



La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers

Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel, Xavier Girardet, Pierline Tournant,
Gilles Vuidel

► To cite this version:

Jean-Christophe Foltête, Céline Clauzel, Xavier Girardet, Pierline Tournant, Gilles Vuidel. La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers : Méthodes et outils. *Revue Internationale de Géomatique*, 2012, 22 (4), pp.641-658. 10.3166/RIG.22.641-658 . hal-00796590

HAL Id: hal-00796590

<https://hal.science/hal-00796590>

Submitted on 8 Mar 2022

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial 4.0 International License

La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers

Méthodes et outils

Jean-Christophe Foltête — Céline Clauzel — Xavier Girardet — Pierline Tournant — Gilles Vuidel

*ThéMA, UMR 6049 CNRS / Université de Franche-Comté
32, rue Mégevand
F-25030 Besançon cedex
jean-christophe.foltete@univ-fcomte.fr*

RÉSUMÉ. *Les questions relatives aux modifications paysagères et à la diminution de la biodiversité qui en résulte ont fait émerger la notion de réseau écologique. Dans son acception spatiale, un réseau écologique représente l'ensemble des taches d'un habitat donné et des flux potentiels qui les relient. Les graphes paysagers étant apparus récemment comme des méthodes efficaces pour modéliser les réseaux écologiques, cet article propose d'en faire l'état des lieux. Le contexte d'utilisation de ces graphes est tout d'abord précisé, en opposant les approches « habitat » aux approches « espèces ». Ensuite sont abordées les principales étapes de construction, de la définition des taches et des liens, à la finalisation du graphe et au calcul de métriques de connectivité. Enfin un recensement des outils logiciels disponibles vient compléter cette présentation. L'ensemble alimente finalement une discussion sur le positionnement de ces méthodes dans la perspective de la cartographie des trames vertes et bleues.*

ABSTRACT. *Issues related to landscape changes and loss of biodiversity have emphasized the concept of ecological network. In its spatial meaning, an ecological network is a set of habitat patches linked by ecological fluxes. Since landscape graphs have recently appeared as efficient methods to model the ecological networks, the aim of this paper is to make a review of these approaches. First, the context in which landscape graphs are used is presented, opposing the habitat approach vs the species approach. Then the steps required to build these graphs are described, from the identification of patches and links, to the computation of connectivity metrics. Finally the available software tools are listed. This paper ends with a discussion focused on the relevance of these methods in the aim of mapping the ecological networks.*

MOTS-CLÉS : *théorie des graphes, connectivité fonctionnelle, écologie du paysage, gestion paysagère, aménagement du territoire.*

KEYWORDS: *graph theory, functional connectivity, landscape ecology, landscape management, land planning.*

1. Introduction

Les ressources naturelles sont soumises à une pression constante exercée par les activités humaines, par le biais de processus tels que l'étalement urbain, la densification des réseaux de transport et l'intensification agricole. Ces processus contribuent à diminuer et fragmenter les habitats naturels (Forman, 1995), contraignant certaines populations animales à se subdiviser (Harrison, 1991) et parfois à adopter une dynamique de métapopulation (Opdam, 1991 ; Hanski, 1994). La viabilité des populations dont l'habitat est fragmenté dépend du maintien des flux individuels entre les différentes taches d'habitat (With *et al.*, 1997). Ces flux démographiques assurent la diversité génétique, permettant ainsi aux populations de conserver leur capacité de survie face aux nombreux stress environnementaux. Dans ce contexte, la connectivité paysagère est considérée comme un facteur-clé de la viabilité des populations. Elle est définie comme la réponse fonctionnelle d'une espèce donnée aux conditions offertes par les structures paysagères, en termes de déplacements individuels (Taylor *et al.*, 2006).

Parallèlement, sur le plan de l'aménagement du territoire, la préservation des espèces faunistiques et floristiques ainsi que des milieux naturels, exclusivement fondée sur la définition de zonages (parcs nationaux, réserves naturelles par exemple) a montré ses limites pour enrayer la diminution de la biodiversité (Jongman, 1995). La nécessité de prendre en compte les flux biologiques entre les principales sources de biodiversité s'est traduite par l'émergence de nouveaux concepts dont la terminologie reste fluctuante, des réseaux écologiques (Opdam, 2002 ; Opdam *et al.*, 2006) utilisé préférentiellement en Europe, aux « greenways » utilisé en Amérique du nord (Ahern, 1994 ; 1995). En France, le concept de réseau écologique se manifeste surtout par la loi Grenelle 1, intégrant les trames vertes et bleues dans les politiques d'aménagement du territoire (Cormier *et al.*, 2010). Se distinguant de l'analyse systémique des relations énergétiques entre les éléments d'un écosystème (Jørgensen et Fath, 2006), le réseau écologique est ici considéré comme l'ensemble spatial formé par les cœurs de biodiversité reliés par des zones de connexion biologique (Opdam *et al.*, 2006). Ce concept est donc intimement lié à la notion de connectivité paysagère, le réseau symbolisant la configuration spatiale souhaitable pour le maintien des flux biologiques alors que la connectivité est une propriété mesurable en un lieu donné, qu'un réseau soit présent ou non.

Plusieurs approches méthodologiques sont possibles pour mesurer la connectivité paysagère. Calabrese et Fagan (2004) distinguent ces approches en fonction à la fois de leur capacité à exprimer des aspects fonctionnels et de leur difficulté de mise en œuvre. Suivant ces deux critères, les métriques paysagères usuelles telles que celles qui sont rassemblées dans l'outil Fragstats (McGarigal et Marks, 1995) s'avèrent moins pertinentes, car elles relèvent davantage de la connectivité structurelle (Tischendorf, 2001). Certaines métriques, comme l'indice de proximité (Gustafson et Parker, 1994), visent toutefois à dépasser cet aspect structurel (Richard et Armstrong, 2010), mais restent limitées au principe d'indices de voisinage local. À

l'inverse, les métriques de connectivité fondées sur les modèles de fonction d'incidence (Hanski, 1994) donnent accès à une représentation plus précise de ces aspects fonctionnels, mais nécessitent un paramétrage nettement plus exigeant. Les modèles de simulations fondés sur des agents individuels sont aussi un moyen de caractériser la connectivité fonctionnelle (Tischendorf et Fahrig, 2000 ; Foltête, 2004), mais là encore au prix d'une lourdeur de calcul peu compatible avec les échelles régionales de l'aménagement du territoire. Selon Calabrese et Fagan (2004), les approches fondées sur les graphes paysagers constituent un bon compromis entre pertinence et efficacité, par leur bonne capacité à représenter les flux et leur exigence modeste en termes de données d'entrée.

