ÉTUDE DES BIOTOPES URBAINS ET PÉRIURBAINS DE LA CMM

Volet 3 : synthèse des indicateurs de rétention des eaux par les végétaux et possibilité d'application, en milieu urbain et périurbain, sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal.

Rapport destiné au CRE Conseil Régional de l'Environnement de Laval

Photo : Yann Vergriete

Michel Labrecque
Yann Vergriete

Institut de recherche en biologie végétale IRBV
JARDIN BOTANIQUE DE MONTRÉAL
Université de Montréal

12 octobre 2006

Résumé

Les zones urbaines sont de plus en plus considérées comme des sources de pollution importante des cours d'eau. Le transport de polluants diffus par le ruissellement des eaux de pluie participe de façon majeure à ce problème. La réduction du ruissellement peut contribuer à diminuer le rejet de ces polluants dans l'environnement. Le présent rapport fait état de certains constats présentés dans la littérature quant au rôle que peuvent jouer différentes stratégies dans le contrôle du ruissellement de surface.

Table des matières

Résumé 1
Table des matières 2
Table des illustrations 2
Introduction 3
Causes du ruissellement de surface 4
Modes d'intervention 7
1. Stratégies d'interception 7
1.1. Interception par les arbres 7
1.2. Interception par les arbustes et les herbacées 10
1.3. Interception par les murs végétalisés 10
1.4. Interception par les toitures végétalisées 10
1.5. Interception par la litière du sol 12
1.6. Rétention de l'eau dans le sol 12
2. Stratégies d'infiltration 12
2.1. Diminution de la proportion de surface imperméable 13
2.2. Déviation des eaux de ruissellement vers des zones perméables 13
2.3. Augmentation du temps de transport des eaux de ruissellement 14
2.4. Accroissement de la perméabilité des sols 15
2.5. Déviation des eaux de ruissellement vers les terres humides 16
3. Influence de la saison froide dans le choix des stratégies d'intervention 16
Conclusion 18
Bibliographie 19

Annexe : Analyse préliminaire de l'aménagement du site du garage municipal de Ville de Laval

Table des illustrations

Figure 1. Schéma de la distribution de l'eau de pluie selon le type de milieu. 4
Figure 2. Pourcentage moyen et écart type d'imperméabilisation de quelques catégories de sites urbains à Munich (Allemagne). 5
Figure 3. Moyenne et écart type du ruissellement de surface (l/m2) de quelques catégories de sites urbains, à Munich (Allemagne), pour des précipitations de 40 mm/h. 5
Tableau 1. Taux de ruissellement en fonction du type de sol et du type de couverture du sol. 6
Tableau 2. Extrapolation du potentiel d'interception des précipitations par les arbres publics de la ville de Montréal et par la totalité des arbres de la région métropolitaine de Montréal. 8
Tableau 3. Influence de l'épaisseur du substrat et de la présence des plantes sur le pourcentage de ruissellement émanant d'un toit. 11

Introduction

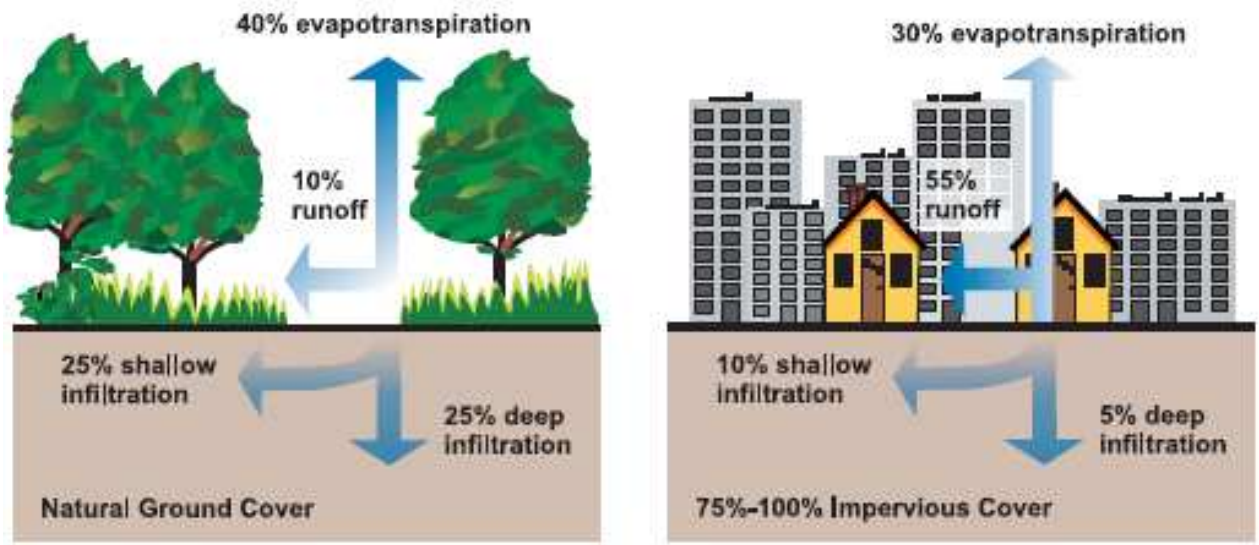
L'accroissement des surfaces imperméables, au travers de l'asphaltage notamment, est considéré par de nombreux auteurs comme la cause principale des problèmes des bassins versants urbains [1-6]. Les zones imperméables ne permettant pas l'infiltration de l'eau, il en résulte une augmentation du ruissellement de surface. Cette croissance du ruissellement de surface, qui suit de près la dynamique d'urbanisation, devient un problème véritablement préoccupant [8, 9]. Par exemple, les eaux qui ruissellent accumulent au passage une multitude de polluants (particules, pesticides, huiles, graisses, métaux lourds, caoutchouc et détritus divers) provenant de sources diffuses, telles que les gaz d'échappement des véhicules motorisés, et contribuent grandement à la dégradation de la qualité de l'eau ainsi qu'à la destruction des écosystèmes aquatiques [2, 4, 7]. En milieu urbain, les eaux de ruissellement sont considérées comme l'une des premières causes de pollution des rivières [7, 10]. Les effluents urbains sont généralement acheminés vers des sites de traitement pour y être décontaminées, mais les coûts de telles opérations sont très importants. Par exemple, le traitement des eaux usées se traduit à Montréal en coûts quotidiens de 475 000 $ CAN, lorsqu'il ne pleut pas, mais qui atteignent 1 425 000 $ CAN, s'il y a des précipitations [11]. De plus, les capacités de transport des systèmes d'égouts peuvent être dépassées et causer des inondations ou, ce qui est particulièrement inquiétant dans le cas d'égouts combinés, déverser le trop plein non traité directement dans les cours d'eau naturels [2, 10, 12]. Notons que près de 90 % de l'ancienne ville de Montréal est justement relié à un système d'égouts combinés [11]. Landreville (2005) rapporte qu'il y aurait 5 à 25 déversements de ce type chaque année à Montréal et qu'il y en aurait eu 81 en 2002 [11]. Pour ces raisons, le recours à des techniques alternatives de contrôle des eaux de pluie paraît des plus avisés.

Les voies permettant de s'attaquer au problème du ruissellement de surface sont multiples. Cependant, plusieurs approches devront être combinées dans le but d'obtenir des résultats à la hauteur des besoins des grandes agglomérations [10]. Une évaluation du plan directeur de gestion des eaux de pluie de la Ville de Toronto indique que des mesures volontaires ne permettraient pas, à elles seules, d'atteindre les objectifs municipaux quant à l'amélioration de la qualité de l'eau du lac Ontario, à proximité des berges [13]. Afin d'obtenir des résultats significatifs, il faudrait consentir à des efforts concertés plus intenses, qui incluraient un meilleur niveau d'infiltration des eaux de ruissellement [13]. Parmi les incitatifs susceptibles de favoriser l'implantation de stratégies de gestion responsables des eaux de pluie, il est possible d'accorder des avantages fiscaux aux citoyen et aux entreprises qui emploient des méthodes de réduction du ruissellement de surface, mais également d'infliger une taxation liée au volume d'eau évacué vers les égouts, tel que c'est le cas dans certaines villes européennes et américaines [7].

Dans la présente revue de littérature, nous allons relever les grandes lignes des connaissances au sujet du ruissellement de surface ainsi que les éléments de solution à exploiter pour modérer les effets de ce dernier. Nous commencerons également à mettre en lumière certaines options pouvant s'avérer efficaces pour la communauté métropolitaine de Montréal, compte tenu de ses conditions spécifiques.

