

Approches biogéographiques de la nature en ville : parcs, espaces verts et friches.

Diane Saint-Laurent

Volume 44, Number 122, 2000

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/022900ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/022900ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Département de géographie de l'Université Laval

ISSN

0007-9766 (print)

1708-8968 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Saint-Laurent, D. (2000). Approches biogéographiques de la nature en ville : parcs, espaces verts et friches. *Cahiers de géographie du Québec*, 44(122), 147–166. <https://doi.org/10.7202/022900ar>

Article abstract

For several years, urban nature has become a major theme in academic literature, especially urban vegetation. Some authors are particularly interested in the vegetation located in industrial abandoned sites, vacant lots or train right-of-way. They have oriented their work towards the dispersal patterns of weeds, including their origin and the spatial distribution of species in the urban area. Several authors compare the green open spaces to urban islands, inspired by the island biogeographical theory. These isolated green open spaces constitute, as it were, insular spaces dispersed in the agglomeration and it is suggested that models of dispersion and biological exchanges are similar to the dispersion of vegetation on ocean islands, for example. In the perspective of conservation and restoration of open green spaces, the concept of green corridors or green links has emerged as an interesting alternative, not only to produce new urban green spaces but also to create a green urban network. This paper examines the biogeographical approaches as regards to the planning of parks and green spaces in urban habitats.

Approches biogéographiques de la nature en ville

Parcs, espaces verts et friches

Diane Saint-Laurent

Département de géographie

Université du Québec à Montréal

saint-laurent.diane@uqam.ca

Résumé

Au cours des dernières années, le thème de la nature en ville a suscité beaucoup d'intérêt dans la littérature scientifique, notamment en ce qui a trait à la végétation des milieux urbains, et en particulier à la végétation qui colonise les espaces libres, tels les lots vacants, les friches industrielles et les emprises ferroviaires. On s'est notamment intéressé aux modes de dispersion des espèces, à leur origine et à leur répartition dans l'agglomération. Certains auteurs ont d'ailleurs comparé ces îlots de végétation à des « îles urbaines », en s'inspirant de la théorie des îles biogéographiques. Ces espaces verts isolés dans la ville constituent en quelque sorte des espaces insulaires soumis aux modes de dispersion et d'échanges biologiques qui s'apparentent à ceux de la végétation des îles océaniques isolées de la terre ferme, par exemple. Dans la perspective de la conservation et de la restauration des espaces libres, le concept de « corridor » ou « lien vert » apparaît comme une alternative intéressante, non seulement pour la réhabilitation de nouveaux espaces verts, mais aussi comme faisant partie d'un ensemble plus vaste formant ainsi la trame verte de l'agglomération. Cet article fait part des principaux thèmes abordés dans la littérature scientifique en regard des approches biogéographiques en écologie urbaine et dans l'aménagement des espaces verts en milieu urbain.

Mots-clés : biogéographie, nature en ville, îles urbaines, espaces libres, aménagement et conservation, biodiversité, parcs et espaces verts.

Abstract

Biogeographical Approaches to Nature in the City – Parks, Green Spaces and Open Spaces

For several years, urban nature has become a major theme in academic literature, especially urban vegetation. Some authors are particularly interested in the vegetation located in industrial abandoned sites, vacant lots or train right-of-way. They have oriented their work towards the dispersal patterns of weeds, including their origin and the spatial distribution of species in the urban area. Several authors compare the green open spaces to urban islands, inspired by the island biogeographical theory. These isolated green open spaces constitute, as it were, insular spaces dispersed in the agglomeration and it is suggested that models of dispersion and biological exchanges are similar to the dispersion of vegetation on ocean islands, for example. In the perspective of conservation and restoration of open green spaces, the concept of green corridors or green links has emerged as an interesting alternative, not only to produce new urban green spaces but also to create a green urban network. This paper examines the biogeographical approaches as regards to the planning of parks and green spaces in urban habitats.

Key Words : biogeography, nature in the city, urban island, open spaces, management and conservation, biodiversity, parks et green spaces.

INTRODUCTION

Les espaces urbains ne sont pas soustraits aux processus écologiques, s'il faut en croire une littérature scientifique de plus en plus substantielle (Gemmell, 1977; Davis et Glick, 1978; Jaakson et Diamond, 1981; Sukopp et Werner, 1982; Harris, 1985; Gilbert, 1989; Hough *et al.*, 1990; Sukopp et Hejny, 1990; Hudson, 1991; Beavis, 1993; Sukopp *et al.*, 1995). Les espaces verts, les boisés ou les friches des milieux urbains peuvent en effet constituer diverses biocénoses ou écosystèmes. De cette littérature se dégage au moins deux champs de recherche distincts. Le premier s'attache aux processus écologiques en cours dans les milieux urbains, prenant en considération la faune et la flore, en les situant dans un ensemble d'interactions compris à l'intérieur d'un biotope ou d'un groupe de biotopes. Parmi les sujets traités, ceux des modes de dispersion et d'adaptation des espèces, de la succession, de la composition végétale et de la préservation de la diversité biologique apparaissent comme des points majeurs (Gemmell, 1977; Davis et Glick, 1978; Crowe, 1979; Haigh, 1980; Hough, 1989; Sachse *et al.*, 1990; Sukopp, et Hejny, 1990). La seconde approche s'inscrit davantage dans le champ de l'aménagement et de la conservation : elle concerne la planification et la mise en place de parcs naturels et d'aires protégées et s'intéresse aux pratiques de renaturalisation et de verdissement, ou de restauration et de réhabilitation des milieux perturbés ou largement dégradés. La création de réseaux et de corridors verts en lien avec la préservation de refuges ou aires protégées s'avèrent également des préoccupations importantes (May, 1975; Dansereau, 1977; Davis et Glick, 1978; Higgs, 1981; Harris, 1985; Scott *et al.*, 1987; Hudson, 1991; Saunders et Hobbs, 1991; Soulé et Gilpin, 1991; Nose, 1993).

À la charnière de ces deux champs de recherche, qui font référence à la dynamique des écosystèmes et à leur préservation, s'ajoute un intérêt croissant pour la végétation des milieux perturbés des zones urbaines (Crowe, 1979; Haigh, 1980; Kunick, 1981; Sachse *et al.*, 1990; Sukopp et Hejny, 1990; Lozon et MacIsaac, 1997). Ce type de « milieux dégradés » diffère quelque peu du fonctionnement habituellement associé aux écosystèmes naturels : les perturbations anthropiques y modifient la dynamique végétale et son évolution, les phases de succession végétale n'y sont pas toujours prévisibles et la composition floristique y est fort différente, présentant souvent un plus grand nombre d'espèces introduites que d'espèces indigènes. Ces milieux occupent pourtant des superficies non négligeables, même si elles sont discontinues dans l'agglomération, affectant les terrains vacants, les friches ou autres petits espaces libres.

L'intérêt pour cette végétation des milieux urbains, en regard des considérations biogéographiques et aménagistes, amène à s'interroger sur leur valeur intrinsèque. Constituent-ils, par exemple, des milieux riches ayant une valeur écologique? On s'interroge aussi sur la valeur des espaces verts informels, en termes de diversité végétale, de modes de dispersion et de colonisation, de succession et de potentiels écologique et faunique et ce, en comparaison avec les parcs urbains et les espaces verts aménagés. Dès lors, la discussion porte sur leur préservation ou leur intégration au patrimoine végétal ainsi que sur leur contribution à la biodiversité et à la qualité de l'environnement urbain. On cherche ainsi à situer tous les espaces verts de la ville, non pas comme des espaces isolés au milieu des zones urbanisées, mais plutôt

comme des parties d'un ensemble plus large, soit la trame verte de l'agglomération, qui est à la fois un ensemble écologique et un espace urbain.