Depuis les travaux initiaux de Bunn *et al.* (2000) et Urban et Keitt (2001), les méthodes fondées sur la théorie des graphes pour caractériser les réseaux écologiques se sont fortement développées. Depuis quelques années, plusieurs auteurs ont contribué à adapter le cadre générique de la théorie des graphes aux spécificités écologiques et géographiques de ces réseaux (Dale et Fortin, 2010 ; Saura et Pascual-Hortal, 2007 ; Urban *et al.* 2009). De nombreux indices de connectivité ont été proposés, nécessitant la production d'états de l'art (Dale et Fortin, 2010 ; Galpern *et al.*, 2011 ; Rayfield *et al.*, 2011). Cependant, les graphes paysagers restent actuellement peu exploités en dehors des chercheurs spécialisés dans ce domaine. Il apparaît donc important que ces méthodes soient présentées dans leur globalité, en dehors des travaux ciblés sur des questions strictement techniques.

Dans cet article, nous proposons de présenter les graphes paysagers, en décrivant d'abord le contexte dans lequel ils peuvent être utilisés et en abordant ensuite les principaux éléments de méthodes nécessaires pour leur construction. Enfin les outils logiciels permettant la réalisation de ces graphes sont comparés, de façon à orienter l'utilisateur potentiel.

2. Positionnement des analyses fondées sur les graphes paysagers

Les graphes paysagers peuvent être utilisés dans plusieurs contextes. Leur vocation initiale est de fournir un appui à l'aménagement et la gestion paysagère, dans une logique de préservation des continuités écologiques, s'inscrivant dans un champ plus large de conservation biologique. À l'interface entre l'écologie et l'aménagement du territoire, ces outils peuvent être mis en œuvre suivant deux approches principales (Opdam *et al.*, 2002) :

- l'approche habitat, où les éléments du graphe sont définis en prenant comme référence un type de milieu¹ (surfaces boisées ou zones humides par exemple), mais sans focaliser l'analyse sur une espèce précise ;

¹ Les trames et les sous-trames, selon le vocabulaire adopté dans les textes du Grenelle de l'Environnement.

- l'approche espèce, où toute la construction du graphe est réalisée en fonction d'une espèce cible, en tenant compte de son mode de vie et de ses préférences paysagères.

Ces deux approches diffèrent à plusieurs niveaux. L'approche habitat est a priori plus facile à mettre en œuvre, puisqu'elle ne nécessite que des données paysagères et qu'elle procède par grands types de milieux, en conformité avec les attentes des pouvoirs publics au sujet des réseaux écologiques. Elle privilégie parfois la construction du graphe en focalisant la construction de ces réseaux sur les espaces protégés d'un point de vue réglementaire. Cette approche « générique » semble donc proche de la gestion opérationnelle du paysage. Elle pose toutefois des problèmes au sujet de certains paramétrages du graphe, quand ceux-ci doivent refléter des comportements de déplacement. En effet, un même milieu paysager peut abriter plusieurs espèces aux capacités très différentes, si bien qu'on ne peut pas réduire les réseaux écologiques de toutes ces espèces au graphe unique réalisé à partir de leur habitat commun. L'approche espèce est plus exigeante que l'approche habitat, puisqu'elle nécessite de traduire certains traits éthologiques en paramètres, pour que le graphe reflète le mieux possible l'espace de déplacement de l'espèce cible. Dans ce cas, les analyses menées à partir d'un graphe sont strictement limitées à un diagnostic sur l'espèce elle-même, et ne peuvent donc pas prendre une valeur plus générale.

Entre les deux approches, une autre différence fondamentale se situe au niveau de la validité du graphe, c'est-à-dire de sa capacité à représenter correctement la connectivité fonctionnelle. Évaluer cette validité suppose que certaines propriétés du graphe soient confrontées à la réalité écologique telle qu'elle peut être représentée par des observations de terrain. Une telle démarche de validation peut prendre différentes formes, mais est restreinte à l'approche espèce pour laquelle il est possible de disposer de données empiriques. Concrètement, cette validation consiste à vérifier que l'organisation de ces données (par exemple la distribution de points de présence et d'absence de l'espèce) soit au moins partiellement dépendante de la structure du graphe (Awade *et al.*, 2011 ; Foltête *et al.*, 2012a ; Pereira *et al.*, 2011).

Dans le cas de l'approche habitat, des espèces virtuelles peuvent être définies, soit par le biais de simples caractères écologiques (préférences paysagères, comportement de déplacement) comme dans les travaux de Watts *et al.* (2010), soit par la mise en place de populations localisées, représentées par des points de présence (Hirzel *et al.*, 2001). Cependant, bien que ces espèces virtuelles soient utiles pour comparer différentes situations, elles ne remplacent pas les données réelles dans une logique de validation du graphe.

3. La construction des graphes paysagers

La mise en œuvre des graphes paysagers comporte plusieurs étapes, de la définition de la carte paysagère initiale au calcul de métriques de connectivité

(Galpern *et al.*, 2011). A chacune de ces étapes, de nombreux choix sont à effectuer selon le contexte de l'analyse ; nous évoquerons ici les principales possibilités offertes à l'utilisateur dans le cas d'une approche espèce. Certains aspects plus génériques, comme la visualisation des graphes, ne seront pas détaillés.

3.1. Constitution de la carte paysagère et définition des nœuds

Les données initiales sont constituées par une carte paysagère, pouvant simplement correspondre à une carte d'occupation du sol ou au contraire résulter d'une combinaison de plusieurs sources, par exemple des éléments d'occupation du sol et de relief. Sur cette carte, une catégorie spécifique doit représenter l'habitat préférentiel de l'espèce étudiée. Suivant les connaissances disponibles sur cette espèce, une valeur de résistance doit être assignée à chaque catégorie, en fonction de sa difficulté de franchissement par les individus. L'habitat préférentiel et les autres catégories favorisant les déplacements ont la valeur de résistance minimale.

Les nœuds correspondent généralement aux taches d'habitat préférentiel, le terme « tache » traduit de l'anglais « patch » étant compris comme une entité surfacique différenciée de son contexte paysager (Forman, 1995). Leur définition résulte d'une traduction du mode de vie et des préférences de l'espèce, sous forme d'entités spatiales et d'indicateurs calculables à partir de la carte paysagère. En pratique, ces taches peuvent être définies 1) en mode matriciel, comme les agrégats de cellules adjacentes appartenant à la catégorie d'habitat préférentiel, ou 2) en mode vectoriel, comme les polygones de la catégorie d'habitat. Cependant, suivant les cas étudiés, de nombreuses variantes sont possibles :

- les nœuds peuvent correspondre à de simples points plutôt qu'à des surfaces, si par exemple la colonisation de l'espèce s'effectue seulement en certains points particuliers.

