

**ADAPTATION AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES (CC) EN
MATIÈRE DE DRAINAGE URBAIN AU QUÉBEC : REVUE DE
LITTÉRATURE ET ANALYSE CRITIQUE DES MESURES DE
CONTRÔLE À LA SOURCE**

**ADAPTATION AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES (CC)
EN MATIÈRE DE DRAINAGE URBAIN AU QUÉBEC :
REVUE DE LITTÉRATURE ET ANALYSE CRITIQUE
DES MESURES DE CONTRÔLE À LA SOURCE**

VERSION FINALE

Rapport rédigé pour

La Ville de Montréal

par

Alain Mailhot

Samuel Bolduc

Sophie Duchesne

Jean-Pierre Villeneuve

Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau, Terre et Environnement

490, de la Couronne, Québec (Québec) G1K 9A9

Rapport de recherche

R-972

Avril 2008

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	1
2. GESTION DES EAUX PLUVIALES ET CONTRÔLE À LA SOURCE.....	7
2.1 Classification des mesures de contrôle à la source.....	9
2.2 Efficacité des mesures de contrôle à la source	11
2.3 Sélection des mesures de contrôle à la source	13
3. SYSTÈMES DE BIO-RÉTENTION («BIORETENTION SYSTEMS» OU «BIORETENTION BASINS»).....	15
3.1 Composantes	17
3.1.1 Réservoir de surface.....	17
3.1.2 Sol organique ou zone racinaire.....	18
3.1.3 Réservoir en profondeur	18
3.1.4 Système de drainage	19
3.1.5 Plantes.....	19
3.2 Caractéristiques.....	20
3.2.1 Superficie.....	20
3.2.2 Pente	21
3.2.3 Vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement	21
3.3 Entretien.....	21
3.4 Considérations pour une utilisation en région nordique.....	22
3.5 Coûts	23
3.6 Avantages, limites et contraintes	24
4. AMÉNAGEMENTS PAYSAGERS AVEC SOL ABSORBANT	27
4.1 Composantes	28
4.1.1 Plantes.....	28
4.1.2 Sol.....	29
4.2 Entretien.....	29
4.3 Considérations pour une utilisation en région nordique.....	30
4.4 Coûts.....	30
4.5 Avantage, limites et contraintes	30

5. COLLECTE DES EAUX DE RUISSELLEMENT DES TOITS	33
5.1 Système de collecte des eaux des toits	37
5.2 Composantes	39
5.2.1 Réservoir.....	39
5.3 Entretien.....	40
5.4 Considérations pour une utilisation en région nordique.....	40
5.5 Coûts.....	40
5.6 Avantage, limites et contraintes	41
5.7 Considérations sur une utilisation en contexte québécois.....	42
6. TOITS VERTS (« GREEN ROOFS » OU « VEGETATED ROOFS »)	45
6.1 Efficacité en matière de contrôle des eaux pluviales.....	47
6.2 Entretien.....	49
6.3 Considérations pour une utilisation en région nordique.....	49
6.4 Coûts.....	50
6.5 Avantages, limites et contraintes.....	52
6.6 Considérations sur une utilisation en contexte québécois.....	54
7. TRANCHÉES D'INFILTRATION («INFILTRATION TRENCHES»).....	57
7.1 Prétraitement des eaux de ruissellement	61
7.2 Composantes	61
7.2.1 Couches en surface	62
7.2.2 Membrane géotextile	63
7.2.3 Système de drainage	63
7.2.4 Aménagement du fond de la tranchée.....	63
7.2.5 Conduite d'observation.....	64
7.3 Caractéristiques.....	64
7.3.1 Superficie à drainer.....	64
7.3.2 Distance entre la nappe phréatique et le fond de l'aménagement	65
7.3.3 Capacité	65
7.4 Entretien.....	66
7.5 Considérations pour une utilisation en région nordique.....	67
7.6 Coûts.....	68
7.7 Avantages, limites et contraintes.....	68

8. DÉPRESSIONS VÉGÉTALISÉES (« VEGETATED SWALES »)	71
8.1 Composantes	73
8.1.1 Végétation.....	73
8.1.2 Sols	73
8.1.3 Dignes.....	74
8.1.4 Système de drainage	74
8.2 Caractéristiques	75
8.2.1 Taux d'infiltration et temps de rétention.....	76
8.2.2 Distance entre la nappe phréatique et le fond de l'aménagement	76
8.2.3 Vitesse d'écoulement et pente du chenal.....	77
8.2.4 Section du chenal.....	77
8.2.5 Végétation.....	78
8.2.6 Pluie de conception et capacité	78
8.2.7 Secteurs et superficie à drainer	78
8.3 Entretien	79
8.4 Considérations pour une utilisation en région nordique	80
8.5 Coûts	81
8.6 Avantages, limites et contraintes	81
9. GESTION DES EAUX PLUVIALES D'UN SECTEUR URBAIN : MÉTHODOLOGIE D'ANALYSE	83
9.1 Stratégie d'évaluation de la gestion des eaux pluviales pour un secteur donné	83
9.1.1 Analyse individuelle des BMP.....	84
9.1.2 Scénarios de gestion des eaux pluviales	84
9.1.3 Simulations des scénarios de gestion envisagés.....	85
9.1.4 Analyse comparative des scénarios de gestion des eaux pluviales	85
9.2 Gestion des eaux pluviales : tableaux comparatifs des BMP	86
9.2.1 Caractéristiques et contraintes des sites d'implantation.....	96
9.2.2 Performance théorique (volumes et débits de pointe).....	96
9.2.3 Performance théorique (charges polluantes).....	96
9.2.4 Coût d'implantation	97
9.2.5 Mesures d'entretien et coût d'entretien.....	97
9.2.6 Application en milieu nordique	97
9.2.7 Évaluation qualitative des risques.....	98
9.2.8 Types de réseaux et mesures de contrôle à la source	98
10. CONCLUSION	99
11. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	105
ANNEXE A : LISTE DES BMP SELON LES TYPES DE SYSTÈMES	117

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1	Bassin de bio-rétention (tiré de DEP, 2006).....	16
Figure 3.2	Bassin de bio-rétention aménagé dans une aire de stationnement (tiré de DEP, 2006).....	16
Figure 3.3	Système de bio-rétention sur lot se présentant sous la forme d'un aménagement paysager appelé à recevoir les eaux de ruissellement des toits (tiré de DEP, 2006)	25
Figure 4.1	Aménagement avec sol absorbant (tiré de GVRD, 2005)	27
Figure 5.1	Système de collecte des eaux de ruissellement des toits (Southern Grampians Cottages, Dunkeld, Victoria, Australie).....	37
Figure 5.2	Installation typique de collecte des eaux de ruissellement des toits (tiré de TWDB, 2005).....	38
Figure 5.3	Baril de collecte des eaux de ruissellement des toits (capacité de 65 gallons ou 246 litres)	39
Figure 6.1	Exemple de toit vert extensif.	46
Figure 6.2	Exemple de toit vert intensif (hôtel de ville de Chicago).....	46
Figure 7.1	Vue en plan et en coupe d'un aménagement de type tranchée d'infiltration (tiré de MDEP, 2006, chap. 6).....	59
Figure 7.2	Tranchée d'infiltration avec conduites (tiré de DEP, 2006).	60
Figure 7.3	Exemple d'application de tranchées d'infiltration pour le traitement des eaux de ruissellement des toits (tiré de DEP, 2006).	60
Figure 7.4	Aménagement d'une tranchée d'infiltration en bordure d'un stationnement (tiré de Schueller, 1987).	62
Figure 8.1	Coupes longitudinale et transversale d'une dépression végétalisée (tiré de DEP, 2006).....	72
Figure 8.2	Dépression gazonnée (« grass swale ») (tiré de DEP, 2006).	72
Figure 8.3	Exemple de dépression gazonnée (« grass swale ») comportant des digues (« check dams ») (tiré de DEP, 2006)	75

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1	Profondeur des bassins des jardins de ruissellement selon différentes références	18
Tableau 3.2	Éléments à prendre en compte pour l'évaluation des coûts de construction et d'entretien des systèmes de bio-rétention (adapté de MSSC 2006)	24
Tableau 9.1	Caractéristiques et contraintes des sites d'implantation	87
Tableau 9.2	Performance théorique en matière de réduction des volumes de ruissellement et de réduction des débits de pointe	88
Tableau 9.3	Performance en matière de réduction des charges polluantes.....	89
Tableau 9.4	Coûts d'implantation	90
Tableau 9.5	Mesures d'entretien et coûts annuels d'entretien	91
Tableau 9.6	Applicabilité en conditions hivernales*	92
Tableau A.1	BMP de type bio-rétention	119
Tableau A.2	BMP favorisant l'infiltration.....	120
Tableau A.3	BMP de type dépressions, baissières ou chenal à surface libre («open channel»).....	122
Tableau A.4	BMP de type filtration sur médium	124
Tableau A.5	BMP de type filtration à travers un médium végétal	126
Tableau A.6	BMP de type pavage ou surface poreuse ou perméable.....	127
Tableau A.7	BMP visant à récupérer les eaux pluviales ruisselant de diverses surfaces imperméables.....	128
Tableau A.8	BMP recréant des espaces verts.....	129
Tableau A.9	BMP du type marais/zones humides	130
Tableau A.10	BMP du type bassins de rétention	131

1. Introduction

La question des changements climatiques (CC) occupe l'avant-scène du débat environnemental depuis déjà quelques années. L'attribution récente du prix Nobel de la Paix à monsieur Al Gore et au Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) est une preuve de plus de l'importance accordée à cet enjeu. L'augmentation des gaz à effet de serre (GES) risque, en effet, d'engendrer une modification des conditions climatiques qui auront des impacts importants sur plusieurs secteurs d'activités et plusieurs systèmes naturels (IPCC, 2007).

La conséquence la plus souvent mentionnée des CC est, sans conteste, le réchauffement global appréhendé des températures. Cependant, d'autres modifications majeures du climat sont possibles dont, notamment, une augmentation des événements de pluies intenses (Frei *et al.*, 1998; Trenberth, 1999; Trenberth *et al.*, 2003). En effet, une atmosphère plus chaude pourra contenir plus d'humidité et sera plus instable, donc plus susceptible de produire des événements de pluies intenses. Plusieurs études ont d'ailleurs été publiées rapportant les résultats de simulations effectuées à partir de modèles globaux du climat (MGC) (voir, par exemple, Zwiers et Kharin, 1998) ou de modèles régionaux (MRC) (voir, par exemple, Ekström *et al.*, 2005; Fowler *et al.*, 2005; Jones et Reid, 2001; Semmler et Jacob, 2004; Frei *et al.*, 2006; Mailhot *et al.*, 2007a). Mailhot *et al.* (2007a) ont montré, utilisant les résultats de simulation du Modèle Régional Canadien du Climat (MRCC, version 3.7.1) que les périodes de retour des événements d'intensité donnée et de durée comprise entre 2 et 24 heures diminueront sensiblement pour le sud du Québec à l'horizon 2040-2070, allant, dans certains cas, jusqu'à une réduction de moitié de la période de retour.

Une modification du patron d'occurrence (intensité-fréquence) des événements de pluies intenses aura des conséquences importantes dans plusieurs secteurs (Bourque, 2000) et, notamment, en matière d'évacuation des eaux pluviales (Mehdi *et al.*, 2006; Guo, 2006; Mailhot *et al.*, 2007a). En effet, il faut se souvenir que les réseaux de drainage des eaux pluviales actuellement en place ont été conçus à partir des données historiques de pluie disponibles en fonction d'un niveau de risque jugé acceptable par les concepteurs. Une augmentation de la fréquence/intensité de ce type d'événements, comme le suggèrent les projections climatiques

actuelles, entraînera à coup sûr une augmentation des risques de dépassement de la capacité de conception et, conséquemment, une augmentation des risques de refoulement/inondation (Changnon et Westcott, 2002; Auld et McIver, 2005; Infrastructure Canada, 2006; Guo, 2006; Medhi *et al.*, 2006; Environment Canada, 2007; Mailhot *et al.*, 2007b). Infrastructure Canada (2006) affirme notamment que, de toutes les infrastructures urbaines, les réseaux de drainage sont sans doute les plus à risque et les plus vulnérables face aux CC.

Il paraît raisonnable, dans un tel contexte, de s'interroger sur les mesures d'adaptation qui pourraient être mises en place afin de maintenir un niveau de risque et un niveau de performance acceptables dans un climat en évolution. Cette adaptation paraît d'autant plus essentielle compte tenu de l'inertie globale de la « machine climatique » terrestre. En effet, cette inertie implique que des modifications significatives des régimes climatiques surviendront très vraisemblablement, même si des réductions substantielles des niveaux d'émission des GES étaient observées à très court terme (Bourque, 2000). De plus, l'adaptation aux CC en matière de drainage urbain pose un défi particulier en ce sens que la durée de vie utile de plusieurs composantes de ces immenses systèmes est comparable aux horizons des projections climatiques actuelles (projections sur les horizons de 2050 à 2100). S'adapter aux CC veut donc dire, dans un tel contexte, mettre en place, au fil des années, une série de mesures ponctuelles afin d'augmenter le niveau de performance et diminuer le niveau de risques associés aux CC.

La gestion des eaux pluviales revêt une importance souvent mésestimée lorsque l'on considère les impacts et dommages considérables qu'une gestion déficiente de celles-ci peut avoir en milieu urbain (inondations/refoulements), mais aussi sur les milieux récepteurs. Une expression a été proposée par certains auteurs pour rendre compte des effets néfastes de ces eaux sur les milieux récepteurs : le syndrome du cours d'eau urbain (« urban stream syndrome ») (Meyer *et al.*, 2005; Walsh *et al.*, 2005). Le syndrome du ruissellement urbain, tel que présenté par Walsh *et al.* (2005), fait référence à la dégradation écologique des cours d'eau en milieu urbain dont les réseaux de drainage seraient en partie responsables. Les eaux de ruissellement peuvent, dans certains cas, être fortement contaminées par diverses substances tels des solides en suspension (SS) (Line et White, 2007), des métaux lourds (Sansalone et Buchberger, 1997; Gromaire-Mertz *et al.*, 1999), des pesticides et nutriments solubles (Wahl *et al.*, 1997; Paul et Meyer, 2001; Lee *et al.*, 2002) de même que par de nombreux autres contaminants (Jeng *et al.*, 2005; Butler et Davies, 2004). De plus, la température des eaux de ruissellement tend à augmenter au contact des surfaces pavées et bétonnées (Van Buren *et al.*, 2000).

Les effets de ces apports sur l'environnement des milieux récepteurs sont nombreux. Les concentrations de nutriments et de contaminants sont plus élevées dans ces cours d'eau (Paul et Meyer, 2001), les débits de pointe plus grands (Booth, 1990), la morphologie et la stabilité fluviale sont altérées (Booth, 1990; Walters *et al.*, 2003; Galster *et al.*, 2006) et la richesse biotique est fortement réduite alors que la dominance des espèces tolérantes augmente (Walters *et al.*, 2003; Meyer *et al.*, 2005). D'autres effets sont également perceptibles au niveau des eaux souterraines. En effet, le captage des eaux de ruissellement par le système de drainage urbain diminue les volumes pouvant servir à la recharge des nappes phréatiques. Il peut en résulter une réduction appréciable de l'écoulement souterrain (Andoh et Declerck, 1997; Walsh *et al.*, 2005).

Il existe, à l'heure actuelle, tout un spectre de mesures, d'aménagements, d'ouvrages, d'infrastructures susceptibles d'assurer un contrôle quantitatif et qualitatif des eaux pluviales émanant de différents types d'événements pluvieux (faibles intensités → fortes intensités) et adaptés aux conditions de divers sites (faible densité → forte densité). Une littérature plus qu'abondante existe en cette matière. Si les réseaux ont été initialement conçus dans une optique d'évacuation rapide des eaux pluviales vers un milieu récepteur tel qu'une rivière ou un lac, la tendance récente (depuis 1990) favorise une approche où la qualité des eaux de ruissellement est aussi considérée (Watt *et al.*, 2003; Villarreal et Bengtsson, 2004; USEPA, 2006). De même, la nécessité d'adopter une approche intégrée de la gestion des eaux pluviales est maintes fois évoquée dans la littérature, préconisant ainsi un passage d'une approche de gestion conventionnelle plus « structurale » et « centralisée » à une approche plus « verte » et « décentralisée » recommandant, par exemple, l'utilisation de méthodes dites de contrôle à la source (Marsalek et Chocat, 2002; Rauch *et al.*, 2005; Dietz, 2007; USEPA, 2000). Ce type d'approches regroupe tout un ensemble de « Best Management Practices » (BMP; cet acronyme sera utilisé dans la suite de ce rapport) qui peuvent être mises en place individuellement ou en série et visant à assurer un meilleur contrôle des volumes de ruissellement, des débits de pointe et de la qualité des eaux de ruissellement. Un tel objectif de contrôle des volumes de ruissellement, outre qu'il permette de limiter les impacts négatifs au milieu récepteur, a aussi été identifié comme une mesure efficace de protection de la santé publique (Gaffield *et al.*, 2003).

Les aménagements du type contrôle à la source sont certainement à envisager dans un contexte d'adaptation aux CC (Mailhot *et al.*, 2006; Rivard *et al.*, 2007). Une combinaison judicieuse de ces mesures, adaptée au site sous examen, pourra, en effet, permettre de réduire

les volumes de ruissellement et les débits de pointe des événements les plus fréquents dont la contribution au ruissellement total annuel est, somme toute, la plus importante.

Bien qu'attrayant de prime abord, il convient de prendre conscience que ce type de mesures ne sera généralement efficace que pour les événements de faible période de retour (moins de deux ans) et que d'autres mesures plus « lourdes » en termes structurels seront nécessaires afin de faire face à une augmentation des pluies de fortes intensités et de permettre une gestion des eaux pluviales qui « couvre » la plus large gamme possible d'événements pluvieux, d'autant que, à la lumière des projections actuelles, ce type d'événements intenses risque d'être plus fréquent en climat futur.

Le présent rapport rend compte des travaux complétés durant la première étape d'un projet réalisé pour le compte de la Ville de Montréal dans le cadre du programme du Fonds sur l'Infrastructure Municipale Rurale (FIMR). À terme, ce projet vise à identifier, à caractériser et à simuler une série de mesures d'adaptation qu'il serait possible d'implanter dans un secteur préalablement sélectionné de la ville de Montréal afin de faire face aux changements climatiques appréhendés pour les prochaines décennies. Le présent rapport présente une caractérisation et une analyse des types de mesures existantes de contrôle à la source en regard de la performance appréhendée, des conditions de mise en place et des coûts. Ce travail servira, par la suite, à définir une méthodologie d'analyse du secteur sous étude, à identifier les mesures les mieux adaptées aux conditions du secteur et à évaluer les gains escomptés en matière de volume de ruissellement, de réduction des débits de pointe et de réduction des charges polluantes acheminées au réseau. La liste des mesures de type contrôle à la source présentée dans le cadre de ce rapport ne saurait être exhaustive (à titre d'exemple, IDEQ 2005 recense près de 40 BMP). Une sélection a été effectuée et pourra, au besoin, être complétée s'il s'avérait pertinent de considérer certaines mesures non décrites dans le présent document. Le nombre de manuels et de documents de toutes sortes dressant des listes de ces aménagements et en donnant une description est impressionnant. Plusieurs états américains et villes américaines ont produit de tels manuels (par exemple CASQA, 2003 pour la Californie; City of Portland, 2004 pour la ville de Portland en Oregon; CWP, 2003 pour l'état de New York; DEP, 2006 pour la Pennsylvanie; IDEQ, 2005 pour l'Idaho; MDEP, 2006 pour le Maine; MSSC, 2006 pour le Minnesota), de même que certaines villes canadiennes (par exemple GVRD, 2005 pour la ville de Vancouver), sans compter les documents techniques produits par les consultants et organisations diverses œuvrant dans le secteur de la gestion des eaux pluviales, ainsi que les articles scientifiques sur le sujet.

Plusieurs des aménagements décrits dans les divers documents consultés sont similaires mais certaines variantes sont aussi présentées et la terminologie utilisée pour les décrire varie parfois légèrement. Un glossaire a donc été créé qui dresse une liste des BMP les plus courantes avec, pour chacune, une description et un équivalent français (voir chapitre 2). En effet, la terminologie et le vocabulaire utilisé dans le domaine de la gestion des eaux pluviales étant essentiellement en langue anglaise, les termes anglais ont été parfois conservés et sont indiqués entre parenthèses avec leur équivalent français. Pour les équivalents français, le site du Grand Dictionnaire Terminologique (www.granddictionnaire.com) a été consulté. Dans la plupart des cas, un équivalent français est suggéré par les auteurs lorsqu'aucune traduction n'est proposée dans cette référence.

Le document est organisé comme suit : le chapitre 2 présente une description générale des mesures de contrôle à la source, décrivant les processus physiques et biochimiques en jeu et offrant une classification générale des BMP. On y explique également pourquoi certaines BMP ont été sélectionnées pour faire l'objet d'une description plus détaillée aux chapitres subséquents : chapitre 3, système de bio-rétention; chapitre 4, aménagements avec sols absorbant; chapitre 5, systèmes de collecte des eaux des toits; chapitre 6, toits verts; chapitre 7, tranchées d'infiltration; chapitre 8, dépressions végétalisées. Le chapitre 9 présente une synthèse des différentes BMP considérées et propose une méthodologie d'analyse pour la suite du projet. Enfin, le chapitre 10 propose, en guise de conclusion, une liste des principaux obstacles et embûches à l'implantation de solutions du type contrôle à la source au Québec.

2. Gestion des eaux pluviales et contrôle à la source

En matière de gestion des eaux pluviales, on préconise de plus en plus le recours aux pratiques de gestion optimale ou *Best Management Practices* (BMP) (Chocat *et al.*, 2001). La définition exacte d'une BMP varie selon les auteurs, mais on admet généralement qu'une BMP consiste en un dispositif, un aménagement ou une méthode qui vise à réduire l'impact du ruissellement urbain sur les cours d'eau récepteurs (Taylor et Wong, 2003). Cette définition intègre à la fois les impacts hydrologiques et les impacts sur la qualité de l'eau. Ainsi, le rôle d'une BMP peut être de : 1) contrôler les débits et les volumes de ruissellement urbain; 2) retirer les polluants contenus dans les eaux de ruissellement; et/ou 3) réduire les polluants à la source (USEPA, 1999c; CNRC, 2003).

On distingue généralement les BMP structurales des BMP non structurales. Les mesures non structurales consistent en des pratiques institutionnelles et de prévention qui visent à prévenir ou à minimiser la présence d'éléments polluants dans le ruissellement urbain et/ou à réduire le volume des eaux de ruissellement; elles n'impliquent aucun dispositif ni aménagement permanent, mais visent plutôt une modification des comportements, que ce soit par la réglementation, la persuasion ou des incitatifs économiques (Taylor et Fletcher, 2007; Taylor et Wong, 2003). Les BMP non structurales comprennent un ensemble de mesures directement applicables sur le terrain (par exemple, le balayage des rues pour réduire la quantité de polluants pouvant être entraînée par le ruissellement des eaux de pluie) et de stratégies visant à mettre en place des mesures de gestion des eaux pluviales, qu'elles soient structurales ou non structurales (par exemple, les plans municipaux de gestion des eaux pluviales, les programmes de sensibilisation et d'éducation, les mécanismes de financement, etc.) (Taylor et Fletcher, 2007). Bien que l'efficacité de quelques BMP non structurales ait été démontrée dans certaines villes d'Amérique du Nord et d'Océanie (par exemple, par Taylor et Fletcher, 2007), ces résultats sont difficilement transférables. Ainsi, même si les BMP non structurales peuvent s'insérer avantageusement dans une stratégie globale d'adaptation des réseaux de drainage aux CC, ce type de mesures ne sera pas retenu dans le cadre de cette étude, puisqu'il nous est impossible de quantifier l'impact qu'elles pourraient entraîner suite à leur implantation dans un secteur particulier.

À l’opposé, les BMP structurales impliquent la mise en place d’ouvrages d’ingénierie ou l’aménagement de sites en vue de contrôler les volumes et/ou la qualité du ruissellement. Cette catégorie englobe une panoplie de mesures qui peuvent être appliquées tant en amont qu’en aval des réseaux (ex. : bassin de rétention, unité de traitement des eaux pluviales, etc.). Les BMP de type « contrôle à la source », situées en amont des réseaux, s’intègrent dans une stratégie de développement à faible impact (*Low Impact Development*, LID), dont l’objectif est d’assurer une protection maximale de l’intégrité écologique des eaux réceptrices par le maintien du régime hydrologique du bassin versant (Coffman, 2000; USEPA, 2000). Cette approche, qui reçoit également les appellations *Sustainable Urban Drainage System* (SUDS) au Royaume-Uni (Scholz et Grabowiecki, 2007) et *Water Sensitive Urban Design* (WSUD) en Australie (Taylor et Wong, 2003), s’impose de plus en plus comme le nouveau paradigme à suivre pour la conception des réseaux urbains de drainage en vue de minimiser leur impact sur les cours d’eau récepteurs.

L’objectif principal de l’approche de LID est d’aménager les nouveaux développements de façon à reproduire le régime hydrologique naturel. Les mesures de contrôle à la source (ou BMP), qui stockent, infiltrent, évaporent et/ou retiennent les eaux de ruissellement, sont les composantes principales d’une approche de LID et contribuent à réduire le ruissellement hors des sites ainsi qu’à assurer une recharge adéquate des eaux souterraines (Coffman, 2000). Bien que l’approche de LID soit initialement conçue pour le développement de nouveaux secteurs, les principes qui la sous-tendent, appliqués dans des secteurs déjà bâtis, peuvent contribuer à réduire le volume de ruissellement et les débits de pointe acheminés au réseau de drainage, et, par le fait même, réduire les risques que la capacité de ce réseau soit dépassée. Dans un contexte de CC, les mesures de contrôle à la source sont donc particulièrement bien adaptées à la mise à niveau des réseaux de drainage existants, puisqu’elles permettent de limiter les apports aux réseaux. Il est bien entendu que ces mesures ne sont qu’une des options possibles pour l’adaptation aux CC des systèmes de drainage urbains. Or, puisqu’il s’agit de mesures dont la performance et l’applicabilité sont intimement liées au site, en plus de dépendre de nombreux facteurs (dont les caractéristiques locales du site ainsi que le nombre, l’intensité et la durée des événements pluvieux), il nous est apparu essentiel de consacrer la première partie du projet à la revue, à la caractérisation et à l’analyse critique de ces mesures. De plus, dans une optique plus large de gestion des eaux pluviales, les mesures de contrôle à la source dépassent le seul cadre de l’adaptation des réseaux aux CC en offrant des avantages connexes

tels que l'amélioration de la qualité des eaux de ruissellement, la recharge des eaux souterraines de même que le contrôle de l'érosion et des sédiments.

2.1 Classification des mesures de contrôle à la source

Il existe une variété impressionnante de BMP de type contrôle à la source visant à contrôler la quantité et/ou la qualité des eaux de ruissellement en milieu urbain. Ces objectifs de contrôle sont atteints, selon les cas, par la combinaison de différents processus fondamentaux dont la sédimentation, la flottation, la filtration, l'infiltration, l'absorption, le captage biologique, la dégradation, l'évaporation/évapotranspiration et le stockage (USEPA, 2006; MSSC, 2006; ASCE, 2001a). Une brève description de chacun de ces processus est donnée aux paragraphes suivants.

- **Sédimentation** : la sédimentation consiste en la déposition par gravité des particules solides en suspension présentes dans la colonne d'eau. Il peut s'agir d'un procédé efficace pour le captage et la transformation des polluants.
- **Flottation** : grâce à la flottation, il est possible de séparer les particules ayant une gravité spécifique plus faible que celle de l'eau. Ainsi, les huiles, les hydrocarbures et divers déchets peuvent être retirés des eaux de ruissellement.
- **Filtration** : la filtration permet de retirer diverses particules lors du passage des eaux de ruissellement à travers un médium poreux composé de sable, de gravier, de terreau organique et/ou de compost.
- **Infiltration** : les systèmes d'infiltration captent les eaux de ruissellement et favorisent leur écoulement dans le sol. Parmi les processus mentionnés dans cette section, l'infiltration est le plus efficace pour réduire le volume de ruissellement acheminé vers le réseau de drainage urbain en temps de pluie. Les eaux infiltrées sont du même coup soumises à un processus de filtration, ce qui permet d'en améliorer la qualité.
- **Absorption** : l'absorption est assurée par certains médiums, tels l'argile et les plantes aquatiques (ex. macrophytes), auxquels se lient les divers contaminants.
- **Captage biologique** : ce processus correspond à l'utilisation par les plantes et/ou les microorganismes, pour leur croissance, des nutriments présents dans les eaux de ruissellement, ce qui permet de réduire la concentration de ces nutriments dans les eaux de ruissellement.