LES « ÎLES URBAINES » : UNE APPROCHE EXPLICATIVE DE L'ÉCOLOGIE URBAINE

DES ÎLES EN ARCHIPEL

Plusieurs chercheurs se sont intéressés aux problèmes liés à la fragmentation des milieux naturels, notamment pour les forêts relictives disposées comme des parcelles isolées au milieu des espaces agricoles ou des zones urbanisées (Davis et Glick, 1978; Higgs, 1981; Harris, 1984; Wilcox et Murphy, 1985; Saunders *et al.*, 1991; Dobson, 1998). Les notions liées à la dimension et à la conservation de réserves naturelles (*refuges* en anglais) ont d'ailleurs suscité une abondante littérature, largement inspirée de la théorie des « îles biogéographiques » de MacArthur et Wilson (1967)¹. Les auteurs de cette théorie ont tenté d'expliquer, entre autres, les effets de l'isolement et de l'éloignement sur l'abondance et la diversité des espèces abritant les milieux insulaires. Le nombre d'espèces dépendrait, en fait, de l'équilibre entre leur taux de colonisation et leur taux d'extinction, mis en relation avec les apports extérieurs provenant du milieu continental : « *colonization occurred at a rate dependent largely on distance from the island to a "source pool" of potential colonists, usually the mainland* » (Schrader-Frechette et McCoy, 1993 : 69).

En s'inspirant de cette théorie des îles biogéographiques, certains auteurs ont comparé les espaces verts des villes à des « îles urbaines »². Comparables aux îles océaniques, ces petits espaces verts se trouvent en quelque sorte isolés dans l'agglomération. Ces îles urbaines constituent néanmoins des milieux souvent riches et diversifiés, formant une sorte de cortège floristique reproductible d'un espace à l'autre. Ils sont essentiellement colonisés par des plantes à forte dissémination, dont les graines peuvent être transportées sur de longues distances par le vent (Sukopp et Werner, 1982; Gilbert, 1989). À l'instar de ce qu'avance la théorie des îles biogéographiques, les îles urbaines forment plutôt des archipels de verdure qui profitent des apports extérieurs, soit des graines transportées par le vent ou par les oiseaux granivores, accroissant ainsi leur diversité floristique et contribuant du coup à la biodiversité des milieux urbains. Cette richesse floristique est d'autant renouvelée ou maintenue que ces îles urbaines sont situées à une distance relativement proche d'autres ensembles végétaux.

Les auteurs reconnaissent que la conservation de cette végétation urbaine contribue à la diversité biologique et au patrimoine végétal de la ville. À cet égard, le concept d'« îles urbaines » permet de mieux saisir la dynamique des échanges entre les espaces verts isolés dans l'agglomération. Son application au fait urbain contribue à une meilleure compréhension de la nature en ville. Il permet de mieux saisir les processus-clés liés à la dynamique écologique, notamment aux modes de dispersion et de colonisation et au renouvellement des espèces. On doit joindre à ce concept celui de « corridor vert » ou « lien vert » qui permet de comprendre aussi les mécanismes d'échanges biologiques et de transmission entre les espèces localisées dans des aires disjointes à travers la ville.

DES LIENS VERTS

Dans la perspective de la conservation et de la protection des espaces naturels, le concept de corridor ou de lien vert est souvent mis de l'avant (Harris, 1985; Hudson, 1991; Soulé et Gilpin, 1991; Nose, 1993; Smith, 1993; Beauvais et Matagne, 1999). L'aménagement de tels réseaux verts entre des aires naturelles isolées non seulement facilite la circulation et la dissémination des espèces, mais favorise aussi les interactions entre les espèces végétales et animales. Ces réseaux constituent également des aires d'échanges génétiques entre les espèces et assurent ainsi le maintien des processus naturels des populations présentes (Nose, 1993; Smith, 1993). En fait, ils sont souvent considérés comme le lien vital, le « corridor biologique », assurant la viabilité et la diversité des écosystèmes isolés (Harris, 1985; Hudson, 1991).

L'application du concept de corridor vert en milieu urbain trouve plusieurs adeptes qui voient l'utilité non seulement de relier entre eux des espaces verts isolés dans la ville, mais aussi d'en créer ou d'en réserver de nouveaux, qu'ils soient formels ou informels et qu'ils profitent ou non des infrastructures linéaires existantes, comme les emprises des chemins de fer et de transport électrique ou autres couloirs qui traversent la ville (Gilbert, 1989; Hough, 1989; Nose, 1993; Smith, 1993; Sukopp *et al.*, 1995). À cet effet, Hough (1989) mentionne que ces corridors ou couloirs verts constituent un lien de transmission entre des aires éloignées et favorisent les échanges entre les espèces à travers la ville : « *they provide physical and biological links through the city to the surrounding countryside* » (p. 256). Les corridors verts en milieu urbain peuvent constituer aussi de nouveaux espaces de restauration d'habitats naturels abritant divers types de biotopes (bordure riveraine, champs ouverts, marais, etc.) (Sukopp et Werner, 1982). Par ailleurs, la reconstitution d'écosystèmes ou d'habitats naturels favoriserait la venue de nouvelles espèces animales et végétales, tout en assurant leur maintien à long terme. Enfin, ces corridors contribuent à la recolonisation végétale des espaces perturbés et des lieux ouverts et dénudés (Smith, 1993).

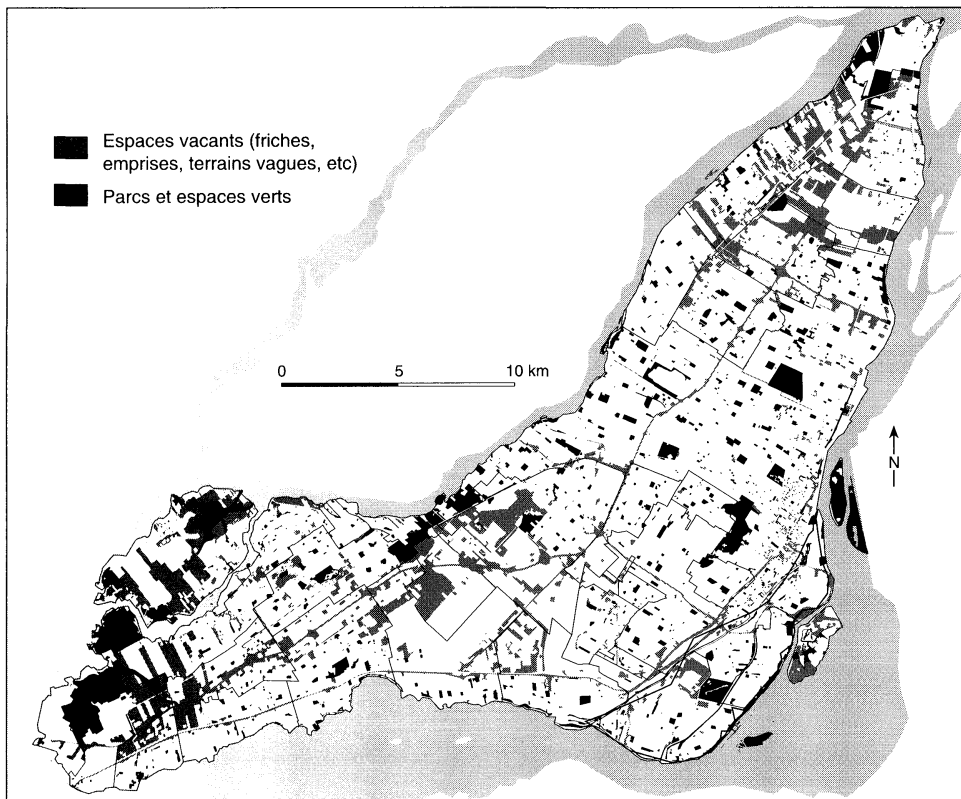
LA VÉGÉTATION URBAINE

LA VÉGÉTATION DES FRICHES ET DES PETITS ESPACES LIBRES

Outre quelques grands parcs ou aires protégées, la végétation urbaine se confine le plus souvent – si on exclut les cours et jardins privés – aux parcs publics et espaces verts aménagés, qui en sont les formes les plus fréquentes et les plus visibles dans la ville. Mais il existe aussi une autre forme d'occupation de la végétation urbaine, tout aussi importante, mais souvent oubliée, car moins apparente, qui colonise très souvent des lieux plus insolites et incultes, comme les friches industrielles, les emprises ferroviaires, les terrains désaffectés et autres petits espaces libres (figure 1)³. Contrairement à la végétation des parcs urbains, habituellement caractérisée par une faible diversité végétale qui se limite dans bien des cas à quelques variétés horticoles, la végétation des friches et autres terrains vacants peut être constituée d'une diversité et d'une densité plus grandes (Crowe, 1979; Kunick, 1981; Sukopp et Hejny, 1990). Leur structure végétale y est souvent caractérisée par une dominance des plantes herbacées qui font parfois place à une

stratification arborescente et arbustive, avec une couverture végétale dense. Cette végétation semble par ailleurs s'adapter facilement aux conditions difficiles des sites urbains.