- pour certaines espèces, la satisfaction des fonctions vitales n'est possible qu'à une certaine distance de la matrice environnant les taches, dans la partie considérée comme le cœur des entités spatiales, par opposition à la zone de lisière susceptible d'être soumise à des perturbations. Dans ce cas, un traitement morphologique doit être appliqué à la carte paysagère, pour distinguer les cellules qui correspondent aux cœurs au sein de la classe d'habitat. Ces cœurs vont ensuite constituer les taches d'habitat retenues pour l'analyse.

- pour certaines espèces, il n'existe pas d'entité spatiale simple pouvant correspondre à ce qu'on considère habituellement comme une tache d'habitat. Leurs besoins particuliers (reproduction, alimentation, hivernage, etc.) peuvent être dissociés dans l'espace, nécessitant une définition plus compliquée des taches, sous la forme d'entités composites. Le gîte et le terrain de chasse peuvent par exemple être spatialement disjoints, mais leur combinaison à proximité peut être assimilée à une tache d'habitat.

Quelle que soit la façon dont sont définies les taches d'habitat, il est nécessaire de les associer à un indicateur de potentiel démographique. Cet indicateur est par

défaut la surface de la tache, puisque le potentiel démographique dépend en général de la quantité de ressources, pouvant approximativement être assimilée à une valeur proportionnelle à la surface. Dans les cas d'habitat composite signalés plus haut, l'indicateur de potentiel démographique peut être assimilé à la surface d'une des entités, comme la surface des terrains de chasse par exemple. On peut aussi trouver des cas où chaque tache associe plusieurs catégories paysagères de différente qualité vis-à-vis de l'espèce, chacune de ces catégories étant pondérée par un certain coefficient ; ce cas peut se produire par exemple quand différents types de formations forestières sont associées pour former des taches en milieu boisé.

3.2. Définition des liens

Selon la conception la plus fréquente des graphes paysagers, un lien est créé entre deux taches d'habitat si on suppose que les individus sont capables de traverser l'espace qui sépare ces taches, c'est-à-dire si le coût de déplacement est jugé inférieur à un certain seuil. En amont de ce diagnostic, la mise en place des liens potentiels nécessite trois choix fondamentaux : 1) leur direction, 2) leur topologie, 3) leur pondération.

1) Direction des liens. Du point de vue théorique, les liens directifs sont plus pertinents puisqu'ils permettent de représenter un rapport dissymétrique entre deux taches. Cette dissymétrie peut correspondre par exemple à une différence démographique, une tache plus importante étant potentiellement plus émettrice qu'une tache de taille inférieure, en termes de dispersion individuelle. Cependant, pour des raisons pratiques, les graphes paysagers sont beaucoup plus souvent construits avec des liens symétriques, donc non directifs.

2) Topologie des liens. Il existe deux grandes possibilités concernant la topologie des liens : soit tous les liens entre toutes les taches sont potentiellement pris en compte, ce qui correspond à une topologie dite complète ; soit seuls les liens formant un graphe planaire minimal (GPM) (Fall *et al.*, 2007) sont pris en compte. Dans la topologie complète, des liens peuvent se superposer. Le GPM n'autorise pas ces superpositions et peut être considéré comme une approximation de la topologie complète (Galpern *et al.*, 2011), accélérant les calculs mais au prix d'une certaine simplification. Toutefois, il n'existe pas pour l'instant de comparaison formelle sur la pertinence de ces deux options, celle-ci étant de plus dépendante du mode de calcul de la connectivité, c'est-à-dire du type de métrique utilisé et de la prise en compte ou non des distances de parcours à l'intérieur des taches (voir à ce sujet la présentation des métriques au 3.3.).

3) La pondération des liens consiste à leur attribuer une valeur d'impédance. Cette valeur peut être binaire, mais représente plus généralement le coût de déplacement entre les deux taches, le plus souvent de bord à bord. La quantification de ce coût suppose le choix d'une métrique spatiale, distance euclidienne ou distance de moindre coût. Les distances de moindre coût sont calculées à partir des valeurs de résistance mentionnées au 3.1 (Adriaensen *et al.*, 2003 ; Chardon *et al.*, 2003 ; Ray *et al.*, 2002).

Une fois les liens potentiels définis, il reste à finaliser le graphe en choisissant quels sont les liens « valides », c'est-à-dire considérés comme des flux possibles pour l'espèce. De façon classique, il s'agit de créer un graphe seuillé consistant à ne valider que les liens dont le poids est inférieur ou égal à un seuil représentant la distance de dispersion maximale de l'espèce (figure 1). A partir du même ensemble de liens, plusieurs graphes peuvent donc être construits en modifiant ce seuil. Toutefois, suivant l'usage de certaines métriques de connectivité, il n'est pas toujours nécessaire de seuiller les liens et dans ce cas, tous les liens définis au départ sont intégrés dans le graphe, qualifié alors de graphe non seuillé.

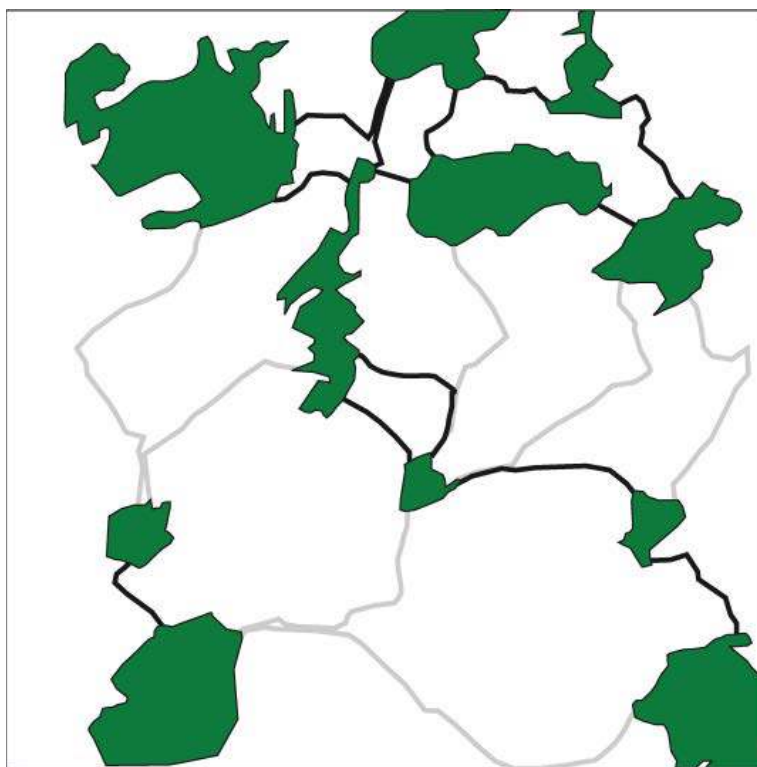


Figure 1. *Un exemple fictif de graphe paysager. Les polygones verts représentent des taches d'habitat, reliées par des liens. Ces liens empruntent ici des chemins qui minimisent le coût de déplacement dépendant des classes paysagères rencontrées (non représentées ici). Le graphe est dit « seuillé » : les liens noirs sont validés car leur poids (ou coût) est inférieur à la distance de dispersion de l'espèce, alors que les liens gris ne sont au contraire pas validés.*