- Dégénération : la dégradation survient dans des bassins ouverts alors que les contaminants se volatilisent, s'hydrolysent (décomposition par l'eau) et se photolysent (décomposition par la lumière).
- Évaporation – évapotranspiration : ces deux processus permettent de transformer une partie des eaux de ruissellement en vapeur qui s'échappe dans l'atmosphère. L'eau peut s'évaporer directement (évaporation) ou après avoir été captée par la végétation (évapotranspiration).
- Stockage : le stockage de l'eau permet de réduire les pointes de débit et, lorsque combiné à l'infiltration et/ou à l'évaporation, les volumes de ruissellement. On parle de rétention temporaire (« detention » en anglais) lorsque le stockage est temporaire (de 24 à 72 h) ou de rétention lorsqu'aucun volume d'eau ne ruisselle hors du site (i.e. l'infiltration et/ou l'évaporation sont les seuls vecteurs de sortie).

Dans le présent rapport, les BMP sont classées en fonction de leur caractéristique principale. Ainsi, elles sont divisées en dix catégories : 1) celles qui tentent de copier le mieux possible un milieu naturel (mesures de bio-rétention), 2) celles promouvant d'abord l'infiltration des eaux de ruissellement sans mettre l'accent sur la filtration ni la présence de plantes (mesures d'infiltration), 3) celles où les eaux sont acheminées dans des fossés ouverts (dépressions ou chenaux à surface libre), 4) celles qui filtrent les eaux lors de leur passage à travers un médium filtrant (mesures de filtration sur médium), 5) celles qui filtrent les eaux de ruissellement lors de leur passage à travers un médium végétal (mesures de filtration sur médium végétal), 6) celles qui constituent des alternatives aux pavés conventionnels (surfaces poreuses ou perméables), 7) celles qui captent et stockent les eaux de ruissellement provenant de surfaces imperméables (collecte des eaux pluviales, bermes), 8) celles qui recréent les espaces verts (aménagements avec sols absorbants), 9) celles qui favorisent la présence de zones humides (mesures de type marais/zones humides); et 10) celles qui emmagasinent des volumes d'eau importants à l'intérieur de réservoirs (mesures de type bassins de rétention). Bien entendu, cette classification n'est pas rigide, c'est-à-dire que certaines BMP pourraient être classées dans deux catégories ou même plus. La classification proposée reste donc, dans une certaine mesure, subjective mais demeure utile.

Les tableaux A.1 à A.10, présentés en annexe A, proposent une classification des BMP de contrôle à la source rencontrées dans la littérature. On note à la lecture de ces tableaux que plusieurs termes différents peuvent être utilisés pour désigner une même BMP de contrôle à la

source. Puisque les documents consultés pour construire ces tableaux sont en langue anglaise, nous proposons, pour chacune des BMP, un terme équivalent en français, terme que nous utiliserons dans la suite de ce rapport. La classification des BMP présentée aux tableaux A.1 à A.10 est basée sur celles proposées dans différents guides (CWP, 2003; IDEQ, 2005; DEP, 2006; MSSC, 2006). Il est à noter que, parmi les guides décrivant des mesures de contrôle à la source, il n'existe pas de consensus quant à la classification des BMP. Ainsi, une même BMP peut être classifiée différemment selon les ouvrages.

2.2 Efficacité des mesures de contrôle à la source

Plusieurs BMP de contrôle à la source sont conçues principalement pour le contrôle quantitatif des eaux pluviales (débits et volumes), bien qu'elles puissent du même coup procurer des avantages en matière de qualité de l'eau (USEPA, 1999c; ASCE, 2001a). Dans une optique de CC, ces mesures constituent une des solutions à mettre en place, en combinaison avec d'autres, afin de réduire le volume des eaux de ruissellement, les débits de pointe et améliorer la qualité des eaux rejetées au milieu récepteur. Bien que généralement conçues pour capter la quasi-totalité des volumes d'eau engendrés par les événements pluvieux mineurs, ces mesures permettent, lors d'événements majeurs, de réduire les volumes acheminés vers les réseaux pour ainsi réduire le risque de refoulement et d'inondation associé à de tels événements.

Il est en effet reconnu que les aménagements de contrôle à la source sont adaptés pour capter et traiter les eaux de ruissellement provenant d'événements pluvieux dits mineurs. Les événements pluvieux mineurs représentent généralement environ 70 % du volume d'eau tombé sous forme de précipitations (Stephens *et al.*, 2002; Graham *et al.*, 2004; Atchison *et al.*, 2006). À Montréal, les événements de moins de 25 mm représentent 77 % du volume annuel des précipitations enregistrées à la station de Dorval. Miller (2001) indique qu'en Pennsylvanie, 90 % des événements pluvieux d'une durée de 24 heures génèrent moins de 38 mm (1,5 po) de pluie. De plus, selon Atchison *et al.* (2006), la majorité des polluants présents dans les eaux de ruissellement proviennent des événements pluvieux ayant une récurrence de six mois à un an. Les mesures adaptatives pour le contrôle à la source sont généralement aménagées pour capter, traiter et contrôler toutes précipitations dont la récurrence est inférieure à deux ans (Graham *et al.*, 2004). Aux États-Unis, ce type de précipitations est d'ailleurs responsable de 75 % des sources polluantes acheminées vers le réseau de drainage urbain (USEPA, 2006). À Montréal, les événements supérieurs à 38 mm ne représentent que 8 % des précipitations

annuelles; leur contribution totale en polluants est donc beaucoup moins importante que celle des événements pluvieux mineurs. Cependant, ce sont les événements majeurs qui sont les plus susceptibles d'entraîner un dépassement des capacités des systèmes de drainage urbain et, par le fait même, d'engendrer des problèmes de refoulement et/ou d'inondation en milieu urbain. Lors de tels événements, les mesures de contrôle à la source peuvent contribuer à réduire les volumes d'eau acheminés au système de drainage pour ainsi, dans certains cas, réduire les risques de surcharge des réseaux. À ce chapitre, les mesures de contrôle à la source, même si elles ne permettent pas un contrôle des eaux pluviales émanant des événements de pluies intenses (période de retour de plus de cinq ans environ), présentent un intérêt réel en vue de limiter les effets néfastes qu'un accroissement du nombre d'événements de faibles intensités aurait sur les milieux récepteurs, notamment dans le cas de réseaux unitaires.

Les diverses BMP existantes de contrôle à la source se présentent sous une variété quasi illimitée de caractéristiques qui, combinées à leurs conditions de mise en place, vont déterminer leur efficacité. Avant de choisir les mesures à aménager dans un secteur particulier, il est essentiel de considérer les opportunités offertes en fonction de l'environnement immédiat. La performance des BMP de gestion des eaux pluviales, en matière de réduction des débits de pointe et des volumes de ruissellement, dépend par ailleurs intimement de la situation d'implantation; l'évaluation de cette performance nécessite donc le recours à la modélisation. Cependant, il apparaît clairement que les aménagements qui possèdent une grande capacité de stockage sont ceux qui ont le plus grand potentiel de réduction des débits (Fletcher *et al.*, 2004).

Jusqu'à ce jour, la littérature concernant les BMP n'a essentiellement porté que sur l'évaluation de la performance individuelle des mesures de contrôle à la source. Très peu de travaux ont porté jusqu'ici sur l'analyse de l'efficacité combinée de plusieurs mesures implantées dans un même secteur (voir, à titre d'exemple, Montalto *et al.*, 2007) ou encore sur l'élaboration de procédures permettant de sélectionner et de comparer les BMP les mieux adaptées à un secteur donné (voir Scholtz, 2007; Perez-Pedini *et al.*, 2005; Martin *et al.*, 2007; Weiss *et al.*, 2007; Zhen *et al.*, 2006). À titre d'exemple, les travaux rapportés dans Stephens *et al.* (2002) démontrent que des diminutions substantielles des volumes de ruissellement et des débits de pointe engendrés par un événement pluvieux majeur peuvent être obtenues selon divers scénarios de combinaison de mesures de contrôle à la source. En matière d'estimation des

coûts, il importe de mentionner les travaux de Sample *et al.* (2003) qui ont développé une méthodologie d'évaluation des coûts d'implantation de diverses BMP à l'échelle d'un secteur donné.

2.3 Sélection des mesures de contrôle à la source

Différentes BMP de contrôle à la source parmi les plus courantes ont été sélectionnées afin d'être examinées plus en détail dans le présent rapport, à savoir : 1) les systèmes de bio-rétention; 2) les aménagements paysagers avec sol absorbant; 3) la collecte des eaux pluviales; 4) les toits verts; 5) les tranchées d'infiltration; et 6) les dépressions végétalisées. Chaque aménagement est décrit aux chapitres 3 à 8 respectivement. Le chapitre 9 (section 9.3) offre une synthèse et une comparaison des aménagements précédemment décrits, en plus d'expliquer comment ces informations seront prises en compte pour la suite du projet. La caractérisation des mesures de contrôle à la source présentée aux chapitres 3 à 8 reste, somme toute, sommaire; nous référons pour chacune des mesures à plusieurs documents, que nous invitons le lecteur à consulter pour une description plus technique de ces BMP.

Les mesures sélectionnées ont été choisies pour représenter l'éventail des types de mesures existantes ainsi qu'en raison de divers avantages que présentent ces BMP, dont la possibilité de traiter les eaux de ruissellement provenant de surfaces de différentes tailles, dans différents types de secteurs, et leur applicabilité en climat nordique. Au besoin, des BMP autres que celles détaillées aux chapitres 1 à 8 pourront être considérées dans le cadre du présent projet s'il s'avérait qu'elles puissent être utiles ou pertinentes à l'étude.

3. Systèmes de bio-rétention («bioretention systems» ou «bioretention basins»)

Les systèmes de bio-rétention (traduction française proposée pour l'expression «bioretention system» et connue aussi sous le nom de «bioretention basins», «bioretention facilities» ou encore « bioretention areas ») se présentent sous la forme d'une dépression végétalisée pouvant capter les eaux de ruissellement d'un secteur en favorisant les processus d'évapotranspiration, d'absorption, de filtration et d'infiltration. Ce type d'aménagement est souvent désigné aussi sous le nom de « rain garden » (IDEQ, 2005; DEP, 2006; Hunt et White, 2004). Il est généralement composé d'un substrat permettant l'infiltration de l'eau en profondeur et intègre un ensemble de plantes variées. Les propriétés biologiques, chimiques et physiques des plantes sont utilisées pour réduire les volumes et les charges de polluants. Ce type d'aménagement est applicable tant dans les secteurs résidentiels, commerciaux qu'industriels. La figure 3.1 montre un schéma d'un bassin de bio-rétention et la figure 3.2 illustre comment un tel bassin peut être aménagé près d'une aire de stationnement.

Les systèmes de bio-rétention diminuent les volumes de ruissellement qui atteignent le réseau de drainage urbain (Brander *et al.*, 2004; Hunt et White, 2004; Atchison *et al.*, 2006), favorisent la recharge de la nappe phréatique (Barr Engineering, 2001; Atchison *et al.*, 2006), interceptent une grande part des sédiments solides en suspension (Hsieh et Davis, 2005a, b) et captent divers polluants solubles fréquemment retrouvés dans les eaux de ruissellement (Davis *et al.*, 2006; Dietz et Clausen, 2006; Hunt *et al.*, 2006).

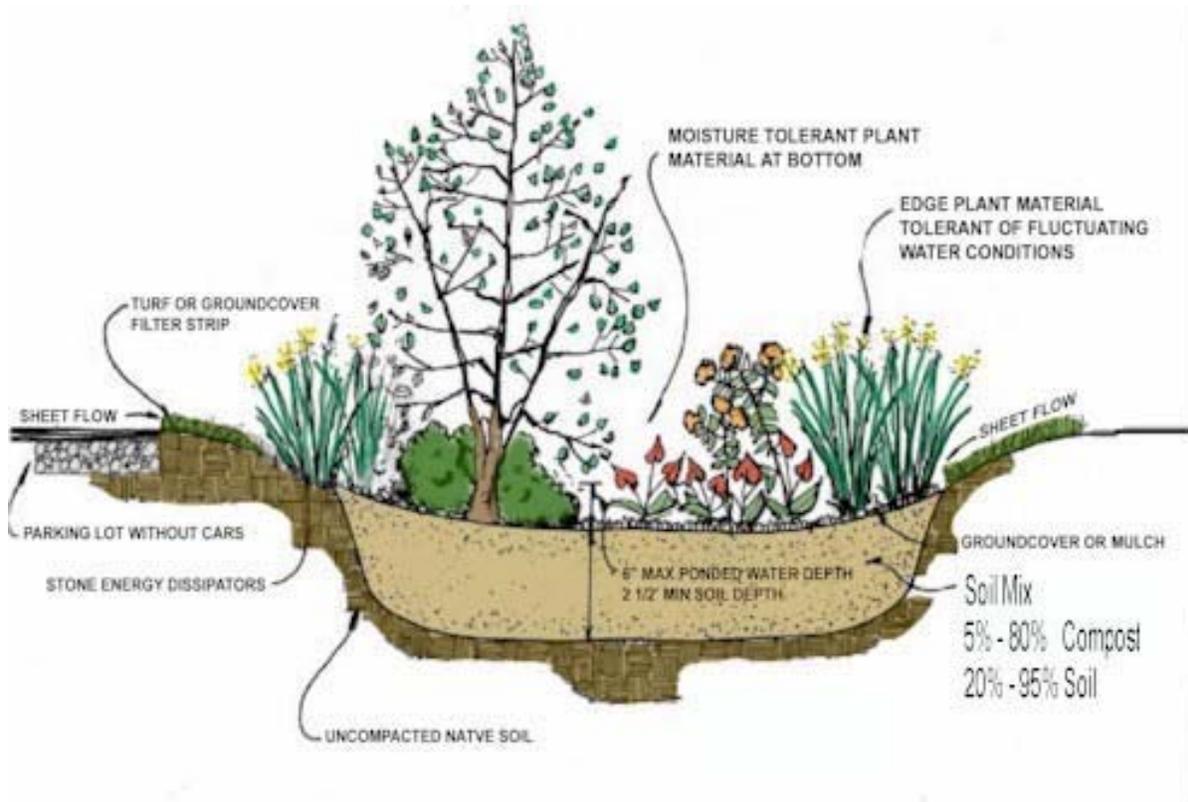


Figure 3.1 Bassin de bio-rétention (tiré de DEP, 2006)



Figure 3.2 Bassin de bio-rétention aménagé dans une aire de stationnement (tiré de DEP, 2006)

Les aménagements de bio-rétention s'avèrent très efficaces pour les événements pluvieux de faibles intensités (Atchison *et al.*, 2006). Il existe différents types de systèmes de bio-rétention dont les aménagements avec infiltration totale, avec ou sans réservoir, et ceux avec infiltration partielle. L'infiltration partielle implique l'installation d'un drain relié au système de drainage urbain et, dans certains cas, d'un système pour contrôler les intrants dans le drain. Les documents du GVRD (2005) donnent un excellent aperçu de tous ces types d'aménagements (la dénomination de «infiltration rain garden» est utilisée dans ce dernier document).

3.1 Composantes

Les systèmes de bio-rétention sont généralement composés d'un réservoir de surface, d'une couche de sol organique, d'un réservoir en profondeur, d'un système de drainage et de plantes. Ces différents éléments sont décrits aux sections suivantes.

3.1.1 Réservoir de surface

Un système de bio-rétention doit posséder un réservoir en surface pour permettre l'accumulation des eaux de ruissellement et ainsi favoriser l'infiltration et l'évaporation de ces eaux. La durée de rétention des eaux dans ce réservoir ne doit pas cependant pas excéder 72 heures. La présence d'eau en surface pour des durées dépassant quatre jours défavorisera la croissance des plantes et pourra entraîner l'apparition de moustiques et autres insectes. Pour être optimal, le réservoir de surface devrait se vider après 24 à 48 heures (ARC et GDNR, 2001; Atchison *et al.*, 2006).

Globalement, les différentes références sur le sujet indiquent que la profondeur du réservoir doit se situer entre 15 et 30 centimètres (voir tableau 1). Hunt et White (2004) proposent une profondeur d'environ 9 pouces (soit environ 23 cm), valable dans la plupart des cas. Une trop grande profondeur pourrait limiter la croissance de certaines plantes et, à l'inverse, une trop faible profondeur ne fournira pas la quantité d'eau nécessaire à la survie des plantes. Hunt et White (2004) ont démontré qu'un réservoir de surface de plus de 61 cm de profondeur sera trop profond pour la majorité des plantes.

Tableau 3.1 Profondeur des bassins des jardins de ruissellement selon différentes références

Références	Profondeur recommandée (po/cm)
CWP (2003)	8 po (15 cm)
Barr Engineering (2001)	6 à 9 po (15 à 23 cm)
Atchison et al. (2006)	6 à 9 po (15 à 23 cm)
Hunt et White (2004)	6 à 12 po (15 à 31 cm)

3.1.2 Sol organique ou zone racinaire

Le réservoir de surface doit reposer sur une couche de sol organique. Cette couche maintient les plantes, infiltre l'eau et contient certains nutriments essentiels à la vie des plantes. De plus, elle favorise la décomposition de la matière organique et, par le fait même, conserve sa capacité d'absorption des eaux de ruissellement. Finalement, cette couche de sol permet l'infiltration des eaux de ruissellement et retient quantité de polluants qui seront par la suite utilisés et transformés par les plantes (ARC et GDNR, 2001; Atchison *et al.*, 2006; MSSC, 2006).

Cette couche doit être profonde d'au moins 60 cm selon Atchison *et al.* (2006) alors que MSSC (2006) indique que 75 cm de sol sont nécessaires pour capter efficacement les polluants. Dans le cas où des arbustes sont plantés ou si le climat de la région est aride, il est préférable de disposer d'un sol organique plus épais pouvant atteindre 130 cm (MSSC, 2006). Selon IDEQ (2005), il doit contenir 10 à 25 % d'argile pour favoriser l'absorption de polluants. Toutefois, il est nécessaire de ne pas dépasser cette proportion pour ne pas limiter la capacité de drainage du système. Selon ce même document, le substrat doit contenir 3 à 5 % de matière organique et avoir un pH entre 5,5 et 6,5.

3.1.3 Réservoir en profondeur

Le réservoir en profondeur est constitué d'une matrice à forte conductivité hydraulique qui permet l'accumulation des eaux de ruissellement, ce qui augmente le volume d'eau pouvant être retenu dans l'aménagement et, par conséquent, permet de drainer une plus grande superficie. Il n'est pas recommandé d'augmenter la capacité du réservoir lorsque le système de bio-rétention se situe sur un sol de mauvaise conductivité hydraulique, et ce, pour deux raisons majeures (Atchison *et al.*, 2006). Premièrement, dans le cas d'événements pluvieux extrêmes, il

est probable que la capacité d'infiltration de la zone racinaire soit rapidement dépassée et que l'aménagement déborde. Deuxièmement, le temps que l'eau dans le réservoir s'infilte et/ou s'évapore complètement pourra être plus long que le temps séparant typiquement deux événements pluvieux consécutifs. Le réservoir en profondeur peut être connecté à un drain relié au réseau de drainage urbain ou à un autre bassin de rétention. Généralement, la profondeur du système de bio-rétention, incluant le réservoir en profondeur, ne devrait pas dépasser 4 m (Atchison *et al.*, 2006).

3.1.4 Système de drainage

L'utilisation d'un drain à l'intérieur du réservoir en profondeur peut être utile pour rediriger les eaux de ruissellement provenant d'événements extrêmes directement dans le réseau. De plus, il permet de diminuer le temps de rétention de l'eau dans le réservoir en profondeur dans des conditions de faible perméabilité permettant ainsi de filtrer un plus grand volume d'eau de ruissellement. Toutefois, ce type d'installation diminue la capacité de recharge de la nappe phréatique. Le système de drainage peut également comprendre une conduite perforée ou une conduite avec un clapet, ce qui permet d'ajuster le volume d'eau s'écoulant à l'intérieur du drain.

3.1.5 Plantes

Les plantes permettent de réduire les volumes de ruissellement en absorbant l'eau et en la retournant dans l'atmosphère sous forme de vapeur par évapotranspiration. De plus, les plantes sont capables de dégrader ou de transformer certains polluants et nutriments. Grâce à la production de matière organique et au développement du système racinaire, les plantes permettent au sol de conserver une bonne porosité et donc d'augmenter sa capacité de rétention (Atchison *et al.*, 2006; DEP, 2006).

Les plantes intégrées à un aménagement de bio-rétention doivent être en mesure de tolérer des périodes successives humides et sèches de durées variables. À ce sujet, plusieurs documents dressent des listes de plantes dont les caractéristiques physiologiques leur permettent de croître dans un tel aménagement (Stephens *et al.*, 2002; Barr Engineering, 2001; CWP, 2003; Hunt et White, 2004). Il est évidemment essentiel de choisir des plantes adaptées au climat local.

Dans le cas où des arbustes ou même des arbres sont plantés dans l'aménagement, il est important d'éviter des espèces dont les racines sont susceptibles de perforer les drains et ainsi de réduire l'efficacité de l'ouvrage.

3.2 Caractéristiques

Les systèmes de bio-rétention sont bien adaptés aux secteurs résidentiels, commerciaux ou industriels, en modifiant certaines caractéristiques au besoin, (DEP, 2006). Ils peuvent recueillir les eaux de ruissellement provenant des toits, des espaces de stationnements et/ou des routes. L'espace disponible peut toutefois en limiter l'application dans les secteurs fortement urbanisés. Bien qu'il soit possible, en principe, d'aménager un système de bio-rétention sur tous les types de sol, il est préférable de bien caractériser ce dernier afin de déterminer l'endroit le plus favorable et ainsi d'éviter les sols argileux, limoneux ou toute autre matrice à grains très fins (IDEQ, 2005; Atchison *et al.*, 2006). Un site possédant une bonne conductivité hydraulique devrait toujours être favorisé. Il est donc fortement recommandé de procéder à des analyses afin d'estimer la conductivité hydraulique des sols (Rawls *et al.*, 1998). La nature du sol peut grandement affecter la faisabilité de l'aménagement, sa conception et sa performance. Hunt et White (2004) montrent d'ailleurs comment un système de bio-rétention peut être aménagé dans des sols sableux ou argileux. Pour un rendement optimal, le système de bio-rétention doit pouvoir s'assécher entre les événements pluvieux.

3.2.1 Superficie

La superficie d'un aménagement de bio-rétention doit, en règle générale, correspondre à 15 % de la superficie à drainer, selon Atchison *et al.* (2006). Ces mêmes auteurs ont montré qu'une diminution significative des volumes de ruissellement est obtenue lorsque cette règle de dimensionnement est appliquée. D'autres auteurs suggèrent 5 à 10 % (Barr Engineering, 2001; MSSC, 2006), 5 à 7 % (IDEQ, 2005) ou encore 10 à 20 % (GVRD, 2005) selon le pourcentage de surfaces imperméables contenu dans la surface totale à drainer. Il semblerait qu'un rapport de 15 % maximiserait aussi la recharge de la nappe phréatique (Dussailant *et al.*, 2004; Atchison *et al.*, 2006). Certains auteurs recommandent d'estimer la superficie d'un système de bio-rétention afin qu'il puisse contenir les premiers 2,5 cm de précipitations s'abattant sur la surface drainée (Hunt et White, 2004).

3.2.2 Pente

Les sites comportant une légère dépression sont favorables à l'implantation d'un système de bio-rétention puisque les eaux de ruissellement s'écouleront naturellement vers l'installation. La pente de la surface drainée ne doit cependant pas excéder 5 ou 6 % et la dépression ne doit pas, ou seulement exceptionnellement, être saturée au cours de l'année (ARC et GDNR, 2001). D'ailleurs, le plus haut niveau atteint par la nappe phréatique doit se situer à au moins un mètre du fond de l'aménagement (ARC et GDNR, 2001; IDEQ, 2005).

3.2.3 Vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement

Il est préférable, si les eaux de ruissellement provenant de la surface imperméable s'engouffrent dans l'aménagement par un canal où leur vitesse peut être supérieure à approximativement 0,6 m/s (2 pi/s), d'installer un dispositif (par exemple des cailloux) afin de disperser l'énergie de l'écoulement avant son entrée dans l'ouvrage. Une autre alternative est de diriger les eaux de ruissellement dans un couloir constitué de gazon. Le gazon diminue la vitesse d'écoulement de l'eau et retient les sédiments solides en suspension. Ce procédé empêche donc l'érosion et l'obstruction du système de bio-rétention (GVRD, 2005) tout en assurant un prétraitement des eaux de ruissellement (MSSC, 2006).

Il peut aussi être avantageux de disposer du paillis dans le fond de l'ouvrage, sur une épaisseur d'environ 50 à 100 mm, afin de réduire l'érosion et de maintenir une bonne capacité d'infiltration. Le paillis de bois est à éviter puisqu'il a tendance à flotter (IDEQ, 2005; DEP, 2006).

3.3 Entretien

Le système de bio-rétention doit être l'objet d'un certain nombre de mesures d'entretien afin d'en maintenir l'efficacité à long terme. Pour les aménagements possédant un réservoir relié au réseau de drainage, il est fondamental de vérifier régulièrement que le drain n'est pas obstrué. Des inspections plus fréquentes, par exemple sur une base trimestrielle, sont suggérées pour s'assurer du bon fonctionnement du système et pour s'assurer qu'il est en mesure de capter les eaux de ruissellement et que ces eaux ne restent pas trop longtemps à la surface. Si des problèmes d'érosion se manifestent, des mesures immédiates (par exemple, l'installation de

dispositifs pour réduire la vitesse des eaux de ruissellement) doivent être mises en place afin de corriger la situation. Sur une base mensuelle, il est recommandé d'enlever les déchets et débris qui se sont accumulés et qui peuvent altérer le fonctionnement de l'aménagement. Finalement, le pH du substrat dans lequel les plantes se trouvent doit être mesuré à l'occasion pour s'assurer que les conditions idéales de croissance et de survie des plantes sont maintenues. Les systèmes de bio-rétention doivent donc être l'objet d'un suivi s'étalant durant toute l'année, selon un calendrier déterminé par les paramètres à vérifier (ARC et GDNR, 2001).

3.4 Considérations pour une utilisation en région nordique

Lors de la saison hivernale, le traitement des eaux de ruissellement est réduit en raison de l'état de dormance des plantes (MSSC, 2006). CWP (1997) affirme que, dans les régions où la saison hivernale est longue et rigoureuse, le traitement des eaux de ruissellement est quasiment nul pendant cette période. De plus, si l'aménagement ne se trouve pas en dessous de la ligne de gel au sol, aucune infiltration en profondeur n'est alors possible (CWP, 1997). Toutefois, diverses expériences menées récemment sur des systèmes de bio-rétention en conditions hivernales ont montré qu'il était possible d'utiliser de telles installations pour traiter de façon efficace la neige provenant des routes en milieu urbain (Muthanna *et al.*, 2007b; Muthanna *et al.*, 2007c). En ce qui concerne la réduction du volume des eaux de ruissellement et du débit de pointe, Muthanna *et al.* (2007c) affirment que l'efficacité est réduite de moitié en saison hivernale par rapport à la saison estivale.

Diverses mesures peuvent être mises en place afin de s'assurer d'un rendement optimal des systèmes de bio-rétention durant la période hivernale. Ces mesures visent essentiellement à éviter le gel et la formation de glace dans l'aménagement, autant en surface qu'en profondeur ou dans les conduites de drainage (CWP, 1997; CWP, 2003). De plus, en fonction des secteurs et de la quantité de sable utilisée pour l'entretien des routes, il est possible que le système de bio-rétention se colmate suite à l'accumulation de sédiments (CWP, 2003). Premièrement, il est nécessaire d'éviter l'utilisation de la tourbe et du compost lors de la construction du système de bio-rétention. Ces deux éléments favorisent la rétention d'eau et la formation de glace, ce qui peut réduire considérablement la perméabilité de l'aménagement (CWP, 1997; CWP, 2003). En second lieu, il peut être profitable d'installer la conduite perforée avec une pente supérieure à 1 %, d'en augmenter le diamètre, de la situer sous la ligne de gel au sol et de disposer d'un lit de concassé de 45 cm dans le fond de l'aménagement autour de la conduite perforée (CWP,

1997). Toutes ces mesures permettront d'éviter le gel en favorisant un drainage rapide des eaux. Concernant les problèmes reliés au colmatage, CWP (1997; 2003) suggèrent l'utilisation d'autres BMP afin de traiter les eaux de ruissellement provenant de la fonte de la neige avant de les diriger vers le système de bio-rétention. MSSC (2006), pour sa part, mentionne qu'il peut être utile de prévoir l'ajout d'un puisard («sump storage») afin de recueillir les eaux de fonte au printemps et ainsi d'assurer rapidement leur traitement et leur infiltration lorsque la température des eaux de fonte permet une « activation » du système. Finalement, il est important que l'ouvrage soit asséché avant les premiers gels afin de conserver sa capacité d'infiltration et d'éviter la formation de glace (MSSC, 2006).