Figure 1 Répartition spatiale des espaces verts (parcs urbains et parcs régionaux – parcs-nature) et espaces vacants de l'île de Montréal



(Source : CUM, 1997)

En fait, il est possible d'identifier deux grandes types d'espaces verts des milieux urbains : l'espace rudéral et l'espace aménagé ou contrôlé. Le premier renvoie aux petits espaces libres (lots vacants, terrains industriels désaffectés, emprises ferroviaires, etc.) sur lesquels une végétation spontanée a pris place, sans intervention aucune, et qui s'apparente à la friche. Le deuxième espace vert (parcs récréatifs, squares ou jardins, parcs-nature, etc.) fait référence aux sites soumis à divers aménagements ou interventions contrôlées (plantation d'arbres, arrangement floral, entretien des pelouses, etc.) et qui diffèrent entre eux par la qualité et la diversité végétale selon les types d'espaces, allant du parc récréatif, à faible diversité végétale, au parc-nature reconstitué comme un ensemble naturel.

La végétation des petits espaces libres – appelée en anglais *urban open space* – a été largement documentée (Davis et Glick, 1978; Crowe, 1979; Haigh, 1980; Kunick, 1981; Hough, 1989; Sachse *et al.*, 1990; Sukopp et Hejny, 1990; Hough *et al.*, 1990;

etc.). Les auteurs se sont notamment intéressés à l'origine des espèces et à leur répartition spatiale dans la ville. Sur l'île de Montréal, on compte également un certain nombre de travaux portant sur cette flore urbaine (Vincent, 1982; Vincent et Bergeron, 1985; Bouthillier, 1986; Vincent et Lachaine, 1986; Sénécal et Saint-Laurent, 1993; Saint-Laurent, 2000). Les travaux de Bouthillier (1986) et de Vincent et Lachaine (1986), par exemple, portent sur la diversité et l'origine des espèces recensées dans les lots vacants, les aires de stationnement ou encore en bordure des rues ou ruelles. Plusieurs des plantes trouvées dans ces petits espaces libres sont représentatives d'une végétation synantrophique regroupant de nombreuses espèces introduites. Cette caractéristique de la flore urbaine est d'ailleurs commune à plusieurs grandes villes (Gemmell, 1977; Crowe, 1979; Haigh, 1980; Kunick, 1981; Sachse *et al.* 1990; Sukopp et Hejny, 1990). Elle est en grande partie représentée par des plantes fourragères, des graminées, des composées ou d'autres plantes communes. Ces plantes rudérales sont souvent recensées comme des « mauvaises herbes » ou « plantes nuisibles » (Frankton et Mulligan, 1974; Vincent, 1982)⁴. Nul doute que certains y portent un regard méprisant, voyant dans cette végétation des friches urbaines, une repousse végétale d'allure sauvage et désordonnée, sans grand intérêt. Pourtant, ces espaces végétaux anodins renferment une flore riche, attirant oiseaux et insectes, qui à leur tour participent à la dissémination des espèces dans la ville (Gilbert, 1989; Gödde *et al.*, 1995). Ces plantes rudérales se caractérisent également par un mode d'adaptation efficace (Elton, 1958; Gilbert, 1989) et réussissent à coloniser des milieux difficiles et perturbés (sols pauvres, pollution, piétinement, compactage du sol, coupes sévères, etc.). Malgré ces contraintes, plusieurs d'entre elles réussissent à se propager dans ces petits espaces ouverts, montrant une aptitude à se reproduire facilement et en grand nombre. Plusieurs produisent en effet une quantité importante de graines (ou diaspores) qui sont facilement transportées par le vent. Gilbert (1989) mentionne à cet effet : « *Many successful urban species have small wind dispersed seeds that saturate the area, with the result that patches of disturbed ground are rapidly colonized by plants such as Aster novi-belgii, Artemisia matricarioides [...] and small-seeded grasses* » (p. 14). La présence de ces espèces indique non seulement qu'elles s'adaptent facilement à des conditions écologiques variables, mais qu'elles ont la capacité de coloniser des milieux perturbés et difficiles. Ce sont donc des plantes peu exigeantes sur le plan écologique, capables de s'implanter sur des petits espaces restreints et sur des sols minces et pauvres. Elles sont en quelque sorte en équilibre avec les conditions du milieu. Certains auteurs (Cornellier, 1981; Vincent, 1982) soulèvent néanmoins des problèmes associés à cette végétation rudérale, notamment les plantes qui apportent leur lot d'inconvénients (prolifération d'insectes nuisibles, plantes allergènes, etc.). Certaines plantes, dont *Ambrosia artemisiifolia* par exemple, produisent une quantité de pollen qui provoque des allergies chez certaines personnes.

Néanmoins, sans la présence de ces végétaux, les friches ou terrains vagues seraient pratiquement des lieux déserts ou vides. Sur ce plan, cette végétation urbaine possède un potentiel écologique qui est, semble-t-il, mal reconnu. Ceci s'explique sans doute par le peu d'intérêt porté à cette végétation urbaine, la plupart des écologistes préférant s'intéresser davantage aux grands ensembles naturels. D'ailleurs, les méthodes utilisées en écologie s'appliquent surtout aux écosystèmes et aux milieux naturels non ou peu dégradés. Les classifications par groupements phytosociologiques inspirées des méthodes de Braun-Blanquet (1964) ou celles des

communautés végétales de Whittaker (1975), par exemple, sont utiles pour regrouper des plantes partageant des affinités ou des exigences écologiques (notamment des conditions édaphiques particulières) ou pour délimiter des ensembles forestiers (âge et structure des populations, régénération, etc.), mais s'avèrent incidemment peu transposables à la végétation urbaine soumise à des perturbations constantes et souvent contrainte à un stade pionnier. À ce sujet, Trepl (1995) mentionne : « *With regard to urban ecosystems would in consequence be sensible to be critical of the adoption of classification methods (especially those of plant sociology) which have been developed anyway in non-urban conditions* » (p. 8). Ces méthodes s'appuient sur les concepts de continuum écologique ou de communautés végétales qui supposent un certain modèle successional et une dynamique végétale propre aux milieux naturels et peu applicables aux écosystèmes urbains. D'ailleurs, les modèles de succession végétale, de recolonisation ou de régénération forestière sont parfois inadaptés pour comprendre l'évolution des ensembles forestiers soumis à des perturbations (feu, épidémies d'insectes, etc.). Enfin, toute une série de paramètres utilisés dans l'analyse végétale classique (diamètre des arbres matures, indice de régénération, présence de gaulis, biomasse au sol, abondance et recouvrement, etc.) pour caractériser le potentiel écologique (ou commercial) d'une surface boisée apparaissent inapplicables à l'analyse de la végétation des villes. Il faut développer l'utilisation de méthodes ou d'inventaires qui correspondent davantage aux biocénoses des milieux urbains, tout en intégrant les connaissances acquises en écologie; par exemple, mieux adapter les inventaires floristiques et sélectionner des paramètres écologiques qui correspondent davantage aux caractéristiques de la flore urbaine ou revoir les modèles successionnels en rapport avec la dynamique et l'évolution des friches urbaines. Le développement de nouvelles approches dans l'analyse de la végétation urbaine s'annonce d'ailleurs comme un axe de recherche en émergence dans la littérature scientifique, notamment en Europe (Trepl, 1995). On s'interroge notamment sur la pertinence des méthodes conventionnelles en écologie pour les écosystèmes des milieux urbains.

