A morphology-based filter structure for edge-enhancing smoothing, *IEEE Conference on Image Processing*, Austin, 530-534.
- Schumaker N. H., 1996, Using landscape indices to predict habitat connectivity, *Ecology*, 77, 1210-1225.
- Scott J. P., 2000, *Social Networks Analysis: A handbook*. Sage Publication, London.
- Seaman D. E., Griffith B., Powell R. A., 1998, KERNELHR: a program for estimating animal home ranges, *Wildlife Society Bulletin*, 26, 95-100.
- Sharov A. A., Liehold A. M., 1998, Model of slowing the spread of gypsy moth (*Lepidoptera* : *Limantriidae*) with a barrier zone, *Ecological Applications*, 8(4), 1170-1179.
- Shigesada N., Kawasaki K., Teramoto E., 1986, Traveling periodic waves in heterogeneous environments, *Theoretical Population Biology*, 30, 143-160.
- Shigesada N., Kawasaki K., 1997, *Biological invasions: theory and practice*, Oxford University Press, Oxford.
- Shriver, K., 1997, Influence of environmental design on pedestrian travel behaviour in four Austin neighbourhoods, *Transportation Research Record*, 1578, 64-75.
- Shippers P., Verboom J., Knaapen J. P., van Apeldoorn R. C., 1996, Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: an analysis with a GIS-based random walk model, *Ecography*, 19, 97-106.
- Skalski G. T., 2004, The diffusive spread of alleles in heterogeneous populations, *Evolution*, 58(3), 470-478.

- Skellam J. G., 1951, Random dispersal in theoretical populations, *Biometrika*, 38, 196-218.
- Slak M. F., Lee A., Michel P., 2001, L'évolution des structures d'occupation du sol vue par Teruti, *Agreste*, 21, 13-25.
- Slatkin M., 1993, Isolation-by-distance in equilibrium and non-equilibrium populations, *Evolution*, 47, 264-279.
- Smith M. J. de, 2004, Distance transform as a new tool in spatial analysis, urban planning and GIS, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 31, 85-104.
- Steadman P., 2004, Guest editorial, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 31, 483-486.
- Stoddart D. R., 1965, The shape of atolls, *Marine Geology*, 3, 369-383.
- Stow A. J., Sunnucks P., Briscoe D. A., Gardner M. G., 2001, The impact of habitat fragmentation on dispersal of Cunningham's skink (*Egernia cunninghami*): evidence from allelic and genotypic analyses of microsatellites, *Molecular Ecology*, 10, 867-878.
- Stratman B., White R., Engelen G., 2004, Towards an automatic calibration procedure for constrained cellular automata, *Computers, Environment and Urban Systems*, 28, 149-170.
- Strogatz S., 2001, Exploring complex networks, *Nature*, 410, 368-376.
- Taylor P. D., Fahrig L., Henien K., Meriam G., 1993, Connectivity is a vital element of landscape structure, *Oikos*, 68, 571-572.
- Tillett N. D., Hague T., Miles S. J., 2001, A field assessment of a potential method for weed and crop mapping on the basis of crop planting geometry, *Computers and Electronics in Agriculture*, 32, 229-246.
- Tischendorf L., 1997, Modelling individual movements in heterogeneous landscapes: potentials of a new approach, *Ecological Modelling*, 103, 33-42.
- Tischendorf L., Fahrig L., 2000, How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 15, 633-641.
- Tischendorf L., 2001, Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, 16, 235-254.
- Tolle F., 2005, Paysage et risque sanitaire ; le cas de l'échinococcose alvéolaire, thèse de doctorat, université de Franche-Comté, Besançon.
- Tolle F., Foltête J.-C., Combes B., Cliquet F., Giraudoux P., Tourneux F.-P., 2006, Le choix de descripteurs paysagers en tant qu'indicateurs d'un risque épidémiologique. Le cas d'Echinococcus multilocularis, in : Tannier C., Houot H., Chardonnel S. (eds.), *Actes des 7èmes rencontres de Théo Quant*, Besançon, 26-28 janvier 2005.
- Tomlin C.D., 1990, *Geographic Information Systems and Cartographic Modeling*, Prentice-Hall, London.
- Tong H., 1990, *Non-linear time series: a dynamical system approach*, Clarendon, Oxford.
- Tsai D. Y., Lee Y., Chiba R., 2005, An Improved Adaptive Neighborhood Contrast Enhancement Method for Medical Images, in: Adlassnig K. P., Bracale N. (eds.), *Biomedical Engineering*, Innsbruck, 02/2005.
- Turchin P., 1998, *Quantitative analysis of movement*, Sinauer, Sunderland.
- Turchin P., Ellner S. P., 2000, Living on the edge of chaos: population dynamics of fennoscandia voles, *Ecology*, 81(11), 3099-3116.
- Turchin P., Wood S. N., Ellner S. P., Kendall E., Murdoch W. W., Fischlin A., Casas J., McCauley E., Briggs C. J., 2003, Dynamical effects of plant quality and parasitism on population cycles of larch budmoth, *Ecology*, 84(5), 1207-1214.
- Turner M. G., Costanza R., Sklar F. H., 1989a, Methods to evaluate the performance of spatial simulation models, *Ecological Modelling*, 48, 1-18.
- Turner M. G., Dale V. H., Gardner R. H., 1989b, Predicting across scales: theory development and testing, *Landscape Ecology*, 3, 245-252.
- Turner A., Penn A., 2002, Encoding natural movement as an agent-based system: an investigation into human pedestrian behaviour in the built environment, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 29, 473-490.
- Uchmański J., Grimm V., 1996, Individual-based modelling in ecology: what makes the difference? *Trends in Ecology & Evolution*, 11, 437-441.
- Unwin D. J., 1981, *Introductory Spatial Analysis*, Methuen, London.
- Urban D. L., O'Neill R. V., Shugart H. H., 1987, Landscape ecology, *Bioscience*, 37, 119-127.