3.5 Coûts

Les coûts de construction des systèmes de bio-rétention varient sensiblement selon la nature du site considéré et les différents paramètres de conception de l'ouvrage. Selon Bannerman (2003), les coûts seraient généralement compris entre 30 et 46 \$ CDN/m² alors que, selon DEP (2006), les coûts se situeraient entre 15 et 21 \$ CDN /m². Pour leur part, Hunt et White (2004) évaluent à 8 \$ US/m² les coûts d'implantation d'un tel ouvrage lorsque l'emplacement se situe dans une plaine et à 16 \$ US/m² lorsque l'installation se situe en piedmont. Pour les coûts d'entretien, GVRD (2005) suggère de prévoir un budget annuel équivalant à 5 ou 7 % du coût total de construction de l'aménagement.

Il apparaît clairement, à la lumière de la revue de littérature, que les coûts d'installation d'un système de bio-rétention sont fortement conditionnés par les caractéristiques du site considéré (ce constat, nous le verrons, vaut pour l'ensemble des BMP considérées dans le présent rapport). Le type de sol a une incidence importante sur les coûts. Ainsi, il sera moins onéreux de construire un aménagement de bio-rétention dans un sol sablonneux que dans l'argile, et ce, pour deux raisons majeures (Hunt et White, 2004). Premièrement, il est rarement nécessaire d'installer un drain dans une matrice sablonneuse alors que, dans l'argile, la présence d'un drain est obligatoire. Deuxièmement, il est fortement recommandé de creuser davantage dans un médium argileux lors de la mise en place du réservoir en profondeur afin de remplacer le sol par un substrat rocheux possédant une meilleure conductivité hydraulique, tel du gravier nettoyé. Un ouvrage de bio-rétention, localisé en bordure d'une pente, est plus coûteux puisqu'il faut alors prévoir un dispositif afin de réduire les vitesses d'écoulement et d'intercepter les sédiments. Un élément à considérer également pour les coûts d'aménagement est le nombre et

le type de plantes sélectionnées. Le tableau 3.2, tiré de MSSC (2006), donne un aperçu des différents éléments à prendre en compte dans l'estimation des coûts de construction et d'entretien d'un système de bio-rétention.

Tableau 3.2 Éléments à prendre en compte pour l'évaluation des coûts de construction et d'entretien des systèmes de bio-rétention (adapté de MSSC 2006)

Préparation du site	Protection des arbres et des plantes
	Nettoyage et défrichage
	Récupération du sol de surface
Mise en place du site	Excavation et triage
	Déplacement du matériel excavé
Composantes structurales	Drains
	Ouvrage d'entrée
	Ouvrage de sortie
	Revêtement
Aménagement du site	Bande filtrante
	Préparation
	Ensemencement
	Plantation / transplantation
Opération, entretien et inspection annuels	Enlèvement des débris
	Enlèvement des sédiments
	Désherbage
	Inspection
	Fauchage

3.6 Avantages, limites et contraintes

Ce type d'aménagement, outre les avantages qu'il présente en matière de contrôle des eaux pluviales et d'amélioration de la qualité des eaux de ruissellement, offre l'avantage de pouvoir se présenter sous de très nombreuses formes et peut même être utilisé dans le cadre d'un aménagement paysager sur un lot (Figure 3.3). De ce fait, il peut être intégré au tissu urbain et jouer un rôle esthétique indéniable (contrairement, par exemple, aux tranchées d'infiltration) et ainsi améliorer la valeur des propriétés. Par ailleurs, l'infiltration des eaux de ruissellement contribue à la recharge des eaux souterraines.

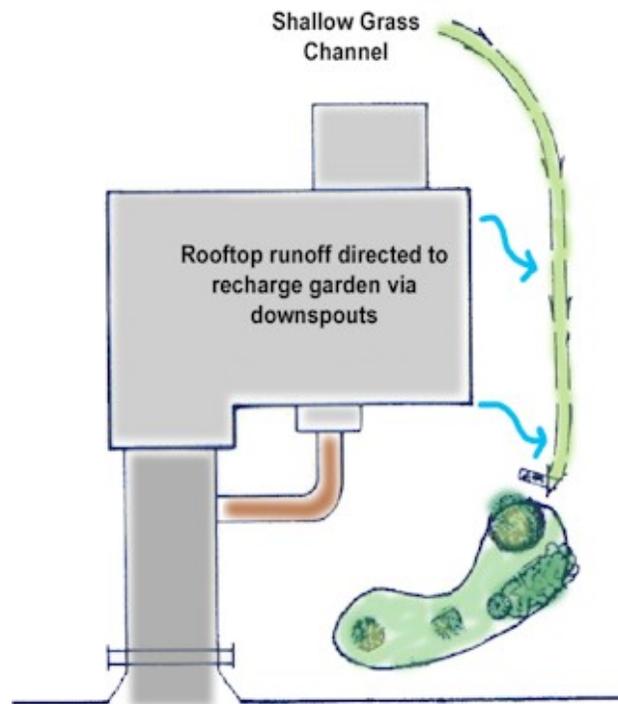


Figure 3.3 Système de bio-rétention sur lot se présentant sous la forme d'un aménagement paysager appelé à recevoir les eaux de ruissellement des toits (tiré de DEP, 2006)

Tout comme les tranchées d'infiltration, les systèmes de bio-rétention sont sujets au colmatage (MSSC, 2006). Afin de prévenir une telle situation qui aurait pour effet de réduire l'efficacité de l'ouvrage, il est nécessaire de bien caractériser la surface à drainer (éviter par exemple les zones propices à l'érosion), d'assurer un programme d'entretien et de suivi rigoureux et, dans certains cas, de placer en amont une autre BMP afin d'assurer un prétraitement des eaux acheminées au système de bio-rétention.

Malgré leur relative flexibilité, le site appelé à recevoir un système de bio-rétention doit posséder un certain nombre de caractéristiques. Tout d'abord, les surfaces drainées par un aménagement doivent rester petites. Selon ARC et GDNR (2001), la surface imperméable drainée par ces aménagements ne doit pas dépasser 5 acres (~2 hectares). Au-delà de cette valeur, les risques d'obstruction du système par les sédiments en suspension présents dans les eaux de ruissellement peuvent devenir importants. De plus, il peut s'avérer difficile de diriger efficacement l'ensemble des eaux de ruissellement lorsque la superficie drainée est trop grande. Ce type d'aménagement ne doit pas, par ailleurs, être installé dans un lieu ayant une forte pente et, afin d'éviter les risques de contamination, il est important que la nappe phréatique ne soit pas près de la surface. Il faut aussi bien comprendre que ces installations restent efficaces pour les événements pluvieux de faible intensité. Finalement, ce type d'aménagement suppose un programme d'entretien rigoureux et les coûts d'installation sont plus élevés que ceux de plusieurs autres aménagements du type contrôle à la source.

4. Aménagements paysagers avec sol absorbant

Ce type d'aménagement repose sur le constat que, dans un milieu boisé naturel, sans surface pavée et sans toit, 90 % du volume des précipitations ne contribuent pas au ruissellement (Stephens *et al.*, 2002). Globalement, il s'agit d'aménager des petits secteurs naturels recouverts de végétation et d'un sol épais, non perturbé et possédant une bonne capacité de rétention d'eau. Contrairement aux bassins de bio-rétention, les aménagements avec sol absorbant ne sont pas destinés à stocker les eaux de ruissellement avant leur infiltration, mais favorisent plutôt leur infiltration dans le sol. Ces aménagements peuvent être mis en place en tout endroit où le sol n'a pas été foulé ou compacté (par exemple, au centre des bretelles d'autoroutes, sur une portion de jardin d'un secteur résidentiel ou d'un parc où l'accès est restreint, etc.). La figure 4.1 montre un exemple d'un tel aménagement (ce type d'aménagement est très similaire au système de bio-rétention présenté au chapitre précédent).

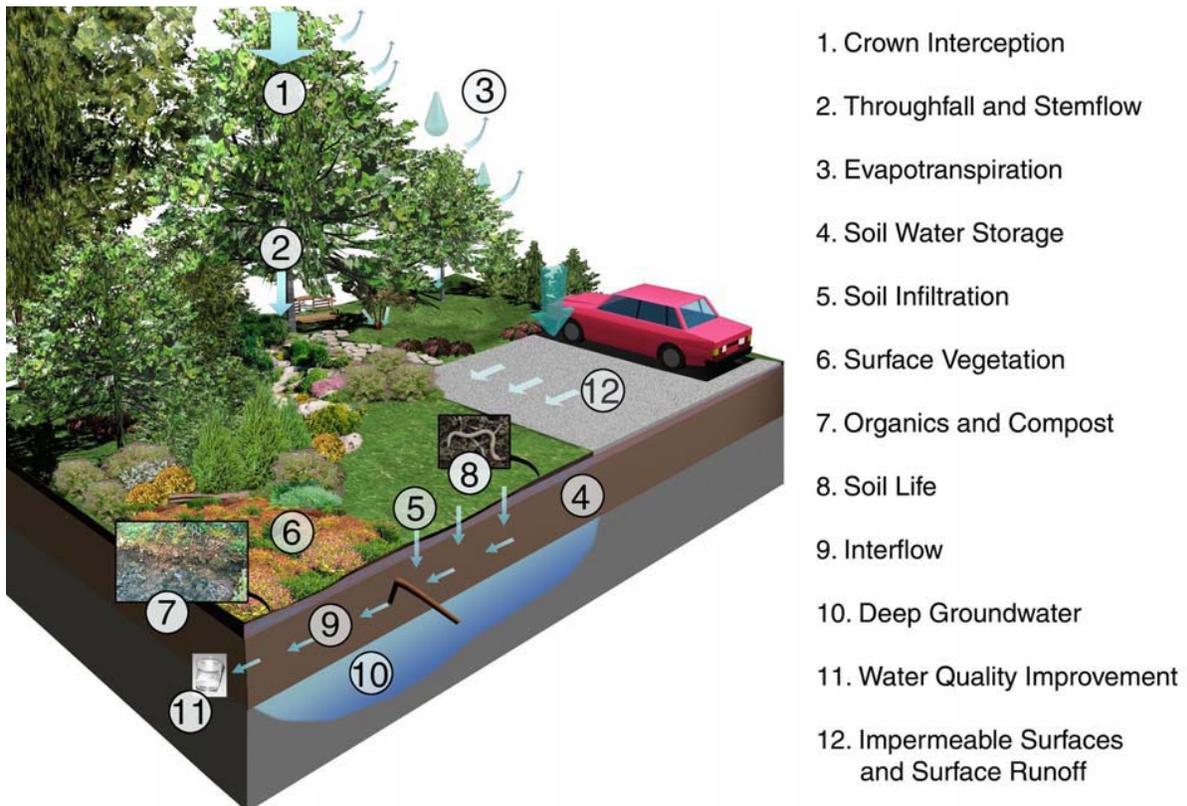


Figure 4.1 Aménagement avec sol absorbant (tiré de GVRD, 2005)

Très peu de données et d'information sont actuellement disponibles sur les aménagements avec sols absorbants, les principaux documents traitant du sujet étant GVRD (2005) et Stephens *et al.* (2002). Ce type de BMP a toutefois été considéré dans le présent rapport puisqu'il représente une option intéressante de gestion des eaux pluviales « sur site » au sein même de chaque lot résidentiel. Ainsi, les eaux de ruissellement des surfaces imperméables (toit, entrée de garage) peuvent être dirigées vers un tel site. Ce type d'aménagement propose en fait de revoir les façons de faire en matière d'aménagement paysager des aires gazonnées de sorte à optimiser les capacités de rétention et d'infiltration des sols. Il s'agit simplement de mettre en place des aires aménagées avec des substrats possédant une capacité de rétention et d'infiltration élevée et de s'assurer qu'il ne sera pas perturbé (Figure 4.1). Ce type de pratique pourra être utilisé dans les nouveaux secteurs mais pourra aussi très certainement être mis en valeur dans les secteurs déjà bâtis à la faveur de travaux visant à refaire les aménagements paysagers.

4.1 Composantes

Les aménagements paysagers avec sols absorbants se composent de plantes et d'un sol spécialement aménagé pour favoriser la rétention et l'infiltration des eaux. Différentes considérations techniques relativement à ces éléments sont données aux sections suivantes.

4.1.1 Plantes

Un aménagement avec sol absorbant doit reproduire au mieux un milieu naturel boisé. Ainsi, la présence d'une végétation arborescente et arbustive est indispensable. Le rôle des plantes est d'intercepter et de capter les précipitations pour ainsi diminuer le volume d'eau atteignant le sol et pour en retarder le parcours jusqu'au sol. Les plantes prélèvent un volume d'eau provenant des précipitations pour ensuite le retourner dans le cycle de l'eau sous forme de vapeur (évapotranspiration). Elles jouent également un rôle important dans l'amélioration de la qualité de l'eau en absorbant et en transformant plusieurs polluants solubles. Pour que ces dernières puissent contribuer à la réduction du volume de ruissellement et à l'amélioration de la qualité des eaux, il est nécessaire d'avoir un support adéquat, c'est-à-dire un sol qui restera en place même lors d'événements pluvieux de forte intensité. Ce sol doit également fournir plusieurs éléments nutritifs essentiels à la croissance des plantes (GVRD, 2005).

4.1.2 Sol

Le sol absorbant, dans la mesure où il n'est pas perturbé, conserve une capacité d'absorption importante dans un objectif de réduction des volumes d'eau de ruissellement (Stephen *et al.*, 2002). Un sol à considérer pour ce type d'aménagement serait constitué de sable et de terreau. Ces deux substrats peuvent emmagasiner respectivement 7 et 18 % de leur volume en eau (GVRD, 2005). De même, un sol non perturbé pourvu d'une matrice de sable et de terreau possède une forte conductivité hydraulique (26 mm/h), ce qui lui permet d'absorber un grand volume d'eau de façon continue (GVRD, 2005). En plus du sable et du terreau, de la matière organique doit être ajoutée au sol pour optimiser ses capacités de rétention d'eau. De la matière organique ou du compost s'avère un atout important pour augmenter la quantité d'eau retenue et la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol. Le substrat qui en résulte fournit alors un habitat viable et complet pour une faune et une flore complexe qui, à leur tour, maintiennent une structure du sol favorisant l'infiltration des eaux (GVRD, 2005).

Afin d'assurer le bon fonctionnement de l'aménagement avec sol absorbant, deux éléments majeurs sont à prendre en compte. Premièrement, l'épaisseur du sol, qui varie selon le régime des pluies et le volume de rétention désiré, et, deuxièmement, la quantité de matière organique, qui dépend du type de couvert végétal. Suite aux expériences menées en Colombie-Britannique (Stephens *et al.*, 2002), il ressort qu'un sol absorbant devrait avoir au minimum 15 cm de profondeur s'il est recouvert d'herbacées et près de 45 cm de profondeur s'il est recouvert d'arbres et d'arbustes. Pour retenir 60 mm de précipitations, GVRD (2005) mentionne que le sol absorbant doit avoir environ 30 cm d'épaisseur. Lorsque le sol absorbant est recouvert de gazon, 8 % du substrat doit être constitué de matière organique. Si l'aménagement comprend des arbres et des arbustes, le sol doit plutôt comprendre 15 % de matière organique. Il s'agit ici de valeurs minimales, Stephens *et al.* (2002) suggérant jusqu'à 25 % de matière organique pour assurer un rendement optimal.

4.2 Entretien

L'entretien d'un aménagement paysager avec sol absorbant implique la mise en place de mesures de contrôles et de suivi visant à s'assurer de l'efficacité de l'aménagement et visant à contrer tout processus d'érosion ou de sédimentation. Il est également souhaitable d'intégrer au sol de la matière organique sur une base annuelle. L'ajout de paillis, par exemple, ou de feuilles

d'arbres déchiquetées, permet de maintenir les propriétés du sol absorbant. Généralement, les coûts d'entretien sont plus élevés la première année puisque les plantes demandent alors plus d'attention. Les années suivantes, les seuls travaux d'entretien consistent en l'ajout de matière organique et l'entretien des plantes composant l'aménagement.

4.3 Considérations pour une utilisation en région nordique

Les documents de référence décrivant les aménagements paysagers avec sol absorbant (Stephens *et al.*, 2002; GVRD, 2005) n'élaborent pas sur l'efficacité de cette BMP en climat nordique. La raison d'être de cette BMP étant de changer les techniques de conception des espaces verts en milieu urbain, aucune donnée ou expérimentation à ce jour ne permet de se prononcer sur l'efficacité des aménagements paysagers avec sol absorbant lors de la saison hivernale. On peut toutefois imaginer, compte tenu de la similitude entre ce type d'aménagement et les systèmes de bio-rétention, que les mêmes considérations s'appliquent à ces types de BMP (voir section 3.4).

4.4 Coûts

Les coûts des aménagements paysagers avec sol absorbant sont grandement variables et dépendent des conditions du site (Stephens *et al.*, 2002). Selon Stephens *et al.* (2002), les coûts se situent entre 25 et 70 \$/m², selon l'épaisseur de sol absorbant. Les coûts les moins élevés sont obtenus pour un aménagement avec 150 mm de sol absorbant et couvert d'une surface gazonnée avec quelques arbres. Des coûts plus élevés sont à prévoir pour un aménagement avec un sol absorbant de 450 mm possédant de nombreux arbustes et arbres (Stephens *et al.*, 2002).

4.5 Avantage, limites et contraintes

Les sols absorbants s'avèrent une option intéressante pour des secteurs avec de faibles superficies imperméables et avec de fortes proportions d'aires non développées. Les aménagements avec sol absorbant ne sont généralement pas conçus pour drainer de grandes superficies imperméables (GVRD, 2005). L'efficacité des aménagements avec sol absorbant est optimale pour des événements pluvieux de période de retour de moins de deux ans. Selon Stephens *et al.* (2002), ils sont toutefois généralement en mesure de contenir les précipitations

dont les périodes de retour peuvent aller jusqu'à cinq ans. Pour les événements plus importants, les volumes d'eau qui n'ont pu être retenus par l'aménagement ruissellent vers le réseau de drainage.

Il est clair, à la lumière, de la documentation consultée, que, bien qu'intéressant de prime abord, ce type d'aménagement et de pratiques demande à être mieux documenté, notamment en matière d'estimation des coûts, de critères de conception à appliquer, de mesures à prendre en conditions hivernales et de l'évaluation de l'efficacité de ce type d'ouvrage, tant en matière de contrôle des volumes de ruissellement et des débits de pointe que de l'amélioration de la qualité des eaux.

5. Collecte des eaux de ruissellement des toits

L'ampleur des impacts au milieu récepteur attribuables aux eaux de ruissellement collectées et évacuées d'un secteur donné est déterminée en grande partie par le pourcentage de surfaces imperméables que comporte ce secteur (Schueler, 1994; Arnold et Gibbons, 1996; USEPA, 2000). Il est dès lors clair que toute mesure visant à réduire ces surfaces ou encore à réduire les apports aux réseaux provenant de ces surfaces aura un impact direct sur le milieu récepteur et réduira les volumes d'eau de ruissellement acheminés au réseau.

Il est d'usage de distinguer pour un secteur donné la surface imperméable totale (SIT; en langue anglaise, on parle de « total impervious surface ») et les surfaces imperméables directement raccordées au réseau de drainage (SIDR; « directly connected impervious area » ou DCIA en anglais). Ces dernières réfèrent aux surfaces dont les eaux de ruissellement sont directement acheminées au réseau de drainage alors que les premières incluent l'ensemble des surfaces imperméables (Lee et Heaney, 2003). Cette distinction revêt une grande importance dans un contexte d'amélioration de la gestion des eaux pluviales d'un secteur donné puisque, évidemment, les apports provenant des SIDR sont à prioriser et, de fait, minimiser les apports provenant des surfaces directement connectées est sans aucun doute une mesure efficace (et la première à considérer) de gestion des eaux pluviales (Wright et Heaney, 2001). Si, pour plusieurs surfaces, la classification peut s'avérer simple, il peut en être autrement pour les secteurs résidentiels boisés (les images satellitaires dans ce cas ne permettent pas de voir le sol) et les toits (Lee et Heaney, 2003). Dans ce dernier cas, un examen plus détaillé peut être nécessaire pour déterminer si les eaux de ruissellement provenant des gouttières sont directement acheminées au réseau ou encore acheminées vers une zone où elles peuvent s'infiltrer.

Nombre de mesures présentées dans ce rapport ont pour objectif, d'une façon ou d'une autre, de réduire les apports au réseau provenant des surfaces imperméables, que ce soit en modifiant le caractère « imperméable » de certaines surfaces (toits verts, pavés poreux, sols absorbants, aménagements d'espaces verts; l'installation de pavés poreux n'a pas été examinée dans le cadre des présents travaux; pour plus de détails, voir Ferguson, 2005 et

Scholz et Grabowiecki, 2007), en permettant l'infiltration/évaporation d'une partie des eaux, ou en redirigeant les eaux de ruissellement provenant de surfaces imperméables et originellement destinées au réseau vers des zones d'infiltration (débranchement de drains de toits, tranchées d'infiltration, aménagements avec sols absorbants, systèmes de bio-rétention, bandes filtrantes, etc.) ou des zones de stockage ou de rétention (systèmes de collecte des eaux de pluie, barils, bermes) (Coffman, 2000; USEPA, 2000).

Les systèmes de collecte des eaux pluviales ont pour principal objectif de recueillir les eaux pluviales s'écoulant de diverses surfaces (toits, stationnements, rigoles, etc.) et de les stocker dans des réservoirs. Différentes dénominations sont utilisées pour ce type de système, selon la provenance des eaux de ruissellement. Ainsi, pour les « rainwater systems » (systèmes de collecte des eaux des toits), les eaux des toits sont stockées alors que pour les « stormwater systems » (systèmes de collectes des eaux pluviales), ce sont indistinctement les eaux s'écoulant de diverses surfaces perméables et imperméables qui sont collectées (toits, stationnements, rues, etc.). Ce dernier type de système est généralement utilisé dans un contexte de protection de l'environnement plutôt que d'utilisation à des fins d'approvisionnement domestique (Diaper *et al.*, 2007).

Les toits, que ce soit des maisons, des édifices ou de bâtiments de toutes sortes, représentent un pourcentage important des surfaces imperméables en milieu urbain et les eaux qui s'écoulent peuvent souvent être facilement captées puisqu'elles sont généralement recueillies et acheminées en un ou plusieurs points de rejets à travers un système de gouttières. Ces eaux peuvent ensuite : 1) se déverser dans le réseau d'égout si les gouttières sont directement raccordées à celui-ci (réseau pseudo-séparatif); 2) être rejetées sur une surface imperméable (par exemple l'entrée de garage) pour ensuite s'écouler vers un puisard (le toit sera alors une surface SIDR); 3) s'écouler sur une surface perméable (par exemple une surface gazonnée) où elles s'infiltreront en tout ou en partie; 4) s'écouler dans un drain (ou un réservoir souterrain) où elles peuvent ensuite s'infiltrer (par exemple en étant acheminées à un puits filtrant) ou enfin 5) être stockées dans un réservoir hors-terre ou souterrain.

Cette dernière option est généralement désignée par « rainwater harvesting » ou « rainwater collection system » (système de collecte des eaux de pluie; Diaper *et al.*, 2007). Dans ce cas, compte tenu que ces eaux sont de meilleure qualité que les eaux de ruissellement provenant d'autres surfaces imperméables, elles, peuvent ensuite être réutilisées pour satisfaire différents

besoins (usages extérieurs, jardinage, irrigation, usages domestiques tels que toilettes, douches, etc.). Divers traitements doivent être mis en place selon le type de surface d'où sont recueillies les eaux et le type d'usage auquel ces eaux sont destinées (Diaper *et al.*, 2006; TWDB, 2005). Il est donc essentiel de procéder à une investigation de la qualité des eaux de ruissellement des toits si l'on souhaite en faire un usage domestique. Plusieurs études en effet montrent que la qualité de ces eaux est souvent en deçà des normes de potabilité et peuvent contenir, pour certains types de toits, notamment des toits métalliques, des concentrations élevées de divers métaux (Förster, 1999; Van Metre et Mahler, 2003; Chang *et al.*, 2004) ou encore des caractéristiques bactériologiques de nature à les rendre impropres à la consommation (Yaziz *et al.*, 1989; Evans *et al.*, 2007). Il a aussi été montré que les conditions météorologiques ont aussi une incidence sur la charge de polluants pouvant être délivrée par un toit lors d'un événement de pluie (Evans *et al.*, 2007). Si plusieurs études existent rapportant des études de caractérisation des eaux de ruissellement des toits un peu partout dans le monde (voir par exemple Simmons *et al.*, 2001 pour la Nouvelle-Zélande, ou Sazakli *et al.*, 2007 pour la Grèce), aucune caractérisation de ce genre n'a été réalisée, à notre connaissance, au Québec ou au Canada.

Ce type de technique est souvent utilisé dans les régions sujettes à des sécheresses et où il est donc important de diversifier les sources d'approvisionnement. En principe, sa mise en place est possible dans tous les secteurs (urbain, semi-urbain, commercial et industriel) et à différentes échelles, que ce soit pour une maison ou pour un bâtiment à logements multiples, une école, etc. (Villarreal et Dixon, 2005). Ainsi, en Australie, ce genre de système est déjà utilisé en maints endroits et est l'objet d'une promotion active de la part des gouvernements (Figure 5.1). À ce propos, il convient de mentionner l'initiative « Tank a Day Challenge » visant à doter les écoles de l'Australie de systèmes de collecte des eaux des toits (www.tankaday.com.au). Un concours a ainsi été lancé dans lequel les élèves des écoles participantes doivent répondre à un quizz dont l'objectif est de les sensibiliser à la question de l'eau. Les écoles gagnantes (une par jour scolaire, soit 200 réservoirs au total) se voient décerner un système de collecte des eaux de ruissellement des toits.

Ce type de système présente le principal avantage, comme mentionné plus haut, d'utiliser une source d'approvisionnement gratuite et locale, permettant de combler une partie de la demande et réduisant du coup la pression sur les systèmes centraux d'approvisionnement. D'autre part, il permet de réduire les volumes d'eaux acheminés au réseau de drainage et, possiblement, réduire les pointes de débits de ruissellement. Ces avantages sont maintes fois évoqués

(Diaper *et al.*, 2007; TWDB, 2005; Stephens *et al.*, 2002) mais il demeure évident que ces avantages sont secondaires et ne justifient pas, à eux seuls, aux yeux des études consultées, l'installation de systèmes de collecte des eaux de ruissellement des toits. Par ailleurs, dans les régions urbaines du Québec, où la satisfaction de la demande n'est pas à proprement parler problématique, l'utilisation de tels systèmes impliquerait des coûts qu'il serait difficile de justifier sur la seule base de l'économie d'eau potable, les coûts actuellement facturés pour l'eau potable étant nettement trop faibles (la question de savoir si ces coûts sont un reflet des coûts réels de production et de distribution n'étant évidemment pas l'objet de la présente étude). En effet, au coût d'achat du réservoir lui-même, il faut ajouter les coûts d'installation (connexion au système de gouttières, connexion à la plomberie des immeubles et ajout de pompes). Enfin, dernier point à ne pas négliger, il faut voir que ce type d'installation ne pourrait servir que sept à huit mois par année dans un climat comme celui du Québec. Le système devrait en effet être purgé et nettoyé à chaque automne et serait inutilisable en période hivernale.

Le présent chapitre entend, malgré les réserves exprimées au paragraphe précédent, donner un aperçu des systèmes de collecte des eaux pluviales qui, comme les sections suivantes le montreront, peuvent prendre diverses formes. Ce volet de collecte des eaux pluviales s'inscrit toutefois dans un contexte plus large de gestion des eaux de ruissellement des toits et des surfaces imperméables. Toute cette question de la caractérisation des surfaces imperméables sera d'ailleurs au centre de la méthodologie d'évaluation utilisée dans les phases ultérieures du présent projet (voir chapitre 9).