Enfin, la composition floristique des friches urbaines se caractérise souvent par une dominance de plantes introduites qui sont habituellement considérées, nous l'avons dit, comme des mauvaises herbes ou des plantes indésirables. Cet état de fait soulève d'ailleurs tout un questionnement quant au potentiel et à la valeur écologique de ces espèces en termes de biodiversité et de conservation. Dans la littérature scientifique, la biodiversité fait généralement référence aux espèces indigènes des milieux naturels (Diamond, 1976; Harris, 1984; Scott *et al.*, 1987; Dobson, 1998, etc.), alors que les espèces exogènes sont généralement considérées comme des intrus occupant les niches écologiques des plantes endogènes. En effet, les plantes introduites sont souvent des espèces plus compétitives et plus agressives que les espèces autochtones. Dans la perspective de la biodiversité et de la conservation, les friches urbaines posent, à divers égards, un problème épistémologique à l'écologie. Comment évaluer la valeur écologique de ces ensembles végétaux en dehors des paramètres classiques? Quel est leur apport en termes de biodiversité urbaine? Et pourquoi les conserver? Ces petits espaces végétaux méritent-ils d'être préservés dans la trame urbaine, non pas parce qu'ils sont des milieux rares ou exceptionnels, loin de là, mais plutôt parce qu'ils participent à la diversité biologique? À l'heure actuelle, les réponses à ces questions

demandent certainement des connaissances plus approfondies sur le fonctionnement des écosystèmes urbains et font appel à un renouvellement des concepts ou modèles écologiques mieux adaptés à cette végétation des milieux urbains.

Il faudrait par ailleurs redéfinir la notion de « valeur écologique » pour les ensembles végétaux des milieux urbains. On ne peut en effet comparer des peuplements matures aux végétaux qui poussent sur les terrains vagues. Pourtant ces végétaux des friches peuvent évoluer vers des peuplements forestiers et même vers des peuplements climaciques. Dans la mesure où l'on souhaite renaturaliser des sites dénudés ou perturbés, leur présence devient tout à fait utile et nécessaire, puisque ces végétaux participent aux phases pionnières et transitoires menant vers des peuplements matures. Ils peuvent donc jouer un rôle ou une fonction écologique dans la renaturalisation des sites urbains.

LES RAISONS DE LA CONSERVATION

Ceci nous amène à identifier, à partir de la littérature existante, un certain nombre d'arguments biophysiques ou écologiques en faveur de la conservation, en tout ou en partie, de cette végétation rudérale des espaces verts informels comme les friches urbaines. Outre les raisons d'ordre social (il existe en effet une demande sociale de plus en plus forte pour la conservation et la restauration d'espaces verts) (Mercier et Bethemont, 1998) ou économique (coûts d'entretien minimisés), mentionnons les points suivants :

- a) L'augmentation de la diversité et de la biomasse végétale (Gilbert, 1989; Sachse *et al.*, 1990), la restauration de sites dégradés (Harper, 1987), l'amélioration des conditions du site (drainage, biomasse au sol, enrichissement, etc.) et la protection contre l'érosion des sols (Gemmell, 1977; Sukopp et Werner, 1987; Gilbert, 1989, Hough *et al.*, 1990).
- b) Le maintien des processus naturels en cours notamment le renouvellement des espèces végétales (Hough, 1989; Gilbert, 1989; Sukopp et Hejny, 1990), ainsi que la disponibilité à des actions visant la restauration de la succession végétale (Gilbert, 1989; Lajeunesse *et al.*, 1995).
- c) La conservation ou la création d'espaces disponibles pour la faune urbaine (petits mammifères, oiseaux, insectes, etc.) et la renaturalisation des zones en rives pour la faune aquatique et autres (Sukopp et Werner, 1987; Gilbert, 1989; Sukopp et Hejny, 1990; Gödde *et al.*, 1995).
- d) La prise en compte de la valeur paysagère et esthétique d'espaces intégrés à l'environnement urbain (Hough *et al.*, 1990; Routaboule, 1990; Beavis, 1993).
- e) L'aide à la formulation et à la détermination d'axes d'aménagement (Jordan, 1990; Routaboule, 1990; Nose, 1993; Sukopp *et al.*, 1995).

LE PARC EST-IL UNE ÎLE URBAINE?

Les parcs et espaces verts aménagés des grandes villes sont souvent caractérisés par une densité et une diversité végétale faibles. Sukopp et Werner (1987) mentionnent à cet effet que les parcs urbains des grandes villes constituent

généralement des biotopes de qualité médiocre qui renferment très peu d'espèces. Les parcs urbains de Montréal n'échappent pas à cette réalité. À l'exception des parcs-nature et des grands parcs urbains, comme celui du Mont-Royal, qui constituent de grandes surfaces boisées, les parcs urbains de Montréal s'apparentent davantage à des « déserts verts » pour reprendre l'expression de Hough (1989). Ces parcs urbains ont été largement aménagés selon une approche traditionnelle, soit comme des espaces fermés, sans une grande variété de végétaux. De tels aménagements paysagers font ressembler le parc urbain davantage à une immense surface vide aseptisée qu'à un paysage de verdure, riche de plantes, d'arbres et d'arbustes. Seymour (1969) qualifiait d'ailleurs ces espaces verts urbains de « *sanitary green* ». De Laplante (1990) mentionne que plusieurs parcs publics et espaces verts de la Ville de Montréal ont été planifiés selon le concept du terrain de jeu, avec des équipements et mobiliers standardisés. Les concepteurs des parcs urbains de Montréal s'inspiraient des tendances de l'architecture paysagère américaine des années 1950 et 1960, appelées « *community recreation* », où le parc devenait un espace formel avec des surfaces réservées largement aux activités de sport et de loisir et planifié en fonction de normes rigoureuses. Empruntant à cette conception paysagère, les parcs de Montréal ont privilégié d'abord les aires de jeu et de loisir avec de grandes surfaces gazonnées, au détriment d'une végétation abondante pouvant jouer un rôle écologique et esthétique (amélioration de la qualité de l'air, augmentation de la biomasse, qualité visuelle, etc.). En fait, les quelques arbres et arbustes se limitent le plus souvent à quelques plantations marginales. Ces pratiques paysagères ont été largement adoptées lors de la conception des parcs urbains. À titre d'exemple, le manuel de C. Tandy, un classique en son genre, intitulé *Handbook of Urban Landscape*, qui se veut un guide des méthodes et techniques applicables à l'aménagement et au verdissement des espaces publics, reprend les concepts d'espaces planifiés et structurés, soit linéaires ou géométriques, délimités par des allées d'arbres plantés, des plates-bandes de fleurs ou des rangées d'arbustes ornementaux. Avec ce genre d'aménagement, l'espace végétal devient un espace contrôlé et ordonné, laissant en fait peu de place à la nature : « *urban landscape design continues to operate on the premise that ecological processes are either non-existent in cities, or have little relevance to design process and form* » (Hough, 1989 : 5-6).

Mais tous les parcs urbains ne sont pas des espaces « dégarnis ou dénaturés ». Il existe en effet de nombreux exemples de parcs urbains⁵ où les aménagistes ont cherché à intégrer une dimension végétale plus grande (densité et diversité) à l'aménagement paysager. Suivant une nouvelle conception paysagère, des parcs plus « nature », comme ceux du parc André-Citroën à Paris ou du parc Henri-Matisse à Lille, constituent justement des tentatives pour recréer un espace naturel en évolution. L'espace-parc devient un lieu dynamique, sans contrôle, qui, pour reprendre l'expression de Clément, devient un « jardin en mouvement », exigeant des interventions minimales, puisque la friche est l'élément de base qui évoluera jusqu'au climax ou à l'optimum végétal (Baridon, 1998 : 1150; Clément, 1994; Béalu et Clément, 1994).

Avec ces nouvelles pratiques paysagères, le parc devient tout à coup un lieu expérimental où la nature prend place. Ces nouvelles pratiques s'inscrivent de plus en plus, d'ailleurs, dans le réaménagement des parcs et espaces verts de la Ville de Montréal. On constate en effet un intérêt grandissant pour le développement

de ces nouvelles approches écologiques dans l'aménagement des parcs urbains de la Ville (Oehmichen, 1996). On cherche à développer des méthodes et des techniques qui tiennent davantage compte des processus naturels et des conditions du site (drainage, accumulation de la biomasse, compostage, etc.). L'utilisation de plantes rustiques et indigènes avec l'intégration d'une plus grande variété de plantes sont privilégiées. D'ailleurs, l'emploi de telles plantes demande souvent moins d'entretien et de soins que les espèces horticoles ou ornementales. Le relief ou la topographie du lieu est aussi mis à contribution dans l'arrangement floral, et l'on ne cherche plus à niveler les terrains et à faire du terrassement à des prix souvent coûteux.