Causes du ruissellement de surface

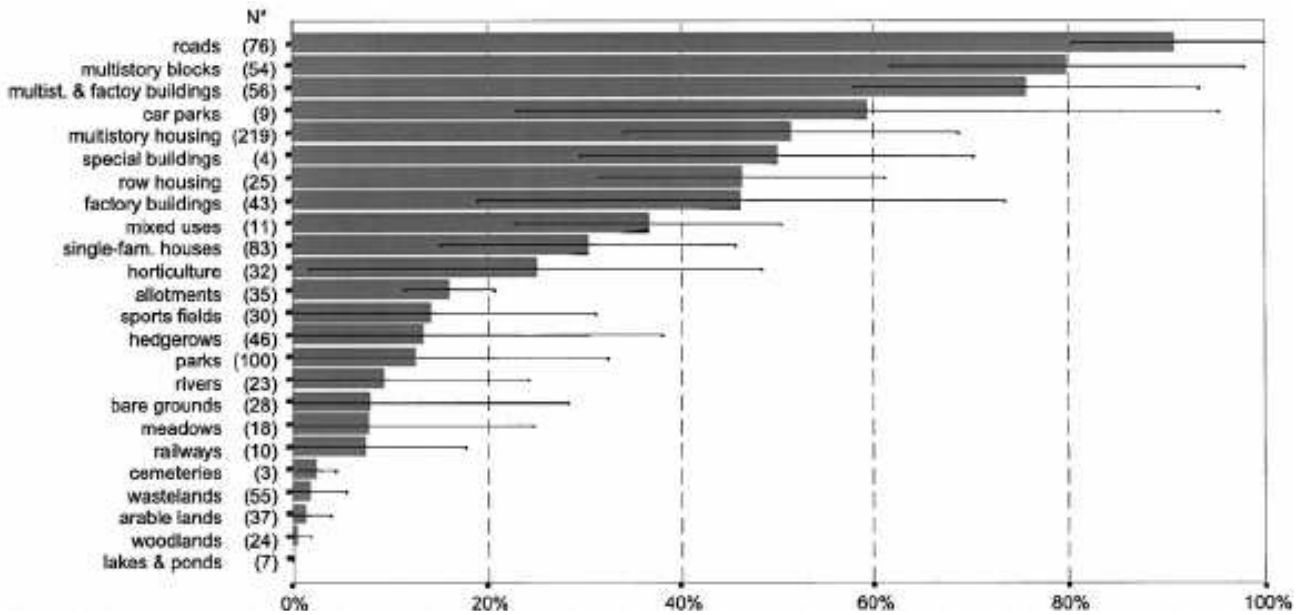
Le ruissellement de surface constitue la fraction de l'eau de pluie qui ne pénètre pas dans le sol et ne s'évapore pas, mais qui s'écoule en surface du sol. La croissance du ruissellement de surface est directement liée à la croissance des zones imperméables [14, 15]. De façon générale, on considère le ruissellement de surface en milieu naturel à quelque 10 %. Lorsque le milieu est asphalté ou construit entre 10 et 20 %, le ruissellement est alors de quelque 20 %. Lorsqu'il est asphalté ou construit entre 35 et 50 %, le taux de ruissellement est d'environ 30 %. Et lorsque le milieu urbain est asphalté ou construit entre 75 et 100 %, le ruissellement atteint les 55 % (figure 1) [2, 4, 16].



Tiré de EPA (2003) [16].

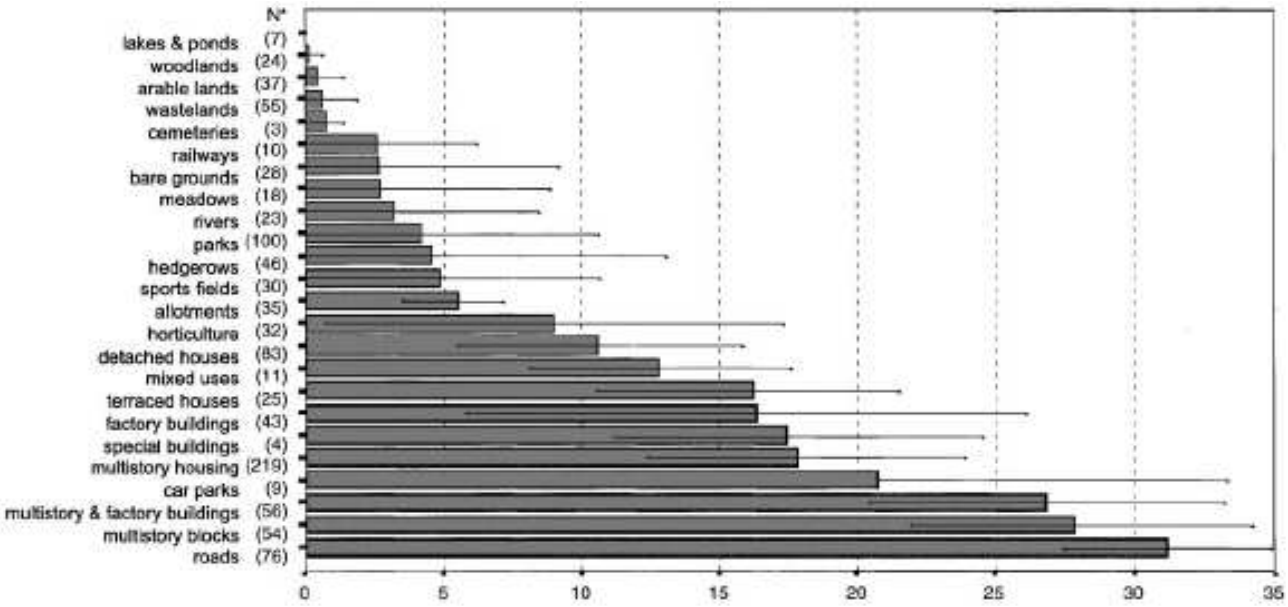
Figure 1. Schéma de la distribution de l'eau de pluie selon le type de milieu.

Pauleit et Duhme (2000) ont calculé le pourcentage d'imperméabilisation de plusieurs types de surface en milieu urbain ainsi que leur moyenne de ruissellement (figure 2 et 3). Ils évaluent à 30 % le taux d'imperméabilisation des zones résidentielles, caractérisées par des maisons dites détachées [17]. Ce taux atteint les 80 % dans les zones densément construites. Le ruissellement de surface serait en fait trois fois plus important dans les zones centrales des villes que dans les zones résidentielles [17]. À Montréal, on évalue que près de 80 % de la surface est construite ou asphaltée [11].



* Nombre d'observations
Tiré de Pauleit et Duhme (2000) [17].

Figure 2. Pourcentage moyen et écart type d'imperméabilisation de quelques catégories de sites urbains à Munich (Allemagne).



* Nombre d'observations
Tiré de Pauleit et Duhme (2000) [17].

Figure 3. Moyenne et écart type du ruissellement de surface (l/m2) de quelques catégories de sites urbains, à Munich (Allemagne), pour des précipitations de 40 mm/h.

La perméabilité des sols a une influence évidente sur le ruissellement de surface et les villes ne sont pas reconnues pour être pourvues des meilleurs sols (tableau 1) [18]. Cette constatation devrait nous inciter à envisager sérieusement la mise en place de mesures permettant d'éviter la dégradation des sols urbains par la compaction, l'érosion, etc.

Tableau 1. Taux de ruissellement en fonction du type de sol et du type de couverture du sol.

	Sol de type B*	Sol de type C*
surface construite	98	98
Sol exposé	82	87
Couverture herbacée	61	74
Couverture arborée	55	70

*Où un sol de type A serait extrêmement perméable et un sol de type D serait extrêmement peu perméable. L'information sur les sols A et D n'étant malheureusement pas diffusée par l'auteur.
Adapté de Sanders (1986) [18].

Le problème de ruissellement est particulièrement accru là où les surfaces imperméables sont interconnectées, comme dans le cas des routes [14]. Selon Corbett et al. (1997), si l'augmentation des surfaces imperméables produit une croissance linéaire du ruissellement de surface, l'écoulement de pointe – pic d'intensité du ruissellement - croît de façon exponentielle [15]. Dans l'étude de Lee et Heaney (2003), les zones imperméables directement connectées constituaient 44 % de toutes les surfaces imperméables, mais engendraient à elles seules 72 % du ruissellement [14].

Bien entendu, il existe une grande variabilité des événements de pluie et les analyses récentes démontrent que leurs effets sont très différents [19]. Mais dans tous les cas, c'est l'écoulement de pointe qui cause le plus de problèmes car c'est à ce moment que le débit est le plus intense et que le courant a le plus puissance. C'est donc l'écoulement de pointe qui engendre le plus d'érosion [20]. C'est également celui-ci qui risque de dépasser la capacité d'évacuation des eaux de ruissellement et de provoquer le déversement des égouts combinés dans les cours d'eau, voire des inondations.