- Verbeylen G., De Bruyn L., Adriaensen F., Matthysen F., 2003, Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in a urban landscape?, *Landscape Ecology*, 18, 791-805.
- Vos C. C., Antonisse-de-Jong A. G., Goedhart P. W., Smulders M. J. M., 2001, Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*), *Heredity*, 86, 598-608.
- Voss R. F., 1988, Fractals in nature: from characterization to simulation, in Petigen H. O., Saupe D. (eds.), *The Science of Fractal Images*, Springer-Verlag, New York, 21-70.
- Wang L., Sousa W. P., Gong P., 2004, Integration of object-based and pixel-based for mapping mangroves with IKONOS imagery, *International Journal of Remote Sensing*, 25(24), 5655-5668.
- Wassenaar T., 2001, Reconnaissance des états de surface du sol en milieu viticole méditerranéen par télédétection à très haute résolution spatiale, Thèse de doctorat, INRA-ENSA.M, Montpellier.
- Wassenaar T., Baret F., Robbez-Masson J. M., Andrieux P., 2001, Sunlit soil surface extraction from remotely sensed imagery of perennial, discontinuous crop areas: the case of Mediterranean vineyards, *Agriculture and Environment*, 21, 235-245.
- Wassenaar T., Robbez-Masson J. M., Andrieux P., Baret F., 2002, Vineyard identification and description of spatial crop structure by per-field frequency analysis, *International Journal of Remote Sensing*, 23(17), 3311-3325.
- Watts D. J., Strogatz S. H., 1998, Collective dynamics of 'small-world networks', *Nature*, 393, 440-442.
- Wayens B., Grimmeau J. P., 2001, Le géomarketing : fondements, principes et applications, *GIS-news*, 19, 1-6.
- Weber C., Hirsch J., 2000, Le modèle de potentiel : un modèle d'interaction spatiale utilisable en aménagement, *Cybergéo*, 132. <http://193.55.107.3/durham/weber/colloq99.htm>
- Weir B. S., Cockerham C. C., 1984, Estimating *F*-statistics for the analysis of population structure, *Evolution*, 38, 1358-1370.
- Wharton S.W., 1982, A contextual classification method for recognizing land use patterns in high resolution remotely sensed data, *Pattern Recognition*, 15, 317-324.
- White D., Kimerling A. J., Overton W. S., 1992, Cartographic and geometric components of a global sampling design for environmental monitoring, *Cartography and Geographic Information Systems*, 19, 5-22.
- White G. C., Garrott R. A., 1990, *Analysis of wildlife radio-tracking data*, Academic Press, New York.
- Wiel M., 1999, *La transition urbaine ou le passage de la ville pédestre à la ville motorisée*, Édition Mardaga, Paris.
- With K. A., Crist T. O., 1995, Critical threshold in species responses to landscape structure, *Ecology*, 76, 2446-2459.
- With K. A., Gardner R. H., Turner M. G., 1997, Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments, *Oikos*, 78, 151-169.
- Withers M. A., Meentemeyer V., 1999, Concepts of scale in landscape ecology, in: Klopatek J. M., Gardner R. H. (eds.), *Landscape Ecological Analysis, issues and applications*, Springer-Verlag, New York, 205-252.
- Womble W., 1951, Differential systematics, *Science*, 28, 315-322.
- Worton B. J., 1987, A review of models of home range for animal movement, *Ecological Modelling*, 38, 27-298.
- Worton B. J., 1989, Kernel method for estimating the utilization distribution in home-range studies, *Ecology*, 70, 164-168.
- Worton B. J., 1995, Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimates, *Journal of Wildlife Management*, 59, 794-800.
- Wright K. A., 1943, Isolation by distance, *Genetics*, 28, 114-138.
- Wu J., 2004, Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations, *Landscape Ecology*, 19, 125-138.
- Wu J., Jelinski D. E., Luck M., Tueller P. T., 2000, Multiscale analysis of landscape heterogeneity: scale variance and pattern metrics, *Geographic Information Sciences*, 6, 6-19.
- Xin Y., Truyen B., Pratikakis I., Cornelis J., 1996, Hierarchical contour matching in medical images, *Image and Vision Computing*, 14, 417-433.
- Yu K., 1996, Security patterns and surface model in landscape ecological planning, *Landscape and Urban Planning*, 36, 1-17.