Ces pratiques nouvelles vont sans doute évoluer vers des efforts plus grands de restauration et de renaturation des parcs urbains, en considérant pour chacun des utilités et des vocations diverses. À cet égard, l'expérience des parcs-nature de la Communauté Urbaine de Montréal (CUM, 1987, 1995), dont l'idée première est de préserver des habitats fragiles et de restaurer des écosystèmes dégradés en milieu urbain, trouve un laboratoire et un champ d'expérimentation intéressants, outre que les parcs répondent plus adéquatement aux besoins exprimés par de nombreux citoyens, soit de bénéficier d'espaces naturels proches.

L'ACTION LOCALE ET COMMUNAUTAIRE : DES EFFORTS DE VERDISSEMENT

LA RENATURALISATION DES PARCS PAR LA GESTION DIFFÉRENCIÉE DES ESPACES VERTS

Les projets de renaturation et de verdissement qui visent à reconstituer des milieux riches et naturels, contribuant ainsi à la diversité végétale des milieux urbains, sont dorénavant à l'avant-scène de la vie locale. Cette volonté d'agir et de laisser une plus grande place à la nature en ville s'inspire d'ailleurs des expériences observées dans divers pays (Gemmell, 1977; Hough, 1989, Hough *et al.*, 1990; Gilbert, 1989; Jordan, 1990; Sukopp et Werner, 1987; Routaboule, 1990; Sukopp et Hejny, 1990; Beavis, 1993; Nose, 1993; Sukopp *et al.*, 1995, etc.).

Au Québec, de plus en plus de municipalités et d'associations ou groupes de citoyens affichent, eux aussi, un intérêt croissant pour la renaturation des parcs et autres espaces de milieux urbains ou périurbains. Pour les municipalités, cette renaturation se traduit de différentes manières, soit par la plantation d'arbres et d'arbustes sur les terrains municipaux, l'implantation de nouveaux parcs et de nouvelles pistes cyclables le long des rives aménagées, etc. La Ville de Montréal participe aussi à ces efforts de verdissement, notamment par la mise sur pied de programmes de renaturation. Depuis 1997, le Service des parcs, des jardins et des espaces verts préconise une approche dite de « gestion différenciée des espaces verts » qui vise à restaurer et à rendre à leur état naturel des portions d'espaces verts publics en réduisant les interventions d'entretien pour laisser s'installer la végétation spontanée (Ville de Montréal, 1997). Il s'agit en fait de diminuer la fréquence de la tonte du gazon selon les endroits et ce, en faveur d'un développement de la couverture végétale en champ ou en pré fleuri, en y ajoutant des semences de diverses plantes. On favorise donc une végétation diversifiée dans

des espaces verts sélectionnés. La gestion différenciée de ces espaces est fonction de la fréquentation et des usages du site. Elle sera donc différente dans les grands parcs ou le long des talus, des voies de circulation ou des pistes cyclables. Cette nouvelle approche est doublement avantageuse, puisqu'elle répond à des préoccupations écologiques et économiques.

Bien que ces interventions puissent paraître, aux yeux de plusieurs, comme des actions peu efficaces ou minimales, elles suivent néanmoins une tendance nouvelle notée dans diverses villes canadiennes et européennes qui préconisent la renaturalisation des espaces publics. En Suisse, par exemple, la Ville de Lausanne tente d'appliquer un programme de naturalisation qui vise des entretiens réduits, laissant « une plus grande place à la nature dans la ville ». On souhaite que les parcs et espaces verts soient davantage ressentis comme des espaces dynamiques, en mouvement, et – selon la vocation qu'on leur donne – plus riches en vie sauvage et en espèces botaniques et animales indigènes (Ville de Lausanne, 1994). On ne souhaite pas nécessairement ramener la « campagne en ville », mais plutôt ramener « un peu plus de nature dans l'espace urbain » (Ville de Lausanne, 1995). Pour reprendre les propos de Berque : « Les sociétés urbaines sont en quête de nature, mieux qu'elles sont en quête de la nature », sans oublier « qu'il est dans la nature de l'humain de vivre en société » (1998 : 34).

Même si la Ville de Montréal en est encore au stade de l'expérimentation, on constate cette même volonté de développer une approche écologique dans le réaménagement de ses parcs publics, ce qui se traduit, entre autres, par le réaménagement d'espaces plus verts ou moins artificiels. On cherche à introduire une plus grande variété de plantes en augmentant le nombre d'espèces indigènes. Dans les zones sélectionnées, on peut déjà constater les effets de cette renaturalisation grâce à la reconquête rapide des végétaux sur des espaces auparavant gazonnés, notamment par l'installation d'une jeune strate arbustive. Certaines bandes sont recouvertes de toutes sortes de plantes, comme des verges d'or, des asters ou des marguerites, donnant un aspect champêtre au lieu.

Cette volonté de modifier certaines pratiques paysagères marque un changement significatif des mentalités de la part des gestionnaires municipaux, allant même à l'encontre d'habitudes fortement ancrées et encore pratiquées dans l'aménagement des parcs et espaces verts.

L'ACTION COMMUNAUTAIRE

L'action de divers groupes et organismes communautaires compte également parmi les efforts entrepris pour améliorer l'environnement et contribuer au verdissement et à l'embellissement de la ville. Les expériences recensées auprès des intervenants du milieu communautaire – notamment divers organismes environnementaux ou associations ou groupes de citoyens – sont de nature et d'envergure très diverses. Les interventions les plus courantes touchent la plantation d'arbres et arbustes dans les cours d'école, les petits terrains vacants, les ruelles ou les emprises ferroviaires et autoroutières. L'aménagement de jardins écologiques ou de jardins pour la faune aviaire, la renaturalisation des berges, l'assainissement des cours d'eau et le réaménagement des milieux humides font partie aussi des réalisations menées par les groupes communautaires. Ainsi, le programme Éco-

quartier, mis en place par la Ville de Montréal en 1995, devait contribuer à la conservation du patrimoine végétal de la ville (Sénécal et Saint-Laurent, 1999). Ces organismes – issus très souvent de groupes communautaires ou d’associations déjà existants – agissent fréquemment de concert avec d’autres groupes locaux afin de planifier et de réaliser divers projets menant au verdissement et à l’embellissement des sites. Il s’agit dans bien des cas de projets de plantation ou de revégétalisation de sites dégradés ou abandonnés (terrains vacants, ruelles, friches, etc.), dont la portée écologique reste faible, selon l’expérience montréalaise, parce qu’elle est davantage conçue pour la sensibilisation (*idem*).