Cette problématique de l'imperméabilisation du sol est inquiétante si l'on considère qu'il s'agit d'un phénomène en croissance [8]. En effet, les villes ont tendance à perdre de l'espace végétalisé au bénéfice de l'espace construit. Dans la ville de Merseyside (Royaume Uni), par exemple, il y a eu 7 % d'augmentation des surfaces construites entre 1975 et 2000 [21]. Il en est résulté une perte de 6 % des espaces verts, ce qui a généré en moyenne une augmentation de 4 % du ruissellement de surface [21]. Pour faire face à cette problématique, une loi, cherchant à éviter l'imperméabilisation non nécessaire du territoire, a par exemple été promulguée en Allemagne [17].

Modes d'intervention

Les moyens d'action pour remédier au problème du ruissellement de surface sont multiples. Nous pouvons les regrouper en deux catégories principales. D'une part, il y a celles qui visent à diminuer le volume d'eau qui atteint la surface du sol, en l'interceptant au passage. D'autre part, il y a celles qui cherchent à améliorer le degré d'infiltration de l'eau dans le sol, soit en réduisant le taux d'imperméabilisation du sol, soit en déconnectant les zones imperméables entre elles ou en déviant le flux du ruissellement vers des surfaces perméables.

1. Stratégies d'interception

L'interception de l'eau de pluie par la végétation représente la proportion des précipitation demeurant sur le feuillage et sur la tige des plantes et qui sera évaporée sans avoir atteint le sol [22].

1.1. Interception par les arbres

L'interception des eaux de pluie par les arbres peut jouer un rôle non négligeable dans la diminution de l'écoulement de surface et dans l'étalement du pic de ruissellement [18]. Nous rapporterons ici certains résultats, mais il faut rester prudent dans leur interprétation puisque les conditions climatiques, les espèces d'arbres et d'autres considérations sont fort variables [19]. De plus, les périodes considérées peuvent varier elles aussi et si certaines études ne considèrent l'interception que lors d'un seul événement de pluie, d'autres le font sur la durée d'une saison ou d'une année complète. Enfin, l'interception peut être calculée à l'échelle d'un arbre unique ou d'un territoire donné.

À la lecture de la littérature spécialisée, une recommandation émerge sans conteste : augmenter le nombre d'arbres en milieu urbain ou, tout au moins, maintenir l'étendue de la forêt urbaine. Dans le cas de la ville de Munich, par exemple, où les arbres et arbustes couvrent 18 % du territoire, Pauleit et Duhme (2000) recommandent la croissance de la forêt urbaine afin qu'elle couvre 22 % du territoire [29]. Pour la ville de Dayton (Ohio), il a été évalué que l'ensemble de la végétation urbaine - la canopée des arbres couvrant 21.6 % du territoire et les plantes herbacées 34.9 % - permettait d'intercepter 7 % de l'eau de pluie d'un gros orage d'une durée de 6 heures totalisant 46 mm de pluie [18]. Une augmentation d'environ 35 % du nombre d'arbres, pour atteindre une couverture de canopée de 29,1 % associée à une couverture herbacée d'également 29,1 %, permettrait d'accomplir 11,8 % d'interception [18]. Une étude plus récente, réalisée à Sacramento (Californie), évalue l'interception par la forêt urbaine à 1,8 % des précipitations annuelles dans la zone urbaine et à 2,6 % dans la zone périurbaine [28]. La canopée des arbres y couvrait respectivement 13,0 et 15,4 % de la surface.

Une étude de Xiao et McPherson (2002) évalue qu'un seul arbre peut intercepter 6,6 m^3 d'eau de pluie annuellement. L'interception des précipitations par les 29 299 arbres des parcs et des rues, dans la ville de Santa-Monica (Californie), représente 1,6 % du total des précipitations annuelles [23]. La ville de Santa Monica ayant un territoire de 21,5 km^2, cela donne une moyenne de 1 363 arbres/km^2 [24]. Le coût de traitement annuel du volume d'eau intercepté et du contrôle des inondations associé représenterait la valeur de 110 890

$ US, soit 3,78 $ US/arbre [23]. Les arbres publics (des parcs et des rues) de Montréal se dénombraient à quelque 675 000 unités en 2006 sur un territoire d'environ 500 km^2, soit approximativement à 1 350 arbres/km^2, ce qui est similaire à la situation décrite pour la ville de Santa-Monica (tableau 2) [25-27].

Au niveau de la communauté métropolitaine de Montréal (CMM), en ne tenant compte que des surfaces boisées (i.e. fragments de la forêt d'origine, grands parcs boisés, bois agroforestiers, friches boisées), la forêt urbaine couvrait une superficie de 270 km^2, en 2001 [30]. Étant donné que le territoire de la communauté métropolitaine de Montréal est de 3838,5 km^2 [31], cela ne représente que quelque 7 % de la surface de la CMM. On peut de plus s'inquiéter de la tendance à l'érosion de la forêt urbaine, puisque l'on constate des pertes de surfaces boisées de 11 % dans la région métropolitaine de Montréal entre 1986 et 2001 [30]. Toutefois, si l'on veut évaluer la proportion des eaux de ruissellement interceptée par tous les arbres, il nous faut ajouter aux espaces boisés, les arbres de rue et les arbres privés répartis sur le territoire. Dubé et al. (2006) ont ainsi estimé le nombre d'arbres de la région métropolitaine de Montréal à 39,6 millions [30]. Étant donné que le territoire de la région métropolitaine de Montréal est de 2 211 km^2 [32], on obtient un taux moyen de 17 910 arbres/km^2. En extrapolant à partir des données de la ville de Santa-Monica, nous obtiendrions une interception potentielle de 21 % des eaux de pluie (tableau 2). Un tel chiffre laisse entrevoir la capacité globale d'interception des eaux de pluie par la végétation dans le cas de la CMM et démontre l'importance de la conservation des milieux boisés. Toutefois, il n'est pas difficile d'envisager un scénario moins favorable si l'érosion du domaine boisé se poursuivait. Cependant, la présente comparaison demeure complètement spéculative étant donné que le régime pluviométrique est sensiblement différent entre les deux régions citées.

Tableau 2. Extrapolation du potentiel d'interception des précipitations par les arbres publics de la ville de Montréal et par la totalité des arbres de la région métropolitaine de Montréal.

Territoire étudié	Nombre d'arbre	Superficie (km^2)	Taux de boisement (arbres/ km^2)	Taux d'interception des précipitations annuelles totales	Source
Ville de Santa-Monica (Californie)	29 299 (publics)	21,5	1 363	**1,6 %**	[23, 24]
Ville de Montréal	675 000 (publics)	366,4	1 842	**2,2 %***	[25-27]
Région métropolitaine de Montréal	39 600 000 (privés et publics)	2 211	17 910	**21,0 %***	[30, 32]

* Estimation basée sur les résultats de l'étude de Xiao et McPherson (2002) [23].

Bien entendu, la capacité d'interception des arbres varie en fonction de leur taille [23]. Selon Xiao et al. (2000) l'interception par les arbres en milieu forestier peut dépasser 59 % des précipitations annuelles dans le cas d'arbres de grand âge [33]. Dans l'étude de Xiao et McPherson (2002) l'interception peut varier de 15,3 % (0,8 m3/arbre) pour un petit *Jacaranda mimosifolia* de 3,5 cm de diamètre à hauteur de poitrine jusqu'à 66,5 % (20,8 m^3/arbre) pour un *Tristania conferta* mature (38,1 cm DHP) [23]. Une autre étude évalue l'interception des pluies estivales par la forêt urbaine de Sacramento à 36 % dans une zone où les arbres sont essentiellement de grande taille et à 18 % dans une zone où les arbres sont de taille moyenne [28].

Cependant, les différentes espèces d'arbres ont aussi des prédispositions à intercepter plus ou moins efficacement l'eau de pluie, à cause de leur structure et du profil de leur écorce, par exemple. Une écorce plus crevassée fournit plus de surface pour l'accumulation de l'eau et réduit la rapidité d'écoulement le long du tronc et des branches [22]. Le chêne a en ce sens une meilleure capacité de rétention de l'eau au niveau de son écorce que le bouleau ou le caryer. Le chêne rouge (*Quercus rubra)* intercepterait ainsi 260 litres d'eau par an tandis que le caryer à noix douces (*Carya glabra)* en intercepterait 213,2 litres et le bouleau flexible (*Betula lenta),* 100 litres seulement. Les données de Levia et Herwitz (2005) pour des arbres de 30 cm de diamètre du tronc à la hauteur de poitrine sont sensiblement les mêmes (100 l pour *B. lenta* à 250 l pour *Q. rubra*) [34]. Il existe aussi des différences notables entre les feuillus et les conifères. Xiao et al. (2000) rapportent que l'interception est généralement de l'ordre de 20 à 40 % pour les conifères et de 10 à 20 % pour les feuillus [22].