3.3. Calcul des métriques de connectivité

Une des fonctions principales des graphes paysagers est d'offrir un cadre pour mesurer la connectivité par le biais de métriques. Dans leurs états de l'art, Galpern *et al.* (2011) et Rayfield *et al.* (2011) ont recensé plusieurs dizaines de métriques de connectivité, soit provenant de la théorie des graphes, soit conçues spécifiquement pour exprimer des propriétés écologiques. Ces métriques peuvent s'appliquer à différents niveaux : à l'ensemble du graphe, aux composantes (ou sous-graphes) ou aux éléments individuels (taches ou liens). Par ailleurs, ces métriques peuvent être

distinguées selon leur type de calcul : soit strictement topologique, soit intégrant la pondération des liens et des nœuds, respectivement les distances inter-taches et la capacité des taches (Rayfield *et al.*, 2011).

Les métriques calculées au niveau global peuvent indirectement fournir des mesures locales appelées delta-métriques, suivant une méthode dite de suppression itérative (Urban and Keitt, 2001). À partir d'une métrique calculée sur la totalité du graphe, cette approche consiste à supprimer successivement chaque élément (nœud ou tache) et à calculer le taux de variation de la valeur initiale de la métrique suite à cette suppression. Cette procédure permet d'identifier les élément-clés, c'est-à-dire ceux dont la suppression est la plus pénalisante vis-à-vis de la connectivité globale. Ce principe a largement été utilisé dans la mise en place de la « probabilité de connectivité »², une métrique fondée sur la notion d'interaction spatiale (Saura et Pascual-Hortal, 2007 ; Bodin et Saura, 2010).

Quelques éléments ont été proposés pour comparer les mérites de chacune de ces métriques, d'un point de vue théorique (Pascual-Hortal et Saura, 2006), et plus récemment à partir d'une étude empirique (Laita *et al.*, 2011). Cependant, il n'existe pas encore assez de confrontation entre ces métriques et des mesures et observations de terrain pour que chaque utilisateur puisse facilement choisir les indicateurs appropriés à sa démarche.

4. Quels outils informatiques pour la mise en œuvre des graphes paysagers ?

Les outils informatiques sont indispensables pour réaliser et exploiter des graphes paysagers. Les logiciels adaptés à cette démarche sont assez nombreux, mais la diversité de cette offre peut dérouter l'utilisateur prenant contact avec ce type de modélisation. En effet, certains outils disponibles sont très spécialisés par rapport à l'ensemble de fonctions nécessaires pour la mise en œuvre d'une analyse de graphe paysager. Nous proposons tout d'abord un tour d'horizon des outils les plus courants, pour ensuite proposer Graphab 1.0, un outil que nous avons conçu pour mettre en cohérence les principales fonctions des graphes paysagers (Foltête *et al.*, 2012b).

4.1. Avantages et inconvénients des SIG pour la réalisation des graphes paysagers

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont a priori les outils les mieux placés pour mettre en application des graphes paysagers. Le logiciel Arc-GIS (ESRI, 2006), par exemple, offre un certain nombre de fonctions adaptées. Il permet d'identifier des taches d'habitat et éventuellement de les adapter aux particularités de certaines espèces (sélection des cœurs ou des lisières par exemple), via les fonctions d'érosion et de dilatation. Il donne également accès au calcul de distances de moindre coût pour la définition des liens, et peut être utilisé pour calculer certaines

² Probability of Connectivity Index (PCI).

métriques de connectivité. Quelques recherches récentes sur les réseaux écologiques utilisent ce logiciel (Zetterberg *et al.*, 2010). Cependant, en dépit de leur environnement intéressant, notamment en ce qui concerne les possibilités de cartographie et de combinaison avec d'autres sources de données, les SIG ne proposent pas directement certaines fonctions utiles comme les techniques de suppression d'élément permettant le calcul de delta-métriques. Même si des enchaînements de procédures peuvent aboutir à des résultats équivalents à ces fonctions spécifiques, leur difficulté de mise en œuvre reste un obstacle important. Les SIG sont donc plus utiles pour la mise en place des graphes paysagers que pour leur analyse.

4.2. Des outils spécialisés

Plusieurs outils issus de la recherche en écologie offrent des possibilités intéressantes pour construire ou exploiter des graphes paysagers :

- Guidos (Vogt *et al.*, 2007)³. Cet outil intègre un ensemble de fonctions relevant de l'analyse des motifs spatiaux (Soille et Vogt, 2009). Par rapport au graphe paysager, ce logiciel sert à préparer les données paysagères, en affinant la notion de tache. Cet outil permet l'analyse morphologique d'une catégorie spécifique sur une carte paysagère, qui correspond ici à l'habitat préférentiel de l'espèce étudiée. S'appuyant sur la morphologie mathématique, il permet de distinguer, au sein de chaque agrégat de cellules de la catégorie focale, plusieurs sous-catégories en fonction de leur forme : cœurs, bordures externes, bordures internes, îlots, ponts, boucles, branches. Les quatre dernières sous-catégories sont en général considérées comme impropres pour la définition des taches d'habitat, ayant des formes trop linéaires ou des surfaces trop restreintes. L'outil Guidos permet aussi de mettre en place des graphes où les cœurs sont reliés entre eux par des ponts, mais cette représentation se rapporte uniquement à la notion de connectivité structurelle, où les liens entre taches doivent correspondre à des éléments physiques explicites (haies par exemple).

- Conefor Sensinode 2.2 (Saura et Torné, 2009)⁴. Ce logiciel permet le calcul de plusieurs métriques de connectivité sur un graphe paysager, en donnant notamment accès aux delta-métriques, où l'importance des éléments locaux est déduite de l'impact de leur suppression sur la connectivité globale. Il offre en particulier le calcul d'indices très intégrateurs des différentes composantes de la connectivité, à savoir les indices IIC (Integral Index of Connectivity) (Pascual-Hortal et Saura, 2006) et PC (Probability of Connectivity) (Saura et Pascual-Hortal, 2007). Dans une mise à jour récente, il propose une décomposition de l'indice PC en trois sous-indices, autorisant des analyses plus fines (Saura et Rubio, 2010). En revanche, ce logiciel ne permet pas la construction et la visualisation du graphe, ce qui nécessite un couplage avec un autre logiciel.