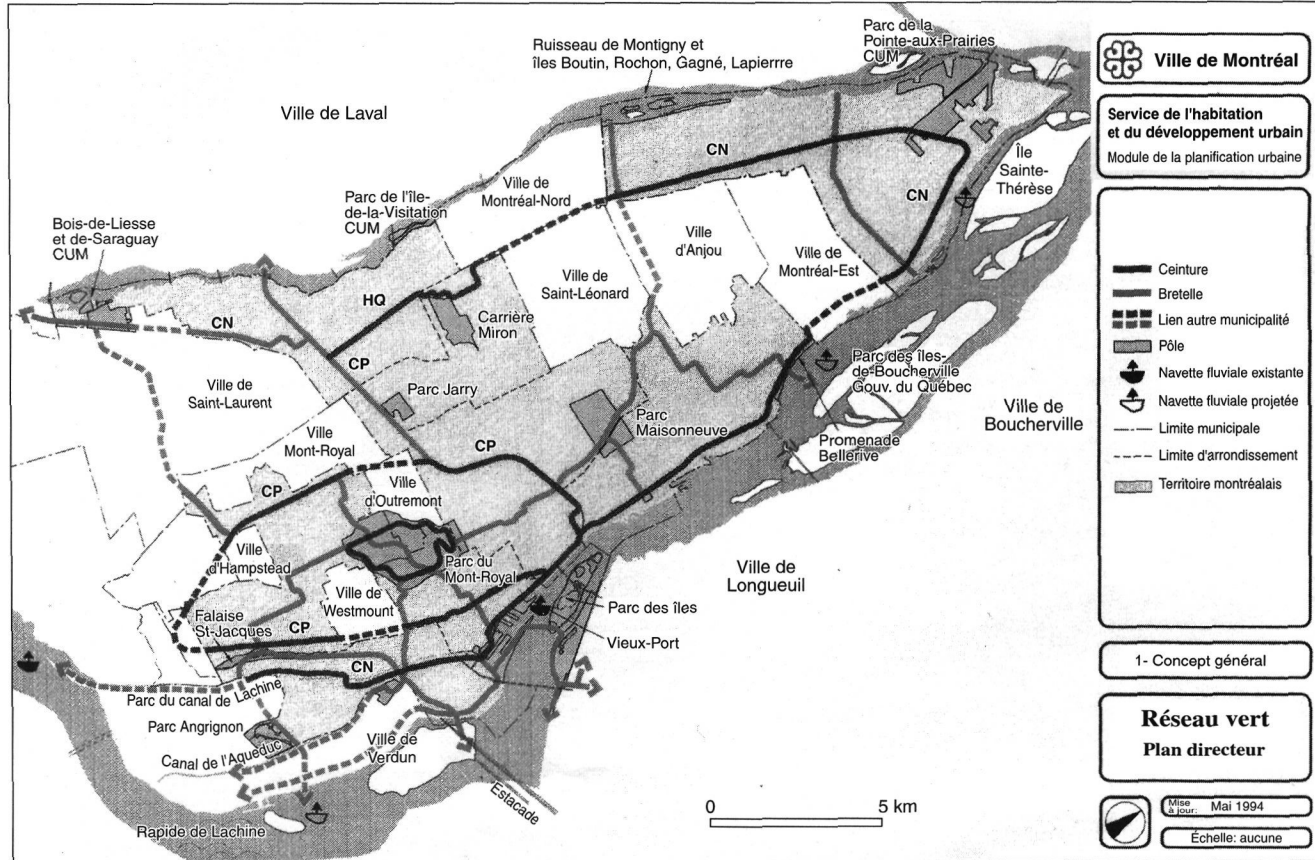
Bien que la réalisation de tels projets exige des efforts souvent considérables de la part des personnes qui s’y engagent, il reste que les résultats obtenus demeurent souvent modestes. Les sites aménagés ne couvrent généralement que de petites surfaces, ce qui limite de beaucoup la variété et la quantité d’arbres et arbustes à y planter. De plus, ils sont souvent isolés des grands ensembles (parcs ou espaces verts) et peu accessibles à un grand nombre de citoyens (*idem*). Néanmoins, les efforts déployés pour la réalisation de tels projets, au demeurant fort louables, doivent être compris comme une amorce. Il faut prendre en compte aussi que plusieurs organismes communautaires et groupes de citoyens ont très peu d’assistance et de moyens financiers.

Enfin, de nouvelles formes de partenariat engageant le milieu communautaire prennent naissance dans diverses régions du Québec. Elles ont pour principal objectif de conserver et de protéger des terrains dans leur état naturel et à perpétuité (Désy, 2000). Il s’agit, dans la plupart des cas, d’organismes locaux qui s’organisent autour de fiducies foncières (*land trust*) ou d’intendance privée (*alliance private stewardship*)⁶, et qui permettent aux citoyens de sauvegarder, au niveau local ou régional, leur patrimoine naturel.

LA MISE EN PLACE DE CORRIDORS VERTS DANS LA VILLE

Les grandes villes comme Montréal cherchent aussi à recycler les sites industriels désaffectés et souvent lourdement pollués. Parallèlement, une demande sociale s’exerce pour réutiliser ces terrains à des fins récréatives ou de verdissement, voire de renaturalisation de la ville. Ils deviennent ainsi des « paysages recyclés » ou des « corridors utilitaires », comme les surnomment Jaakson et Diamond : « *recycled landscapes and utility corridors* » (1981 : 20). Dans cette perspective du développement de corridors ou couloirs verts, la Ville de Montréal s’est dotée en 1994 d’un cadre de référence pour l’aménagement de ces espaces libres, le *Plan directeur du Réseau Vert*, abandonné depuis (figure 2). Les espaces libres y étaient vus comme des sites disponibles au verdissement et à la renaturalisation de la ville. En fait, on cherchait à trouver, avec l’implantation d’un réseau vert, une solution à la fois aux nombreux problèmes de répartition, de quantité et de qualité des espaces verts et des installations récréatives à Montréal (Ville de Montréal, 1994). Déjà en 1973, la Communauté urbaine de Montréal élaborait dans le cadre de son schéma d’aménagement le concept de « cheminement vert » (CUM, 1987). Il était question de développer un réseau intermédiaire s’articulant à partir des pôles tels que les parcs-nature, en utilisant d’autres ressources non conventionnelles, dont les emprises de chemins de fer, les corridors de transport d’énergie ou des terrains gouvernementaux ou institutionnels.

Figure 2 Plan directeur du réseau vert de la Ville de Montréal



(Source : Ville de Montréal, 1994)

Figure 3 Exemple montrant la proximité d'un terrain en friche, d'un bois urbain non aménagé et d'un parc urbain (parc Félix-Leclerc), lesquels pourraient être facilement intégrés au Réseau vert de Montréal et former un nouveau lien vert entre ces divers espaces.



Le réseau vert de la Ville de Montréal était d'abord conçu comme un sentier linéaire, reliant des parcs et des espaces verts, assurant autant des fonctions de transport que de loisir. L'intérêt de ce vaste projet résidait, entre autres, dans l'appropriation des espaces sous-utilisés ou désaffectés (dont les corridors de transport ferroviaire ou d'électricité). En plus, l'implantation de ce réseau vert visait à tisser un réseau dense de sentiers et de corridors favorisant des liens entre les grands parcs et espaces verts, le parc du Mont-Royal servant en quelque sorte de pivot au réseau linéaire radio-concentrique (Ville de Montréal, 1994). On insistait aussi sur l'importance de préserver la végétation présente qui, le plus souvent, colonise les espaces libres de façon spontanée.

Malgré beaucoup de bonne volonté, le réseau vert de Montréal demeure encore largement inachevé par rapport à son plan original (Sénécal et Saint-Laurent, 1997). Ce réseau, qui devait servir de lien entre les parcs et espaces verts, demeure encore sous-développé et discontinu. Ceci compromet l'idée de réunir par un réseau tous les espaces de verdure de l'agglomération et, par la même occasion, l'accès et l'utilisation souhaités par les citoyens pour l'ensemble des espaces verts de Montréal. L'implantation du réseau vert dans sa totalité aurait permis de développer un tout nouvel ensemble de parcs et de corridors verts sur des sites abandonnés ou désaffectés et aurait contribué à augmenter de façon significative le patrimoine végétal de la ville. D'ailleurs, plusieurs quartiers de la ville offrent des possibilités quant à la création de nouveaux couloirs ou liens verts qui pourraient facilement s'intégrer dans un même continuum (parc, friche, bois urbain, etc.) et se rattacher à l'ensemble du réseau vert. La figure 3 montre un exemple de « liens verts » de l'est de l'île de Montréal qui pourrait facilement s'intégrer au réseau. En somme, la récupération d'espaces non utilisés et leur réhabilitation ou restauration en espaces verts viendraient non seulement augmenter de façon considérable le patrimoine vert de la ville, mais en permettrait un usage plus extensif par les citoyens.

CONCLUSION

Les approches biogéographiques, dont celles qui s'inspirent de la théorie des îles biogéographiques de MacArthur et Wilson (1967), complètent les méthodes en écologie végétale et fournissent un cadre de référence qui permet de mieux saisir la dynamique des écosystèmes urbains, notamment en ce qui a trait à la dispersion et à la dissémination des espèces, à la succession et à l'évolution des ensembles végétaux dispersés dans l'agglomération. Elle permet aussi de comprendre la répartition de ces espaces verts dans la ville en reprenant les notions rattachées aux îles urbaines ou aires disjointes. Ces concepts théoriques, bien que fort utiles pour l'explication de certains processus naturels (dissémination, succession, adaptation, etc.), doivent néanmoins être développés ou mieux adaptés à l'écologie urbaine, ce qui peut se faire par l'acquisition de connaissances plus approfondies sur le fonctionnement des écosystèmes urbains, lesquels sont soumis à de nombreuses contraintes environnementales et anthropiques.

De plus, les approches biogéographiques trouvent une résonance certaine dans les pratiques de conservation et de planification. Elles offrent des possibilités et des alternatives lors de la restauration de sites dégradés. De même, elles apportent une lecture-clé à l'aménagement, basée sur les échanges interscalaires, du site à la

région métropolitaine, de l'île urbaine à la trame verte. Les petits espaces libres acquièrent ainsi une importance nouvelle, puisqu'ils participent à un ensemble naturel plus vaste et plus complexe. La restauration de nouveaux espaces verts à partir de lots vacants ou de terrains en friche inutilisés et la mise en place de liens verts contribueraient de façon significative au développement du patrimoine végétal de la ville.