Les saisons influencent aussi la capacité d'interception de la végétation. Pour les arbres à feuilles caduques, la capacité d'interception durant l'hiver est fortement diminuée, mais n'est pas nulle. Même lorsque les précipitations tombent sous forme de neige, l'interception agit puisqu'une partie de l'eau retournera vers l'atmosphère par sublimation et qu'une autre partie de l'eau interceptée sera évaporée lors de la fonte de la neige [35]. Ebener (1999) rapporte que, pour le hêtre commun (*Fagus sylvatica*), l'interception varie entre 6 % en hiver et 21 % en été et que, pour le chêne sessile (*Quercus petraea*), l'interception peut varier entre 22 % en hiver et 34 % en été [35]. En Californie, l'interception effectuée par un poirier (*Pyrus calleryana* 'Bradford') de 8 ans est de 15 % en hiver – alors qu'il est presque dépourvu de feuilles – tandis qu'elle est de 27 % pour un chêne liège de 9 ans (*Quercus suber*) qui n'a pas perdu ses feuilles [22]. Pour un gros *Platanus acerifolia* dans la même région, l'interception était de 14,8 % lors d'une pluie de 21,7 mm en hiver et de 79,5 % lors d'une pluie de 20,3 mm en été [23]. Dans les conditions de la communauté métropolitaine de Montréal, la période durant laquelle les arbres à feuilles décidues sont défoliés est de longue durée et il est donc d'autant plus utile de prendre ces données en considération.

La capacité d'interception de la pluie par la végétation varie en fonction de l'intensité des précipitations et de leur durée [28]. Par exemple, au début d'un événement de pluie, l'interception est de près de 100 %, mais elle n'est plus que de 3 % lors de l'intensité maximale d'un orage [22]. Lors d'un orage, l'interception des premiers 1 à 2 mm de pluie est presque totale sur un pin noir de 19 m de haut, puis l'écoulement commence à se produire le long des branches et du tronc, mais l'interception atteint un maximum autour de 10 mm de pluie, puis diminue si l'orage augmente d'intensité [36]. De façon générale, l'interception par les arbres est nettement plus efficace lors des événements de pluie de faible intensité. L'interception des eaux de pluie des événements extrêmes par la canopée forestière de sapins de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) se situe entre 5 et 30 % en fonction de leur durée et de leur ampleur [37]. Par exemple, l'impact d'un événement d'une ampleur qui se rencontre à intervalle de deux ans sera réduit de quelques 15 à 20 % indépendamment de sa durée. Mais un événement d'intensité qui s'observe tous les 90 ans peut être pondéré de quelque 30 % s'il est de courte durée ou de seulement 5 % s'il est de longue durée [37]. Lors d'un orage dont l'intensité ne s'observe qu'une fois tous les 25 ans, les arbres de rue et des parcs de la ville de Santa-Monica n'interceptaient que 0,4 % de l'eau tandis que sur une moyenne annuelle, ils en interceptaient 1,6 % [23]. Étant donné que les petits orages sont ceux responsables du transport de la plupart des polluants [38], la forêt urbaine devrait être plus utile pour la protection de la qualité de l'eau que pour le contrôle des inondations [28]. La contamination des eaux de ruissellement est plus forte lors de ce que l'on appelle le «first flush» ou premier lessivage [39] ainsi que lors de la fonte des neiges usées [2, 40]. Par conséquent, il est particulièrement intéressant d'intercepter les événements de pluie de faible intensité.

1.2. Interception par les arbustes et les herbacées

L'interception de la pluie par la végétation de landes (*Calluna vulgaris*, *Erica cinerea* et *Ulex europeanus*) varie entre 30 et 60 % selon le type de lande (respectivement 20 à 30 cm et 2 à 2,5 m de haut) [41]. Ce pourcentage augmente ainsi avec la biomasse végétale aérienne, soit de 10 t/ha à 49 t/ha [41]. Par ailleurs, une étude polonaise effectuée entre 1987 et 1993 évalue l'interception annuelle des précipitations par des plantes agricoles : de 17,8 à 38.6 % pour le seigle (*secale cereale*), de 26,4 à 37,7 % pour le blé (*triticum sp.*), de 32,2 à 42,2 % pour les fèves (*Vicia faba*) et de 29,4 à 45,6 % pour l'orge (*Hordeum vulgare*) complanté avec du trèfle (*Trifolium pratense*) [42].

1.3. Interception par les murs végétalisés

Photo : Yann Vergriete

Il n'est pas rare d'observer des murs couverts de lierre ou autre plante grimpante. Dans les villes, les surfaces de bâtiments sont nombreuses et le potentiel pour la création de murs végétalisés est immense. Les feuilles qui couvrent la surface d'un mur interceptent l'eau de pluie comme le font les feuilles des arbres [7, 43]. Cependant, cette technique est très peu documentée pour l'instant et les données sur l'interception ne sont pas disponibles. Toutefois, il a été calculé qu' 1 m^2 de mur couvert avec une couche de 10 cm à 15 cm d'épaisseur de vigne sauvage a une surface foliaire de 3 à 5 m^2 et qu'un même mur couvert avec une couche de 25 cm de lierre a une surface foliaire de 11,8 m^2 [7]. Ces résultats sont comparables avec ceux obtenus par l'étude des arbres. Ebener (1999) rapporte que les principales essences forestières de France ont des surfaces foliaires comprises entre 3 et 10 m^2 par mètre carré de sol sous la couronne de l'arbre [35]. Ouellet (1995) estime la surface foliaire d'un arbre de 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) à 33,8 m^2 et celle d'un arbre de 30 cm DHP à 182 m^2 [44].

1.4. Interception par les toitures végétalisées

Les toits couvrent une partie importante des villes. Kok (2004) rapporte que les toitures représentent 30 % de la surface des villes et qu'à Toronto ce taux varie entre 30 et 50 % pour la plupart des propriétés [10]. L'utilisation des toitures végétalisées est une avenue fort prometteuse et bien documentée. Les toitures végétalisées, ou toits verts, jouent pour ainsi dire le même rôle que la biomasse aérienne des plantes qui intercepte l'eau de pluie avant que celle-ci n'atteigne le sol. Elles agissent en quelque sorte comme de gigantesques éponges qui absorbent l'eau de pluie. La végétation qui y pousse sert entre autres à évaporer plus rapidement l'eau accumulée.

Plusieurs études démontrent que les toitures végétalisées interceptent en moyenne 75 % de l'eau de la pluie qui les arrose [7, 11, 45]. Ceci diminue donc de façon significative la contribution des toitures au ruissellement de surface et par conséquent au volume d'eau dirigé vers le réseau de traitement des eaux usées. L'épaisseur du substrat qui sert à la croissance des plantes a une influence notable sur la capacité de rétention d'eau du système de toiture végétalisée (tableau 3) [43]. Dans les cas de toitures dites intensives, ayant 20 cm à 40 cm de substrat, elles peuvent intercepter 10 cm à 15 cm de pluie [7]. Lorsqu'on considère que la moyenne des précipitations est de 4 cm par orage dans la ville de Toronto, cela laisse envisager le potentiel de tels aménagements [7]. Lors d'une étude de trois mois réalisée en été, un toit vert comprenant 7 cm de substrat interceptait la totalité des précipitations, tandis que le sol nu produisait 42 % de ruissellement et qu'une surface couverte de gravier en produisait 68 % [7]. Un projet à Toronto comptant 14 cm de terre parvient à réduire de 60 % le ruissellement pour des événements de pluie de 20 mm [10]. Même avec un substrat de quelque 3 cm d'épaisseur, les toitures végétalisées réduisent de près de 50 % le ruissellement des précipitations qu'elles reçoivent annuellement [46]. De plus, les toitures végétalisées augmentent le temps nécessaire à l'eau de pluie pour atteindre le sol [7]. Ceci permet de fournir un écoulement beaucoup plus lent et stable lors des événements de pluie [10]. Le pic de ruissellement est donc réduit ce qui diminue les risques d'inondation et de débordements des égouts combinés. Selon une étude de la ville de Portland (Oregon) citée par Peck et Kuhn (non daté) [47], la conversion de 50 % des toits du centre ville en toitures végétalisées mènerait à une baisse de 11 à 15 % de la décharge des eaux de pluie dans les cours d'eau alors que, semble-t-il, seuls 26 % des égouts de cette zone soient de nature combinée.

Photo : Centre d'écologie urbaine

Tableau 3. Influence de l'épaisseur du substrat et de la présence des plantes sur le pourcentage de ruissellement émanant d'un toit

Type de toit	Ruissellement (mm)	Ruissellement (%)
Standard	655	81
Standard avec 5 cm de gravier	636	77
Toit végétalisé avec 5 cm de substrat	409	50
Toit végétalisé avec 10 cm de substrat	369	45
Toit végétalisé avec 15 cm de substrat	329	40

Tiré de Dunnett et Kingsbury (2004) [43].