Figure 5.1 Système de collecte des eaux de ruissellement des toits (Southern Grampians Cottages, Dunkeld, Victoria, Australie)

5.1 Système de collecte des eaux des toits

Plusieurs types de systèmes de complexités variables existent allant du système complet avec réservoirs de grande capacité (Figures 5.1 et 5.2) au simple baril placé en bout de gouttières (Figure 5.3). Dans tous ces cas, le toit constitue en quelque sorte le « bassin versant » sur lequel les eaux ruissellent jusqu'aux systèmes de gouttières. La surface de ce bassin versant correspond à la surface du toit projetée sur un plan parallèle à la surface du sol. Ces eaux sont ensuite acheminées par un système de gouttières (« gutters ») jusqu'au tuyau de descente des eaux pluviales (« downspout »). Le système de collecte proprement dit, dans sa version la plus complète, est composé d'un réservoir muni à l'entrée d'un filtre et d'un trop-plein, d'un dérivateur des premières eaux (« first flush diverter ») et, le cas échéant, d'un système de pompe et de filtre adapté à l'usage auquel ces eaux sont destinées (TWDB, 2005). Le dérivateur est un dispositif ayant pour fonction de détourner les premières eaux ruisselant sur le toit de la citerne, eaux dont la qualité est généralement douteuse. Il existe toute une panoplie de dispositifs possibles de capacités très diverses adaptés aux besoins en eau à satisfaire, au climat local, à la superficie « effective » du toit, etc. (pour des détails sur la conception et le

dimensionnement de pareils ouvrages, voir TWDB, 2005). Dans sa version la plus simple, le système n'est composé que d'un baril avec un trop-plein et d'un robinet (voir Figure 5.3). Les usages des eaux ainsi recueillies se limiteront, dans un contexte d'utilisation en milieu résidentiel, aux usages extérieurs (jardinage, lavage des voitures, etc.). Le renvoi du trop-plein doit être disposé de sorte à favoriser l'infiltration des eaux excédentaires lorsque le baril est plein et des aménagements pourront être mis en place pour intercepter les eaux en surplus et permettre leur infiltration dans le sol.

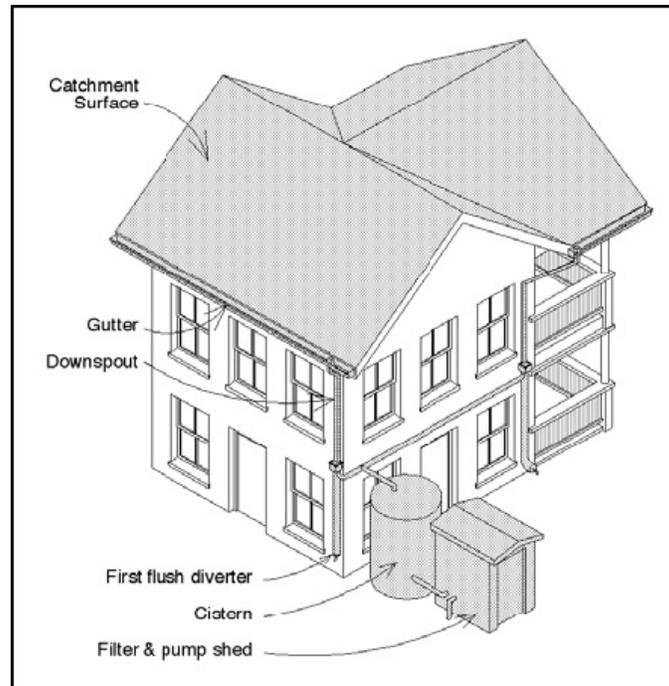


Figure 5.2 Installation typique de collecte des eaux de ruissellement des toits (tiré de TWDB, 2005)



Figure 5.3 Baril de collecte des eaux de ruissellement des toits (capacité de 65 gallons ou 246 litres)

Dans ce qui suit, seuls les systèmes de collecte hors-terre des eaux de ruissellement des toits seront considérés, eaux pouvant par la suite servir aux usages extérieurs (jardinage, lavage des voitures, etc.).

5.2 Composantes

Bien que relativement peu complexes, les composantes d'un système de collecte des eaux de ruissellement des toits doivent être sélectionnées en fonction de certains critères précis, plus particulièrement lorsque les eaux ainsi recueillies sont destinées à des usages domestiques (cet aspect ne sera toutefois pas abordé dans ce qui suit; voir TWDB, 2005 pour plus de détails). Il existe plusieurs modèles commerciaux disponibles sur le marché. Seuls les systèmes comportant un réservoir de stockage sont considérés dans le cadre de la présente étude.

5.2.1 Réservoir

Le volume du réservoir est fonction de la superficie à drainer et du régime des précipitations. En règle générale, pour 25 mm de précipitation sur une surface de 92 000 m², il est nécessaire d'avoir un volume de stockage de 2 300 litres (MSSC, 2006). Selon l'IDEQ (2005), un réservoir doit avoir entre 375 et 5 000 litres de capacité.

Plusieurs matériaux peuvent être utilisés pour constituer le réservoir. Cependant, les plus appropriés sont le plastique, la fibre de verre et l'acier inoxydable (Environment Australia, 2002; Stephens *et al.*, 2002; IDEQ, 2005). Pour être optimal et pour assurer une qualité d'eau suffisante pour l'utilisation domestique, il est nécessaire d'avoir des matériaux chimiquement inertes.

5.3 Entretien

Le réservoir, de même que le système de collecte des eaux, doit être l'objet d'une inspection et d'un entretien saisonnier. En effet, la présence de nombreux arbres dans les secteurs résidentiels peut, à l'automne ou au printemps, entraîner l'obstruction des gouttières suite à l'accumulation de feuilles ou de matières végétales (un tel entretien est déjà nécessaire). Par ailleurs, l'utilisateur doit assurer une gestion minimale des eaux de ses citernes de sorte à utiliser de façon optimale ces eaux et maintenir le niveau des citernes au plus bas à l'arrivée d'événements pluvieux importants. Enfin, même si un système de filtre empêchera les débris importants (par exemple les feuilles) d'atteindre les citernes, l'utilisateur devra procéder à un nettoyage du baril afin d'enlever les particules et sédiments qui pourraient s'y accumuler. Les parois de la citerne devront être brossées et nettoyées, voire désinfectées (DEP, 2006). En région nordique, une telle tâche pourra être réalisée à l'automne lors de la vidange des citernes en préparation de l'hiver.

5.4 Considérations pour une utilisation en région nordique

Pour prévenir le gel et les risques de déformation du système de captage d'eau, il est nécessaire que ce dernier soit déconnecté de la surface imperméable drainée et qu'il soit exempt de toute trace d'eau avant les premiers gels, et ce, afin d'éviter qu'il ne s'abîme par temps froid. Au besoin, la citerne pourra être entreposée.

5.5 Coûts

Les coûts de ces systèmes varient en fonction des caractéristiques du site, du régime des précipitations, du type de réservoir et de son emplacement. La complexité du système (barils vs. collecte et système pour infiltration du trop-plein vs. système de collecte, de traitement et d'utilisation des eaux collectées à des fins domestiques) a évidemment une incidence majeure

sur le coût du système. La mise en place de systèmes de collecte des eaux pluviales à grande échelle pourrait avoir un impact sur les coûts des infrastructures de distribution et de traitement de l'eau potable bien qu'un tel impact reste difficile à quantifier et ne présente que peu d'intérêt dans le cadre de la présente étude (Stephens *et al.*, 2002; IDEQ, 2005).

TWDB (2005) propose des prix pour les réservoirs en fonction du matériau. Les réservoirs en fibre de verre sont les plus onéreux, pouvant atteindre 0,50 \$/litre, alors qu'en acier, il en coûtera, pour le même volume unitaire, 0,38 \$/litre. Généralement, les réservoirs de plastique sont moins chers, avec un coût de revient de 0,25 \$/litre. Pour la conduite qui achemine l'eau du toit au réservoir, TWDB (2005) estime que les coûts se situent entre 9 \$ et 30 \$ du mètre. À ces coûts doivent évidemment s'ajouter ceux pour disposer des eaux des trop-pleins dans le cas, par exemple, de barils. Plusieurs BMP sont alors possibles en fonction des conditions locales (aménagement paysagers avec sol absorbant, tranchées d'infiltration, puits filtrants, etc.).

Au coût de la citerne ou du baril lui-même s'ajouteront les coûts de connexion au système de gouttières. Ce coût peut être très variable, selon la configuration actuelle (raccordement au réseau, ruissellement sur une surface imperméable, etc.).

5.6 Avantage, limites et contraintes

La collecte des eaux de ruissellement des toits peut potentiellement aider à la recharge des eaux souterraines (si, par exemple, ces eaux sont ensuite dirigées vers un site où elles peuvent s'infiltrer; Stephens *et al.*, 2002; IDEQ, 2005), diminuer le volume d'eau dirigé vers le réseau de drainage (Vaes et Berlamont, 1999) et, éventuellement, contribuer à une diminution de la demande en eau lorsque ces eaux sont utilisées pour différents usages récréatifs, industriels et domestiques (Villarreal et Dixon, 2005; Chanan et Woods, 2006; Ghisi et Ferreira, 2007). Les conditions d'utilisation de ce système sous sa forme la plus simple (baril placé à l'exutoire du système de gouttières) comme outil de contrôle à la source des eaux pluviales à grande échelle n'ont pas été, à notre connaissance, réellement documentées.

Le principal avantage de la mise en place d'un système de collecte des eaux des toits à grande échelle, même dans sa version la plus simple, est un avantage indirect pour ainsi dire. En fait, l'analyse des gains possibles repose sur une analyse détaillée des configurations actuellement

en place. Une telle analyse permettra de faire un bilan précis des surfaces imperméables contributrices pour un secteur donné (voir chapitre 9). D'un point de vue de réduction des volumes totaux de ruissellement, l'impact peut être important, alors qu'en matière de réduction des débits de pointe, l'impact est moins important (DEP, 2006). En matière d'amélioration de la qualité des eaux de ruissellement, l'impact sera limité (DEP, 2006).

D'un point de vue technique, la mise en place d'un système de collecte des eaux de ruissellement des toits ne pose pas de difficultés particulières, sauf dans le cas de sites où il sera difficile de disposer des eaux du trop-plein, la solution idéale consistant à acheminer ces eaux vers un site d'infiltration adéquatement aménagé. Dans tous les cas de figures, il sera crucial de s'assurer que la disposition des eaux du trop-plein ne risque pas d'être problématique.

5.7 Considérations sur une utilisation en contexte québécois

Les systèmes de collecte des eaux de pluie ne sont généralement pas, dans le sens large, installés dans une optique de contrôle des eaux pluviales mais dans le but de fournir une source supplémentaire d'approvisionnement. Les coûts d'installation de tels systèmes (citernes, connexions aux gouttières, branchements et modifications de la plomberie des bâtiments dans le cas d'une utilisation pour des fins domestiques) rendent leur implantation très improbable dans un contexte comme celui du Québec où l'eau est abondante et les tarifs pour l'eau potable très bas. Par contre, l'utilisation de barils pour collecter les eaux de ruissellement des toits est une option à envisager pour soulager les réseaux de drainage urbain, bien que certaines précautions s'imposent. En fait, l'installation de tels barils doit être envisagée dans le contexte plus large de mesures visant à diminuer les eaux de ruissellement provenant des surfaces imperméables qui s'écoulent plus ou moins directement jusqu'au réseau de drainage (apports des SIDR). Outre l'ajout de barils, d'autres mesures doivent être considérées en complément visant à rediriger les eaux de ruissellement des toits vers des zones d'infiltration, limitant du coup les contributions provenant des surfaces imperméables au réseau.

Les bénéfices possibles résultant de ce type de mesure sont fortement dépendants du type d'installation en place (par exemple, gouttières directement raccordées au réseau, eaux des gouttières se déversant dans l'entrée du garage, etc.). À elle seule, l'installation de barils ne sera que peu efficace dans le cas d'événements d'envergure puisque la capacité du réservoir

demeurera très limitée (la production théorique de ruissellement étant de 1 litre par mètre carré de surface par mm de pluie; c'est dire que, pour une surface de 50 m², un baril de 300 litres se remplira après qu'un peu plus, en négligeant les pertes, de 6 mm de pluie soient tombés en supposant un baril vide au départ). L'aspect crucial dans un contexte de contrôle est donc de savoir ce qui pourra être fait des volumes excédentaires.

L'applicabilité et l'analyse de l'efficacité de mesures visant à diminuer les contributions des eaux de ruissellement provenant des toits à l'échelle d'un secteur urbain donné nécessitent donc :

- 1) un recensement lot par lot des conditions actuelles d'écoulement des eaux des toits;
- 2) pour les cas où les eaux sont directement envoyées au réseau et les cas où les eaux ruissellent jusqu'au réseau, voir dans quelle mesure des aménagements sont possibles pour rediriger ces eaux vers des zones d'infiltration (en utilisant, pour ce faire, différentes BMP). Cette dernière analyse doit se faire en s'assurant que, lors d'événements très intenses, le système mis en place ne causera pas d'inondation à la propriété. Par ailleurs, la mise en place d'une pareille mesure doit prendre en compte un aspect très important, à savoir que les aménagements considérés se font sur la propriété des particuliers et que ceci implique donc un consentement de ces derniers. Les implications juridiques en matière de responsabilité civile sont donc aussi à considérer.

6. Toits verts (« Green roofs » ou « Vegetated roofs »)

Les toits verts ont été l'objet, et le sont toujours, d'une très abondante littérature (voir à ce sujet le site http://greenroofs.org/grtok/sbp_browse.php# recensant une liste non exhaustive de publications traitant des toits verts). Plusieurs organisations en font une promotion active (voir, par exemple, le site www.greenroofs.org de l'organisation *Green Roof for Healthy Cities* qui publie deux fois par année, depuis 1999, la revue *Green Roof Infrastructure Monitor* qui a changé de nom depuis janvier 2008 pour devenir *Living Architecture Monitor*). L'aménagement d'un toit vert s'avère, d'un point de vue technique, une tâche relativement complexe considérant les multiples volets et expertises que nécessite un tel aménagement (par exemple, en structure du bâtiment, afin de s'assurer que le toit puisse supporter l'aménagement, en botanique afin de sélectionner le meilleur type de plantes, etc.). Les appellations suivantes sont aussi utilisées pour désigner les toits verts : toit végétal, toit végétalisé, toiture verte, toiture végétale, toiture végétalisée.

Les toits verts consistent en un aménagement utilisant des végétaux (surface gazonnée, plantes, arbres, arbustes, etc.) installés sur le toit d'un bâtiment. Les toits verts sont classés selon deux types : les toits extensifs (« extensive green roof ») et les toits intensifs (« intensive green roof ») (Stephens *et al.*, 2002; Mentens *et al.*, 2006). Les toits extensifs désignent des aménagements « légers » dont l'épaisseur est comprise entre 20 et 100 mm, constitués essentiellement de plantes herbacées (Figure 6.1). Le toit vert intensif, pour sa part, correspond à un toit où l'on retrouve un aménagement comprenant des arbres et des arbustes (Figure 6.2). Le choix de l'un ou de l'autre se fait généralement en fonction de la nature du bâtiment (résidentiel, institutionnel, commercial ou industriel et surface disponible pour l'aménagement), de sa capacité structurelle de support et, évidemment, des budgets disponibles.



Figure 6.1 Exemple de toit vert extensif.



Figure 6.2 Exemple de toit vert intensif (hôtel de ville de Chicago).

De très nombreuses études et travaux se sont intéressés à analyser les toits verts en fonction de divers paramètres techniques tels que le type de plantes, les conditions de croissance, le type de substrat (voir, par exemple Emilsson et Rolf, 2005; Monterusso *et al.*, 2005; DeNardo *et*

al., 2005 et les références citées dans ces articles). Nous n'aborderons pas ces aspects dans ce qui suit et invitons le lecteur intéressé par ces aspects très techniques à consulter les ouvrages de référence dans le domaine (par exemple, Dunnnett et Kingsbury, 2004).

6.1 Efficacité en matière de contrôle des eaux pluviales

Plusieurs travaux ont essayé de quantifier, à partir d'études de cas et d'analyses *in situ*, la performance hydrologique et hydraulique des toits verts en matière de contrôle des eaux pluviales. Nous présentons, dans ce qui suit, quelques exemples de ces travaux sans prétendre toutefois à une couverture complète des études publiées à ce jour. Ces travaux donnent toutefois une bonne appréciation de ce qui est généralement mentionné dans la littérature.

Mentens *et al.* (2003), après compilation d'études et de données, essentiellement allemandes, montrent que, sur une base annuelle, les paramètres déterminant l'efficacité d'un toit vert sont le total annuel des précipitations, le type de toit (intensif vs. extensif), le nombre de couches et la profondeur des couches. Le ruissellement annuel d'un toit vert, toujours selon ces auteurs, peut se réduire à 15 % des précipitations alors qu'il peut atteindre 91 % pour un toit conventionnel. Diverses relations entre les taux de ruissellement et les caractéristiques des toits verts ont permis à ces auteurs d'estimer que, pour la région de Bruxelles, la mise en place de toits verts (couche de 100 mm) sur 10 % des immeubles permettrait une réduction de l'ordre de 2,7 % des volumes annuels de ruissellement (réduction de 54 % à l'échelle de chaque édifice). Quoiqu'intéressante, cette analyse reste théorique puisqu'aucune analyse des coûts de mise en place et de faisabilité de ces solutions n'a été réalisée.

Hutchinson *et al.* (2003) rapportent les résultats d'une étude visant à effectuer un suivi et à évaluer la performance de deux types de toits verts, différents notamment par la profondeur des couches de sols. Les données recueillies pendant deux ans pour ces toits verts, installés à Portland (Oregon) sur un édifice à appartements, ont permis de montrer que le taux de rétention des toits verts pouvait atteindre 65 %. Toutefois, des résultats très différents sont obtenus pour les deux années de suivi. Ces différences s'expliquent, selon ces auteurs, par la distribution intra-annuelle des pluies pendant ces deux années. En effet, si ces deux années présentent des totaux similaires, l'une se caractérise par une variabilité plus importante (plus d'épisodes plus secs et plus d'événements de plus forte intensité) et, dans ce dernier cas, les niveaux de rétention mesurés s'avèrent nettement moins importants que pour l'autre année considérée.

Ces auteurs affirment, en conclusion, que les taux de rétention de ces toits verts sont nettement supérieurs aux toits conventionnels pour les pluies de période de retour de deux ans ou moins.

DeNardo *et al.* (2005), considérant les données hydrologiques de deux toits verts de petite taille (1,7 m x 2,4 m), ont montré que le début du ruissellement était retardé de 5,7 h en moyenne par rapport à un toit conventionnel. Par ailleurs, en moyenne 45 % du volume des sept événements pluvieux considérés (avec une fourchette de 19 % à 98 % selon les événements) était retenu par les toits verts et le débit de pointe retardé en moyenne de deux heures. Ces auteurs ont aussi analysé l'impact de ces installations sur les températures moyennes à la surface des toits notant que les températures hivernales étaient en moyenne 6 °C supérieures et les températures estivales 19 °C inférieures aux conditions prévalant sur un toit conventionnel.

Il faut voir, de ce fait, que la performance hydrologique d'un toit vert dépendra, dans une large mesure, de plusieurs de ses caractéristiques (pente, densité de la végétation, type de végétation, etc.). À cet effet, VanWoert *et al.* (2005) ont analysé l'impact de la pente du toit et de la profondeur de la couche de sol sur le niveau de rétention des pluies. Leurs études portaient sur deux plateformes de 2,44 m x 2,44 m et montrent, sans surprise, que le niveau de rétention augmente lorsque la profondeur de la couche de sol augmente et la pente diminue. Le niveau de rétention moyen a été estimé à 87 % pour une pente de 2 % et une profondeur de sol de 4 cm pendant la période d'analyse (28 août 2002 au 31 octobre 2003).

Le document IDEQ (2005) mentionne, pour sa part, que le niveau de rétention des toits verts se situe entre 15 et 90 % (moyenne comprise entre 50 et 60 %) et que le niveau effectif dépend de l'intensité de la précipitation et de la profondeur de sol. Enfin, Stephen *et al.* (2002), utilisant une approche de modélisation, montrent, entre autres, que le niveau de rétention des toits verts diminue lorsque la durée des événements pluvieux augmente (la capacité de rétention diminuant suite à la saturation des sols) et que la capacité de rétention augmente avec la profondeur de sol.

Tous ces résultats montrent clairement que, même si l'estimation exacte dépend des caractéristiques de l'événement pluvieux et du toit vert lui-même, : 1) les toits verts offrent un potentiel de rétention intéressant (en moyenne de 50 %); 2) ce niveau de rétention dépend des caractéristiques de l'événement pluvieux (intensité et durée) et du niveau d'humidité présent dans le sol au début de l'événement (capacité de rétention effective); et 3) les toits verts

retardent le début du ruissellement et laminent les débits de pointe de ruissellement. Il est intéressant de noter finalement que Mentens *et al.* (2003) proposent des régressions permettant d'estimer le niveau annuel moyen de rétention d'un toit vert en fonction de la profondeur de la couche de sol et de la précipitation annuelle.

6.2 Entretien

Les toits verts doivent être l'objet d'une attention particulière durant les deux premières années suivant leur aménagement, puisque la végétation n'est alors pas complètement développée et il peut être nécessaire de remplacer certaines plantes. Par la suite, lorsque les plantes ou la végétation se sont bien implantées, deux inspections annuelles sont recommandées afin de s'assurer que le toit vert est fonctionnel et aussi, dans le cas de toits extensifs, afin de procéder aux activités horticoles habituelles (DEP, 2006). Il peut être nécessaire, à l'occasion, d'arroser les plantes, de remplacer les plantes mortes par de nouveaux plants et parfois de semer lorsque la végétation s'éclaircit.

6.3 Considérations pour une utilisation en région nordique

À la lumière de la littérature consultée qui est, il faut le dire, très abondante, il n'a pas été possible de trouver une documentation examinant plus spécifiquement l'aménagement des toits verts en milieu nordique. Une expérience en ce sens a lieu actuellement au Conseil national de recherche du Canada visant à mesurer l'efficacité des toits verts en climat nordique et à définir des critères de conception adaptés au climat nordique (EnviroZine, 2006). En effet, plusieurs questions importantes demeurent sur l'usage des toits verts en milieu nordique, que l'on pense à la question des charges imposées aux structures (la végétation pouvant favoriser l'accumulation de neige en hiver qui, du coup, augmentera les charges que le bâtiment devra supporter), du type de plantes et sols à sélectionner sous de telles conditions, des facteurs à considérer lors de la conception, de l'efficacité de ces ouvrages, etc. Des aménagements de ce type existent en pays nordiques (en Suède, par exemple, voir le site www.greenroof.se) mais il ne nous a pas été possible de trouver des documents détaillant les expériences ou précisant les conditions particulières à considérer dans l'aménagement de ce type d'installation en climat nordique.

6.4 Coûts

Les coûts associés aux toits verts sont grandement variables en fonction, premièrement, du type de toit vert, extensif ou intensif, de la superficie du toit, de ses caractéristiques (pentes, exposition etc.), de la capacité de support du bâtiment, de l'épaisseur du sol, des différentes options considérées (comme l'ajout d'un système de drainage) et du choix des plantes. Selon Stephens *et al.* (2002), les coûts se situent entre 60 \$/m² pour un toit extensif avec un sol de 15 cm d'épaisseur à 150 \$/m² pour un toit intensif avec un sol de 30 cm d'épaisseur. De plus, il faut prévoir, selon ces auteurs, un coût annuel de 1 à 1,5 \$ du mètre carré pour l'entretien.

Peck et Kuhn (2001) dressent une liste exhaustive des fourchettes des différents coûts pour la mise en place d'un toit vert sur un bâtiment existant dont la capacité structurale à accueillir un tel ouvrage a été démontrée. Prenant les valeurs maximales et minimales des fourchettes de coûts proposées (on suppose que l'installation d'un système d'irrigation n'est pas nécessaire), on trouve que le coût pour un toit vert extensif serait compris entre 213 et 446 \$ du mètre carré alors que pour un toit intensif, les coûts seraient compris entre 520 et 3 225 \$ du mètre carré (à noter, comme le soulignent Peck et Kuhn (2001), que le coût des plantes peut être très variable en fonction du nombre et des espèces de plantes sélectionnées, ce qui explique la fourchette très large des coûts). Les coûts d'entretien, quant à eux, sont estimés, pour les deux premières années, entre 13 et 21 \$ du mètre carré, tant pour les toits intensifs qu'extensifs. À noter que ces auteurs ne fournissent pas d'indication sur les coûts d'entretien après les deux premières années d'opération.

Si les coûts rapportés selon les différents auteurs varient, il est clair que la mise en place d'un toit vert est plus onéreuse que celle d'un toit conventionnel. Plusieurs auteurs indiquent, toutefois, que la présence d'un toit vert augmente la durée de vie du toit proprement dit puisque celui-ci n'est plus directement exposé aux rayons ultraviolets, principale cause de vieillissement des matériaux assurant l'imperméabilité du toit (Barr Engineering, 2001; MSSC, 2006; Green Roofs, 2007). Cependant, aucune étude n'a été publiée, à notre connaissance, permettant d'étayer cette affirmation et surtout permettant de démontrer que la présence d'un toit vert, si elle réduit les rayons UV, n'entraînerait pas, par ailleurs, un vieillissement des matériaux dû aux conditions particulières à l'interface toit-sol. Par ailleurs, il convient de noter qu'en cas de fuite, la localisation et la réparation de celle-ci sera généralement plus onéreuse et complexe pour un toit vert que pour un toit conventionnel.

Peck et Kuhn (2001) présentent trois projets de toits verts construits au Canada, deux se trouvant à Toronto, le dernier à Vancouver. Aucun ne se trouvant donc dans un site où les conditions climatiques, particulièrement hivernales, s'apparentent à celles du Québec. Tous ces projets sont de type extensif et, de toute évidence, les motivations premières derrière ces projets étaient davantage d'ordre esthétique ou liées à la promotion d'une image corporative « verte » des institutions. Les coûts de ces projets sont de : 1) 115 000 \$ plus une solidification de la structure du toit au coût de 55 000 \$ pour 903 m², (coût unitaire de 188 \$/m²) pour le projet de Mountain Equipment Coop à Toronto; 2) 250 000 \$ pour la bibliothèque municipale de Vancouver d'une superficie de 2 400 m² (coût unitaire de 104 \$/m²); et 3) 265 000 \$ pour l'hôtel de ville de Toronto pour une superficie de 316 m² (3 400 pi²) selon le site www.greenroofs.com/projects/pview.php?id=59 (consulté le 10 décembre 2007), pour un coût unitaire d'environ 840 \$/m². Aucun de ces sites, à notre connaissance, n'a fait l'objet d'une étude de suivi qui aurait permis d'en évaluer l'efficacité à long terme en matière de rétention des eaux pluviales ou de réduction des débits de pointe de ruissellement.

La question des coûts étant centrale à la promotion des toits verts, Wong *et al.* (2003) se sont livrés à un exercice d'analyse du coût du cycle de vie (« life cycle cost analysis ») des toits verts. L'hypothèse de base de cet article est que les toits verts ont une durée de vie plus longue que les toits conventionnels et que, même si les coûts initiaux de construction sont plus élevés, la prise en compte de cette plus grande longévité pourrait faire en sorte que cette alternative au toit conventionnel puisse être économiquement plus intéressante. Ces auteurs intègrent aussi à leur analyse les gains énergétiques qu'apportent les toits verts. La durée de vie hypothétique des toiles recouvrant les toits conventionnels considérés dans cette étude est initialement de dix ans, suivie de changements tous les cinq ans, alors que la durée de vie hypothétique des toits verts est de 40 ans (aucune étude n'appuie toutefois cette hypothèse). Dans le cadre des hypothèses susmentionnées, les auteurs concluent que les toits verts intensifs ne sont pas une option à retenir dans le contexte strict de l'analyse du cycle de vie (et ce, même en incluant les coûts liés aux économies d'énergie). La prise en compte des économies d'énergie est toutefois essentielle pour justifier, au sens de l'analyse du cycle de vie, le recours aux toits verts extensifs.

Banting *et al.* (2005) ont réalisé une étude visant à évaluer les bénéfices financiers de l'implantation de toits verts à grande échelle à Toronto. Ces auteurs ont chiffré les bénéfices liés aux toits verts en matière de réduction des volumes de ruissellement (et notamment de

réduction des déversements de réseau unitaire), d'amélioration de la qualité de l'air, de réduction de la consommation d'énergie et de réduction des îlots de chaleur urbains. On suppose que 75 % de la surface totale occupée par des toits plats de plus de 350 m² serait aménagée en toit vert, ce qui représente, pour la ville de Toronto, une surface totale de 50 millions de mètres carrés. Ces auteurs estiment à plus de 313 millions \$ les bénéfices totaux sur les investissements initiaux que ce type d'aménagement entraînerait et à plus de 37 millions \$ les économies annuelles (par exemple pour le chauffage et la climatisation des édifices, la réduction des effets d'îlots de chaleur, etc.). Concernant plus spécifiquement la question des eaux pluviales, ces auteurs estiment que l'aménagement des toits verts permet une économie lorsque les coûts unitaires de ces aménagements (notamment la mise en place de surfaces poreuses à grande échelle) sont comparés à ceux des toits verts. Dans ce cas, ils estiment les bénéfices entre 2,8 et 78 millions \$. De même, la réduction des charges polluantes résultant de la mise en place de toits verts se traduirait par un bénéfice de l'ordre 14 millions \$ et celui associé aux mesures de contrôle afin de limiter l'érosion des milieux récepteurs à 25 millions \$. Pour les débordements de réseaux unitaires (DRU), les réductions de coûts sont obtenues en estimant la réduction possible du volume des bassins de rétention souterrains pour atteindre un objectif similaire en matière de nombre de déversements annuels moyens. Dans ce cas, les bénéfices sont chiffrés à 46,6 millions \$. Enfin, les auteurs évaluent à 750 000 \$ les bénéfices annuels résultant des fermetures de plages moins fréquentes et moins prolongées résultant de la réduction des volumes de DRU (ce bénéfice, à la lumière des hypothèses de ces auteurs, résulterait de la mise en place des volumes de rétention initialement prévue et de la mise en place des toits verts). Cette analyse, bien qu'exhaustive, repose sur un nombre important d'hypothèses et les estimations qui en résultent sont entachées de grandes incertitudes, de l'aveu même des auteurs.