REMERCIEMENTS

L'auteure souhaite remercier vivement les évaluateurs pour leurs commentaires judicieux, ainsi qu'André Parent, du département de géographie de l'UQAM, pour la confection des figures.

NOTES

- 1 La théorie des îles biogéographiques de MacArthur et Wilson (1967) a suscité un large débat dans la littérature scientifique, notamment sur la taille optimale des parcs et réserves naturelles nécessaires à la préservation de la biodiversité. On fait d'ailleurs référence au terme « *SLOSS Debate* » qui signifie *Single Large or Several Small Reserves* (Dobson, 1998 : 168-170). Voir May, 1975; Diamond, 1976; Simberloff et Abele, 1976, 1982; Gilbert, 1980; Higgs et Usher, 1980; Higgs, 1981; Wilcox et Murphy, 1985; Kohn et Walsh, 1994.
- 2 Sukopp et Werner (1982) mentionnent que Topp (1972) est le premier à avoir fait l'analogie entre îles biogéographiques et îles urbaines. (Topp, 1972; Davis et Glick, 1978; Crowe, 1979; Sukopp et Werner, 1982).
- 3 Sur l'île de Montréal, par exemple, les espaces libres ou vacants représentent près de 15 % de la superficie totale de l'île, soit 73 km² environ (CUM, 1997).
- 4 L'expression « mauvaises herbes » est très souvent associée aux plantes qui envahissent les terres en culture.
- 5 Plusieurs grandes villes américaines ou canadiennes possèdent des parcs urbains dans lesquels les aménagistes ont tenté d'intégrer une plus grande variété d'espèces de plantes et d'arbres, donnant ainsi un aspect plus naturel aux lieux aménagés.
- 6 La fiducie foncière est un organisme non gouvernemental (ou encore à but non lucratif) qui veille essentiellement à conserver et à protéger des terrains dans leur état naturel et à perpétuité. Elle procède de préférence avec l'acquisition de terrain par différentes modalités légales (achat, donation, servitude réelle). L'intendance privée consiste plutôt en la gestion de terrains dont la fiducie n'est pas propriétaire, qui font l'objet d'une entente avec les propriétaires concernant, justement, les modalités de gestion; cette modalité constitue l'équivalent français du *private stewardship* des pays anglo-saxons (Déry, 2000).

BIBLIOGRAPHIE

- BARIDON, M. (1998) *Les Jardins. Paysagistes – Jardiniers – Poètes*. Paris, Robert Laffont, 1239 p.
- BASTIN, L. et THOMAS, C. D. (1999) The Distribution of Plant Species in Urban Vegetation Fragments. *Landscape Ecology*, 14 : 493-507.
- BÉALU, F. et CLÉMENT, G. (1994) *L'éloge de la friche*. Paris, Lacourrière et Frélaut, 33 p.
- BEAVIS, M. A. (1993) *Sustainable Uses of Urban Open Space: A Guide to the literature*. Winnipeg, Institute of Urban Studies, Issues in Urban Sustainability, 2 : 1-36.
- BEAUVAIS, J.-F. et MATAGNE, P. (1999) Le concept de corridor vert et le développement durable au Costa Rica. *Annales de Géographie*, 650 : 5-20.
- BERQUE, A. (1998) Jardins et urbanité : regards croisés Europe-Asie. Dans G. Mercier et J. Bethemont (dir.), *La ville en quête de nature*. Sillery, Septentrion, 256 p.
- BOUTHILLIER, A. (1986) *Étude de la flore des aires de stationnement du centre-ville est de Montréal*. Université du Québec à Montréal, sciences de l'environnement, thèse de maîtrise non publiée, 106 p.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964) *Planzensoziologie*. (3^e édit.), Vienne, Springer, 865 p.
- CLÉMENT, G. (1994) *Le jardin en mouvement, de la Vallée au parc André-Citroën*. Paris, Sens et Tonka, 87 p.
- COLES, B. J. (1981) Colonizing Abilities, Island Aize, and the Number of Species on Archipelagoes. *American Naturalist*, 117 : 629-638.
- COMMUNAUTÉ URBAINE DE MONTRÉAL (1987) *Des parcs régionaux au réseau récréotouristique*. Consultation sur la mise en valeur et l'avenir des parcs régionaux. Commission d'aménagement, Service de la planification du territoire.
- *À la découverte des parcs-nature*. Division des parcs-nature et Division de la planification du territoire.
- COMMUNAUTÉ URBAINE DE MONTRÉAL (1997) *Occupation du sol*. Division Aménagement – Affaires métropolitaine, cartographie numérique, photogrammétrie 1994, édition juin 1997, échelle 1 : 28 000.
- CORNELLIER, N. (1981) Contrôle de l'herbe à poux sur le territoire de la Communauté Urbaine de Montréal. *Bulletin de la SAJIB*, 5 (4) : 22-24.
- CROWE, T. M. (1979) Lots of Weeds: Insular Phytogeography of Vacant Urban Lots. *Journal of Biogeography*, 6 : 169-181.
- DANSEREAU, P. (1977) An Ecological Grading of Human Settlements with Special Reference to the Urban Habitat. In *Science for better environment*. Proceedings of the International Congress on the Human Environment (HESC), Kyoto, 1975, pp. 234-243, Oxford, Pergamon.
- DAVIS, A. M. et GLICK T. F. (1978) Urban Ecosystem and Island Biogeography. *Environment Conservation*, 5 : 299-304.
- DE LAPLANTE, J. (1990) *Les parcs de Montréal, des origines à nos jours*. Montréal, Méridien, Histoire urbaine, 255 p.
- DÉSY, J. (2000) Les interventions dans les boisés de la conurbation du Haut-Saguenay : les stratégies de réaménagement. Dans G. Sénécal et D. Saint-Laurent (dir.) *Les espaces dégradés – contraintes et conquêtes*. Ste-Foy, Presses de l'Université du Québec, Collection « Géographie contemporaine », pp. 67-83.

- DIAMOND, J. (1976) Island Biogeography and Conservation: Strategy and Limitations. *Science*, 193 : 1027-1029.
- DOBSON, A. P. (1998) *Conservation and Biodiversity*. New York, Scientific American Library, 264 p.
- ELTON, C. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. London, Chapman and Hall.
- FRANKTON, C. et MULLIGAN, G. A. (1974) *Les mauvaises herbes du Canada*. Ministère de l'Agriculture du Canada, Publication 948, 218 p.
- GEMMELL, R. P. (1977) *Colonization of Industrial Wasteland*. Studies in Biology, 80, London, Edwar Arnold.
- GILBERT, F. S. (1980) The Equilibrium Theory of Island Biogeography: Fact or Fiction? *Journal of Biogeography*, 7 : 209-235.
- GILBERT, O. L. (1989) *The Ecology of Urban Habitats*. London, Chapman and Hall, 369 p.
- GÖDDE, M. et al. (1995) Habitat Conservation and Development in the City of Dusseldorf (Germany). In Sukopp, H. et al. (dir.) *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*. The Hague, SPB Academic Publishing, pp. 163-171.
- HAIGH, M. J. (1980) Ruderal Communities in English Cities. *Urban Ecology*, 4 : 329-338.
- HARPER, J. L. (1987). The Heuristic Value of Ecological Restoration. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin et J. D. Aber (dir.) *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press, 342 p.
- HARRIS, L. D. (1984) *The Fragmented Forest. Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. Chicago, University of Chicago Press, 211 p.
- (1985) *Conservation Corridors. A Highway System for Wildlife*. ENFO 11 :1-10. Florida Conservation Foundation, Winter Park.
- HIGGS, A. J. (1981) Island Biogeography Theory and Nature Reserve Design. *Journal of Biogeography*, 8 : 117-124.
- HIGGS, A. J. et USHER, M. B. (1980) Should Nature Reserves Be Large or Small? *Nature*, 285 : 568-569.
- HOUGH, M. (1989) *City Form and Natural Process, Towards a New Urban Vernacular*. London/ New York, Routledge, 280 p.
- HOUGH, M. et al. (dir.) (1990) *Naturalization, Reforestation of Parks and Open Spaces*. City of Kitchener, Park Department, Canada.
- HUDSON, W. E. (1991) *Landscape Linkages and Biodiversity. Defenders of Wildlife*. Washington, D. C., Island Press, 175 p.
- JAAKSON, R. et DIAMOND, L. (1981) Urban Open Spaces. In W. A. Andrews et J.-L. Cranmer-Byng (dir.) *Urban Natural Areas: Ecology and Preservation*. Institute for Environmental Studies, Environmental Monograph, n° 2, University of Toronto, Canada, Chapter 2., pp. 9-29.
- KOHN, D.D. et WALSH, D.M. (1994) Plant Species Richness – The Effect of Island Size and Habitat Diversity. *Journal of Ecology*, 82 : 367-377.
- KUNICK, W. (1981) Comparison of the Flora of Some Cities of the Central European Lowlands. In R. Bornkamm, J. A. Lee et M. R. D Seaward (dir.) *Urban Ecology*. Deuxième édition, European Ecological Symposium, Berlin, Oxford, Blackwell, pp. 13-22.