1.5. Interception par la litière du sol

Les débris organiques qui recouvrent le sol parviennent à intercepter une fraction des précipitations, de la même manière que le ferait la strate des plantes herbacées. La litière de feuilles mortes dans les forêts joue un rôle dans l'interception et la rétention des eaux de pluie [48]. Des résultats préliminaires nous confirment que la capacité de rétention dépend de l'épaisseur de la litière [48]. Par extension, la capacité d'interception et de rétention d'un arbre urbain n'est donc pas la même si le sol à sa base est recouvert de paillis ou s'il est nu.

1.6. Rétention de l'eau dans le sol

Le sol joue, tel qu'illustré dans le cas des toitures végétalisées, le rôle d'une éponge. Mais les sols sont très variables en termes de structure et de composition. Ces facteurs, ainsi que la pente et bien d'autres, influencent la capacité de rétention du sol. Pour simplifier, les sols qui ont une proportion de matière organique importante ont une capacité de rétention d'eau plus élevée [49, 50]. À l'inverse, les sols très compactés auront une capacité de rétention réduite [49, 50]. La végétation peut alors contribuer à diminuer le degré de saturation du sol en eau et lui permettre de régénérer une part de sa capacité de rétention. En effet, un arbre mature peut prélever plus de 450 litres d'eau dans le sol pour les rejeter dans l'air sous forme de vapeur d'eau [51].

2. Stratégies d'infiltration

Comme nous l'avons mentionné précédemment, les sols urbains sont de plus en plus imperméabilisés, ce qui diminue leur potentiel d'infiltration de l'eau. L'augmentation de l'infiltration de l'eau par diverses techniques apparaît comme une solution agissant à la source du problème [1].

Dès les années 1970, la gestion de l'eau de ruissellement a dans certains cas été placée au cœur des plans d'urbanismes [52]. Plus récemment, une tendance nouvelle vise même à recréer le cycle hydrologique antérieur au développement des sites, en respectant par exemple le temps de transport de l'eau en surface [53]. Une démarche visant l'infiltration des eaux de surface en milieu urbain peut, selon Perez-Pedini et al. (2005), être introduite de façon progressive sans modifier la stratégie à long terme, ce qui peut permettre aux administrations municipales les plus timorées d'enclencher un processus sans se lancer dans des travaux généralisés et de progresser petit à petit [54]. Ces auteurs ont démontré, grâce à une méthode de modélisation qui identifie un nombre variable de zones d'intervention prioritaires, que les sites les plus critiques demeurent. Il est donc possible de les aménager dans un premier temps, sans que la localisation des autres sites d'intervention ait besoin d'être modifiée [54]. Toutefois, l'utilisation, à elle seule, de techniques qui accélèrent l'infiltration ne permet pas de régler tous les problèmes engendrés par les eaux de ruissellement et tout système d'infiltration n'est pas équivalent. Il y a par exemple des risques de contamination des nappes phréatiques, si l'on utilise des systèmes à drainage rapide (i.e. dallage perméable, conduites poreuses, et puits d'infiltration) car ceux-ci donnent peu de temps pour la bio-rémédiation [2, 55]. En effet, dans le cas des puits d'infiltration (sortes de silos remplis de sable très fin), bien que la technique s'avère efficace pour diminuer le ruissellement de surface, la décontamination est moins évidente [56-58]. Par contre, les aqueducs végétalisés et les bandes de filtration herbacées permettent de capturer les sédiments en suspension et de favoriser l'adsorption des polluants aux particules du sol, là où la biodégradation de certains polluants pourra s'opérer [2, 59].

2.1. Diminution de la proportion de surface imperméable

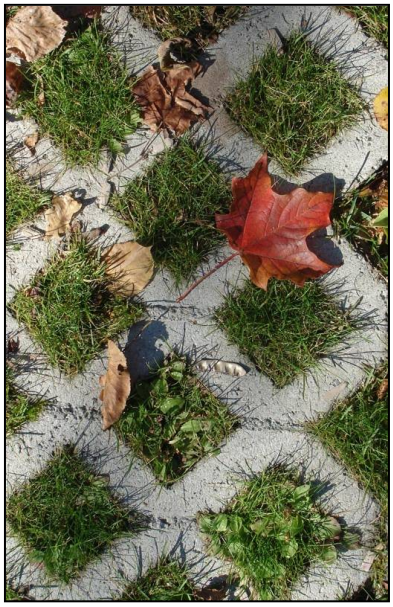


Photo : Yann Vergriete

Si le problème principal du ruissellement de surface provient de la proportion excessive de surfaces imperméables, pourquoi ne pas chercher à limiter ces dernières? Stone et al. (2006) évaluent qu'en redéfinissant les normes de développement et d'aménagement des zones résidentielles, on parviendrait à diminuer le volume de ruissellement de plus de 30 % pour les nouveaux lotissements [60]. Par exemple, diminuer la largeur des rues aurait en ce sens un impact important sur le ruissellement de surface et une telle approche a déjà été utilisée avec succès [4]. Il est également possible d'utiliser des types de revêtements perméables. Dans l'étude d'Andersen et al. (1999) il a été démontré qu'ils permettent d'infiltrer jusqu'à 55 % de l'eau d'un orage d'une heure à 15 mm/h [61].

2.2. Déviation des eaux de ruissellement vers des zones perméables

Dans le but d'augmenter la portion des précipitations qui s'infiltrent dans le sol, il est possible de canaliser les eaux de ruissellement vers des zones perméables. Par exemple, si, à l'heure actuelle, une partie des bâtiments de nos villes ont un lien direct entre leurs toitures et le système d'égout [62], la déviation des eaux de ruissellement des toitures vers des surfaces perméables constitue une voie simple et assez efficace [63]. On note un effet de diminution du ruissellement d'un îlot résidentiel de 10 % avec un jardin de 5 m2/100 m2 de toiture et de 16 % avec un jardin de 10 m2/100 m2 de toiture [64]. On peut même diminuer le ruissellement de 21,5 % si on dévie ces eaux dans une tranchée d'infiltration [64]. Toutefois, rappelons-nous que les tranchées d'infiltration ne permettent pas une décontamination aussi efficace et que l'écoulement provenant des toitures peut demeurer une source de pollution importante [56, 57].

Les arbres urbains interviennent également de cette manière. Nous avons mentionné le rôle d'interception de ces derniers, mais nous devons également inclure leur rôle de canalisation de l'eau de pluie qui, à partir des feuilles, ruisselle sur les branches et sur le tronc pour atteindre le sol [22, 23, 33, 34, 65]. Xiao et al. (2000), ont mesuré le volume d'eau ainsi canalisé par un poirier à 8 % des précipitations annuelles et à 15 % dans le cas d'un chêne [22]. Dans les villes, une fraction de l'eau qui tomberait normalement sur des surfaces imperméables se trouve donc ralentie, déviée et pourra s'infiltrer, en partie du moins, dans le sol. Cette fraction demeure toutefois difficile à évaluer car elle dépend de très nombreux facteurs.

Il est aussi considéré comme important de déconnecter les zones imperméables afin de diminuer le volume d'eau en circulation et de ralentir la vitesse du ruissellement [4, 14]. Par exemple, la construction d'une zone végétalisée entre le trottoir et la rue permettrait à l'eau des trottoirs, peu contaminée, d'y être infiltrée dans le sol et de diminuer d'autant le

ruissellement de surface [4, 66]. Une simple découpe dans la bordure de trottoir peut également s'avérer efficace dans certaines circonstances [67]. Kinkade-Levario (2004) propose des exemples intéressants de conservation de l'eau tels que la filtration d'une partie des eaux de ruissellement par les arbres de rue ainsi que les îlots de verdure qui fonctionnent comme bassins de rétention et de filtration dans les aires de stationnement [68, 69].

Tiré de Lipton et Murase (2002) [67].

Tiré de Lipton et Murase (2002) [67].

Tiré de Ferguson (2002) [1].

Tiré de Ferguson (2002) [1].

2.3. Augmentation du temps de transport des eaux de ruissellement

L'un des facteurs les plus importants à considérer dans la problématique du ruissellement de surface est que l'infiltration nécessite un certain temps. Il y a donc un lien entre la vitesse du ruissellement de surface et la capacité d'infiltration des sols. Plus un sol est dépourvu d'obstacles et d'irrégularités, plus le ruissellement est rapide et moins le sol sera

en mesure d'infiltrer une fraction importante de l'eau de pluie. C'est pourquoi les routes sont une cause majeure du ruissellement de surface et de l'augmentation de l'écoulement de pointe. À l'inverse, plus il y a d'obstacles sur le chemin emprunté par l'eau qui ruisselle, plus celle-ci sera ralentie et plus le sol sera en mesure d'en infiltrer une portion importante. Il convient donc de mettre en place des moyens d'augmenter le temps que l'eau de pluie passe sur des sols perméables afin de réduire les risques d'inondations.