- Zacharias J., 2005, Exploratory spatial behaviour in real and virtual environments, *Landscape and Urban Planning*, 78, 1-13.
- Zacharias J., 1999, Preferences for view corridors through the urban environment, *Landscape and Urban Planning*, 43, 217-225.
- Zacharias J., 1997, The impact of layout and visual stimuli on the itineraries and perception of pedestrians in a public market, *Environment and Planning B: Planning and Design*, 24, 23-35.
- Zachariadis V., 2005, An agent-based approach to the simulation of pedestrian movement and factors that control it, *CUPUM'05*, Londres, 29 juin-1 juillet 2005.
- Zhang D., Lu G., 2004, Review of shape representation and description techniques, *Pattern Recognition*, 37, 983-1001.
- Zhang J., Timmermans H., Borgers A., Wang D., 2004, Modeling traveler choice behavior using the concepts of relative utility and relative interest, *Transportation Research – B*, 38(3), 215-234.
- Zhang S., Zhang J., Li F., Cropp R., 2006, Vector analysis theory on landscape pattern (VATLP), *Ecological Modelling*, 193, 492-502.

Table des figures

Figure 1. Aspect cyclique des pullulations de campagnols terrestres sur les plateaux du Doubs.....	13
Figure 2. Données démographiques et paysagères sur le plateau de Nozeroy.....	14
Figure 3. Extrait du réseau de voirie de Besançon et fréquences pédestres dans la zone d'enquête paysagère	16
Figure 4. Principe des objets paysagers.....	24
Figure 5. Cartographie d'unités paysagères par filtrage de catégories d'occupation du sol sur la ville d'Oran (Algérie)	27
Figure 6. Exemple de mesure des formes d'un objet paysager.....	29
Figure 7. Règles d'affectation des catégories d'occupation du sol aux éléments paysagers	30
Figure 8. Exemple d'identification d'objets paysagers sur le plateau de Nozeroy	31
Figure 9. Graphes des relations de contiguïté entre objets paysagers.....	32
Figure 10. Parcelles pour les tests d'algorithme de reconnaissance des plants manquants	34
Figure 11. Enchaînement des traitements de l'image brute aux objets plants et plants manquants.....	35
Figure 12. Les indices paysagers, entre processus écologiques et structures paysagères	37
Figure 13. Plusieurs cas de description paysagère d'unités spatiales	46
Figure 14. Adaptation du comptage des paires de pixels d'habitat adjacents.....	49
Figure 15. Limites des indices de cohésion et de distance pour mesurer la connectivité entre deux unités adjacentes.....	49
Figure 16. Exemple de trajet simulé au départ de l'unité b.	50
Figure 17. Parcours simulés depuis l'unité centrale, en fonction de l'autocorrélation directionnelle.	51
Figure 18. Cartes des liens de connectivité structurelle entre les unités spatiales du plateau de Nozeroy .	53
Figure 19. Cartes des liens de connectivité par simulation de mouvements.....	54
Figure 20. Divers types de voisinages (inspiré de Tomlin, 1990)	58
Figure 21. Voisinages d'un vecteur de vitesse.	59
Figure 22. Principe de l'analyse radiale d'un descripteur paysager	61
Figure 23. Exemple de courbes radiales par utilisation de la méthode VOISIN	63
Figure 24. Analyse radiale pour déterminer l'échelle spatiale du milieu prairial sur le plateau de Nozeroy (extrait).	64
Figure 25. Densité de lisières herbacé-boisé en fonction du rayon de voisinage	66
Figure 26. Part de chevauchement des voisinages en fonction du rayon et des échantillons	67
Figure 27. Courbes d'analyse radiale pour quatre espèces	69
Figure 28. Modèle du degré de présence du bruant jaune	71
Figure 29. Exemple de trajets enregistrés dans le SIG	81
Figure 30. Exemples de transformation des données de trajets	82