- LAJEUNESSE *et al.* (1995) Development and Application of an Ecosystem Management Approach for Protected Natural Areas. *Environmental Management*, 19 (4) : 481-495.
- LOZON, J. D. et MACISAAC, H. J. (1997) Biological Invasions: Are they Dependent on Disturbance? *Environmental Review*, 5 : 131-144.
- MACARTHUR R. H. et WILSON, E. O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N. J., 203 p.
- MAY, R. M. (1975) Island Biogeography and the Design of Wildlife Preserves. *Nature*, 245 : 219-238.
- MERCIER, G. et BETHEMONT, J., dir. (1998) *La ville en quête de nature*. Sillery, Septentrion, 256 p.
- NOSE, R. F. (1993) *Wildlife Corridors. Ecology Greenways*, Minneapolis, University of Minnesota, pp. 43-68.
- OEHMICHEN, F. (1996) *Pratiques des associations végétales écologiques et paysagères*. École d'architecture de paysage, Université de Montréal (www.ame.umontreal.ca/ecoles/apa/gadrat/formcont/seminaire96/oehmichen.html).
- PAINE, C. (1998) *Cinquante ans d'architecture de paysage. L'Association des architectes paysagistes du Canada*. Compte rendu officiel du 50^e Congrès tenu en 1984. Ontario, Université de Guelph, mars 1998.
- ROUTABOULE, D. (1990) La composition des parcs : d'hier à demain. *Continuité*, hors-série 1 : 29-33.
- SACHSE, U. *et al.* (1990) Synanthropic Woody Species in the Urban Area of Berlin (West). In H. Sukopp et S. Hejny (dir.) *Urban Ecology, Plants and Plant Communities in Urban Environments*. Hague, Netherlands, SPB Academic Publishing, pp. 233-243.
- SAINT-LAURENT, D. (2000) La carrière Francon : les aspects biogéographiques et le projet de réaménagement. Dans G. Sénécal et D. Saint-Laurent (dir.) *Les espaces dégradés - contraintes et conquêtes*. Sainte-Foy, Presses de l'Université du Québec, Collection « Géographie contemporaine », pp. 41-66.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. (1991) *The Role of Corridors in Nature Conservation*. Sydney, Surrey Beatty & Sons.
- SAUNDERS, D. A. *et al.* (1991) Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5 : 18-32.
- SCHRADER-FRECHETTE, K.-S. et MCCOY, E. D. (1993) *Methods in Ecology : Strategies for conservation*. London, Cambridge University Press, 315 p.
- SCOTT, J. M. *et al.* (1987) Species Richness: A Geographic Approach to Protecting Future Biological Diversity. *Bioscience*, 3 : 782-788.
- SEYMOUR, W.N. (Jr). (1969). *Small Urban Spaces. The Philosophy, Design, Sociology and Politics of Vest-Pocket Parks and Other Small Urban Open Spaces*. New York, New York University Press, 198 p.
- SOULÉ, M. E. et GILPIN, M. E. (1991) The Theory of Wildlife Corridors Capability. In D. A. Saunders et R. J. Hobbs (dir.) *The role of Corridors in Nature Conservation*. Sydney, Survey Beathy & Sons.
- SÉNÉCAL, G. et SAINT-LAURENT, D. (1993) *Relevés de végétation de douze espaces libres de la Ville de Montréal*. INRS-Urbanisation (rapport interne).
- (1999) Espaces libres et enjeux écologiques : Deux récits du développement urbain à Montréal. *Recherches Sociographiques*, 40 (1) : 33-54.

- SÉNÉCAL, G. et SAINT-LAURENT, D. avec la collaboration de A.-M. Charlebois et D. Léonard (1999) *Le programme éco-quartier de la Ville de Montréal, une innovation en évolution*. INRS-Urbanisation, Études et documents, 71 : 76 p.
- SÉNÉCAL, G. et SAINT-LAURENT, D. avec la collaboration de M. MUNOZ (1997) Le Réseau Vert de Montréal : Les contraintes environnementales dans l'appropriation des espaces libres. *Plan Canada*, 37 (1) : 20-28.
- SIMBERLOFF, D. S. et ABELE, L. G. (1976) Island Biogeography Theory and Conservation Practice. *Science*, 191 : 285-286.
- (1982) Refuge Design and Island Biogeographic. *American Naturalist*, 120 : 41-50.
- SMITH, D. S. (1993) An Overview of Greenways, Their History, Ecological Context, and Specific Functions. In D. S. Smith et L. D. Forman (dir.) *Ecology of Greenways*. Minneapolis, London, University of Minnesota Press, pp. 1-22.
- SUKOPP, H. et HEJNY, S. (1990) *Urban Ecology, Plants and Plant Communities in Urban environments*. Hague, Netherlands, SPB Academic Publishing, 276 p.
- SUKOPP, H. et WERNER, P. (1982) *Nature in Cities : A report and Review of Studies and Experiments Concerning Ecology, Wildlife and Nature Conservation in Urban and Suburban Area*. Nature and Environment Series, 28, Council of Europe.
- (1987) *Développement de la faune et la flore en territoire urbain*. Comité européen pour la sauvegarde de la nature et des ressources naturelles, Conseil de l'Europe, 60 p.
- SUKOPP, H. et al., (dir.) (1995) *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*. The Hague, SPB Academic Publishing.
- TANDY, C. (1984) *Handbook of Urban Landscape*. London, The Architectural Press, 25 p.
- TOPP, W. (1972) Die Besiedlung eines Stadtparks durchkäper. *Pedobiol.*, 12 : 336-346.
- TREPL, L. (1995) Towards a theory of urban biocoenoses. Some hypotheses and research questions. Dans H. SUKOPP et al., (dir.) *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*. The Hague, SPB Academic Publishing, pp. 3-21.
- VILLE DE LAUSANNE (1994) *La naturalisation des sites*. Colloque organisé à Lausanne, Suisse, juin, 1994.
- VILLE DE MONTRÉAL (1992) *Cadre de référence pour le développement et la mise en valeur des espaces libres*. Service de l'habitation et du développement urbain, Montréal.
- (1994) *Plan Directeur du Réseau Vert*. Service de l'habitation et du développement urbain, Module de la planification urbaine. Résumé, juin 1994.
- (1997) *Programme de gestion différenciée des espaces verts*. Service des parcs, jardins et espaces verts, Division de l'horticulture et l'entretien des parcs, Montréal.
- VINCENT, G. (1982) Les mauvaises herbes en milieu urbain. *Bull. de la SAJIB*, 7 (1-2) : 41-49.
- VINCENT, G. et BERGERON, Y. (1985) Weed Synecology and Dynamics in Urban Environment. *Urban Ecology*, 9 : 161-171.
- VINCENT, G. et LACHAÎNE, R. (1986) Analyse de la flore synanthropique de Montréal. *Bulletin de la SAJIB*, (7) 1-2 : 41-49.
- WHITTAKER, R. H. (1975) *Communities and Ecosystems*, 2^e éd., New York, Macmillan, 385 p.
- WILCOX B. A. et MURPHY, D. D. (1985) Conservation Strategy : The Effects of Fragmentation on Extinction. *American Naturalist*, 125 : 879-887.