³ <http://efdac.jrc.ec.europa.eu/guidos>

⁴ <http://www.conefor.org/>

- JMatrixNet (Bodin et Norberg, 2006)⁵. Cet outil regroupe un module de création de graphe et un module de calcul de métriques de connectivité. Conçu pour couvrir un spectre plus large que Conefor Sensinode, il est toutefois limité à plusieurs niveaux, puisqu'il ne propose pas de calculs de liens en distances de moindre coût et offre assez peu de métriques de connectivité.

- Pathmatrix (Ray, 2005) : Cet outil permet de calculer directement des matrices de distances de moindre coût entre tous les couples possible d'une série d'entités spatiales. Il offre les mêmes fonctions que les SIG à ce niveau mais permet de réaliser plus souplement des calculs de matrices.

- CircuitScape (McRae *et al.*, 2008)⁶. Comme Pathmatrix, ce logiciel est dédié au calcul de liens entre des points ou entre des taches. En revanche, il est le seul à permettre la prise en compte de chemins multiples pour définir et pondérer ces liens, en utilisant la théorie des circuits.

4.3. Graphab 1.0 : un outil proposant un ensemble de fonctions intégrées

Ce logiciel⁷ a été conçu pour faciliter la mise en œuvre des graphes paysagers, en proposant l'intégration de la chaîne de traitements, de l'importation d'une carte paysagère au calcul et à la cartographie de métriques de connectivité (Foltête *et al.*, 2012b). Les fonctions du logiciel Graphab 1.0 se répartissent en quatre modules : 1) la création des graphes, 2) le calcul de métriques de connectivité, 3) la connexion entre les graphes et des données externes, 4) la visualisation des résultats.

Les données traitées dans ce logiciel sont gérées sous forme de « projet », où tous les résultats et métadonnées sont enregistrés automatiquement. A partir d'une carte paysagère initiale, plusieurs séries de liens et de graphes peuvent être calculés pour tester différents paramétrages. Ces choix concernent la topologie (complète ou planaire), le type de distance (euclidienne, moindres coûts) et le seuillage du graphe. La plupart des métriques de connectivité utilisées dans les autres outils sont disponibles, notamment les delta-métriques. Leur calcul peut être réalisé en mode « batch », permettant d'enregistrer automatiquement les résultats en faisant varier successivement certains paramètres comme la distance de seuillage du graphe.

Les données externes décrivant des points, comme des points d'observation de terrain par exemple, sont intégrées en associant chaque point à la tache la plus proche. Une telle opération pourrait être faite dans un logiciel SIG, mais pour éviter toute confusion sur les formes de distances utilisées, le rattachement des points aux taches doit être fondé sur la métrique spatiale qui a défini le graphe, c'est-à-dire sur les mêmes valeurs de résistance si des distances de moindre coût ont été utilisées. Cette connexion avec un jeu de point offre deux possibilités :

⁵ <http://www.ecology.su.se/jmatrixnet/>

⁶ <http://www.circuitscape.org/>

⁷ <http://thema.univ-fcomte.fr/productions/graphab/>

- pour entreprendre une analyse au niveau des taches, comme dans Pereira *et al.* (2011) par exemple, les données associées aux points peuvent servir à créer des nouveaux attributs aux taches. Si ces données sont de simples occurrences, cette opération consiste à calculer l'abondance potentielle des taches en sommant le poids de chaque point situé à proximité.

- pour entreprendre une analyse au niveau des points, les valeurs des métriques peuvent être extrapolées depuis les taches, en pondérant ces valeurs par la probabilité de mouvement dérivée de la distance. Cette pondération peut s'appliquer à partir de la tache la plus proche de chaque point, ou en effectuant la moyenne des valeurs des taches environnantes, dans une limite fixée par l'utilisateur. Un exemple fondé sur cette approche est présenté dans Foltête *et al.* (2012a), où les métriques de connectivité issues du graphe sont utilisées comme des facteurs prédictifs de présence d'une espèce.