Figure 31. Corrélations entre différentes formes d'accessibilité spatiale et fréquence pédestre	87
Figure 32. Comparaison cartographique des différents types d'indice d'accessibilité liés aux fréquences pédestres observées.	88
Figure 33. Facteurs centralité et connectivité en relation avec l'accessibilité spatiale.....	90
Figure 34. Fréquence pédestre résiduelle et relation avec les indices d'accessibilité	91
Figure 35. L'ensemble des itinéraires potentiels pour relier une origine à une destination	94
Figure 36. Principe du Logit Multinomial Hiérarchique pour la modélisation des flux	96
Figure 37. Évaluation des modèles Logit au niveau désagrégé.....	98
Figure 38. Algorithme d'identification des bifurcations	101
Figure 39. Carte des valeurs de choix d_i des tronçons aux bifurcations	103
Figure 40. Les deux cas de figure classiques de l'analyse spatio-temporelle	106
Figure 41. Possibilités d'analyse spatiale dans le cas de séries temporelles courtes.....	109
Figure 42. Evolution de l'effectif total estimé par les densités relevées sur le terrain	113
Figure 43. Résidus du modèle de Skellam par optimisation	114
Figure 44. Résidus moyen du modèle de Skellam en fonction de la distance à l'épicentre	115
Figure 45. Exemple d'application du modèle sinusoïdal	119
Figure 46. Flux locaux issus du modèle sinusoïdal.....	120
Figure 47. Cartes des valeurs locales des paramètres a et c sur le plateau de Nozeroy	120
Figure 48. Diffusion théorique isotrope et anisotrope.....	123
Figure 49. Des isolignes de densité aux vecteurs de vitesse	124
Figure 50. Extension des vecteurs de vitesse	124
Figure 51. Vecteurs de vitesse et isolignes de densité de la propagation spatiale des pullulations de campagnol entre avril et septembre 2002	125
Figure 52. Courbes des covariances croisées	130
Figure 53. Flux et barrières de 1990 à 1991, selon un modèle isotropique (de 2 à 5 km).....	131
Figure 54. Flux et barrières estimés entre 1991 et 1992.....	131
Figure 55. Orientation préférentielle des trajets de personnes se déclarant sensibles au paysage à Besançon	141
Figure 56. Résidus du modèle prédictif de la fréquentation pédestre à partir des indices d'occupation du sol	144
Figure 57. Performances des modèles explicatifs des choix de bifurcation	150
Figure 58. Structure globale de l'occupation du sol dans le Doubs	155
Figure 59. Zones d'épicentres et zones de diffusion localisées dans la structure générale des paysages des plateaux du Doubs	156
Figure 60. Relations entre indices paysagers et dynamique démographique des campagnols terrestres dans un échantillon de parcelles agricoles	158
Figure 61. Relations entre indices paysagers et dynamique démographique des campagnols terrestres dans la zone d'influence de l'épicentre d'Amancey	160
Figure 62. Relations statistiques entre indices paysagers et vitesse locale de propagation.....	164
Figure 63. Cartes des écarts de cinétique et des distances euclidienne au point de démarrage.....	171
Figure 64. Corrélogrammes à partir des valeurs génotypiques	174
Figure 65. Les différentes étapes pour le calcul des distances-coût.....	176
Figure 66. Différentes fonctions pour calculer les résistances	178
Figure 67. Corrélations obtenues avec les fonctions f_2 et f_3	179
Figure 68. Comparaison entre EC et plusieurs distances	179
Figure 69. Cartographie des distances-coût à partir du point d'origine de la propagation.....	180
Figure 70. Évolution de la composition d'occupation du sol des densités maximales de campagnols terrestres dans le Doubs.....	183
Figure 71. Indice d'intégration locale à Lille	189
Figure 72. Calcul de l'effet d'accessibilité dans le contexte de propagation des campagnols terrestres..	192