Le passage par des zones végétalisées ralentit la vitesse de l'écoulement de surface, ce qui laisse plus de temps au sol pour infiltrer l'eau [35]. C'est pourquoi des systèmes de transport de l'eau de surface par des canaux végétalisés sont intéressants [4, 70-72]. Et plus de telles voies de transport seront sinueuses, plus l'écoulement de surface sera ralenti. Nous en voyons d'ailleurs souvent le long des routes. De telles approches sont aussi utilisées en architecture paysagère pour canaliser l'eau de ruissellement des toitures [67, 70, 73]. Mais ces jardins d'eau ne font pas l'unanimité quant à leurs performances de bio-rémédiation [58, 73-75].

2.4. Accroissement de la perméabilité des sols

La nature des sols a une influence majeure sur leur capacité d'infiltration. Pour simplifier, l'eau s'infiltre par les interstices du sol et si un sol de texture grossière en est largement pourvu, un sol de texture fine l'est beaucoup moins. Par exemple, le sable étant plus grossier que l'argile, les sols sablonneux sont plus perméables que les sols argileux. L'emploi de sols sablonneux paraît donc attrayant pour favoriser l'infiltration dans les villes, toutefois ces derniers sont peu en mesure de décontaminer les eaux de ruissellement [55]. D'autres facteurs sont à considérer, comme la compaction qui diminue les interstices permettant l'infiltration de l'eau. Le tableau 1 met d'ailleurs en lumière l'impact de la compaction sur la capacité d'infiltration des sols.

En milieu urbain, les sols sont souvent compactés par le passage répété des personnes ou des véhicules. Si les sols compactés nuisent à la santé des plantes et des organismes vivants dans le sol, notamment à cause de sa capacité d'infiltration réduite [49, 50], la végétation peut à l'inverse jouer un rôle positif sur la perméabilité des sols. Sous un couvert végétal l'infiltration est favorisée du fait du ralentissement de l'écoulement et de l'augmentation de la perméabilité et de la porosité du sol par les racines [35]. Comme le font les vers de terre [49, 50, 76], les racines aident à maintenir une structure du sol plus ouverte et permettent à d'avantage d'eau de s'infiltrer [1, 50, 77]. En effet, le réseau des racines crée un ensemble de passages privilégiés pour l'eau qui cherche à s'infiltrer dans le sol. Les racines de plantes ligneuses, dont l'enracinement est plus profond permettent une infiltration plus rapide [77-79]. L'infiltration pourrait être de 2 à 17 fois plus rapide autour des arbres que sur le sol nu adjacent [78]. D'ailleurs, dans le sol, le taux de salinité est plus faible dans le voisinage direct des racines des arbres que dans le sol alentours grâce aux voies d'infiltration privilégiées créées par les racines [78].

Toutefois, la présence de végétation n'est pas toujours garante du meilleur taux d'infiltration. Dans certaines conditions, l'utilisation de paillis permet de conserver une porosité supérieure du sol et d'obtenir une infiltration plus rapide. C'était le cas dans des vergers de l'État de New York lorsqu'on comparait l'effet de cette pratique avec celui d'une surface engazonnée où la tonte tendait à compacter le sol [80].

2.5. Déviation des eaux de ruissellement vers les terres humides

Il est extrêmement coûteux de construire des bassins de rétention d'eau, là où se déversent les systèmes d'égouts combinés lors des orages, à l'échelle d'une métropole [62]. Il est plus efficace selon plusieurs auteurs de conserver les voies de drainage naturelles et de les aménager afin qu'elles traitent l'eau de ruissellement à l'échelle locale [39, 81]. Dans la nature, les zones humides forment des systèmes de filtration de l'eau. Bien que potentiellement très performantes pour la mitigation de la pollution, les zones humides ont une efficacité qui demeure très variable [58, 82, 83]. Si les milieux humides et leur végétation permettent de traiter les eaux de ruissellement, l'utilisation des milieux naturels à cet effet est fortement contre-indiquée par plusieurs auteurs, car cela peut causer des dommages considérables aux écosystèmes [62, 84]. Il demeure toutefois possible de créer des zones humides artificielles qui jouent ce rôle de dépollution et qui forment des étapes de filtration avant le relâchement de l'eau dans le milieu naturel [39, 59]. Les difficultés de bio-rémédiation restent malgré tout réelles et nécessitent un suivi, car les polluants ne sont pas nécessairement tous éliminés. Il est donc crucial de bien conceptualiser le système de bio-rémédiation et d'entretenir ces zones de filtration afin qu'elles conservent leur efficacité [62]. Par exemple, les bassins de rétention qui s'assèchent entre les périodes de pluie fournissent des taux de bio-rémédiation beaucoup plus bas que ceux qui conservent un plan d'eau en permanence, puisqu'il faut plusieurs jours pour que la faune bactérienne se ré-établisse à des niveaux suffisants [85].

3. Influence de la saison froide dans le choix des stratégies d'intervention

Les conditions dans les climats nordiques sont extrêmement importantes à prendre en considération lors de la sélection des systèmes de contrôle des eaux de ruissellement. En effet, les précipitations tombent sous forme de neige une partie importante de l'année, les sols sont souvent gelés - le sol a donc une faible capacité d'infiltration - et beaucoup d'arbres sont défoliés [70]. Les zones végétalisées n'ont donc pas d'impact aussi marqué durant cette période.

De plus, durant l'hiver, les sources de pollution sont accrues à cause du chauffage résidentiel, du mauvais fonctionnement des moteurs à basse température, etc. [86]. Le passage plus lent des flocons de neige dans la colonne d'air polluée, associé à leur surface plus importante que celles des gouttes d'eau, font de la neige une source de pollution élevée à laquelle il faut ajouter l'accumulation des sels de déglaçage [70]. La présence de solides en suspension dans les flocons de neige est de 2 à 5 fois supérieure à celle que l'on constate dans les gouttes de pluie [70]. Lors de la fonte des neiges usées il se forme un pic dans la diffusion des contaminants [40, 86]. De plus, les volumes d'eau peuvent être beaucoup plus élevés qu'en été lors des événements de pluie qui se combinent avec la fonte des neiges [87]. Une étude de Howard et Haynes (1997), effectuée dans la région de Toronto, révèle que seul 45 % du sel appliqué dans le bassin versant étudié est ensuite récupéré, ce qui en laisse la majeure partie pénétrer les couches d'eau souterraines [88]. Cette étude laisse entendre qu'en une vingtaine d'années seulement, les concentrations en chlore des eaux souterraines dépasseront largement les normes acceptables de potabilité de l'eau [88]. Selon Eyles (1997), le sel de déglaçage des routes ainsi que les sites d'enfouissement seraient en fait responsables de 95 % de la charge contaminante des eaux souterraines urbaines dans la région de Toronto [2].

Quelles stratégies de gestion des eaux de ruissellement de surface peuvent alors être mises en place pour s'accorder à la réalité des villes nordiques? À partir d'une revue de littérature, Backstrom et Viklander (2000) ont analysé l'efficacité de plusieurs de ces systèmes pour les conditions du nord de la Suède [70]. Ils ont déterminé que les pavages poreux, les canaux végétalisés, les étangs de rétention et les bassins de percolation étaient les plus appropriés, alors que les bassins de rétention secs, les simples surfaces d'infiltration et les systèmes de réutilisation des eaux étaient les moins indiqués [70]. Pour ce qui est de la gestion de la neige, il semble qu'il soit préférable d'avoir une combinaison de décharges centralisées pour la neige très contaminée – provenant des rues par exemple - et de nombreux sites décentralisés pour la neige moins polluée [70]. Toutefois, à cause de l'ensemble de ces considérations, Marsalek et al. (2003) considèrent qu'il est préférable de contrôler la pollution à la source plutôt que de tenter d'en prévenir la dérive dans l'environnement au travers du ruissellement [86].

Conclusion

Au travers de cette revue de littérature, nous avons mis en lumière un éventail de stratégies qui, chacune à leur niveau, sont à même de contribuer à l'obtention d'un meilleur contrôle du ruissellement de surface. Bien qu'aucune de ces stratégies ne puisse, seule, induire d'effet véritablement révolutionnaire, la combinaison de stratégies variées ouvre une perspective qui devrait inciter à passer à l'action. Et si l'on envisage d'entreprendre une démarche de contrôle des eaux de ruissellement de surface, ce n'est pas de manière timorée qu'il faut l'envisager, mais de façon déterminée et audacieuse si l'on souhaite atteindre des résultats tangibles. Rappelons que l'analyse des programmes de la ville de Toronto atteste qu'il n'est pas suffisant de compter sur une démarche volontaire des entreprises et des individus pour atteindre les objectifs d'amélioration de la qualité de l'eau que la ville s'est fixée. Il serait certainement plus efficace de combiner une intervention directe des pouvoirs publics avec l'établissement de nouvelles normes pour les constructions ainsi qu'avec des mesures fiscales - contraignantes ou encourageantes - liées à la responsabilité dans l'émission d'écoulements de surface.