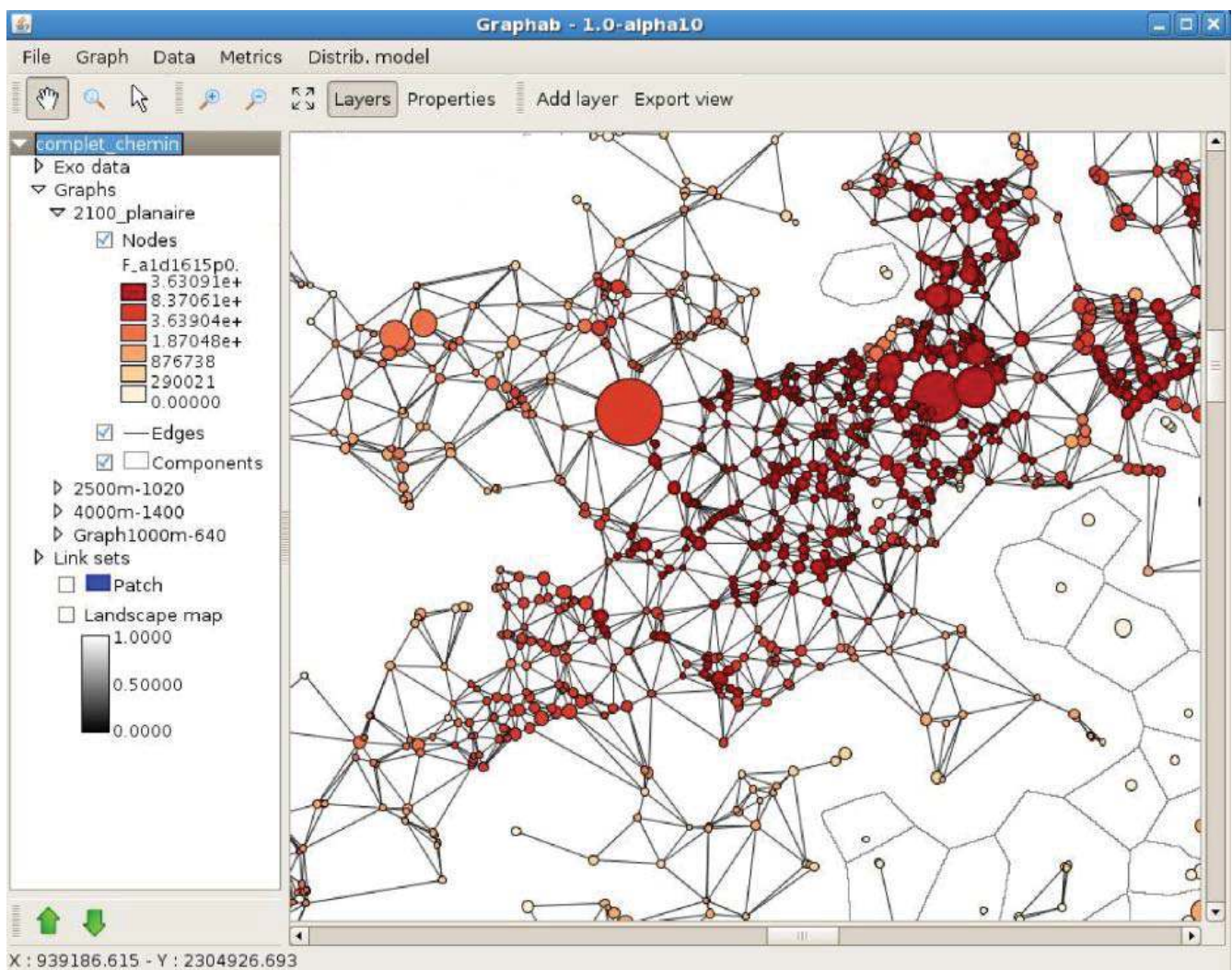


Figure 2. Visualisation topologique d'un graphe paysager. Les cercles représentent des taches d'habitat, dont la taille est proportionnelle à leur capacité et dont la couleur représente la valeur d'une métrique de connectivité (ici la métrique F). Les traits gris foncé sont les liens, alors que les traits gris clair représentent les limites des sous-graphes.

Tous les éléments spatiaux intervenant au cours des différentes phases de travail sont visualisables, la plupart du temps sous forme de cartes. Au-delà des fonctions classiques de zoom et de navigation au sein des couches de données, deux éléments de visualisation spécifiques sont à mentionner :

- les graphes peuvent être représentés de deux façons différentes et complémentaires : en « vue topologique », les taches sont représentées par des symboles de forme circulaire et les liens par des lignes droites reliant les centroïdes des taches (figure 2) ; en « vue réaliste », le contour des taches et le tracé des chemins qui les relient sont conformes à la géométrie de la carte initiale (figure 3).
- les métriques locales peuvent être cartographiées, en jouant sur la taille et la couleur des symboles qui représentent les taches.

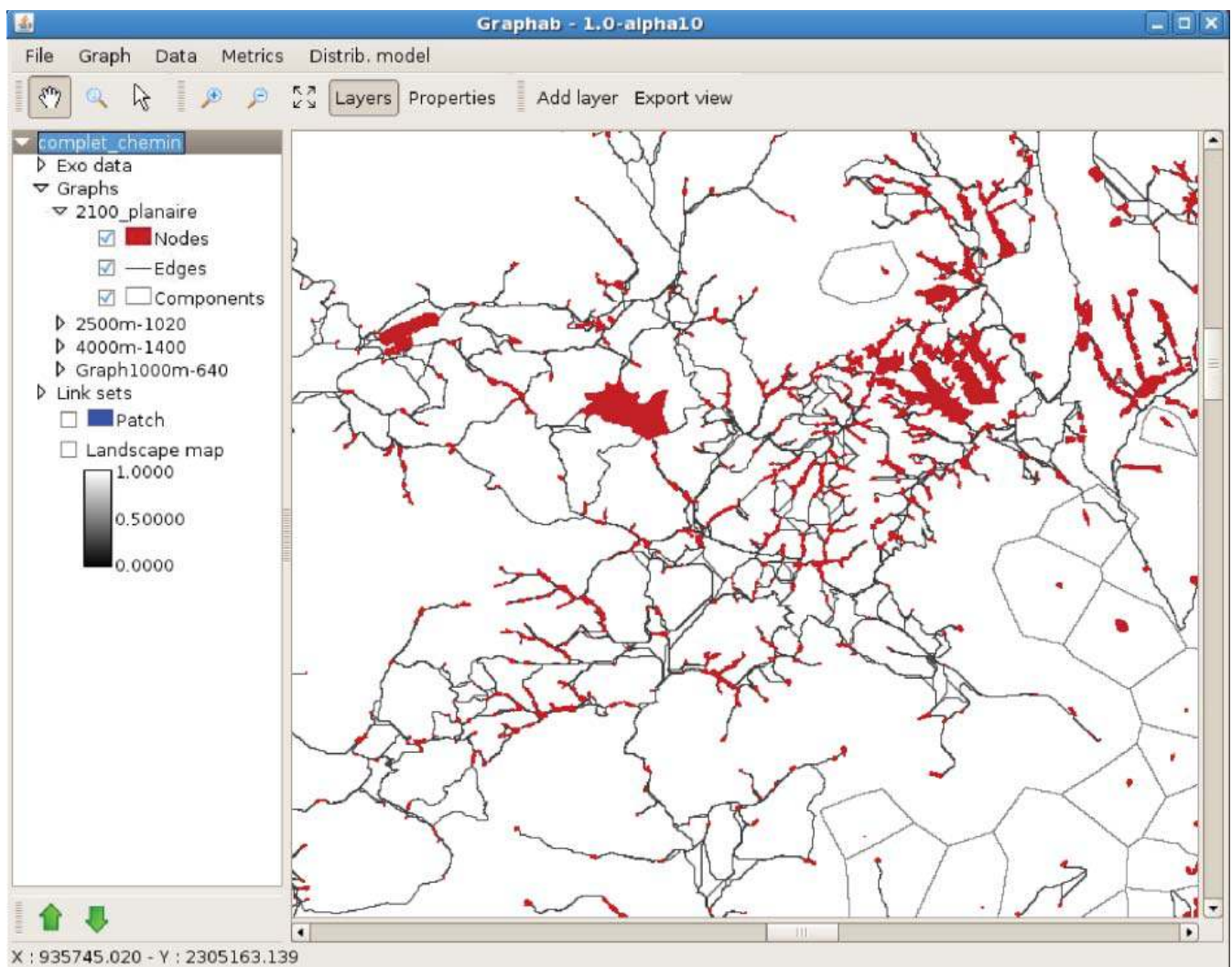


Figure 3. *Visualisation réaliste d'un graphe paysager. Les taches sont représentées par leur surface réelle et les liens en gris foncé montrent les chemins de moindre coût. La zone d'étude est identique à celle de la figure 2.*

5. Discussion

Les graphes paysagers constituent un moyen de caractériser la connectivité fonctionnelle des habitats. Ils sont utilisés de plus en plus fréquemment par les chercheurs en écologie du paysage et commencent à être exploités dans des perspectives opérationnelles (Pereira *et al.*, 2011 ; Zetterberg *et al.*, 2010). Pouvant être considérés comme des représentations simplifiées de réseaux écologiques, les graphes paysagers offrent un intérêt dans le cadre de la définition des trames vertes et bleues. Cependant, il convient de bien cerner leur spécificité par rapport à d'autres approches possibles. En effet, bien qu'ils conduisent à des visualisations permettant de représenter les continuités écologiques, leur objectif n'est pas simplement d'ordre cartographique.