Table des tableaux

Tableau 1. Paramètres de plusieurs profils d'individus simulés.....	52
Tableau 2. Relations entre fréquences modélisées et fréquences observées des tronçons à Lille et à Besançon (coefficient r^2 , $p < 0,01$).....	98
Tableau 3. Applications du modèle de Skellam par optimisation.....	114
Tableau 4. Différents tests du modèle sinuoidal.....	119
Tableau 5. Corrélations entre fréquence d'usage pédestre et structure d'occupation du sol.....	142
Tableau 6. Relations significatives entre fréquence d'usage pédestre et variables paysagères à Lille.....	146
Tableau 7. Corrélations significatives entre valeurs de choix moyennes et paysage.....	147
Tableau 8. Relations significatives entre éléments paysagers et choix d'itinéraires.....	148
Tableau 9. Relations significatives entre éléments paysagers et choix de bifurcation.....	150
Tableau 10. Modèles multivariés du choix de bifurcation.....	151
Tableau 11. Comparaisons statistiques entre les paysages d'épicentres et de diffusion.....	157
Tableau 12. Corrélations entre résidus du modèle de Skellam et indices paysagers.....	162
Tableau 13. Corrélations entre connectivité paysagère et flux de campagnols.....	165
Tableau 14. Différents tests de distances-coût classique.....	172
Tableau 15. Tests de Mantel pour comparer distances génétiques et distances spatiales.....	174
Tableau 16. Résultats obtenus à partir de la fonction f_1	178
Tableau 17. Régressions multiples pour modéliser l'usage spatial par les piétons.....	190
Tableau 18. Régressions multiples pour modéliser l'usage spatial par les campagnols.....	193

Paysage et mouvement

De l'écologie aux déplacements urbains :
éléments pour une identification des paysages préférentiels

Résumé

Les travaux présentés portent sur le thème des relations entre les déplacements d'individus et les structures paysagères qui constituent leur environnement. Partant de l'hypothèse que ces structures jouent un rôle sur certains caractères des mouvements (vitesse, direction, itinéraire, ...), deux sujets principaux ont été abordés : 1) l'étude de la propagation des campagnols terrestres dans les prairies de Franche-Comté ; 2) l'analyse des déplacements piétonniers en milieu urbain dans les villes de Lille et Besançon.