Ce document constitue la première étape de notre travail. La seconde étape consistera à énoncer des stratégies générales afin d'orienter l'élaboration de différents plans de végétalisation adaptés aux contextes de la communauté métropolitaine de Montréal.

Bibliographie

1. Ferguson, B.K., *Stormwater management and stormwater restoration.*, in *Handbook of Water Sensitive Planning and Design*, R.L. France, Editor. 2002, Lewis Publishers Inc.: Boca Raton. p. 11-28.
2. Eyles, N., *Environmental geology of a Canadian supercity; the Greater Toronto Area*, in *Environmental Geology of Urban Areas*, N. Eyles, Editor. 1997, Geological Association of Canada, Geotext #3. p. 7 - 80.
3. Brabec, E., S. Schulte, et P.L. Richards, *Impervious surfaces and water quality: A review of current literature and its implications for watershed planning.* Journal of Planning Literature, 2002. **16**(4): p. 499-514.
4. Arnold, C.L. et C.J. Gibbons, *Impervious surface coverage - the emergence of a key environmental indicator.* Journal of the American Planning Association, 1996. **62**(2): p. 243-258.
5. Brown, R.G., *Effects of precipitation and land use on storm runoff.* Water Resources Bulletin, 1988. **24**(2): p. 421-426.
6. DeFries, R. et N.K. Eshleman, *Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future.* Hydrological Processes, 2004. **18**(11): p. 2183-2186.
7. Peck, S.W., et al., *"Greenbacks from green roofs: forging a new industry in Canada. Status report on benefits, barriers and opportunities for green roof and vertical garden technology diffusion."* 1999, Canada Mortgage and Housing Corporation: Toronto.
8. Carlson, T.N., *Analysis and prediction of surface runoff in an urbanizing watershed using satellite imagery.* Journal of the American Water Ressource Association, 2004. **40**(4): p. 1087-1098.
9. Carlson, T.N. et S.T. Arthur, *The Impact of Land Use - Land Cover Changes Due to Urbanization on Surface Microclimate and Hydrology: a Satellite Perspective.* Global and Planetary Change, 2000. **25**(1-2): p. 49-65.
10. Kok, S., *Wet-weather flow management in the Great Lakes Areas of Concern.* Water Quality Research Journal of Canada, 2004. **39**(4): p. 319-330.
11. Landreville, M., *Toits verts à la montréalaise: rapport de recherche sur l'implantation des toits verts à Montréal*. 2005, Centre d'Écologie Urbaine: Montréal. p. 106.
12. Walker, K.P., *Urban runoff and combined sewer overflows.* Water Environment Research, 1994. **66**(4): p. 305-309.
13. D'Andrea, M., W.J. Snodgrass, et P.D. Chessie, *Development of a wet weather flow management master plan for the City of Toronto.* Water Quality Research Journal of Canada, 2004. **39**(4): p. 417-431.
14. Lee, J.G. et J.P. Heaney, *Estimation of urban imperviousness and its impacts on storm water systems.* Journal of Water Resources Planning and Management, 2003. **129**(5): p. 419-426
15. Corbett, C.W., et al., *Nonpoint source runoff modeling - a comparison of a forested watershed and an urban watershed on the south carolina coast.* Journal of Experimental Marine Biology & Ecology, 1997. **213**(1): p. 133-149.
16. EPA, *Protecting water quality from urban runoff, clean water is everybody's business*, E.P.A. United-States, Editor. 2003. p. 2.
17. Pauleit, S. et F. Duhme, *Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning.* Landscape & Urban Planning, 2000. **52**(1): p. 1-20.
18. Sanders, R.R., *Urban vegetation impacts on the hydrology of Dayton, Ohio.* Urban Ecology, 1986. **9**(3-4): p. 361-376.
19. Singh, V.P., *Effect of spatial and temporal variability in rainfall and watershed characteristics on stream flow hydrograph.* Hydrological Processes, 1997. **11**(12): p. 1649-1669.
20. Whipple, W., J.M. Dilouie, et T. Pytlar, *Erosional potential of streams in urbanizing areas.* Water Resources Bulletin, 1981. **17**(1): p. 36-45.

21. Pauleit, S., R. Ennos, et Y. Golding, *Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change - a study in Merseyside, UK.* Landscape & Urban Planning, 2005. **71**(2-4): p. 295-310.
22. Xiao, Q., et al., *Winter rainfall interception by two mature open-grown trees in Davis, California.* Hydrological Processes, 2000. **14**(4): p. 763-784.
23. Xiao, Q. et E.G. McPherson, *Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest.* Urban Ecosystems, 2002. **6**(4): p. 291-302.
24. Anonyme, *Sustainable city progress report*. 2005: City of Santa Monica. http://santa-monica.org/epd/scpr/ResourceConservation/RC6_EcologicalFootprint.htm.
25. Ville de Montréal. *Montréal en statistiques*. 2006, http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=2076,2453845&_dad=portal&_schema=PORTAL.
26. Anonyme, *Les faits saillants du comité exécutif du 15 juin 2005*. 2005, Ville de Montréal. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/portail_fr/media/documents/fs160605.pdf.
27. Clément, É., *Aux arbres, citoyens !*, in *La Presse*. 21 avril 2006: Montréal. http://www.cyberpresse.ca/article/20060421/CPACTUALITES/604210776&SearchID=73243152612506.
28. Xiao, Q., et al., *Rainfall interception by Sacramento's urban forest.* Journal of Arboriculture, 1998. **24**(4): p. 235-244.
29. Pauleit, S. et F. Duhme, *GIS assessment of Munich's urban forest structure for urban planning.* Journal of Arboriculture, 2000. **26**(3): p. 133-141.
30. Dubé, A., D. Saint-Laurent, et G. Sénécal, *Penser le renouvellement des politiques de conservation de la forêt urbaine à l'ère du réchauffement climatique*. 2006, Institut national de la recherche scientifique - Urbanisation, Culture et Société. p. 51.
31. Anonyme, *Cartes - Communauté métropolitaine de Montréal*. 2005, Ministère des Affaires Municipales et des Régions. http://www.mamr.gouv.qc.ca/publications/cartotheque/cmmontreal.pdf.
32. Boivin, J., et al., *Évolution des surfaces boisées et des espaces verts dans la région métropolitaine de Montréal*. 2002, INRS-Urbanisation, Culture et Société et Intélec Géomatique Inc. p. 16.
33. Xiao, Q.F., et al., *A new approach to modeling tree rainfall interception.* Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 2000. **105**(29): p. 173-188.
34. Levia, D.F. et S.R. Herwitz, *Interspecific variation of bark water storage capacity of three deciduous tree species in relation to stemflow yield and solute flux to forest soils.* CATENA, 2005. **64**(1): p. 117-137.
35. Ebener, S., *Utilisation d'un SIG en mode raster pour la spatialisation du bassin hydrique à l'échelle mensuelle : application au bassin versant de l'Allondon (France, Suisse). Thèse no 3127*, in *Sciences de la terre*. 1999, UNIGE: Genève. p. 310.
36. Gaspar, R. et E. Untaru, *Studies on the dynamics of interception of precipitation in tree crowns. [Romanian].* Revista Padurilor, 1973. **88**(9): p. 496-500.
37. Keim, R.F., et al., *A stochastic model of throughfall for extreme events.* Hydrology & Earth System Sciences, 2004. **8**(1): p. 23-34.
38. Graham, P., et al., *The role of water balance modelling in the transition to low impact development.* Water Quality Research Journal of Canada, 2004. **39**(4): p. 331-342.
39. Tourbier, J.T., *Open Space Through Stormwater Management - Helping to Structure Growth on the Urban Fringe.* Journal of Soil & Water Conservation, 1994. **49**(1): p. 14-21.
40. Valeo, C. et C.L.I. Ho, *Modelling urban snowmelt runoff.* Journal of Hydrology, 2004. **299**(3-4): p. 237-251.