En tant que modèles de représentation des réseaux écologiques, les graphes paysagers doivent tout d'abord être confrontés à la réalité de terrain, pour ne pas être limités à des propositions descriptives émanant seulement des structures paysagères. À cet égard, les cartographies de réseaux uniquement fondées sur un dire d'expert, ne peuvent être considérées comme des propositions scientifiquement validées. Par le biais de cette démarche de validation, l'ambition des graphes paysagers est aussi de fournir des indicateurs explicatifs vis-à-vis des espèces, de leur distribution et même de la structure de leur population (Foltête *et al.*, 2012a ; Urban *et al.*, 2009). Ils peuvent constituer une première approche avant des investigations plus importantes, vers des analyses à caractère démographique ou génétique (Luque *et al.*, 2012).

Inversement, les besoins cartographiques liés aux trames vertes et bleues ne peuvent pas être totalement satisfaits par l'usage des graphes paysagers tels qu'ils sont appliqués actuellement, notamment en raison des limites inhérentes aux distances de moindre coût (Moilanen, 2011 ; Rayfield *et al.*, 2010 ; Sawyer *et al.*, 2011). En effet, la représentation des zones de connexion biologique par des chemins de moindre coût restreint la significativité de ces modèles. Toutefois, en dehors des graphes paysagers, des alternatives prometteuses ont été récemment proposées pour calculer des distances spatiales plus pertinentes d'un point de vue écologique, en particulier les distances de résistances liées à la théorie des circuits (McRae *et al.*, 2008) ou les chemins multiples de moindre coût (Pinto et Keitt, 2009).

Par ailleurs, même si les graphes paysagers ne sont pas limités à un niveau d'échelle donné, leur capacité à être mobilisés à une échelle régionale les prédisposent à faciliter le lien entre la recherche en écologie et des domaines plus directement opérationnels tels que la biologie de la conservation, l'aménagement du territoire et la gestion paysagère. Par ce positionnement, ils peuvent avoir différentes fonctions que la cartographie des trames vertes et bleues ne remplit pas. Ainsi les graphes paysagers sont potentiellement utiles pour l'évaluation environnementale et l'estimation d'impact de certains aménagements sur les espèces (Tannier *et al.*,

2012), la « priorisation⁸ » dans une perspective de protection environnementale (Pascual-Hortal et Saura, 2006 ; Saura et Pascual-Hortal, 2007), ou encore l'action pour modifier les structures paysagères afin d'optimiser la connectivité de certains habitats. Il est également à noter que chacune de ces fonctions peut être appliquée dans le sens d'une réduction de la connectivité, quand il s'agit de lutter contre des propagations de populations, comme le montrent Foltête et Giraudoux (2012).

La vocation opérationnelle des graphes paysagers suppose que des outils informatiques sont disponibles et accessibles pour les non chercheurs. Le rapide tour d'horizon proposé dans cet article montre que l'offre en logiciels est actuellement assez dispersée. Ce constat partagé par plusieurs auteurs (Galpern *et al.*, 2011 ; Luque *et al.*, 2012) renvoie à la question des outils capables de mieux intégrer les différentes fonctions nécessaires à la conception et à l'exploitation des graphes paysagers. À cet égard, le logiciel Graphab 1.0 propose un ensemble cohérent et compatible avec les outils SIG. Cependant, la plus ou moins grande facilité de mise en œuvre offerte par les outils ne doit pas faire oublier la nécessité pour les utilisateurs de bien maîtriser les concepts sous-jacents, les propriétés des graphes et des métriques de connectivité, pour que les résultats soient valides et maîtrisés.

6. Conclusion

Les graphes paysagers sont potentiellement à l'interface entre la recherche en écologie, la gestion paysagère et l'aménagement du territoire. Toutefois, ils sont actuellement davantage exploités par les chercheurs que par les praticiens de l'aménagement. Pourtant, ils permettent une modélisation adaptée à des questions d'actualité, autour de l'identification des réseaux écologiques et de la gestion de la biodiversité. Une meilleure connaissance de leurs atouts et limites permettra peut-être de généraliser avec intérêt leur usage dans les démarches opérationnelles.

Remerciements

Cette recherche s'inscrit dans le cadre des projets Graphab et Graphab2, financés par le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer (programme ITTECOP) et gérés par la Maison des Sciences de l'Homme et de l'Environnement « Claude Nicolas Ledoux » (USR 3124 CNRS/Université de Franche-Comté).

⁸ En biologie de la conservation, la priorisation est l'identification des zones à protéger en priorité, en raison de leur plus grande vulnérabilité.

7. Bibliographie

- Adriaensen F., Chardon J. P., De Blust G., Swinnen E., Villalba S., Gulinck H., Matthysen E., « The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model », *Landscape and Urban Planning*, vol. 64, 2003, p. 233-247.
- Ahern J., « Greenways as ecological networks in rural areas », in: Cook E. A., van Lier H. N. (eds.), *Landscape Planning and Ecological Networks*, Amsterdam, Elsevier, p. 159-177, 1994.
- Ahern J., « Greenways as a planning strategy », *Landscape and Urban Planning*, vol. 33, 1995, p. 131-155.
- Awade M., Boscolo D., Metzger J. P., « Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests », *Landscape Ecology*, vol. 27, 2011, p. 185-198.
- Bodin O., Norberg J., « A network approach for analyzing spatially structured populations in fragmented landscape », *Landscape Ecology*, vol. 22, 2006, p. 31-44.
- Bodin O., Saura S., « Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments », *Ecological Modelling*, vol. 221, 2010, p. 2393-2405.
- Bunn A. G., Urban D. L., Keitt T. H., « Landscape connectivity: a conservation application of graph theory », *Journal of Environmental Management*, vol. 59, 2000, p. 265-278.
- Calabrese J. M., Fagan W. F., « A comparison-shopper's guide to connectivity metrics », *Frontiers in Ecology and Environment*, vol. 2, n° 10, 2004, p. 529-536.
- Chardon J. P., Adriaensen F., Matthysen E., « Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study of Speckled wood butterfly », *Landscape Ecology*, vol. 18, 2003, p. 561-573.
- Cormier L., De Lajartre A. B., Carcaud N., « La planification des trames vertes, du global au local : réalités et limite », *Cybergéo*, n° 504, 2010.
- Dale M. R. T., Fortin M. J., « From graphs to spatial graphs », *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 41, 2010, p. 21-38.
- ESRI (Environmental Services Research Incorporation), ArcGIS v. 9.2. 2006, Redland, CA.
- Fall A., Fortin M. J., Manseau M., O'Brien D., « Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity », *Ecosystems*, vol. 10, 2007, p. 448-461.
- Foltête J. C., « Mesure de la connectivité du paysage à travers un maillage spatial », *Revue Internationale de Géomatique*, vol. 14, n° 1, 2004, p. 59-82.
- Foltête J.-C., Clauzel C., Vuidel G., Tournant P., « Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models », *Landscape Ecology*, vol. 27, 2012, p. 557-569.
- Foltête J. C., Clauzel C., Vuidel G., « A software tool dedicated to the modelling of landscape networks », *Environmental Modelling and Software*, vol. 38, 2012, p. 316-327.