6.5 Avantages, limites et contraintes

Le principal avantage des toits verts, aux dires de la littérature consultée, est une réduction des volumes de ruissellement provenant des toits (plusieurs études portent sur ce sujet; voir notamment Carter et Rasmussen, 2006; Mentens *et al.*, 2006; Carter et Jackson, 2007; Taylor, 2007). À ce titre, ce type de mesure est *a priori* plus avantageux dans des secteurs fortement urbanisés où le coût des espaces verts, nécessaires pour la mise en place d'aménagements favorisant l'infiltration, est prohibitif (Mentens *et al.*, 2006). Le Japon, l'Allemagne, Singapour et la Belgique font d'ailleurs la promotion de ce type d'aménagement et offrent certains incitatifs ou

encore imposent, par réglementation, leur utilisation sous certaines conditions (Dunnett et Kingsbury, 2004; Wong *et al.*, 2003). Rowe *et al.* (2007), selon des recherches effectuées au *Michigan State University Horticulture Teaching and Research Center*, affirment que les toits verts sont en mesure de retenir 60 à 100 % du volume d'eau selon les événements pluvieux considérés. Les toits verts permettent également d'étaler dans le temps (effet de laminage) les apports au réseau de drainage (Barr Engineering, 2001).

Un autre avantage des toits verts est qu'ils contribuent de façon générale à améliorer la qualité des eaux de ruissellement (Pomegranate Center, 2005; MSSC, 2006; Green Roofs, 2007). Les eaux de ruissellement des toits verts contiennent certes des contaminants mais, selon les études réalisées à ce jour, en plus faible concentration que les autres sources de ruissellement urbain (Berndtsson *et al.*, 2006). La conception et l'entretien des toits verts est, à cet égard, critique, par exemple au niveau des fertilisants utilisés, puisqu'un entretien déficient ou inapproprié pourra faire en sorte que les eaux émanant des toits verts constituent une source importante de contamination (Berndtsson *et al.*, 2006). Enfin, les toits verts captent certains polluants solubles et les particules solides en suspension (IDEQ, 2005).

Outre les avantages en matière de contrôle des eaux pluviales, les toits verts jouent un rôle important de régulation thermique des bâtiments (Taylor, 2007). Plusieurs études montrent que l'installation d'un toit vert permet de régulariser les températures des bâtiments, permettant de conserver des températures plus fraîches en été et plus chaudes en hiver (Liu et Baskaran, 2003; Peck et Kuhn, 2001; DeNardo *et al.*, 2005; MSSC, 2006; EnviroZine, 2006). Ils réduisent ainsi les besoins en chauffage et en climatisation et contribuent à diminuer la demande énergétique (Wong *et al.*, 2003).

Parmi les autres avantages des toits verts maintes fois évoqués, mentionnons qu'ils permettent : d'améliorer la qualité de l'air par le captage du dioxyde de carbone (CO₂) (Barr Engineering, 2001); de réduire les effets des îlots de chaleur rencontrés dans les centres urbains denses (Dimoudi et Nikolopoulou, 2003; Rosenfeld *et al.*, 1998; Peck et Kuhn, 2001; MSSC, 2006; Taylor, 2007); de prolonger la durée de vie des toitures (en les protégeant des UV; Peck *et al.*, 1999; Wong *et al.*, 2003); de promouvoir l'aménagement paysager et le jardinage (Banting *et al.*, 2005); de réduire les émissions des gaz à effet de serre (amélioration du bilan énergétique des bâtiments; Connelly et Liu, 2005); et d'améliorer de façon générale la qualité de vie en milieu urbain (Banting *et al.*, 2005).

Malgré les très nombreux avantages techniques qu'offre l'installation des toits verts, il demeure que ce type d'aménagement demande un savoir-faire important et reste assez coûteux. Les contraintes (capacité structurale à supporter les charges, pentes des toits, etc.) imposées aux bâtiments susceptibles d'accueillir de tels ouvrages en limiteront considérablement l'applicabilité. Par ailleurs, l'installation, à grande échelle, de toits intensifs sur les toits résidentiels paraît difficile à imaginer (voir section suivante) et il est raisonnable de penser que l'installation de toits verts (à tout le moins en contexte canadien et québécois) se limitera à des toits extensifs installés sur des édifices dans les grandes villes. Des travaux doivent, par ailleurs, être entrepris afin de documenter et définir des critères de conception mieux adaptés aux conditions hivernales prévalant dans l'Est canadien et au Québec.

6.6 Considérations sur une utilisation en contexte québécois

Il paraît évident, à la lumière de la littérature consultée, que ce type d'aménagement ne doit pas être considéré comme « l'aménagement » à implanter à grande échelle pour la gestion des eaux pluviales. Par ailleurs, le recours aux toits verts extensifs, adaptés aux secteurs résidentiels, paraît impossible à envisager au Québec pour des raisons économiques, sociales et culturelles évidentes. Concernant les toits verts intensifs, il est clair que leur mise en place devra se justifier par des arguments environnementaux au sens large (par exemple, amélioration de l'image corporative « verte » de l'entreprise, de l'institution ou d'une ville propriétaire d'un bâtiment dans un secteur fortement urbanisé comme le centre-ville de Montréal), et non seulement par les seuls avantages qu'ils offrent en matière de gestion des eaux pluviales. Le volet esthétique et qualité de vie pourra très certainement jouer un rôle important aussi lors de la sélection de ce type d'aménagement.

L'aménagement d'un toit vert, par ailleurs, suppose qu'un certain nombre de conditions particulières soit rencontré, conditions structurales quant à la capacité du toit à recevoir ce type d'aménagement, notamment. La pente du toit est aussi à considérer. Dans le cas de pentes fortes, le toit vert devra être aménagé de façon à limiter l'érosion des sols et sa construction en sera d'autant plus complexe. VanWoert *et al.* (2005) démontrent, par ailleurs, que plus la pente est faible, plus grande est le volume de rétention. Toutefois, les toits complètement plats ayant une pente inférieure à 2 % doivent, dans la majorité des cas, posséder un drain afin que le sol ne soit pas sans cesse saturé (GVRD, 2005).

Bien que les toits verts ne soient pas en soi une nouvelle technologie (cette technologie a connu une progression importante dans les années 1980 en Allemagne; voir Peck et Kuhn, 2001 et Peck *et al.*, 1999), l'implantation de ce type d'aménagements au Canada et aux États-Unis est beaucoup moins répandue et rencontre une certaine résistance. Peck *et al* (1999) rapportent les conclusions d'un atelier où divers experts du domaine au Canada, appelés à se prononcer sur les causes de cette résistance, ont identifié les quatre éléments suivants : 1) méconnaissance des toits verts et de leurs avantages par la population en général mais aussi par les décideurs et les professionnels du domaine; 2) absence d'incitatifs financiers et/ou de réglementation favorisant la mise en place de toits verts; 3) coûts de mise en place plus élevés et absence de données sur les analyses de type coûts/bénéfices; et 4) perception du risque, incertitudes techniques et économiques associées à l'implantation de toits verts (coûts d'entretien, capacités portantes des édifices, impacts sur les systèmes de climatisation (pollen) et de chauffage, expertise inexistante pour l'entretien, etc.). Il est intéressant de noter que plusieurs de ces facteurs peuvent aussi expliquer, dans une certaine mesure, les réticences à l'application dans son sens plus large de mesures du type contrôle à la source (cette question sera abordée au chapitre 10).

7. Tranchées d'infiltration («Infiltration Trenches»)

La tranchée d'infiltration est un aménagement consistant en une tranchée peu profonde (de l'ordre de 0,9 à 3,7 m) remblayée avec un agrégat rocheux et enveloppée par une membrane textile (Figure 7.1). La tranchée peut être couverte par un grillage, du sable ou encore une surface gazonnée percée d'une ou de plusieurs ouvertures (USEPA, 1999a; IDEQ, 2005). Le principe de base de ce type d'aménagement est de permettre un stockage temporaire des eaux qui peuvent, par la suite, s'infiltrer dans le sol environnant. MDEP(2006) distingue les tranchées « ouvertes » pour lesquelles le média rocheux servant à l'infiltration est apparent en surface, de la tranchée « fermée » où ce même média est recouvert d'une surface gazonnée ou d'un pavage. Cette tranchée est généralement de longueur finie et, de ce fait, ne permet pas de traiter et d'infiltrer de grands volumes de ruissellement (USEPA, 1999a). Une conduite perforée peut aussi être installée dans la tranchée (Figure 7.2) (DEP, 2006).

Ce type d'aménagement est adapté pour le drainage de surfaces de moins de quatre hectares. Cependant, les tranchées d'infiltration doivent être combinées à d'autres types d'aménagements lorsque la surface à drainer est de plus de deux hectares (USEPA, 1999a; Harrington, 1989). Les tranchées d'infiltration sont généralement conçues pour réduire les volumes de ruissellement des pluies les plus fréquentes, soit les pluies de récurrences de moins de un an (Barr Engineering, 2001). Leur impact marginal sur les débits de pointe est une autre raison justifiant leur combinaison à d'autres types d'aménagements dans un but de réduction des débits de pointe (Barr Engineering, 2001).

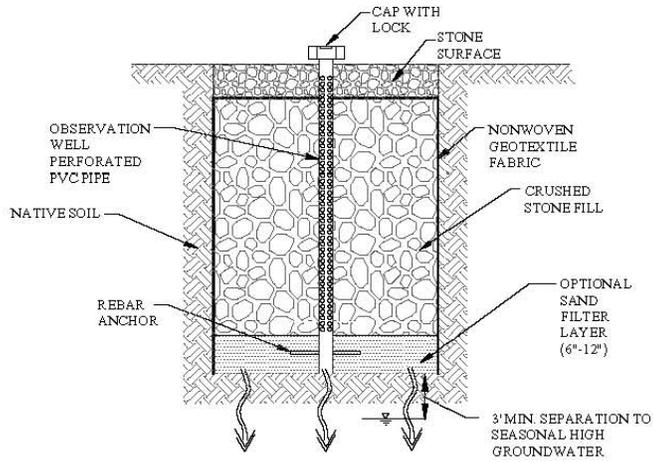
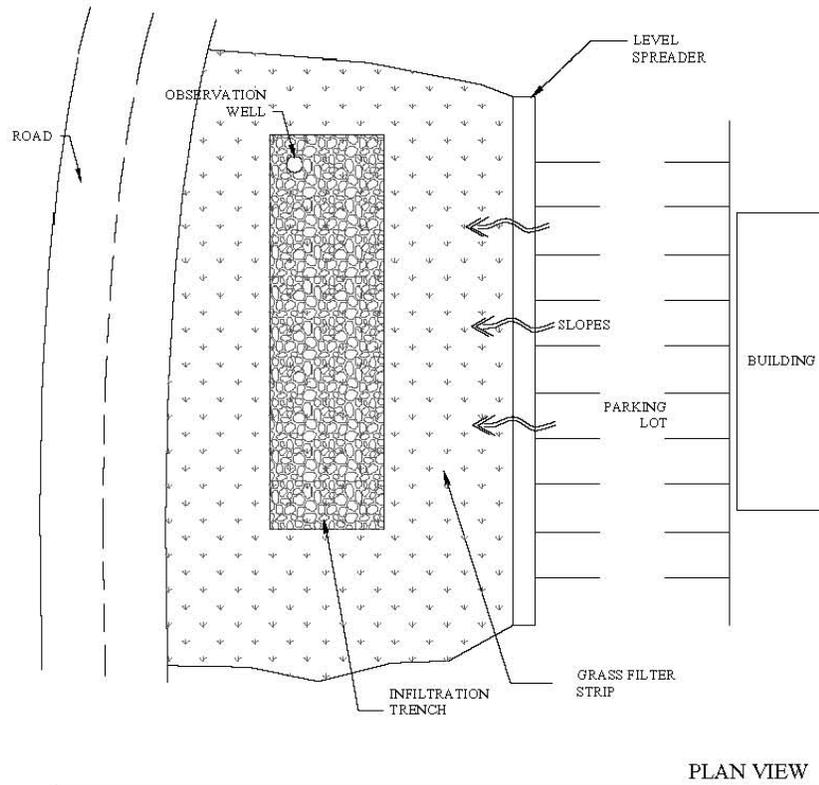
Au niveau de l'amélioration de la qualité des eaux, les tranchées d'infiltration captent une quantité non négligeable de sédiments solides en suspension. Lorsque convenablement aménagées, elles peuvent retenir jusqu'à 80 % des sédiments solides en suspension (ARC et GDNR, 2001; CASQA, 2003). De plus, en raison de la filtration dont sont l'objet les eaux de ruissellement, les tranchées d'infiltration retiennent divers polluants tels que les métaux lourds et les nutriments (ARC et GDNR, 2001; CASQA, 2003). Elles sont ainsi bien adaptées pour traiter la charge polluante associée au coup d'eau initial (« first flush »).

Certaines précautions importantes s'imposent toutefois lors de la mise en place de tranchées d'infiltration. Ainsi, il est essentiel de veiller à ne pas compacter le sol lors de l'installation puisque la performance de cet ouvrage dépend intimement de la capacité d'infiltration des sols. Par ailleurs, il est important, afin de réduire la charge de sédiments susceptible d'atteindre la tranchée, de s'assurer que le bassin drainé ne comporte pas de zones importantes d'érosion susceptibles de colmater rapidement la tranchée. Un suivi est essentiel après chaque événement de pluie important afin de s'en assurer (USEPA, 1999a).

Un avantage intéressant des tranchées d'infiltration est que ce type d'aménagement, à cause de la diversité des conceptions possibles (l'ouvrage peut se présenter en effet sous plusieurs formes), se prête bien aux sites déjà existants (« retrofitting »). Les tranchées d'infiltration peuvent ainsi être aménagées en périphérie de sites déjà construits (par exemple un stationnement) ou le long de routes (MSSC, 2006). Enfin, ce type d'aménagement est à considérer sérieusement lorsque l'objectif premier de l'aménagement est une réduction des volumes de ruissellement dans une optique de protection des milieux récepteurs contre l'érosion (MSSC, 2006).

Il importe de mentionner que certains documents distinguent les aménagements destinés à traiter les eaux de ruissellement provenant de plusieurs lots ou de grandes surfaces et les unités de traitement destinées à traiter localement les eaux d'un seul lot (« on-site infiltration »; le cas de la Figure 7.3 tomberait sous cette catégorie). Ainsi, Barr Engineering (2001) parle, dans le premier cas, de tranchées d'infiltration alors que, dans le deuxième cas, il utilise l'appellation de puits filtrants (« soakaway pits ») et parle plus généralement d'aménagements du type infiltration sur site (« on-site infiltration »). Cette distinction peut être utile d'un point de vue conception et technique, mais tous ces aménagements sont similaires en ce qui concerne les processus mis en jeu.

7. Tranchées d'infiltration ("Infiltration Trenches")



ADAPTED FROM: SMITH, DEMER, AND NORMANN

Figure 7.1 Vue en plan et en coupe d'un aménagement de type tranchée d'infiltration (tiré de MDEP, 2006, chap. 6).

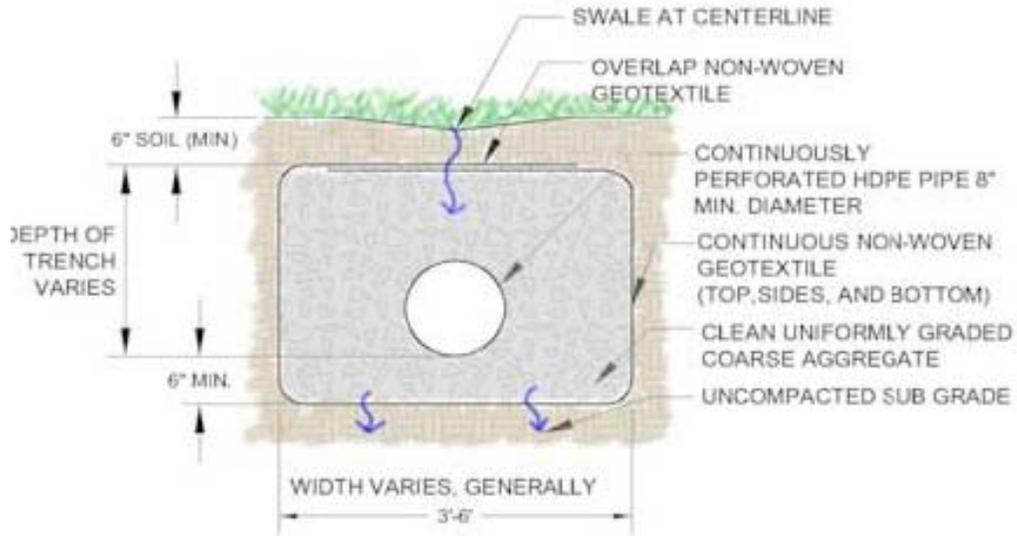


Figure 7.2 Tranchée d'infiltration avec conduites (tiré de DEP, 2006).

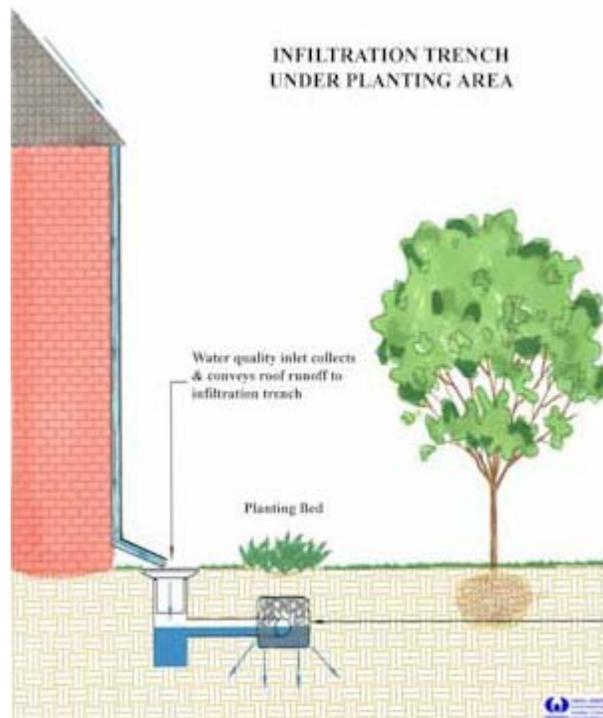


Figure 7.3 Exemple d'application de tranchées d'infiltration pour le traitement des eaux de ruissellement des toits (tiré de DEP, 2006).

7.1 Prétraitement des eaux de ruissellement

Les tranchées d'infiltration sont sujettes au colmatage (MSSC, 2006). Il est donc recommandé, comme pour tout aménagement utilisant l'infiltration, de soumettre les eaux de ruissellement appelées à atteindre la tranchée à un prétraitement, que ce soit sous la forme d'un bassin de tranquillisation (« plunge pit »), de bande filtrante (« filter strip »), d'un chenal gazonné (« grass channel ») ou d'un bassin de sédimentation ou, plus généralement, d'une combinaison de ces aménagements (MSSC, 2006; Barr Engineering, 2001). Plusieurs documents suggèrent fortement d'ailleurs de combiner les tranchées à d'autres types d'aménagements où les eaux peuvent être emmagasinées, tels les bassins de rétention temporaires (« detention pond ») (Brander *et al.*, 2004; Harrington, 1989; USEPA, 1999a). Bien que ce type d'aménagement représente une option très intéressante en matière de recharge des aquifères, une grande vigilance s'impose toutefois afin d'éviter une contamination des eaux souterraines (USEPA, 1999a). Pour être optimales, les installations de prétraitement devraient intercepter 25 à 30 % des sédiments solides. Ces aménagements additionnels réduiront l'ampleur des travaux d'entretien des tranchées d'infiltration tout en prolongeant la durée de vie des aménagements.

Une option intéressante en matière de prétraitement des eaux de ruissellement consiste à mettre en place une aire gazonnée de 6 à 7 mètres de chaque côté de la tranchée d'infiltration, permettant ainsi une rétention des plus gros sédiments (USEPA, 1999a). Un exemple d'aménagement en bordure d'un stationnement est présenté à la Figure 7.4. La surface de prétraitement doit permettre à l'eau de s'écouler vers le fossé, mais la pente doit cependant demeurer inférieure à 15 % afin que la vitesse d'écoulement reste faible et permette un écoulement en nappe (USEPA, 1999a). MDEP (2006) recommande, à cet effet, que la pente soit inférieure à 15 %. Dans le cas d'installation où l'eau est acheminée à travers une conduite, un dispositif doit être prévu à l'entrée de la tranchée afin de maintenir un écoulement en nappe (Harrington, 1989).

7.2 Composantes

Plusieurs aspects très importants sont à considérer lors de la conception d'une tranchée d'infiltration et, comme pour tout aménagement, une conception déficiente pourra compromettre la performance de l'ouvrage. Plusieurs manuels discutent de la conception des tranchées d'infiltration et des éléments importants à considérer quant au site à sélectionner, au

dimensionnement de l'ouvrage, aux types de granulats, etc. (voir entre autres Harrington, 1989; DEP, 2006; MDEP, 2006; MSSC, 2006; ARC et GDNR, 2001; les informations présentées dans cette section ont été puisées à même ces références). Le lecteur est invité à consulter ces ouvrages pour plus de détails. Les paragraphes suivants présentent un très bref résumé des aspects importants à considérer lors de la conception et des principales composantes d'une tranchée d'infiltration.

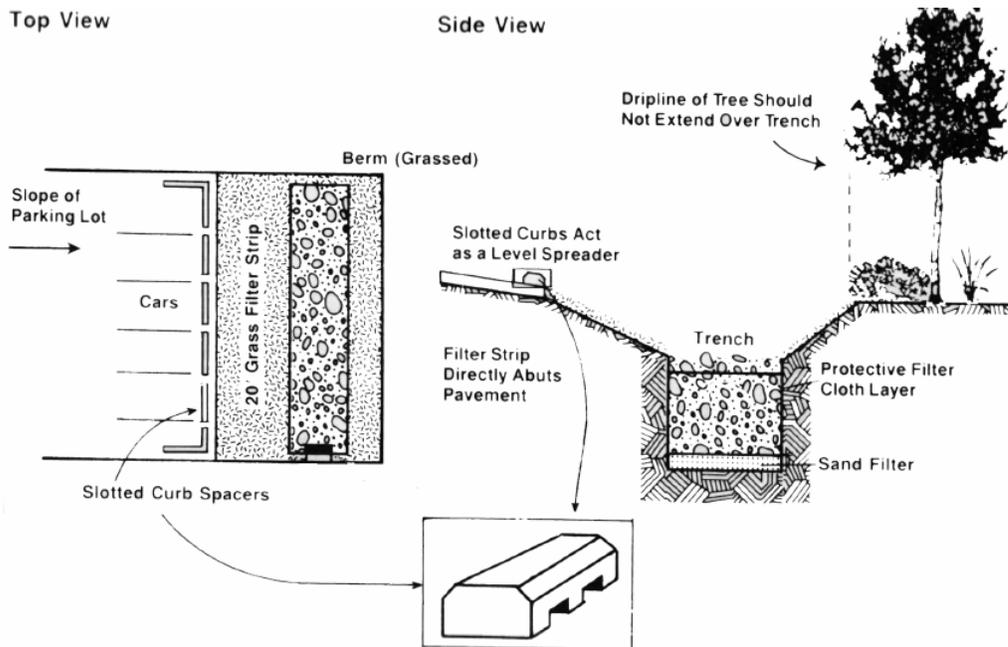


Figure 7.4 Aménagement d'une tranchée d'infiltration en bordure d'un stationnement (tiré de Schueller, 1987).

7.2.1 Couches en surface

La surface de l'aménagement peut être formée de gazon comportant des prises d'eau, de rochers ou encore d'une surface bituminée lorsque l'eau est acheminée par une conduite (par exemple, voir Figure 7.2). La couche supérieure de l'aménagement doit favoriser l'infiltration des eaux de ruissellement en profondeur dans la tranchée et permettre une filtration des eaux. Elle est généralement composée d'une couche de granulat rocheux d'une profondeur de 0,3 m. Un document de l'USEPA (USEPA, 1999a) souligne que si l'on souhaite améliorer la capacité filtrante de l'ouvrage, il est recommandé d'utiliser du petit gravillon (« pea gravel »). Le gravillon

permet en plus d'optimiser l'infiltration de l'eau et de capter une grande part des sédiments solides en suspension et des polluants solubles.

7.2.2 Membrane géotextile

La membrane géotextile est nécessaire pour éviter l'obstruction de l'agrégat de roche qui sert de drain puisqu'elle permet de capter une partie des sédiments en suspension contenus dans les eaux de ruissellement. Ainsi, la membrane doit complètement recouvrir les parois de l'aménagement à partir du fond et doit passer entre le substrat de surface et l'agrégat de roches. En l'absence de membrane, la capacité de rétention du réservoir et sa capacité d'infiltration diminueront au fil du temps.

7.2.3 Système de drainage

Le matériel utilisé dans le système de drainage doit permettre l'accumulation de l'eau et son infiltration dans le sol sous-jacent. Ainsi, l'espace libre entre les roches doit représenter de 30 à 40 % du volume total de la tranchée. Les roches doivent être disposées uniformément en fonction de leur diamètre. Elles doivent avoir un diamètre de 2,5 cm à la surface du réservoir et grossir graduellement pour atteindre 7,5 cm dans le fond de la tranchée. L'épaisseur du système de drainage dépendra de l'estimation du volume d'eau à capter selon l'événement pluvieux de conception retenu et de la conductivité hydraulique originelle du sol.

Il est possible d'installer, à l'intérieur du réservoir, un tuyau perforé d'un diamètre de 15 à 20 cm relié au système de drainage urbain. Ce dernier permettra de capter les eaux de ruissellement de surfaces imperméables plus importantes et de gérer des volumes d'eau provenant d'événements pluvieux plus importants.

7.2.4 Aménagement du fond de la tranchée

Pour ne pas réduire la conductivité hydraulique du sol originel par compaction en raison du poids de l'aménagement, et plus particulièrement du réservoir, il est recommandé de déposer une couche de sable de 15 cm dans le fond de la tranchée d'infiltration. Qui plus est, cette couche favorisera l'infiltration de l'eau dans le sol et la percolation jusqu'à la nappe phréatique.

7.2.5 Conduite d'observation

Afin d'être en mesure d'évaluer le niveau de performance de la tranchée d'infiltration et la vitesse de vidange de l'ouvrage suite à un événement pluvieux, il est recommandé d'installer une conduite d'observation. Cette conduite consiste en un tuyau perforé de 10 à 15 cm de diamètre installé verticalement au point le plus profond de la tranchée (voir Figure 7.1).

7.3 Caractéristiques

Les tranchées d'infiltration sont des aménagements très polyvalents pouvant être implantés dans des endroits où l'espace est restreint (USEPA, 1999a; MDEP, 2006). On les retrouve souvent dans des zones résidentielles de moyennes et hautes densités, dans certaines zones commerciales et dans les secteurs institutionnels (MDEP, 2006). L'aptitude d'un site à recevoir une tranchée d'infiltration repose sur un ensemble de considérations lié au type de sol, à la topographie, à la profondeur de la nappe phréatique, à la profondeur de la roche mère, à la surface du bassin à drainer, à l'occupation du territoire, à la proximité de puits, d'eaux de surface ou de fondations. Les tranchées d'infiltration sont adaptées aux sites présentant une topographie peu accidentée, des sols perméables, une nappe phréatique et une roche mère profondes et une surface à drainer relativement petite (Barr Engineering, 2001).