41. Forgeard, F., J.-C. Gloaguen, et J. Touffet, *Interception des précipitations et apport au sol d'éléments minéraux par les eaux de pluie et les pluviolessivats dans quelques landes armoricaines.* Bulletin d'Écologie, 1979. **10**(1): p. 29-41.
42. Kolodziej, J. et K. Liniewicz. *Interception of precipitation in stands of cultivated plants in the climate of southeast of Poland*. in *Proceedings of the third congress of the European Society for Agronomy*. 18-22 September 1994. Padova University, Abano-Padova, Italy, p. 380-381.
43. Dunnett, N. et N. Kingsbury, *Planting green roofs and living walls*. 2004: Timber Press. 254.
44. Ouellet, D., *Morphométrie de l'érable à sucre*, in *L'érable à sucre : caractéristiques, écologie et aménagement*. 1995, Ressources Naturelles Canada, Service Canadien des Forêts, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. p. 21-25.
45. Johnston, J. et J. Newton, *Building green: A guide to using plants on roofs, walls and pavements.* 2004, Major of London - Greater London Authority. http://www.london.gov.uk/mayor/strategies/biodiversity/docs/Building_Green_main_text.pdf.
46. Bengtsson, L., L. Grahn, et J. Olsson, *Hydrological function of a thin extensive green roof in southern Sweden.* Nordic Hydrology, 2005. **36**(3): p. 259-268.
47. Peck, S. et M. Kuhn, *Lignes directrices de conception de toits verts* Société canadienne d'hypothèque et de logement. http://cmhc-schl.gc.ca/fr/prin/coco/toenha/peinar/loader.cfm?url=/commonspot/security/getfile.cfm&PageID=70643.
48. Bresci, E., *Water interception capacity of forest litter*, in *Sustainable Land Management Environmental Protection : A Soil Physical Approach*, M. Pagliai et R. Jones, Editors. 2002. p. 185-190.
49. Craul, P.J., *Soil compaction on heavily used sites.* Journal of Arboriculture, 1994. **20**(2): p. 69-74.
50. Kozlowski, T.T., *Soil compaction and growth of woody plants.* Scandinavian Journal of Forest Research, 1999. **14**(6): p. 596-619.
51. Anonyme, *Politique de l'arbre de Montréal*. 2005, Ville de Montréal. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/conseil_patrimoine_mtl_fr/media/documents/politique_arbre.pdf.
52. Forsyth, A., *Evolution of an ecoburb (The Woodlands, Houston).* Landscape Architecture, 2005. **95**(7): p. 60-+.
53. Coffman, L.S., *Low-impact development: an alternative stormwater management technology.*, in *Handbook of Water Sensitive Planning and Design*, R.L. France, Editor. 2002, Lewis Publishers Inc.: Boca Raton. p. 97-123.
54. Perez-Pedini, C., J.F. Limbrunner, et R.M. Vogel, *Optimal location of infiltration-based best management practices for storm water management.* Journal of Water Resources Planning & Management-ASCE, 2005. **131**(6): p. 441-448.
55. Hsieh, C.H. et A.P. Davis, *Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff.* Journal of Environmental Engineering-ASCE, 2005. **131**(11): p. 1521-1531.
56. Zobrist, J., et al., *Quality of roof runoff for groundwater infiltration.* Water Research, 2000. **34**(5): p. 1455-1462.
57. Ammann, A.A., E. Hoehn, et S. Koch, *Ground water pollution by roof runoff infiltration evidenced with multi-tracer experiments.* Water Research, 2003. **37**(5): p. 1143-1153.
58. Dietz, M.E. et J.C. Clausen, *A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment.* Water, Air, & Soil Pollution, 2005. **167**(1-4): p. 123-138.
59. Murray, D.P., *Solution file: nutri-pods and beyond.* Urban Land, 1992. **51**(2): p. 44-45.

60. Stone, B. et M.O. Rodgers, *Urban form and thermal efficiency - How the design of cities influences the urban heat island effect.* Journal of the American Planning Association, 2001. **67**(2): p. 186-198.
61. Andersen, C.T., I.D.L. Foster, et C.J. Pratt, *The role of urban surfaces (permeable pavements) in regulating drainage and evaporation: development of a laboratory simulation experiment.* Hydrological Processes, 1999. **13**(4): p. 597-609.
62. Berezowsky, M., *Constructed wetlands for remediation of urban waste waters.* Geoscience Canada, 1995. **22**(3): p. 129-141.
63. Scholz, M., *Case study: design, operation, maintenance and water quality management of sustainable storm water ponds for roof runoff.* Bioresource Technology, 2004. **95**(3): p. 269-279.
64. Kronaveter, L., U. Shamir, et A. Kessler, *Water-sensitive urban planning: Modeling on-site infiltration.* Journal of Water Resources Planning & Management-ASCE, 2001. **127**(2): p. 78-88.
65. Levia, D.F., Jr., *Differential winter stemflow generation under contrasting storm conditions in a southern New England broad-leaved deciduous forest.* Hydrological processes, 2004. **18**(6): p. 1105-1112.
66. Kane, B.P., *Let that soak in - Breaking ground with low impact development methods.* Landscape Architecture, 2005. **95**(5): p. 70-81.
67. Lipton, T. et R.K. Murase, *Water gardens as stormwater infrastructure (Portland, Oregon)*, in *Handbook of Water Sensitive Planning and Design*, R.L. France, Editor. 2002, Lewis Publishers Inc.: Boca Raton. p. 125-154.
68. Kinkade-Levario, H., *Integrated water conservation strategies for LEED points - Stormwater alternatives as an opportunity for landscape architects.* Landscape Architecture, 2004. **94**(4): p. 52-+.
69. Russell, Z., *Rain gardens - An environmentally friendly alternative to ugly detention basins.* Landscape Architecture, 2000. **90**(7): p. 24.
70. Backstrom, M. et M. Viklander, *Integrated stormwater management in cold climates.* Journal of Environmental Science & Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 2000. **35**(8): p. 1237-1249.
71. Kirby, J.T., et al., *Hydraulic resistance in grass swales designed for small flow conveyance.* Journal of Hydraulic Engineering-ASCE, 2005. **131**(1): p. 65-68.
72. Viani, L.O., *Thinking outside the pipe: Portland [Oregon] points the way to reconnecting citizens with the watersheds they live in.* Landscape architecture, 2006. **96**(2): p. 54,56,58.
73. Dietz, M.E. et J.C. Clausen, *Saturation to improve pollutant retention in a rain garden.* Environmental Science & Technology, 2006. **40**(4): p. 1335-1340.
74. Emery, C., *Rain gardens harvest pollution.* Frontiers in Ecology & the Environment, 2006. **4**(2): p. 64.
75. Cackowski-Campbell, J.M. et S. Augustin, *Rain gardens don't cleanse polluted water.* Landscape Architecture, 2006. **96**(5): p. 84.
76. Logsdon, S.D. et D.R. Linden, *Interactions of earthworms with soil physical conditions influencing plant growth.* Soil Science, 1992. **154**(4): p. 330-337.
77. Devitt, D.A. et S.D. Smith, *Root channel macropores enhance downward movement of water in a Mojave Desert ecosystem.* Journal of Arid Environments, 2002. **50**(1): p. 99-108.
78. Bramley, H., J. Hutson, et S.D. Tyerman, *Floodwater infiltration through root channels on a sodic clay floodplain and the influence on a local tree species Eucalyptus largiflorens.* Plant and Soil, 2003. **253**(1): p. 275-286.
79. Archer, N.A.L., J.N. Quinton, et T.M. Hess, *Below-ground relationships of soil texture, roots and hydraulic conductivity in two-phase mosaic vegetation in South-east Spain.* Journal of Arid Environments, 2002. **52**(4): p. 535-553.

80. Oliveira, M.T. et I.A. Merwin, *Soil physical conditions in a New York orchard after eight years under different groundcover management systems.* Plant & Soil, 2001. **234**(2): p. 233-237.
81. Urbonas, B.R. et J.T. Doerfer, *Master planning for stream protection in urban watersheds.* Water Science & Technology, 2005. **51**(2): p. 239-247.
82. Shutes, B., et al., *Constructed wetlands in UK urban surface drainage systems.* Water Science & Technology, 2005. **51**(9): p. 31-37.
83. Groffman, P.M. et M.K. Crawford, *Denitrification potential in urban riparian zones.* Journal of Environmental Quality, 2003. **32**(3): p. 1144-1149.
84. Hopkinson, C., et al., *An integrated approach to the planning and management of urban wetlands: The case of Bechtel Park Wetland, Waterloo, Ontario.* Canadian Water Resources Journal, 1997. **22**(1): p. 45-56.
85. Koob, T., M.E. Barber, et W.E. Hathhorn, *Hydrologic design considerations of constructed wetlands for urban stormwater runoff.* Journal of the American Water Resources Association, 1999. **35**(2): p. 323-331.
86. Marsalek, J., et al., *Review of operation of urban drainage systems in cold weather: water quality considerations.* Water Science & Technology, 2003. **48**(9): p. 11-20.
87. Harr, R.D., *Some characteristics and consequences of snowmelt during rainfall in western Oregon.* Journal of Hydrology, Netherlands, 1981. **53**(3/4): p. 277-304.
88. Howard, K.W.F. et J. Haynes, *Contamination of urban groundwater by road de-icing chemicals*, in *Environmental Geology of Urban Areas*, E. Eyles, Editor. 1997, Geological Association of Canada Geotext #3. p. 145-152.