- Foltête J.-C., Giraudoux P., « A graph-based approach to investigating the influence of the landscape on population spread processes », *Ecological Indicators*, vol. 18, 2012, p. 684-692.
- Forman, R. T. T., *Land Mosaics*, Cambridge, Cambridge University Press, 1995.
- Galpern, P., Manseau, M., Fall, A., « Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation », *Biological Conservation*, vol. 144, 2011, p. 44-55.
- Gustafson E. J., Parker G. R., « Using an index of habitat patch proximity for landscape design », *Landscape and Urban Planning*, vol. 29, 1994, p. 117-130.
- Hanski I., « A practical model of metapopulation dynamics », *Journal of Animal Ecology*, vol. 63, 1994, p. 151-162.
- Harrison S., « Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation », *Biological Journal of the Linnean Society*, vol. 42, 1991, p. 73-88.
- Hirzel A. H., Helfer V., Metral F., « Assessing habitat-suitability models with a virtual species », *Ecological Modelling*, vol. 145, 2001, p. 111-121.
- Jongman R. H. G., « Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks », *Landscape and Urban Planning*, vol. 32, 1995, p. 169-183.
- Jørgensen S. E., Fath B. D., « Examination of ecological networks », *Ecological Modelling*, vol. 196, 2006, p. 283-288.
- Laita A., Kotiaho J. S., Mönkkönen M., « Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? » *Landscape Ecology*, vol. 26, 2011, p. 951-967.
- Luque S., Saura S., Fortin M. J., « Landscape connectivity analysis for conservation: insights from combining new methods with ecological and genetic data », *Landscape Ecology*, vol. 27, 2012, 153-157.
- McGarigal K., Marks B., Fragstat: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Ge. Technical Report PNW-GTR-351, 1995, Portland. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- McRae B. H., Dickson B. G., Keitt T. H., Shah V. B., « Using circuit theory to model connectivity in ecology », *Ecology*, vol. 89, 2008, p. 2712-2724.
- Moilanen A., « On the limitations of graph-theoretic connectivity in spatial ecology and conservation », *Journal of Applied Ecology*, vol. 48, 2011, p. 1543-1547.
- Opdam P., « Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies », *Landscape Ecology*, vol. 5, 1991, p. 93-106.
- Opdam P., Assessing the conservation potential of habitat networks, in: Gutzwiller K. J. (éd.), *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. New York, Springer Verlag, p. 381-404, 2002.
- Opdam P., Foppen R., Vos C., « Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology », *Landscape Ecology*, vol. 16, 2002, p. 767-779.

- Opdam P., Steingröver E., van Rooij S., « Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes », *Landscape and Urban Planning*, vol. 75, 2006, p. 322-332.
- Pascual-Hortal L., Saura S., « Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation », *Landscape Ecology*, vol. 21, 2006, p. 959-967.
- Pereira M., Segurado P., Neves N., « Using spatial network structure in landscape management and planning: A case study with pond turtles », *Landscape and Urban Planning*, vol. 100, 2011, p. 67-76.
- Pinto N., Keitt T. H., « Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach », *Landscape Ecology*, vol. 24, 2009, p. 256-266.
- Ray N., « Pathmatrix: a geographical information system tool to compute effective distances among samples », *Molecular Ecology Notes*, vol. 5, 2005, p. 177-180.
- Ray N., Lehmann A., Joly P., « Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability », *Biodiversity and Conservation*, vol. 11, 2002, p. 2143-2165.
- Rayfield B., Fall A., Fortin M.-J., « The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values », *Landscape Ecology*, vol. 25, 2010, p. 519-532.
- Rayfield B., Fortin M.-J., Fall A., « Connectivity for conservation: a framework to classify network measures », *Ecology*, vol. 92, 2011, p. 847-858.
- Richard Y., Armstrong D. P., « The importance of integrating landscape ecology in habitat models: isolation-driven occurrence of north island robins in a fragmented landscape », *Landscape Ecology*, vol. 25, 2010, p. 1363-1374.
- Saura S., Pascual-Hortal L., « A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study », *Landscape and Urban Planning*, vol. 82, 2007, p. 91-103.
- Saura S., Rubio L., « A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape », *Ecography*, vol. 33, 2010, p. 523-537.
- Saura S., Torné J., « ConeforSensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity », *Environmental Modelling and Software*, vol. 24, 2009, p. 135-139.
- Sawyer S. C., Epps C. W., Brashares J. S., « Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? », *Journal of Applied Ecology*, vol. 48, 2011, p. 668-678.
- Soille P., Vogt P., « Morphological segmentation of binary patterns », *Pattern Recognition Letters*, vol. 30, 2009, p. 456-459.
- Tannier C., Foltête J.-C., Girardet X., « Assessing the capacity of different urban forms to preserve the connectivity of ecological habitats », *Landscape and Urban Planning*, vol. 105, 2012, p. 128-139.

- Taylor P., Fahrig L., With W., « Landscape connectivity: A return to basics », in: Crooks K. R., Sanjayan M. (eds.), *Connectivity Conservation*, Cambridge, Cambridge University Press, p. 29-43, 2006.
- Tischendorf L., « Can landscape indices predict ecological processes consistently? » *Landscape Ecology*, vol. 16, 2001, p. 235-254.
- Tischendorf L., Fahrig L., « How should we measure landscape connectivity? » *Landscape Ecology*, vol. 15, 2000, p. 633-641.
- Urban D. L., Keitt T. H., « Landscape connectivity: a graph theoretic approach », *Ecology*, vol. 82, 2001, p. 1205-1218.
- Urban D. L., Minor E. S., Treml E. A., Schick R. S., « Graph models of land mosaics », *Ecology Letters*, vol. 12, 2009, p. 260-273.
- Vogt P., Riitters K. H., Iwanowski M., Estreguil C., Kozak J., Wade T. G., Wickham J. D., « Mapping spatial patterns with morphological image processing », *Landscape Ecology*, vol. 22, 2007, p. 171-177.
- Watts K., Eycott A. E., Handley P., Ray D., Humphrey J.W., Quine C. P., « Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks », *Landscape Ecology*, vol. 25, 2010, p. 1305-1318.
- With K. A., Gardner R. H., Turner M. G., « Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments », *Oikos*, vol. 78, 1997, p. 151-169.
- Zetterberg A., Mörtberg U. M., Balfors B., « Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design », *Landscape and Urban Planning*, vol. 95, 2010, p. 181-191.