7.3.1 Superficie à drainer

Barr Engineering (2001) suggère une superficie à drainer inférieure à 2 acres (~ 0,8 hectare) afin d'optimiser l'efficacité de la tranchée, d'éviter les bris et de maintenir les travaux d'entretien à leur strict minimum. ARC et GDNR (2001) et CASQA (2003), quant à eux, affirment que la superficie à drainer ne doit pas excéder 5 acres (2 hectares). Selon USEPA (1999a) et IDEQ (2005), il est possible de drainer une superficie allant jusqu'à 10 acres (4 hectares). Toutefois, pour des surfaces supérieures à 5 acres (2 hectares), il est nécessaire de compléter l'installation en ajoutant d'autres aménagements. Au-delà de cette superficie, les risques de contamination de l'eau souterraine, de compaction et de colmatage du système sont très élevés. Barr Engineering (2001) propose d'ailleurs une démarche afin d'évaluer le volume optimal d'une installation en fonction de la superficie à drainer et des caractéristiques du site.

7.3.2 Distance entre la nappe phréatique et le fond de l'aménagement

Les tranchées d'infiltration ne sont pas aménagées pour contenir des plantes comme les systèmes de bio-rétention et aménagements avec sols absorbants. Ce type d'aménagement est donc moins efficace que les installations comportant des plantes pour retenir les polluants et les nutriments solubles. Ainsi, une portion des polluants et des nutriments peut rejoindre les eaux souterraines et causer, par le fait même, des dégâts environnementaux considérables. Il est donc essentiel que le niveau annuel maximal de la nappe soit nettement plus bas que le fond de la tranchée d'infiltration. Généralement, il est conseillé d'avoir au minimum 1 mètre entre le fond de la tranchée et la nappe (Barr Engineering, 2001; IDEQ, 2005). Si les eaux de ruissellement proviennent de secteurs industriels ou commerciaux et qu'elles sont sujettes à contenir une grande concentration de polluants ou de nutriments solubles, les risques de contamination sont plus grands, d'autant plus si aucune unité de prétraitement des eaux n'est prévue. De même, les eaux qui proviennent de bordures de routes, où l'utilisation du sel et du sable est courante en hiver, représentent également un réel danger de contamination (Barr Engineering, 2001).

7.3.3 Capacité

En plus des risques de contamination de l'eau souterraine, un deuxième élément est à prendre en compte lors de la mise en place d'une tranchée d'infiltration. Il s'agit du pouvoir d'infiltration du fossé. Premièrement, une distance minimale doit séparer le fond de l'aménagement de la roche mère. Le document IDEQ (2005) suggère de laisser au moins 120 cm entre le fond de l'aménagement et la roche mère afin que l'eau puisse s'infiltrer en profondeur. En second lieu, le sol doit permettre au volume de ruissellement de s'infiltrer suffisamment rapidement, et ce, afin que l'eau ne reste pas plus de 72 heures dans la tranchée. Pour être optimal, l'eau ne devrait pas mettre plus de 24 heures à s'infiltrer. Elle ne doit cependant pas s'infiltrer trop rapidement, pas en moins de 6 heures en fait, afin d'assurer un captage efficace des substances polluantes. La capacité de drainage doit également permettre à la tranchée de drainer tout le volume d'eau entre chaque événement pluvieux. Selon CASQA (2003) et l'IDEQ (2005), le taux d'infiltration doit être supérieur à 13 mm/h. Si le taux d'infiltration est supérieur à 50 mm/h, d'autres aménagements complémentaires aux tranchées d'infiltration seront nécessaires pour assurer le traitement des eaux. Les sites dont les sols sont constitués à plus

de 20 % d'argile ne sont pas appropriés pour ce genre d'installation. Avant la mise en place de la tranchée d'infiltration, il est donc indispensable de procéder à une analyse afin d'évaluer la perméabilité des sols. Pour avoir une représentation fidèle du sol dans lequel le fossé sera aménagé, deux carottes de terre sont nécessaires. Si le système d'infiltration fait plus de 30 mètres, des échantillons devront être prélevés tous les 15 mètres (Barr Engineering, 2001; IDEQ, 2005).

Outre le pouvoir d'infiltration de la tranchée, il est important de s'assurer que les pentes des côtés de la tranchée et du chenal où les eaux sont acheminées vers la tranchée restent faibles afin d'assurer un écoulement en nappe et d'éviter des écoulements trop rapides. Les pentes de la tranchée ne doivent pas ainsi excéder 20 %. Au-delà de cette valeur, la vitesse d'écoulement peut devenir trop grande, favorisant un apport supplémentaire en sédiments et augmentant les risques de colmatage par les sédiments solides en suspension et les débris. La pente idéale recommandée est d'environ 5 %.

En somme, avant la construction d'une tranchée d'infiltration, il est important de ne pas sous-estimer l'évaluation géotechnique des composantes du site. Une évaluation incomplète ou déficiente risque de réduire la durée de vie de l'ouvrage ou plus simplement d'en compromettre l'efficacité.

7.4 Entretien

Les tranchées d'infiltration, tout comme les autres BMP utilisant l'infiltration, sont sujettes au colmatage. L'entretien est à cet égard crucial afin de prévenir le colmatage et d'assurer une durée de vie prolongée de l'ouvrage (USEPA, 1999a; MDEP, 2006).

Il est important de procéder à une inspection de l'installation après chaque événement pluvieux durant les premiers mois suivant son implantation, et ce, afin de s'assurer de l'efficacité du système. Le niveau d'eau dans la tranchée doit alors être mesuré afin de déterminer les vitesses de vidange du système et de vérifier qu'elles sont conformes aux normes de conception (Barr Engineering, 2001; ARC et GDNR, 2001).

Par la suite, sur une basse semi-annuelle, il est important d'examiner la tranchée après trois jours de temps sec suivant un événement pluvieux. Si de l'eau apparaît en surface, il y a de

fortes chances que l'aménagement soit obstrué par les sédiments et que sa capacité d'infiltration ait été réduite. Des mesures de correction immédiates doivent être prises aussitôt que des signes de colmatage sont observés. Finalement, toujours sur une base semi-annuelle, les arbres qui poussent à l'intérieur de l'installation doivent être enlevés et les aménagements de prétraitement examinés et restaurés au besoin (USEPA, 1999a; ARC et GDNR, 2001). Toutefois, il convient de noter qu'il est difficile de restaurer une tranchée d'infiltration une fois qu'elle est colmatée (CASQA, 2003).

De façon routinière ou environ une fois par mois, les accumulations de sédiments, les feuilles et les débris doivent être enlevés autant dans la tranchée d'infiltration que dans les aménagements de prétraitement. À chaque événement de pluie majeur, un examen de l'installation est souhaitable afin de vérifier qu'aucun dommage n'a été causé à l'aménagement.

7.5 Considérations pour une utilisation en région nordique

Lors de la saison hivernale, il est courant d'utiliser des sels de déglacage ou du sable pour l'entretien des routes. Cette pratique est à considérer lorsque les tranchées d'infiltration sont utilisées pour infiltrer les eaux de ruissellement dans le sol. En effet, un risque non négligeable de contamination de la nappe phréatique s'ensuit, par exemple, suite à un apport de chlorure et/ou de sodium (CWP, 1997; Pitt *et al.*, 1994). De plus, le sable peut limiter, voire même colmater le sol, empêchant l'infiltration de l'eau (CWP, 1997). Un autre élément pouvant considérablement compromettre l'efficacité des tranchées d'infiltration en hiver est le gel. Le gel de la surface de la tranchée empêchera les eaux de ruissellement de s'écouler à l'intérieur de la tranchée, de même que le gel à l'intérieur de l'installation empêchera les eaux de percoler dans le sol.

CWP (1997) propose une série de modifications à apporter aux BMP utilisant l'infiltration (tranchées et bassins d'infiltration) afin de les adapter aux conditions hivernales. D'abord, il est recommandé, pour les tranchées d'infiltration, de dévier les eaux de ruissellement pendant l'hiver afin d'éviter une contamination par les sels de déglacage, si un tel danger existe. Ce document propose aussi de disposer dans le fond de la tranchée 0,3 m de concassé ou de sable afin de favoriser l'infiltration pendant la saison froide. Au niveau de la conception, il est aussi conseillé de concevoir un ouvrage dont la capacité est plus grande que celle requise en climat tempéré, et ce, afin de faciliter l'infiltration lors de la fonte printanière au moment où la

tranchée risque d'être submergée. CWP (1997) mentionne d'ailleurs un cas en Alberta où le volume de la tranchée avait été doublé. Enfin, il est recommandé d'être plus strict quant à la capacité d'infiltration des sols. CWP (1997) suggère, à ce propos, une vitesse d'infiltration minimale de l'ordre de 25 mm/heure (comparativement à 13 mm/heure dans le cas standard).

Pour l'entretien, si des eaux de ruissellement contenant des sels de déglacage sont dirigées vers une tranchée d'infiltration, l'accumulation de sel peut entraîner une baisse de fertilité des sols et il est recommandé d'ajouter régulièrement du paillis afin de contrer cet effet (CWP, 1997).

7.6 Coûts

Les coûts estimés par CASQA (2003) suite à l'installation de deux fossés d'infiltration à Caltrans dans le sud de la Californie sont d'environ 150 \$ par m³ d'eau traitée par ces installations, ce qui en fait, selon ces auteurs, une BMP parmi les plus coûteuses. Pour un aménagement complet, des évaluations faites par la Southeastern Wisconsin Regional Planning Commission (SEWRPC), basées sur la valeur du dollar américain en 1989, estiment que, pour un fossé de 68 m³, les coûts se situent entre 8 000 et 19 000 \$. Pour un aménagement plus petit, soit de 34 m³, les coûts varient de 3 000 à 8 500 \$.

Les coûts annuels d'entretien représentent approximativement 5 à 20 % des coûts de construction, selon CASQA (2003). Toutefois, toujours selon ce document, il faut songer à des coûts d'entretien plus près du 20 % si l'on veut prolonger la durée de vie effective de l'installation. Il faut prévoir de 15 à 20 % des coûts de construction originels lorsqu'il est nécessaire de restaurer l'aménagement.

7.7 Avantages, limites et contraintes

Les tranchées d'infiltration représentent un moyen de contrôle et de traitement des eaux pluviales efficace et bien adapté aux sites où l'espace disponible est limité, notamment sur les sites déjà bâtis (USEPA, 1999a; DEP, 2006). À ce titre, des aménagements de ce type (ou du type puits filtrant) s'avèrent des options intéressantes dans une optique de déconnexion des gouttières et de redirection des eaux de ruissellement pour infiltration.

Le principal problème de ce type d'installation est sa propension au colmatage et conséquemment sa durée de vie limitée. USEPA (1999a) mentionne une étude montrant que cinq ans après leur mise en fonction, l'efficacité de 53 % des tranchées d'infiltration ne correspondait pas au niveau établi à la conception et 36 % étaient partiellement ou totalement colmatées. La durée de vie peut être prolongée si une membrane géotextile est installée pour capter les sédiments solides, si d'autres aménagements sont ajoutés pour assurer un prétraitement des eaux de ruissellement ou, enfin, si un programme strict d'entretien est mis en place (USEPA, 1999a). Les sites, avec de trop fortes pentes ou encore où les eaux de ruissellement sont susceptibles de charrier des sédiments fins, sont à éviter puisque de tels sites conduiront au colmatage rapide de la tranchée.

Évidemment, si les tranchées d'infiltration assurent une recharge efficace des aquifères, la contrepartie de cet avantage est qu'il en résulte un risque accru de contamination des eaux souterraines (USEPA, 1999a). Un examen attentif du site d'implantation doit donc être entrepris afin de s'assurer de l'absence d'un tel risque, particulièrement pour les sites où l'eau souterraine est utilisée à des fins de consommations domestiques ou à des fins agricoles. De même, il importe de caractériser les eaux de ruissellement afin de s'assurer que ces eaux ne contiennent pas de contaminants. Il va de soi qu'une telle mesure est inappropriée si les surfaces imperméables sur lesquelles s'écoulent les eaux de ruissellement sont le lieu d'entreposage de produits dangereux et/ou toxiques. Enfin, afin d'assurer une filtration optimale des eaux, il est recommandé que le fond de la tranchée se trouve à bonne distance de la nappe phréatique.

Les tranchées d'infiltration supposent par ailleurs une caractérisation des sols du site potentiel d'implantation afin de s'assurer de la capacité d'infiltration. Cette BMP n'est donc pas recommandée pour les sols argileux ou limoneux ou encore pour les sites remblayés (USEPA, 1999a).

USEPA (1999a) mentionne, finalement, les problèmes de gel en surface de la tranchée en climat nordique qui limiteront l'efficacité de l'ouvrage puisque les eaux de ruissellement ne seront pas en mesure d'atteindre la tranchée. À cet effet, des modifications doivent être apportées lors de la conception de ces ouvrages afin de permettre une infiltration des eaux, par exemple lors de la fonte au printemps (voir section 7.5). Une attention accrue doit être portée afin que les eaux de ruissellement acheminées à la tranchée ne soient pas une source de contamination due à la présence de sel de déglacage utilisé pour l'entretien des routes l'hiver.

8. Dépressions végétalisées (« Vegetated Swales »)

La dépression végétalisée (« Vegetated Swales ») se présente sous la forme d'un chenal ouvert possédant une couverture végétale dense le long des pentes et dans le lit du chenal. La Figure 8.1 présente un exemple d'un tel aménagement. La dépression végétalisée permet de capter les eaux de ruissellement des surfaces imperméables environnantes, favorise leur infiltration et permet de réduire les vitesses d'écoulement. Ce type d'aménagement est aussi désigné sous plusieurs autres noms tels que « biofiltration swale » (IDEQ, 2005). Certains documents distinguent les « dry swales » (dépressions végétalisées sur lit d'infiltration) des « wet swales » (dépressions végétalisées humides), le lit des premières étant aménagé pour permettre une infiltration rapide des eaux alors que les secondes s'apparentent à des ouvrages de stockage puisque leur capacité d'infiltration est limitée (DEP, 2006; Barr Engineering, 2001). La dénomination « grass swale » (dépression gazonnée) est aussi utilisée lorsque le fond de la dépression est gazonnée (Figure 8.2). D'autres appellations sont aussi utilisées pour désigner les dépressions végétalisées, quoique dans certains cas, ces différentes dénominations impliquent de légères modifications par rapport au schéma de conception standard. Ainsi, dans le manuel de l'État de la Georgie (ARC et GDNR, 2001), le terme « enhanced swales » est employé pour désigner un chenal ouvert couvert de végétation dans lequel plusieurs petits bassins de rétention sont créés à partir de digues. Finalement, le GVRD (2005) utilise l'appellation « infiltration swale sytem ». Il s'agit d'une adaptation qui combine les caractéristiques des tranchées d'infiltration (voir chapitre 7) et des dépressions gazonnées. Les eaux de ruissellement sont dirigées dans un chenal ouvert recouvert d'une végétation dense et s'écoulent par la suite à travers un sol organique. Un système de drainage, constitué de roches et d'un tuyau perforé, est installé sous l'ouvrage afin d'évacuer les excès d'eaux en cas d'événements pluvieux majeurs.

Les dépressions végétalisées sont souvent localisées à la limite des propriétés et peuvent très bien être aménagées, si l'espace disponible le permet, près des stationnements, des petites installations commerciales et industrielles, le long des routes et des autoroutes ou dans des quartiers résidentiels (USEPA, 1999b; DEP, 2006).

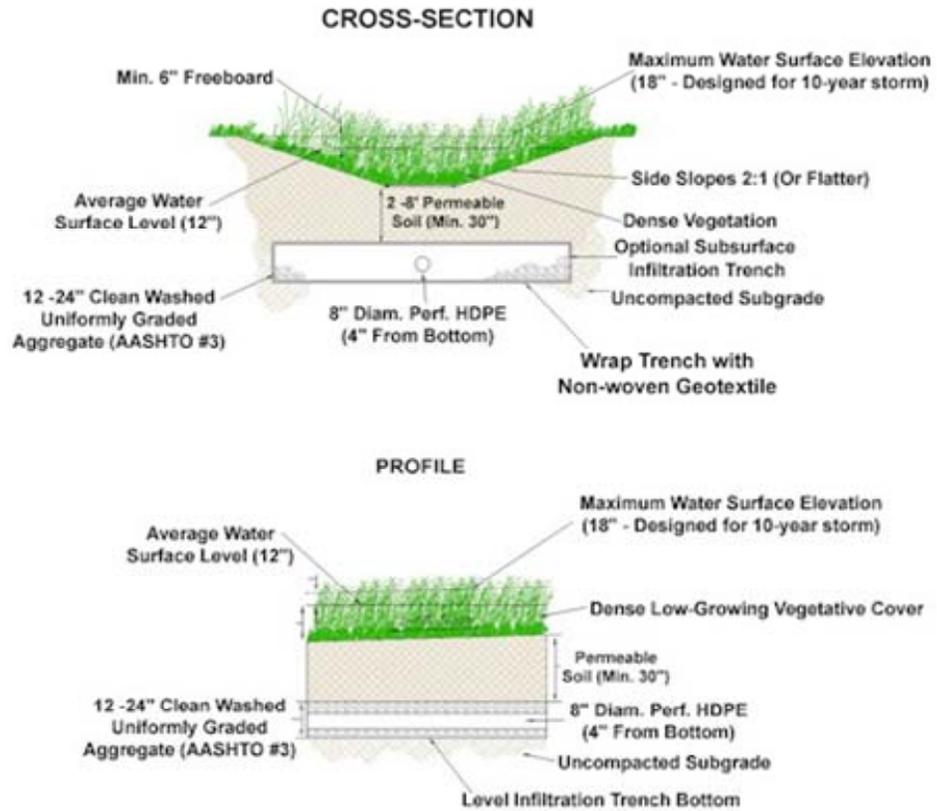


Figure 8.1 Coupes longitudinale et transversale d'une dépression végétalisée (tiré de DEP, 2006).



Figure 8.2 Dépression gazonnée (« grass swale ») (tiré de DEP, 2006).

8.1 Composantes

Les sections suivantes donnent une brève description des principales composantes des dépressions végétalisées.

8.1.1 Végétation

Il est important de considérer une zone gazonnée de largeur suffisante de part et d'autre de la dépression végétalisée de façon à diminuer la vitesse des eaux de ruissellement et de pouvoir ainsi contrer l'érosion tout en favorisant la sédimentation des solides. Il est donc nécessaire de sélectionner des plantes ou un type de gazon qui couvrent densément le sol de sorte à maximiser le contact entre la végétation et les eaux de ruissellement, assurant ainsi une efficacité optimale à l'ouvrage (USEPA, 1999b; IDEQ, 2005). De plus, ces plantes doivent être en mesure de supporter des périodes sèches de plus ou moins longues durées (DEP, 2006).

Quant à la végétation se trouvant dans la dépression, elle doit être capable de tolérer des conditions de submersion temporaires, des périodes de sécheresse et aussi de résister au sel dans les régions où des sels de déglacage sont utilisés l'hiver (DEP, 2006). La présence de ces plantes favorise la filtration et le captage des sédiments solides en suspension et de divers polluants solubles. Il est donc essentiel de choisir les plantes offrant les meilleures capacités de filtration et les mieux adaptées au site considéré.

La végétation ne doit en aucun cas être complètement submergée (IDEQ, 2005). Le niveau d'eau maximal dans le chenal ne devrait pas excéder les deux tiers de la hauteur de la végétation présente (CWP, 2003).

8.1.2 Sols

Il est très important de choisir un sol approprié afin de fournir aux plantes un support mécanique adéquat et les nutriments essentiels à leur croissance. Un tel sol leur permettra, en effet, une croissance optimale, maximisant la couverture végétale au sol, tout en évitant qu'elles ne soient déracinées lorsqu'un coup d'eau se produit. Ce sol doit également être perméable, le document USEPA (1999b) suggérant un taux d'infiltration supérieur à 0,2 mm/s. Ce sol doit donc contenir de la matière organique et comporter une fraction argileuse (15 %) afin d'assurer un support

mécanique aux racines, réduire l'érosion et promouvoir la filtration des eaux de ruissellement (IDEQ, 2005). Finalement, le sol doit également contenir une fraction sablonneuse afin de favoriser l'infiltration des eaux et ainsi d'éviter l'accumulation d'eau en surface durant de trop longues périodes. Un sol d'une épaisseur de 75 cm (30 pouces) est recommandé afin d'optimiser le processus de filtration des polluants et des nutriments solubles (DEP, 2006).

Pour ce type d'aménagement, il est très important d'éviter les secteurs graveleux et sablonneux. Ces substrats n'offrent pas un support mécanique adéquat pour les plantes et risquent d'entraîner des problèmes d'érosion et une détérioration rapide de l'aménagement. Les sites susceptibles d'avoir été par le passé le lieu de passage de transports lourds (camions ou voitures) sont à exclure totalement puisque le passage de ces véhicules aura compacté le sol de l'aménagement et réduira ainsi la perméabilité du sol. Dans les secteurs où l'apport de sédiments solides en suspension est important, il est judicieux d'ajouter en amont de la dépression végétalisée divers aménagements capables de prélever des sédiments, et ce, afin d'éviter l'obstruction prématurée de la dépression végétalisée.

8.1.3 Dignes

Des digues (« check dams ») peuvent être aménagées dans la dépression végétalisée afin d'augmenter l'efficacité globale de l'aménagement (Figure 8.3). De telles digues sont recommandées lorsque la pente du chenal est supérieure à 3 % (DEP, 2006). Elles permettront la formation de multiples petits bassins tout le long du chenal augmentant du coup la capacité de stockage de l'ouvrage, diminuant la vitesse d'écoulement dans ces zones et favorisant ainsi l'infiltration et la filtration de divers polluants. La hauteur recommandée pour ces digues est d'environ 15 à 30 cm. DEP (2006) donne des précisions quant aux facteurs à considérer lors de la conception de ces digues.

8.1.4 Système de drainage

L'ajout d'un système de drainage peut s'avérer nécessaire lorsque la perméabilité du sol originel ne permet pas d'infiltrer tout le volume d'eau de ruissellement acheminé au site (CWP, 1997). Un lit de roches, semblable à celui des tranchées d'infiltration (voir section 7.2.3), doit alors être aménagé. L'épaisseur du lit de roche doit être d'au minimum 15 cm (Barr

Engineering, 2001; GVRD, 2005) et devrait se situer entre 0,6 m et 2 m sous le chenal (DEP, 2006). Comme dans le cas des tranchées d'infiltration, la profondeur du système de drainage sera fonction du volume d'eau à retenir et de la perméabilité du sol originel.

Le système de drainage peut également inclure un tuyau perforé de 15 à 20 cm de diamètre afin d'augmenter la capacité de l'ouvrage. Les eaux provenant d'événements pluvieux majeurs pourront aussi être acheminées vers le système de drainage urbain après filtration par l'ouvrage, améliorant du coup la qualité des eaux acheminées au réseau. L'ajout d'une membrane géotextile est nécessaire lorsqu'un drain est aménagé. Elle permet d'éviter que les sédiments contenus dans le sol et dans les eaux de ruissellement ne viennent obstruer le système.



Figure 8.3 Exemple de dépression gazonnée (« grass swale ») comportant des digues (« check dams ») (tiré de DEP, 2006)

8.2 Caractéristiques

L'installation des dépressions végétalisées exige une caractérisation du site d'implantation afin de déterminer les taux d'infiltration, les temps de rétention, les vitesses d'écoulement, le type de

végétation à mettre en place et la superficie de la surface à drainer. Les expériences passées ont montré que les dépressions végétalisées comportant des digues, avec de faibles pentes, aménagées sur des sols perméables, avec une couverture végétale dense et avec de longs temps de contact entre l'eau et la végétation, seront plus efficaces à prélever les polluants pour des événements pluvieux de faibles intensités (USEPA, 1999b). Au contraire, des sols compactés ou gelés, des temps de contact courts, une végétation clairsemée, des pentes fortes et des vitesses d'écoulement trop grandes sont autant de facteurs qui contribueront à réduire l'efficacité de traitement des dépressions végétalisées (USEPA, 1999b). Ces aménagements seront, par ailleurs, moins efficaces pour le traitement des événements pluvieux de grandes intensités.

8.2.1 Taux d'infiltration et temps de rétention

Le principal facteur à considérer lors de la sélection d'un site d'implantation d'une dépression végétalisée est la conductivité hydraulique du sol. L'infiltration de l'eau dans le sol doit être au minimum de 0,2 mm/s (USEPA, 1999b). Une perméabilité plus faible fera en sorte que les eaux s'accumuleront en surface avant de s'infiltrer. Ces accumulations d'eau en surface, si elles sont présentes pour de trop longues périodes (une période de 48 heures est considérée comme la durée maximale acceptable), pourront générer des odeurs désagréables et fourniront un habitat favorable au développement de larves de moustiques. Le temps de séjour optimal recommandé est de 24 heures ou moins pour des événements pluvieux de faible intensité (DEP 2006). Le temps minimum de rétention de l'eau, pour assurer un prélèvement efficace des polluants, tel que suggéré par DEP (2006), est de 30 minutes alors que IDEQ (2005) mentionne que des temps de rétention de l'ordre 9 minutes offrent des taux de prélèvement acceptables. Le temps de rétention, toujours selon cette référence, ne devrait toutefois pas être inférieur à 5 minutes.

8.2.2 Distance entre la nappe phréatique et le fond de l'aménagement

Un autre paramètre important à considérer, afin d'assurer une infiltration optimale des eaux de ruissellement, est la distance entre la nappe phréatique et le fond de l'ouvrage. Cette distance doit être comprise entre 60 et 90 cm. Plus cette distance est grande, plus les risques de contamination de la nappe phréatique sont réduits. Il est donc important, avant de procéder à l'aménagement d'une dépression végétalisée, de procéder à une analyse des sols en

profondeur pour en connaître la nature et les caractéristiques et ainsi mieux caractériser l'écoulement des eaux vers la nappe phréatique.

8.2.3 Vitesse d'écoulement et pente du chenal

Selon DEP (2006), l'un des éléments clés de la conception des dépressions végétalisées est de voir à ce que la combinaison des facteurs déterminant la vitesse d'écoulement ne conduise pas, lors d'événements pluvieux importants, à une érosion du chenal. L'un de ces facteurs est évidemment la pente longitudinale du chenal, et afin d'éviter que la vitesse d'écoulement ne soit trop grande (diminuant aussi du coup l'efficacité de traitement de l'ouvrage), il est recommandé que la pente longitudinale et les pentes en bordure ne dépassent pas 4% (USEPA, 1999b). Toutefois, les recommandations en cette matière varient d'un document à l'autre, comme le souligne USEPA (1999b). Ainsi, DEP (2006) propose que la pente longitudinale soit comprise entre 1 et 6 % alors que IDEQ (2005) mentionne des pentes comprises entre 2 et 4 %, soulignant qu'une pente de moins de 2 % peut être considérée si un système de drainage est prévu sous l'ouvrage. L'installation de digues peut être une option à considérer lorsque la pente du chenal est supérieure à 4 %. Généralement, il est suggéré d'installer une digue à tous les 17 mètres (DEP, 2006).

8.2.4 Section du chenal

La section du chenal est habituellement de forme trapézoïdale puisque ce type de section est plus simple à aménager et qu'il maximise le périmètre mouillé (IDEQ, 2005; USEPA, 1999b). Les sections paraboliques assurent aussi un excellent rendement et peuvent parfois, en fonction du site, s'avérer être la seule alternative possible (IDEQ, 2005). La largeur du chenal est généralement de 60 à 240 cm. (DEP, 2006). La longueur de l'ouvrage ne devrait pas dépasser 30 à 60 mètres. La profondeur de l'aménagement doit être de 45 cm au maximum à la fin du chenal et de 30 centimètres en moyenne tout le long du chenal, pour pouvoir contenir les précipitations d'un événement pluvieux de 24 heures de période de retour de 10 ans. Les pentes latérales du chenal ne devraient pas dépasser un rapport 1:3 (USEPA, 1999b; IDEQ, 2005). DEP (2006) indique pour sa part que les pentes latérales doivent être comprises entre 1:3 et 1:5.

8.2.5 Végétation

La végétation joue un rôle crucial pour réduire les vitesses d'écoulement et limiter ainsi l'érosion. Il va de soi qu'il faut, dans cet esprit, viser à maintenir une végétation aussi dense que possible. D'un point de vue esthétique, il peut être intéressant d'ajouter des arbres à l'aménagement. Il faut toutefois se souvenir qu'une fois arrivés à maturité ces derniers feront ombrage et pourront nuire à la végétation au sol. En plus d'améliorer l'aspect visuel de l'aménagement, les arbres contribuent aussi à réduire la température des eaux de ruissellement.

8.2.6 Pluie de conception et capacité

Les dépressions végétalisées doivent être en mesure de stocker et infiltrer les pluies de 2,5 cm (1 pouce) (DEP, 2006). IDEQ (2005) suggère de définir la capacité de l'ouvrage en considérant le débit correspondant à un écoulement qui couvre la végétation et en fonction des critères de qualité de l'eau en vigueur (IDEQ, 2005). DEP (2006), pour sa part, souligne que l'ouvrage devrait être en mesure de recevoir un événement de pluie de période de retour 10 ans en considérant une revanche de 20 cm et que ce même type d'événement devrait être utilisé pour l'évaluation de la capacité érosive. Ce type d'aménagement n'est pas indiqué lorsque les débits de pointe anticipés sont de plus de 140 l/s (USEPA, 1999b).