Dans le premier chapitre, la caractérisation des structures paysagères est abordée à plusieurs niveaux : identification d'objets paysagers à partir des données de télédétection, usage et limite des indices paysagers, mesure de la connectivité paysagère dans le cas d'un espace discrétisé, application des analyses radiales pour explorer les niveaux d'échelle spatiale.

Le deuxième chapitre est dédié aux différentes formes de modélisation des données de mouvement. Il s'agit d'abord des déplacements de marcheurs abordés à un niveau agrégé, mis en parallèle avec plusieurs indices d'accessibilité spatiale ; les modèles de choix discret sont ensuite appliqués aux trajets individuels. Ensuite, les mouvements de masse résultant de la diffusion des campagnols sont analysés dans leur complexité spatio-temporelle (modèles de réaction-diffusion, modèles de cinétique) ou de façon diachronique (reconstitution de flux, vecteurs de vitesse).

Dans le troisième chapitre, les acquis méthodologiques précédents sont utilisés pour préciser le rôle du paysage sur les mouvements. Les déplacements pédestres, concentrés dans les centres urbains par un simple effet structurel, sont favorisés par l'ambiance urbaine des rues commerçantes, par le dégagement visuel des places ; le rôle des éléments végétaux y est secondaire, n'apparaissant significatif que dans un contexte très minéral. Par ailleurs, la diffusion des campagnols terrestres est favorisée à l'échelle régionale par l'importance des surfaces prairiales. Localement, les structures bocagères freinent considérablement la première phase d'invasion ; toutefois, il semble que les surfaces boisées puissent être empruntées en phase de saturation démographique.

Enfin, une prise de recul avec l'ensemble des travaux effectués conduit à proposer un cadre d'analyse générique de l'usage de l'espace par des individus, dans la perspective d'une identification des préférences paysagères.

Mot-clés : déplacement, paysage visible, indice paysager, configuration spatiale, accessibilité, trajet, itinéraire, préférence, propagation, piéton, campagnol.

Landscape and movement

From ecology to urban mobility:
elements for identifying preferential landscapes

Abstract

The main goal of the present work is to show the relationship between individual movements and the landscape structures that constitute their environment. With the assumption of a strong role of these structures on the properties of movements (speed, direction, choice of itinerary...), two principal subjects have been dealt with: 1) the spread of common vole in the grassland of the region of Franche-Comté; 2) the pedestrian movements in urban area in the cities of Lille and Besançon.

In a first chapter, different analysis techniques are applied to the characterisation of landscape structures: identification of landscape objects from remote sensing data, use and limitations of landscape indices, measurement of the landscape connectivity for discrete spaces and radial analysis for exploring the spatial scale levels.

The second chapter deals with different kinds of modelling of movement data. It starts with an aggregating level of pedestrian movements, in comparison with several spatial accessibility indices; the resulting discrete-choice models are then applied to the individual trips. Next, mass movements resulting from vole diffusion are studied through their spatio-temporal complexity (reaction-diffusion models, kinetic models) or through diachronic sequences (flow estimation, velocity vectors).

The third chapter uses the preceding methodological contributions to define the role of landscape in movements. While structural effects entail a strong concentration of pedestrian movement in downtown areas, other factors of influence have been identified: 1) urban atmosphere of commercial streets, 2) extent of view are the strongest. Vegetation plays a secondary role, being significant only in a very mineral context. The analysis of vole spread shows that the size and accessibility of grassland areas are the main factors of diffusion. The hedged grassland strongly slows down the first stage of invasion while the wooded areas seem to be travelled during the demographical saturation stage.

As a generalisation of the preceding work, we conclude with a generic framework of analysis of the use of spatial usage by individuals, in order to identify their landscape preferences.

Key words: movement, visible landscape, landscape index, spatial configuration, accessibility, trip, route, preference, spread, pedestrian, vole.