8.2.7 Secteurs et superficie à drainer

Les dépressions végétatives peuvent être installées autant dans les secteurs résidentiels, industriels que commerciaux (DEP, 2006). Une attention particulière doit être accordée aux sites commerciaux et industriels puisque la production de sédiments solides en suspension, de polluants et de nutriments solubles peut être élevée dans de tels secteurs. Ce type d'aménagement est, par ailleurs, généralement utilisé pour drainer des petites surfaces imperméables tels les routes et les stationnements. De plus, dans les milieux résidentiels de densités moyennes et faibles, les dépressions végétalisées sont une option intéressante pour infiltrer et traiter les eaux de ruissellement des toits. Dans ce cas, les eaux ne doivent cependant pas être dirigées immédiatement vers le centre de la dépression. La superficie à drainer doit être inférieure à 2 hectares (5 acres) mais pourrait atteindre 4 hectares (10 acres)

selon CASQA (2003). La superficie de la dépression végétalisée doit correspondre à 10 ou 20 % de la surface imperméable à drainer, selon GVRD (2005), alors que le document USEPA (1999b) suggère que la superficie de la dépression soit de l'ordre de 1 % de la surface à drainer. Quant à DEP (2003), ce document affirme qu'un rendement optimal est obtenu lorsque la superficie à drainer est de l'ordre de 0,4 à 0,8 hectares (1 à 2 acres). Dans le cas où de grandes superficies doivent être drainées, il est préférable d'installer plusieurs petites installations plutôt qu'une seule de grande capacité. L'efficacité globale de l'ouvrage à retenir divers types de polluants dépendra évidemment de la taille de la surface imperméable à drainer et des concentrations de polluants des eaux de ruissellement qui en émanent. À cet effet, Backstrom (2003) mentionne que des niveaux de prélèvement importants ont été obtenus lorsque la superficie de la dépression végétalisée était approximativement égale à la surface imperméable contributrice. Ceci suggère donc qu'une conception basée sur les rapports surface drainée/superficie de la dépression mentionnée plus haut (1 % pour USEPA, 1999b) risque fort de produire des rendements nettement inférieurs à ceux rapportés dans la littérature.

8.3 Entretien

La durée de vie de la dépression végétalisée est essentiellement déterminée par la qualité de son programme d'entretien. L'objectif de ce programme est d'éviter une dégradation trop rapide des capacités hydrauliques, d'infiltration et de filtration de l'aménagement.

Lors de la première année, deux inspections doivent être réalisées, de même qu'après chaque événement pluvieux majeur, afin de s'assurer que l'aménagement n'a pas été l'objet d'une érosion intensive, ou encore s'assurer que la végétation est intacte et qu'aucun débris ou sédiment n'obstrue l'ouvrage (ARC et GDNR, 2001; DEP, 2006). Pour les années subséquentes, une inspection annuelle est recommandée de même qu'après chaque événement extrême. Lors de ces visites, le temps de rétention de l'eau doit être estimé et, si nécessaire, la végétation remplacée. Au besoin, l'on doit procéder à de nouveaux ensemencements afin de maximiser la couverture végétale. Les accumulations de sédiments et de débris doivent être retirées pour éviter que ces dernières ne soient remis en suspension (CASQA, 2003; IDEQ, 2005).

Au besoin, des correctifs peuvent être apportés aux digues en cas de dysfonctionnement ou de bris. Les plantes doivent être immédiatement remplacées si elles s'avèrent inefficaces ou ont de

la difficulté à s'implanter. Dans des situations extrêmes, par exemple lors de périodes sèches prolongées, il peut être nécessaire d'arroser la végétation (IDEQ, 2005; DEP, 2006). Toutefois, ces arrosages doivent demeurer exceptionnels. La végétation nécessite également un entretien régulier. Il est important de ne pas couper l'herbe trop courte, la hauteur idéale à conserver étant de 10 à 15 cm (ARC et GDNR, 2001; IDEQ, 2005).

8.4 Considérations pour une utilisation en région nordique

Le problème majeur, en ce qui concerne l'utilisation de dépressions végétalisées, est la formation de glaces en surface et dans les interstices du sol (CWP, 2003; MSSC, 2006). Ainsi, les mesures d'adaptation afin de maintenir ces installations opérationnelles en hiver et tôt au printemps lors de la fonte doivent viser à réduire le plus possible les risques de gel et de formation de glaces. À ce titre, plusieurs des mesures décrites dans ce qui suit s'apparentent à celles proposées pour les tranchées d'infiltration (voir chapitre 7).

MSSC (2006) suggère que le fond de l'ouvrage soit aménagé de telle sorte à se trouver sous la ligne de gel. De plus, il est fortement recommandé d'assécher le système avant les premiers gels hivernaux, soit en diminuant les apports en eau ou en utilisant un système afin de drainer et purger l'aménagement (Barr Engineering, 2001; MSSC, 2006). Dans le but de réduire les possibilités de gel, CWP (1997) suggère d'utiliser une conduite perforée d'au moins 20 cm de diamètre et/ou de disposer d'un lit de concassé de 30 cm dans le fond de l'aménagement. Ces mesures encourageront l'infiltration de l'eau et réduiront les risques associés à la formation de glaces.

Tout comme pour les tranchées d'infiltration, il faut prévoir l'ajout de prétraitement aux dépressions végétalisées installées en bordure du réseau routier afin d'éviter le colmatage et les risques de contamination dus, notamment, au sel de déglacage.

Au printemps, après la fonte de la neige, la dépression végétalisée doit être nettoyée afin d'enlever tous les débris qui pourraient s'y retrouver. Il faut toutefois éviter l'utilisation de machinerie lourde qui risquerait d'endommager les sols et d'en réduire la perméabilité et plutôt s'en tenir à un entretien manuel. Dans certains cas, des travaux visant à aérer le sol peuvent être entrepris afin d'augmenter la capacité d'infiltration de la dépression. De la même façon, des copeaux de bois peuvent être disposés et intégrés à la première couche de sol afin de restaurer

la structure du sol, sa capacité d'absorption et réduire les impacts négatifs résultant de l'entretien des routes en hiver (CWP, 1997; CWP, 2003).

8.5 Coûts

Comme pour tout autre aménagement de contrôle à la source, les coûts d'installation des dépressions végétalisées varient sensiblement selon les caractéristiques locales du site et de l'aménagement considéré. Toutefois, lorsqu'elles sont comparées à d'autres types d'aménagement, les dépressions végétalisées s'avèrent relativement peu coûteuses. Selon le document de USEPA (1999b) référant à une étude de Schueler (1987), les coûts d'implantation varieraient de 16 à 30 \$ par mètre linéaire pour un chenal d'une largeur de 4,5 m. Toutefois, les coûts peuvent s'élever, dans certains cas, en raison des caractéristiques du site, de la profondeur et de la largeur de la dépression. USEPA (1999b) présente un tableau regroupant les détails des coûts d'implantation d'une dépression végétalisée d'une profondeur de 1,5 pi (~ 0,5 m), d'une largeur de 10 pi (~ 3 m) et d'une longueur de 1 000 pi (~ 300 m). Une fourchette de coûts est ainsi proposée allant de 6 400 \$ à 17 000 US\$ (ces estimations datent de 1991). Toujours selon ce document, les coûts d'entretien seraient de l'ordre de 1,90 \$ par année par mètre linéaire pour un aménagement de 50 cm de profondeur (voir USEPA, 1999b pour une évaluation détaillée des coûts d'entretien des dépressions végétalisées).

8.6 Avantages, limites et contraintes

L'infiltration et la filtration des eaux de ruissellement sont les deux processus physico-chimiques fondamentaux en jeu dans les dépressions végétalisées. Ainsi, tout comme les autres BPM du même type, les dépressions végétalisées permettent d'améliorer la qualité de l'eau en retenant les sédiments solides en suspension (Backstrom, 2002; Deletic, 1999; Deletic, 2001; Deletic, 2005; Deletic et Fletcher, 2006) et les métaux lourds (Cuivre, Plomb, Zinc) (ARC et GDNR, 2001). Deletic et Fletcher (2006), regroupant les résultats de plusieurs études publiées antérieurement (Tableau 1 de leur article), montrent que la réduction moyenne obtenue est de 72 % pour les solides en suspension, 52 % pour le phosphore total et 45 % pour l'azote Kjeldahl. Backstrom (2002), après analyse de données recueillies sur neuf dépressions végétalisées, a montré que le taux de réduction des sédiments en suspension était de l'ordre de

79 % à 98 % (voir aussi USEPA, 1999b pour les taux de réduction de divers autres composés). Les dépressions végétalisées sont toutefois peu efficaces dans le prélèvement des nutriments solubles tels le phosphore, les nitrates et le chlore (IDEQ, 2005; DEP, 2006).

Les dépressions végétalisées favorisent la recharge de la nappe phréatique et permettent donc une réduction relative des volumes de ruissellement. Elles assurent, par ailleurs, un contrôle efficace des débits de pointe (DEP, 2006).

Les dépressions végétalisées ne conviennent pas pour des milieux urbains denses, des secteurs commerciaux ou industriels, lorsque les surfaces imperméables à drainer sont trop importantes, des secteurs avec des pentes trop fortes, des lieux fortement érosifs et où le type de sol n'est pas propice à une couverture végétale dense. Les risques d'obstruction, de colmatage, d'inondation, de rétention d'eau sur de trop longues périodes et d'érosion seront trop élevés dans le cas d'une implantation sur un site inadéquat (USEPA, 1999b; CASQA, 2003). Les terrains trop plats et où la nappe phréatique est trop près de la surface ne conviennent pas non plus (USEPA, 1999b). L'écoulement et l'infiltration des eaux risquent alors d'être trop lents, entraînant l'accumulation d'eau en surface, et générant ainsi des milieux propices à la prolifération des moustiques et à la génération d'odeurs nauséabondes. Dans le cas où des travaux d'excavation sont nécessaires, les coûts d'aménagement augmenteront nécessairement. Finalement, il importe de noter que les dépressions végétalisées installées en bordure des routes seront sensibles à la compaction engendrée par le transport routier et par les accumulations de neige tassées le long des routes.

En matière de contrôle d'événement pluvieux, les dépressions végétalisées ne permettent pas de contrôler des événements pluvieux extrêmes d'une récurrence de 10 ans et plus (DEP, 2006). Il est donc important de prévoir d'autres mesures et aménagements susceptibles de contenir les volumes d'eau de ruissellement provenant d'événements majeurs.

9. Gestion des eaux pluviales d'un secteur urbain : méthodologie d'analyse

Les chapitres précédents ont permis de décrire et de caractériser un ensemble de mesures de contrôle à la source des eaux pluviales. La liste des mesures présentées n'est pas exhaustive mais elle permet de brosser un portrait assez fidèle des principaux types de mesures envisageables. Bien que la performance de chacune des mesures diffère, on peut retenir que ces aménagements visent globalement à : 1) réduire les volumes de ruissellement susceptibles d'atteindre le réseau mineur (conduites, etc.); 2) réduire et retarder les débits de pointe; 3) améliorer la qualité des eaux acheminées au réseau. L'examen de ces mesures montre toutefois clairement que, dans une optique de contrôle des eaux pluviales, les mesures de contrôle à la source : 1) ne seront efficaces que pour des événements de moindre intensité (période de retour de moins de deux ans); 2) réduisent les impacts négatifs attribuables aux eaux pluviales qui sont acheminées au milieu récepteur (par exemple, en créant un régime d'écoulement moins sujet à des variations soudaines, en réduisant les charges polluantes et l'érosion, etc.). C'est dire que la sélection de mesures de contrôle à la source doit s'appuyer sur un ensemble de considérations qui dépasse largement le seul objectif d'un contrôle quantitatif des eaux pluviales, même si seul l'aspect hydrologie quantitative sera considéré dans le cadre des travaux réalisés dans ce projet. Par ailleurs, d'autres mesures doivent impérativement être envisagées en complémentarité aux mesures de contrôle à la source pour assurer un contrôle des eaux issues d'événements de plus longues périodes de retour tels, par exemple, les bassins de rétention, les connections interréseaux ou la modification des diamètres de certaines conduites.

9.1 Stratégie d'évaluation de la gestion des eaux pluviales pour un secteur donné

L'évaluation de la performance globale, suite à l'implantation de divers aménagements de contrôle à la source dans un secteur donné, passe nécessairement par la modélisation hydrologique des écoulements en surface et en réseau de ce secteur. Cette évaluation peut être réalisée en considérant les étapes suivantes : 1) analyse individuelle des

aménagements/mesures potentiels; 2) élaboration des scénarios de gestion des eaux pluviales (identification des sites et des types d'aménagement à mettre en place); 3) simulation des scénarios de gestion des eaux pluviales; et 4) analyse comparative des scénarios de gestion des eaux pluviales.

9.1.1 Analyse individuelle des BMP

La revue de littérature présentée aux chapitres précédents montre très clairement que la performance effective d'un aménagement ou d'une mesure de contrôle des eaux pluviales demeure très variable et dépend de plusieurs facteurs locaux (par exemple, la topographie du site, le type de sol, etc.), ainsi que de la qualité de la conception et de l'entretien. Les évaluations en cette matière restent donc très approximatives tant en ce qui concerne les volets hydrologie quantitative que qualitative. La modélisation de cette performance en fonction du type d'événements pluvieux reste elle aussi très approximative bien que nécessaire si l'on veut évaluer la performance de l'aménagement pour un événement pluvieux type donné (voir Deletic, 2001; Heason *et al.*, 2006; Kronaveter *et al.*, 2001 pour des exemples de modèles d'aménagements de contrôle à la source). Cette étape comporte donc les sous-étapes suivantes : 1) estimation des performances locales théoriques des BMP; 2) développement ou sélection d'un modèle ou d'une approche permettant de simuler les variables hydrologiques d'intérêt pour différents événements pluvieux; et 3) analyse des BMP en regard des pratiques actuelles. Cette dernière sous-étape est cruciale puisque les principaux obstacles à l'implantation de mesures/aménagements ne relèvent pas uniquement du domaine technique mais aussi de considérations touchant tant aux aspects juridique, social ou encore à un mode de gestion auxquels les nouvelles pratiques peuvent s'opposer (Brown, 2005; Taylor *et al.*, 2007). Il s'agira donc, dans le cadre de cette sous-étape, d'examiner pour chaque BMP considéré les possibles « freins » à une implantation concrète.

9.1.2 Scénarios de gestion des eaux pluviales

L'identification des sites et des types d'aménagement susceptibles d'être mis en place repose sur une description exhaustive et détaillée du secteur considéré. L'identification de « la » solution optimale en cette matière (solution pour laquelle, par exemple, les bénéfices en matière de performance hydrologique seraient les plus élevés pour une mise de fonds initiale donnée)

paraît quelque peu utopique compte tenu des importantes incertitudes liées aux hypothèses en jeu (par exemple, en matière de coût et de performance des aménagements individuels) et à la modélisation hydrologique elle-même. Une approche « hiérarchisée » des interventions, suivant laquelle les interventions sont classées en fonction de leur efficacité à améliorer le contrôle des eaux pluviales dans un contexte donné, paraît plus réaliste. Une telle approche permettra l'élaboration *a priori* de différents scénarios d'aménagements possibles. Cette étape est subdivisée en cinq sous-étapes : 1) caractérisation de la situation actuelle en matière de gestion des eaux pluviales; 2) caractérisation du secteur sous étude; 3) sélection des BMP susceptibles d'améliorer la gestion des eaux pluviales; 4) sélection de sites d'implantation; et 5) élaboration de scénarios de gestion des eaux pluviales, un scénario décrivant les types de BMP à considérer et les sites d'implantation potentiels.

9.1.3 Simulations des scénarios de gestion envisagés

Les performances respectives de ces différents scénarios de gestion seront ensuite évaluées à partir de simulations hydrologiques. Différents critères de performance doivent être définis de même que les événements pluvieux types à considérer. Ces derniers devront permettre de couvrir un large éventail de périodes de retour. En effet, s'il est important de voir comment les aménagements améliorent la situation en cas de pluies de faibles périodes de retour, il importe aussi de bien établir l'efficacité de ces mesures lors d'événements de plus grande ampleur. Cette étape comporte donc les sous-étapes suivantes : 1) définition des indices de performance; 2) sélection des événements pluvieux types à considérer; 3) simulations des scénarios de gestion en fonction des différents événements types de pluie; 4) analyse comparative de la performance des différents scénarios de gestion.

9.1.4 Analyse comparative des scénarios de gestion des eaux pluviales

La sélection du scénario à mettre en place ultimement s'appuiera sur l'ensemble des résultats précédents touchant la performance escomptée des scénarios de gestion retenus et sur des considérations liées aux coûts et à divers autres éléments susceptibles de déterminer la réalisation effective du plan de gestion (par exemple, la recevabilité des mesures eu égard aux pratiques actuelles). Cette étape se compose en sous-étapes suivantes : 1) élaboration d'une grille comparative des scénarios; 2) analyse des performances en considération des différents

types d'événement pluvieux; 3) bilan comparatif des scénarios de gestion. Le bilan comparatif verra à définir, pour chaque scénario de gestion retenu, les avantages et inconvénients en matière de performance et de coûts et procédera à un examen des conditions et des freins à l'implantation.

9.2 Gestion des eaux pluviales : tableaux comparatifs des BMP

Les tableaux des pages suivantes regroupent les données et caractéristiques des BPM décrites dans le cadre du présent rapport. La liste des BMP considérées est la suivante : a) systèmes de bio-rétention; b) aménagements avec sol absorbant; c) systèmes de collecte des eaux des toits; d) toits verts; e) tranchées d'infiltration; f) dépressions (ou baissières) végétalisées. Chaque tableau se rapporte à l'un des éléments/caractéristiques suivants : 1) contraintes liées au site d'implantation (type de secteur, distance de la nappe phréatique, surfaces drainées, pente maximale (Tableau 9.1); 2) performance théorique en matière de réduction des volumes de ruissellement et de réduction des débits de pointe (Tableau 9.2); 3) performance en matière de réduction des charges polluantes (Tableau 9.3); 4) coût d'implantation (Tableau 9.4); 5) mesures d'entretien (liste des opérations d'entretien) et coût annuel d'entretien (Tableau 9.5); 6) application en milieu nordique (Tableau 9.6) 7) risques encourus (contamination des sols, de la nappe phréatique, perte de service et sécurité publique) (Tableau 9.7). Les différentes sections qui suivent traitent successivement de chacun de ces points. La section 9.2.7 enfin discute de l'impact du type de réseau sur la sélection des BMP (aucun tableau spécifique ne se rapporte à cette section). Les chiffres entre parenthèses indiquent la référence où les données et informations ont été puisées et réfèrent à la liste suivante. Plusieurs des données et informations présentées dans ces tableaux demeurent approximatives en ce sens qu'elles dépendront de plusieurs conditions propres au site et à la rigueur de la conception.

1. DEP (2006); 2. ARC et GDNR (2001); 3. IDEQ (2005); 4. Hunt et White (2004); 5. CWP (1997); 6. MSSC (2006); 7. Gibb *et al.* (1999); 8. Atchison *et al.* (2006); 9. Stephens *et al.* (2002); 10. TWDB (2005); 11. Miller (2001); 12. Hutchinson *et al.* (2003); 13. DeNardo *et al.* (2005); 14. VanWoert *et al.* (2005); 15. Peck et Kuhn (2001); 16. CASQA (2003); 17. USEPA (1999b); 18. Barr Engineering (2001); 19. Heaney *et al.* (2002); 20. Scholz-Barth (2003); 21. CWP (2003); 22. Muthanna *et al.* (2007b); 23. Muthanna *et al.* (2007c); 24. Muthanna *et al.* (2007a); 25. Dietz (2005); 26. Sabourin and Associates Inc. (1999); 27. Natural Resources Defence Council (2001); 28. USEPA (2000); 29. Schueler (1987).

Tableau 9.1 Caractéristiques et contraintes des sites d'implantation

Type de BMP	Secteur potentiel d'application					Distance minimale* (cm)		Surface drainée* (hectares)
	Résidentiel			Industriel	Commercial	Roche mère	Nappe phréatique	
	Faible densité	Densité moyenne	Forte densité					
Système de bio-rétention	O (1)	O (1)	O (2)	O (1)	O (2)	60 (1) 185 (3)	60 (2) 90 (3)	< 2 (2,3)
Aménagement avec sol absorbant	O (9)	O (9)	N (9)	O (9)	O (9)	ND	ND	NA
Système de collecte des eaux des toits	O (1)	O (1)	O (2)	O (1)	O (1)	NA	NA	NA
Toit vert	O (9)	O (9)	O (9)	O (3,9)	O (9)	NA	NA	NA
Tranchée d'infiltration	O (1,2)	O (1,2)	O (1,2)	O (1)	O (2)	91 (18) 122 (3)	90 (18) 120 (2)	< 0,8 (18) < 2 (2)
Dépression végétalisée	O (1)	O (1)	N (1,2)	N (1)	O (1)	90 (3)	60 (2)	< 2 (2) < 4 (1) < 6 (3)

Note : O = Oui; N = Non; ND = Information non disponible; NA = Ne s'applique pas.

* Les distances et surfaces étant dans plusieurs documents exprimées en unités anglaises (pouces, pieds, acres) et compte tenu du caractère très approximatif de ces estimés, les équivalents métriques présentés dans ce tableau ne correspondent pas exactement à leurs équivalents en unités anglaises.

Tableau 9.2 Performance théorique en matière de réduction des volumes de ruissellement et de réduction des débits de pointe

Type de BMP	Réduction du volume de ruissellement*	Réduction du débit de pointe	Période de retour des événements de pluie
Système de bio-rétention	Moyen (1, 28) 98 % (25)	Moyen (1) 65 % (24)	< 2 ans (8)
Aménagement avec sol absorbant****	ND	ND	< 2 ans (9)
Système de collecte des eaux des toits	Élevé (1,28)	Faible (1)	Faible période de retour
Toit vert**	45 % (13); 50 % (11, 12, 27, 28); 87 % (14)	ND	< 2 ans (12)
Tranchée d'infiltration***	Moyen (1) 60 %-90 % (29)	Moyen (1)	< 2 ans (16)
Dépression végétalisée	Moyen (1,28) 60 % (27) ; 94 % (38)	Moyen-Élevé (1) 94 %-98 % (26)	< 10 ans (1) ; < 25 ans (2)

Note : ND = Information non disponible.

* Plusieurs documents consultés évaluent l'impact hydrologique des BMP en les classant selon diverses classes qui pourront différer d'un document à l'autre. La classification présentée ici compte trois catégories : faible, moyen et élevé. Les pourcentages de réduction sont indiqués lorsque des valeurs sont proposées dans les documents consultés.

** Rendements estimés à l'échelle de l'édifice.

*** Selon Schueler (1987), les tranchées peuvent être conçues pour infiltrer la totalité des pluies de ruissellement des événements de périodes de retour de 5 ans.

**** Bien qu'aucune donnée spécifique à ce type d'aménagement ne soit disponible, il est raisonnable de penser que les rendements seront similaires à ceux des systèmes de bio-rétention.

Tableau 9.3 Performance en matière de réduction des charges polluantes

Type de BMP	Sédiment solide en suspension	Métaux lourds*	Nutriments	
			Phosphore	Composés azotés
Système de bio-rétention	80 % (2); 90 % (3)	80 % (2); 95 % (6)	60 % (2); 75 % (3)	50 % (2)
Aménagement avec sol absorbant	ND	ND	ND	ND
Système de collecte des eaux des toits**	100 % (1,6)	100 % (6)	100 % (1,6)	100 % (1,6)
Toit vert	90 % (6)	80 % (6)	100 % (6)	20 % (6)
Tranchée d'infiltration	80 % (2); 85 % (1)	90 % (2,16)	60 % (2,16); 85 % (1)	30 % (1); 60 % (2,16)
Dépression végétalisée	80 % (16, 17)	40 % (2); 50 % (16,17)	9 % (17); 35 % (16); 50 % (2)	38 % (17); 50 % (16)

Note : ND = Information non disponible.

* Les métaux lourds généralement considérés sont le cuivre, le zinc, le cadmium et le plomb. Bien que l'efficacité de captage de ces différents métaux puisse varier légèrement d'un composé à un autre, le taux global moyen est présenté ici.

** Les rendements présentés ici concernent évidemment le volume d'eau collecté par le réservoir ou la citerne.

Tableau 9.4 Coûts d'implantation

Type de BMP	Fourchettes de coûts unitaires	Principales variables déterminant le coût	Références proposant des méthodes d'estimation des coûts
Système de bio-rétention	8 \$ CAN/m ² (4) à 46 \$ CAN/m ² (1)	Type de sol (1) Topographie (4)	(4,6)
Aménagement avec sol absorbant	25 \$ CAN/m ² à 70 \$ CAN/m ² (9)	Épaisseur du sol (9)	ND
Système de collecte des eaux des toits*	0,25 à 4 \$ /L (Réservoir) (10) 10 à 40 \$ /m (Conduite) (10)	Quantité de précipitations (1,10) Surface imperméable (1,10)	(10)
Toit vert	60 \$/m ² (9) à 3 325 \$/m ² (15)	Type de toit (15) Plantes (15)	ND
Tranchée d'infiltration	15 \$/m ³ (1) à 150 \$/m ³ (16) 3 000 \$ à 19 000 \$ (17)	Localisation du site (1) Configuration de l'aménagement (1)	(19)
Dépression végétalisée	15 à 60 \$/m ² (1)	Type de sol (1) Localisation du site (1)	(16, 19)

Note : ND = Information non disponible.

* Aux coûts du réservoir doivent s'ajouter le coût de connexion au système de gouttières et les aménagements en vue de disposer des eaux du trop-plein.

Tableau 9.5 Mesures d'entretien et coûts annuels d'entretien

Type de BMP	Liste des principales tâches d'entretien	Fourchettes de coûts annuels d'entretien
Système de bio-rétention	1- Enlever les débris (4) 2- Contrer l'accumulation de sédiments (6) 3- Entretien des plantes et de la végétation	5 à 7 % du coût de construction (7)
Aménagement avec sol absorbant	1- Suivi pour éviter l'érosion et la sédimentation (9) 2- Ajout de paillis et de feuilles déchiquetées (9) 3- Entretien des plantes et de la végétation	ND
Système de collecte des eaux des toits*	1- Enlever les débris du système (1,10) 2- Nettoyer le système occasionnellement (1,10)	ND
Toit vert	1- Entretien des plantes et de la végétation (9) 2- Remplacer les plantes mortes (9)	1 à 1,5 \$/m ² (9)
Tranchée d'infiltration	1-Enlever les débris et les accumulations de sédiments (2,18) 2-Dégager les zones de prétraitement des accumulations de sédiments (2,18)	5 à 20 % du coût de construction (1,16) 325 \$ à 700 \$ (17)
Dépression végétalisée	1- Corriger les problèmes d'érosion et sédimentation (1,2) 2- Tondre la végétation (2,17)	2 \$/m ² (1)

Note : ND = Information non disponible.

Tableau 9.6 Applicabilité en conditions hivernales*

Type de BMP	Conditions d'application	Performance en climat hivernal	Précautions à prendre	Modifications à apporter lors de la conception
Système de bio-rétention	Taux d'infiltration du sol très élevé (24)	Moyenne (22,23,24)	<ul style="list-style-type: none"> 1- Ne pas utiliser de médium filtrant organique (21) 2- Assécher le système avant les premiers gels (24) 	<ul style="list-style-type: none"> 1- Ajout d'un drain (6) 2- Fond de l'aménagement en dessous de la ligne de gel (21,24) 3- Utilisation combinée de plusieurs BMP (21) 4- Augmentation du volume du réservoir (21)
Système de collecte des eaux des toits		Faible (6)	Gel des conduites (5)	Déconnexion du système en saison hivernale
Toit vert**	ND	Moyenne (20)	ND	ND
Tranchée d'infiltration	<ul style="list-style-type: none"> 1- S'assurer que le risque de contamination de la nappe est nul (5) 2- Taux d'infiltration supérieur à 25mm/h (5) 	Moyenne (5)	<ul style="list-style-type: none"> 1- Éviter d'acheminer la neige provenant des routes et des stationnements vers l'aménagement (5) 2- Éviter la formation de glace en surface de l'aménagement et dans les interstices du sol (6) 	<ul style="list-style-type: none"> 1- Ajout d'un drain (6,21) 2- Diversion des eaux de ruissellement lors de la fonte (5) 3- Augmentation du volume du réservoir (5) 4- Fond de l'aménagement sous la ligne de gel (6) 5- Utilisation combinée de plusieurs BMP (5,21)

Type de BMP	Conditions d'application	Performance en climat hivernal	Précautions à prendre	Modifications à apporter lors de la conception
Dépression végétalisée	1- S'assurer que le risque de contamination de la nappe est nul (5)	Moyenne (5)	1- Éviter la formation de glace en surface de l'aménagement et dans les interstices du sol (6) 2- Utiliser des plantes tolérantes au sel lorsque les aménagements sont situés près des routes (21)	1- Ajout d'un drain (5,21) 2- Fond composé de concassé ou de sable (5) 3- Augmentation du diamètre des ponceaux (5,21)

Note : ND = Information non disponible.

- * Il est à noter que l'aménagement paysager avec sol absorbant ne se trouve pas dans ce tableau. La littérature consultée ne fait aucune mention de mesures additionnelles à mettre en place en conditions hivernales. Encore ici, il semble raisonnable de penser que ces mesures seront similaires à celles des systèmes de bio-rétention.
- ** L'utilisation de toits verts dans les régions froides, bien que possible, est très peu documentée (voir section 6.3).

Tableau 9.7 Évaluation qualitative des différents risques et éléments et éléments de risque à considérer.¹

Type de BMP	Contamination des sols	Contamination des eaux souterraines	Perte de service	Sécurité publique
Système de bio-rétention	<ul style="list-style-type: none"> risque possible de contamination locale à long terme (dépend des types d'usages sur le bassin) 	<ul style="list-style-type: none"> risque faible (dépend des types d'usages sur le bassin, de la structure de sol; à considérer lors de la conception) 	<ul style="list-style-type: none"> risque faible (si programme d'entretien adéquat) 	<ul style="list-style-type: none"> risque quasi nul (possible accumulation d'eau suite à des événements de très grande intensité)
Aménagement avec sol absorbant	<ul style="list-style-type: none"> risque négligeable (dans le cas d'aménagements sur sites privés) 	<ul style="list-style-type: none"> risque très faible (dans le cas d'aménagements sur sites privés; à considérer lors de la conception) 	<ul style="list-style-type: none"> risque faible (si programme d'entretien adéquat) 	<ul style="list-style-type: none"> risque quasi nul (possible accumulation d'eau suite à des événements de très grande intensité)
Système de collecte et de transfert des eaux de ruissellement des toits	<ul style="list-style-type: none"> risque négligeable (dans le cas d'aménagements sur sites privés) 	<ul style="list-style-type: none"> risque très faible (dans le cas où ces eaux sont redirigées vers un site d'infiltration) 	<ul style="list-style-type: none"> risque faible (dépend de la qualité de la conception et du suivi; dépend de la configuration locale) 	<ul style="list-style-type: none"> risque très faible (dans le cas de baril, il faut s'assurer que l'accès à de très jeunes enfants est impossible; important de rediriger les eaux de trop plein vers un site adéquat pour éviter les accumulations près des bâtiments)
Toit vert	<ul style="list-style-type: none"> risque négligeable (pour les sols formant le toit vert) 	<ul style="list-style-type: none"> risque très faible (eaux excédentaires redirigées vers le système de drainage urbain) 	<ul style="list-style-type: none"> risque faible (si programme d'entretien adéquat) 	<ul style="list-style-type: none"> risque très faible (lors d'événements très violents, possibles chutes de végétation; il faut s'assurer de la bonne santé de la matière végétale en place)

Type de BMP	Contamination des sols	Contamination des eaux souterraines	Perte de service	Sécurité publique
Tranchée d'infiltration	<ul style="list-style-type: none"> risque potentiel (dépend des types d'usages sur le bassin; à considérer lors de la conception) 	<ul style="list-style-type: none"> risque potentiel (crucial de procéder à une caractérisation des sols et du site lors de la mise en place; si respect des prescriptions, alors risque minimal) 	<ul style="list-style-type: none"> risque potentiel (perte de service rapide si conception déficiente, suivi et entretien inadéquat) 	<ul style="list-style-type: none"> risque potentiel (possibles accumulations d'eau dans le cas d'événements de fortes intensités)
Dépression végétalisée	<ul style="list-style-type: none"> risque potentiel (dépend des types d'usages sur le bassin; à considérer lors de la conception) 	<ul style="list-style-type: none"> risque potentiel (crucial de procéder à une caractérisation des sols et du site lors de la mise en place; si respect des prescriptions, alors risque minimal) 	<ul style="list-style-type: none"> risque potentiel (perte de service rapide si conception déficiente, suivi et entretien inadéquat) 	<ul style="list-style-type: none"> risque potentiel (possibles accumulations d'eau dans le cas d'événements de fortes intensités)

1. Dans ce tableau, la désignation « risque potentiel » indique un risque non négligeable si certaines mesures ou conditions ne sont pas respectées (par exemple lors de la conception ou en fonction du programme d'entretien mis en place).

9.2.1 Caractéristiques et contraintes des sites d'implantation

Le tableau 9.1 présente un résumé des caractéristiques et contraintes liées au site d'implantation de chaque type de BMP. La caractérisation des sites se limite ici à quelques paramètres clés permettant un premier tri des BMP susceptibles d'être mises en place en un site donné. La mise en place effective d'une BMP exige, les chapitres 3 à 8 l'ont bien montré, une caractérisation fine du site d'implantation potentiel en fonction de toute une série de paramètres de conception, notamment sur les types de sol et la topographie du site (variables dont il n'est pas fait mention au tableau 9.1). Pour une description technique plus détaillée, le lecteur est invité à consulter les nombreux ouvrages techniques cités aux chapitres 3 à 8.

9.2.2 Performance théorique (volumes et débits de pointe)

Les performances théoriques en matière de réduction des volumes de ruissellement et de réduction des débits de pointe, de même qu'en matière de réduction de quelques polluants clés, sont présentées au tableau 9.2. La performance « théorique » réfère ici à la performance généralement rapportée dans la littérature qui suppose une conception réalisée selon les règles de l'art. Enfin, l'évolution de cette performance au fil des ans est déterminée, pour une large part, par la qualité du suivi et par la rigueur du programme d'entretien mis en place.

9.2.3 Performance théorique (charges polluantes)

Les performances théoriques en matière de réduction des charges polluantes sont regroupées au tableau 9.3. Certains polluants y sont présentés parmi les principaux. Les performances indiquées sont indicatives considérant que la littérature et les études de cas très nombreuses présentent des estimations très variables de l'efficacité de traitement des différents types de BMP. Là encore, la performance effective d'une BMP dépendra de plusieurs variables locales ainsi que de la qualité de la conception et de l'entretien notamment. La base de données compilée par l'ASCE (ASCE, 2001b) peut être consultée pour qui voudrait avoir accès aux données et informations sur les études de cas relatives aux diverses BMP.

9.2.4 Coût d'implantation

Le tableau 9.4 donne un aperçu des coûts d'implantation des différents types de BMP. Ce tableau regroupe différents coûts proposés dans la littérature, indique quelles sont les variables clés à considérer pour l'évaluation des coûts et dresse une liste de références proposant une méthode d'estimation des coûts. Ces évaluations demeurent approximatives et doivent être interprétées comme indicatives des coûts effectifs d'implantation. Une foule de caractéristiques locales (tant pour le site lui-même qu'en matière des coûts locaux de main-d'œuvre et des matériaux) auront une incidence sur le coût réel d'implantation.

9.2.5 Mesures d'entretien et coût d'entretien

Le suivi et l'entretien des ouvrages et aménagements mis en place est essentiel si l'on veut être en mesure de maintenir un niveau de performance optimal et être en mesure d'apprécier son évolution. Par ailleurs, la mise en place de mesures de type contrôle à la source implique une gestion « décentralisée » des eaux pluviales (plusieurs ouvrages/aménagements dispersés sur le territoire) qui, pour nombre d'organisations municipales, peut représenter un défi en matière de philosophie de gestion et, plus concrètement, d'organisation du travail (ces questions seront abordées plus en détail au chapitre 10). Le tableau 9.5 dresse la liste des principales tâches associées à l'entretien des BMP et propose un coût annuel d'entretien.

9.2.6 Application en milieu nordique

Le caractère assez particulier du climat hivernal québécois exige que toute mesure soit examinée et analysée en regard de ces conditions. Les éléments d'analyse considérés au tableau 9.6 sont : 1) les conditions d'application en conditions hivernales; 2) l'efficacité de la mesure sous de telles conditions; 3) les précautions à prendre avec l'arrivée du temps froid; et 4) les modifications à apporter lors de la conception. Il est à noter qu'aucune des BMP basée sur l'infiltration des eaux dans les sols n'est adaptée à des sites où s'observent des conditions de pergélisol.

9.2.7 Évaluation qualitative des risques

Le Tableau 9.7 reprend plusieurs des éléments présentés dans les chapitres précédents, éléments critiques à considérer en regard de l'évaluation des différents risques associés à la mise en place des différents types de BMP. Concernant plus spécifiquement la perte de service, le programme d'entretien joue, comme il a été mentionné à maintes occasions, un rôle crucial dans le maintien d'un niveau de performance optimal de l'aménagement considéré. Dans tous les cas considérés, le respect du programme d'entretien et la prise en compte d'éléments clés lors de la conception garantira un niveau de service optimal.

9.2.8 Types de réseaux et mesures de contrôle à la source

Le type de réseau en place a une incidence sur les objectifs de contrôle (volume, débit de pointe et qualité), et conséquemment sur le choix des BMP à mettre en place. Dans le cas d'un réseau unitaire, le principal objectif à considérer est le contrôle des volumes acheminés au réseau, et ce, afin de minimiser les volumes de surverses (l'objectif de contrôle de la qualité demeure important mais reste secondaire dans un tel contexte). On conçoit donc que pour un bassin dont les eaux de ruissellement sont acheminées à un réseau unitaire, il semble raisonnable de favoriser des BMP reconnues pour leurs efficacités à contrôler les volumes. Dans le cas d'un réseau séparatif, un contrôle combiné de la qualité, des volumes et des débits de pointe s'impose afin de réduire les volumes, les charges et la variabilité des apports au milieu récepteur. Ainsi, dans le cas d'un réseau unitaire, la mise en place de mesures du type collecte des eaux et réduction des apports des surfaces imperméables doit être favorisée. La prise en compte de la nature du réseau dépendra toutefois de la façon dont on dispose des eaux excédentaires à l'exutoire de chaque BMP (par exemple, installation d'un drain avec évacuation des eaux vers le réseau ou vers un cours d'eau récepteur).

10. Conclusion

Le présent rapport rend compte des travaux de première étape réalisés dans le cadre du projet effectué pour le compte de la Ville de Montréal dans le cadre du programme du Fonds sur l'Infrastructure Municipale Rurale (FIMR). L'objectif de ce rapport était de présenter diverses mesures de type contrôle à la source dans une optique d'application possible comme mesures d'adaptation aux CC pour un secteur déjà bâti de la ville de Montréal. Il est important de considérer qu'à ces mesures destinées à contrôler les événements pluvieux de faibles intensités (période de retour de moins de deux ans) devra s'ajouter un train de mesures pour les événements plus rares susceptibles, eux aussi, selon les projections climatiques les plus récentes, d'être plus fréquents et plus intenses en climat futur (Mailhot *et al.*, 2007a). Un examen plus complet de ces mesures sera réalisé aux étapes ultérieures de ce projet.

Les principaux avantages que présentent les mesures de type contrôle à la source sont qu'elles permettent d'améliorer la qualité des eaux rejetées au milieu récepteur, réduisent les volumes de ruissellement acheminés au réseau et diminuent les débits de pointe. Appliqué à grande échelle, ce type d'aménagement pourra permettre, dans une certaine mesure, de rapprocher le régime hydrologique du cours d'eau récepteur à ce qu'il était avant urbanisation et, ainsi, de minimiser les impacts négatifs sur les écosystèmes (cette thèse est celle derrière le concept de « Low Impact Development »; voir Coffman, 2000). Ces caractéristiques peuvent aussi s'avérer très intéressantes dans une optique de resserrement du contrôle qualitatif et quantitatif des débordements de réseaux unitaires (DRU) (Montalto *et al.*, 2007). Dans le contexte plus spécifique de l'adaptation aux CC, la principale motivation justifiant le recours aux mesures de contrôle à la source est que ce type de solution est, dans une certaine mesure, mieux adapté à une mise à niveau des modes de gestion des eaux pluviales (USEPA, 2000). Toutefois, l'adaptation aux CC en matière de drainage urbain doit être examinée dans un cadre plus vaste (par exemple de révision des critères de conception) et en tenant compte du fait que plusieurs infrastructures de nombreuses villes et municipalités sont près de la fin de leur vie utile.

Évidemment, l'examen des options possibles et la proposition de solutions alternatives du type contrôle à la source doivent se faire, certes, à partir d'un examen attentif des données techniques, mais aussi en considérant le contexte particulier, la « culture », les « usages » et la

« tradition » en matière de gestion des eaux pluviales, tant en matière d'ingénierie qu'en matière de schéma global et du type d'aménagements auxquels les citoyens sont habitués. Même si une option présente techniquement de très nombreux avantages, elle risque de rester lettre morte si elle se situe carrément à contre-courant de ce schéma traditionnel.

Les mesures de contrôle à la source représentent à cet égard un changement assez important par rapport à la tradition en matière de gestion des eaux pluviales. Cette « tradition » à laquelle nous faisons référence veut que l'objectif premier et unique des ouvrages de drainage urbain soit une minimisation des risques d'inondation en milieu urbain sans égard à la valeur de cette ressource et aux impacts négatifs sur les cours d'eau récepteurs que peut avoir le mode de gestion actuel (par exemple, augmentation de l'érosion et de la sédimentation, augmentation de la température des eaux, enrichissement en nutriments, etc.; Niemczynowicz, 1999; Marsalek et Chocat, 2002). Une approche intégrée de gestion des eaux pluviales semble, à cet égard, la voie à suivre et suppose, notamment, selon Marsalek et Chocat (2002) : 1) le développement de systèmes de drainage urbain respectant les préceptes du développement durable, c'est-à-dire qui tendent à préserver les bilans hydrologiques originels et empêchent autant que possible la contamination des eaux de ruissellement par les sédiments et les polluants urbains; 2) une utilisation des mesures de contrôle à la source de sorte à réduire les eaux de ruissellement et les charges polluantes acheminées au réseau (dans les secteurs bâtis, il s'agit de réduire, autant que faire se peut, les apports des surfaces imperméables); 3) une transformation des infrastructures urbaines de drainage de ce qu'elles étaient, à savoir essentiellement un réseau de conduites servant à la collecte rapide et efficace des eaux pluviales, vers un système plus « vert » comportant des aménagements paysagers formés d'étangs et de milieux humides intégrés au cycle hydrologique urbain des eaux pluviales.

Malgré l'attrait formel et les avantages que peut présenter la gestion intégrée des eaux pluviales en milieu urbain (« Integrated Urban Stormwater Management ») et le fait que la littérature scientifique et technique sur le sujet soit impressionnante, il demeure que les exemples d'implantation de cette approche à grande échelle (et du coup de mesures de contrôle à la source) demeurent très limités (Brown, 2005; Montalto *et al.*, 2007; USEPA, 2000). Plusieurs contraintes ou embûches d'ordres économique et institutionnel peuvent expliquer cet état de choses (Brown, 2005; Parikh *et al.*, 2005; Taylor *et al.*, 2007; Keeley, 2007). Brown (2005), dans une analyse de la situation pour la région métropolitaine de Sydney (Australie), a tenté d'identifier les contraintes institutionnelles pouvant expliquer la résistance, parfois passive, face à l'implantation d'une approche intégrée de gestion des eaux pluviales. Cette auteure montre

qu'une forme d'« inertie », qu'elle associe à des pouvoirs technocratiques et techniques institutionnalisés, à des valeurs et un leadership, à une structure institutionnelle et à un partage de juridiction, représente le principal obstacle institutionnel à la promotion effective d'une gestion des eaux pluviales plus soucieuse de l'environnement. Cette auteure en appelle d'ailleurs à une véritable réforme institutionnelle. Certes, les obstacles institutionnels ne sont pas à négliger, mais il ne faudrait pas oublier que la transformation du mode de gestion actuel pose de très sérieux défis techniques, surtout dans un contexte de remplacement, de réfection, de « mise à niveau » et de réhabilitation d'ouvrages et d'infrastructures dans des secteurs déjà bâtis (Marsalek et Chocat, 2002 reconnaissent d'ailleurs que l'implantation d'un cadre de gestion intégrée dans des secteurs déjà bâtis est encore très peu avancée).

Les paragraphes suivants proposent une liste des principaux obstacles et embûches à l'implantation de solutions du type contrôle à la source au Québec (ces obstacles et embûches ne devraient toutefois pas être perçus comme exclusifs au Québec).

Une décentralisation à l'encontre de la tradition centrée sur le système de collecte :

L'approche traditionnelle repose sur l'idée d'une collecte et d'une évacuation rapide des eaux pluviales, mettant du coup l'accent sur la conception des systèmes de collecte sans égard aux processus et à l'occupation du territoire déterminant les apports au réseau et la qualité de ces derniers. L'implantation sur différents sites, disséminés sur tout le territoire, d'aménagements destinés à assurer un contrôle des volumes et de la qualité des eaux de ruissellement en amont des réseaux représente, à bien des égards, une révolution. Les implications d'une telle « décentralisation » sont nombreuses et touchent tant à des aspects techniques, économiques, qu'institutionnels (certaines de ces implications sont détaillées dans les paragraphes suivants).

Le drainage urbain : l'enfant pauvre de la gestion des eaux en milieu urbain : Il s'agit presque d'un lieu commun mais force nous est d'en faire mention. Même si la question de la gestion de l'eau en milieu urbain ne reçoit pas toute l'attention qu'elle mérite, de l'avis de nombreux observateurs et experts de toutes les composantes du cycle hydrologique urbain, la gestion des eaux pluviales (et des eaux usées) est sans doute l'une des plus négligées. L'intérêt pour cette question est malheureusement épisodiquement ravivé lorsque des événements pluvieux intenses s'abattent en territoire urbain, entraînant leur lot de sous-sols inondés. Il semble donc difficile d'imaginer, dans un tel contexte, comment mobiliser un débat autour de la question de la gestion des eaux pluviales. Un travail énorme de sensibilisation et d'éducation des citoyens sur les enjeux sous-tendus par la gestion des eaux pluviales s'impose,

culminant, idéalement, dans une structure de gestion participative des citoyens (Marsalek et Chocat, 2002).

Responsabilité et perception du risque : La mise en place de mesures ou d'aménagements sur des sites appartenant à des particuliers soulève de très nombreuses questions d'ordre juridique. Ainsi, prenons pour exemple le cas d'une ville qui, convaincue des avantages de ce type de mesures, fait une campagne active (par exemple, à travers divers incitatifs) afin que les résidences d'un secteur donné déconnectent leurs gouttières du réseau de drainage ou encore redirigent les eaux de ruissellement vers diverses installations pour assurer leur infiltration. Un événement de pluie majeur survient, entraînant dans ce même secteur l'inondation de plusieurs sous-sols de résidences, inondations qui, selon plusieurs résidents, ne seraient pas survenues si l'on n'avait pas modifié les installations originelles. On imagine dès lors aisément l'imbraglio juridique qui pourrait en résulter. Ce simple exemple montre l'importance de considérer les implications en matière juridique et de responsabilité civile d'interventions au départ parfaitement justifiées d'un point de vue technique. Par ailleurs, à ce volet juridique se greffe la question de la perception du risque par les citoyens et les gestionnaires municipaux. En cette matière, il est raisonnable de penser que toute modification du mode de gestion des eaux pluviales, qui demeure fondamentalement une gestion basée sur la notion de risque acceptable, soulèvera un certain scepticisme chez les citoyens (USEPA, 2000).

Un programme d'entretien plus exigeant et plus coûteux : L'implantation à grande échelle d'aménagements de type contrôle à la source sur un territoire implique la mise en place d'un programme d'entretien et de suivi auquel il est important de s'astreindre afin de maintenir une performance optimale des ouvrages durant toute la durée de leur vie utile. Ce type de considérations pourra déplaire à plusieurs organisations municipales, considérant la réorganisation du travail que cela implique et le caractère récurrent des coûts d'entretien.

Des projets nécessitant la coordination de plusieurs expertises : La gestion des eaux pluviales telle que pratiquée jusqu'ici, tant en ce qui concerne la conception des ouvrages que le suivi et l'entretien, relevait du seul secteur du génie. Les organisations municipales ont été dès lors structurées en fonction de cette approche en cloisonnant les différentes expertises au sein de la structure organisationnelle (Keeley, 2007). L'intégration au schéma actuel d'aménagements de type contrôle à la source exige la coordination de plusieurs intervenants et experts (ingénieurs, experts en aménagement paysagers, urbanistes). Brown (2005), à cet effet, propose une réforme de l'organisation des structures soutenant une intégration horizontale des diverses fonctions afin de favoriser un mode de gestion centré sur les projets et

valorisant un processus de prise de décision intégrateur et participatif. Certes, un tel projet de réorganisation peut paraître ambitieux mais, sans aller jusqu'à cette limite, il paraît évident qu'une certaine réorganisation s'impose dans une optique où le mode de gestion des eaux pluviales est appelé à intégrer des éléments plus nombreux de contrôle à la source.

Pour le développement d'une expertise québécoise : Les expériences au Québec en matière de gestion intégrée des eaux pluviales ou d'implantation de mesures de contrôle à la source sont encore peu nombreuses. Cette absence d'expériences pratiques concrètes, de « vitrines » technologiques, est sans conteste un frein à la promotion de ce type de pratique. Comme les chapitres portant sur les différentes BMP l'on montré, la conception de tels ouvrages est une étape clé et les expériences acquises au fil des ans seront, à cet égard, très importantes et critiques. Une mauvaise expérience, en effet, résultant d'une conception déficiente, risque fort de discréditer ce type d'aménagements.

Avantages économiques, financement et incitatifs : L'évaluation des impacts et avantages économiques d'une gestion intégrée des eaux pluviales n'est pas facile à réaliser puisque de nombreux avantages escomptés de ce type de gestion demeurent difficiles à estimer (par exemple, les réductions de coûts d'une amélioration de la qualité des eaux déversées dans un milieu récepteur). Certaines références mentionnent que les approches de type « Low Impact Development » (LID) sont avantageuses d'un point de vue économique (« cost-effective »), essentiellement parce que les coûts d'implantation et d'entretien sont moins élevés (Coffman, 2000; USEPA, 2000) et que la mise en place de telles mesures peut se traduire par une augmentation de la valeur foncière des propriétés (Braden et Johnson, 2004). Montalto *et al.* (2007) nuancent légèrement ces affirmations en indiquant que si le coût d'implantation des aménagements de type LID est plus élevé que les mesures conventionnelles, leur coût par unité de volume de ruissellement est moins élevé. La donne risque cependant d'être très différente dans un secteur déjà bâti, essentiellement parce que les contraintes imposées par la configuration des bâtiments, par le découpage de l'espace urbain et par la rareté de ce même espace, dans certains cas, limitent considérablement les options et rendront beaucoup plus difficile la recherche de solutions optimales. La « mise à niveau » d'un secteur, selon les préceptes d'un mode de gestion de type contrôle à la source, présente dès lors de très nombreux défis et les gains escomptés, tant en terme hydrologique qu'en terme économique, seront très intimement liés à la configuration du secteur.

La question du partage des coûts est par ailleurs centrale puisque les aménagements pourront, dans certains cas, être localisés sur les propriétés privées. Différents incitatifs peuvent être

proposés afin de promouvoir la mise en place de mesures de type contrôle à la source (Thurston, 2006; Thurston *et al.*, 2003; Keeley, 2007; Parikh *et al.*, 2005). À titre d'exemple, de ce genre de programme, l'on peut mentionner le « Portland's Downspout Disconnect Program » (Portland, 2006). Ce dernier a permis le débranchement des gouttières à l'origine directement branchées au réseau de plus de 47 000 résidences entre 1993 et 2005, pour une réduction annuelle de quelque 4 200 000 m³ des apports au réseau unitaire (Montalto *et al.*, 2007). Marsalek et Chocat (2002), soulignant l'importance de mettre en place un programme de réhabilitation et d'entretien des infrastructures de drainage urbain et de le financer adéquatement, estiment plus approprié de mettre en place une taxe destinée spécifiquement au drainage plutôt que d'inclure ce financement à même une taxation générale. Évidemment, la question du financement dépasse largement le contexte de la présente étude mais il importe d'en faire mention considérant l'importance de cet enjeu.

11. Références bibliographiques

- Andoh, R.Y.G. et C. Declerck (1997). A cost effective approach to stormwater management? Source control and distributed storage. *Water Science and Technology*, 36(8-9), 307-311.
- ARC et GDNR (2001). Georgia Stormwater Management Manual. Volume 2, Technical Handbook, Atlanta Regional Commission and Georgia Department of Natural Resources - Environmental Protection Division Atlanta, Georgia.
- Arnold, Jr., C.L., et C.J. Gibbons (1996). Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator, *J. Am. Plan. Assoc.*, 62(2), 243
- ASCE (2001a). Guide for Best Management Practice (BMP) Selection in Urban Developed Areas. Urban Water Infrastructure Management Committee's, Task Committee for Evaluating Best Management Practices, 51 p.
- ASCE (2001b). National stormwater best management practices (BMP) database, American Society of Civil Engineering, www.bmpdatabase.org.
- Atchison, D., Potter K., et L. Severson (2006). Design Guidelines for Stormwater Bioretention Facilities. University of Wisconsin-Madison, Civil & Environmental Engineering.
- Auld, H. et D. McIver (2005). Cities and Communities: The Changing Climate and Increasing Vulnerability of Infrastructure. Publication Hors Série 3, GRAR, Environnement Canada, 26 p.
- Backstrom, M. (2002). Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events. *Water Science and Technology*, 45(7), 41-49.
- Backstrom, M. (2003). Grassed swales for stormwater pollution control during rain and snowmelt. *Water Science and Technology*, 48(9), 123-134.
- Bannerman, R. (2003). Rain Gardens: A How-To Manual for Homeowners. University of Wisconsin. PUB-WT-776, 32 p.
- Banting, D., Doshi, H., Li, J., Missios, P., Au, A., Currie, B.A., et M. Verrati (2005). Report on the Environmental Benefits and Costs of Green Roof Technology for the City of Toronto, Rapport réalisé pour la ville de Toronto et le Ontario Centres of Excellence – Earth and Environmental Technologies (OCE-ETech), 63 p. + 4 annexes.
- Barr Engineering (2001). Minnesota Urban Small Sites BMP Manual: Stormwater Best Management Practices for Cold Climates. Prepared for the Metropolitan Council, St Paul, Minnesota (disponible sur le site www.metrocouncil.org/environment/Watershed/bmp)
- Berndtsson, J. C., Emilsson, T., et L. Bengtsson (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of the Total Environment*, 355(1-3), 48-63.
- Booth, D. B. (1990). Stream-Channel Incision Following Drainage-Basin Urbanization. *Water Resources Bulletin*, 26(3), 407-417.
- Bourque, A. (2000). Les changements climatiques et leurs impacts, *Vertigo* 1(2), (www.vertigo.uqam.ca).

- Braden, J.B. et D.M. Johnson (2004). Downstream economic benefits from storm-water management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE, 130 (6), 498-502.
- Brander, K.E., Owen, K.E., et K.W. Potter (2004). Modeled impacts of development type on runoff volume and infiltration performance. *Journal of the American Water Resources Association*, 40(4), 961-969.
- Brown, R.R. (2005). Impediments to Integrated Urban Stormwater Management: The Need for Institutional Reform, *Environmental Management*, 36 (3), 455-468.
- Butler, D., et J.W. Davies (2004). *Urban Drainage*. Second Edition, Spon Press, Taylor & Francis Group, New York, 543 p.
- Carter, T., et C.R. Jackson (2007). Vegetated roofs for stormwater management at multiple spatial scales. *Landscape and Urban Planning*, 80(1-2), 84-94.
- Carter, T. L., et T. C. Rasmussen (2006). Hydrologic behavior of vegetated roofs. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(5), 1261-1274.
- CASQA (2003). *California Stormwater Best Management Practice Handbook: New Development and Redevelopment*, California Stormwater Quality Association, 376 p.
- Changnon, S.A., et N.E. Westcott (2002). Heavy rainstorms in Chicago: Increasing frequency, altered impacts, and future implications. *Journal of the American Water Resources Association*, 38(5), 1467-1475.
- Chanan, A., et P. Woods (2006). Introducing total water cycle management in Sydney: a Kogarah Council initiative. *Desalination*, 187, 11-16.
- Chang, M., McBroom, M.W., et R.S. Beasley (2004). Roofing as a source of nonpoint water pollution, *J. of Environmental Management*, 73, 307-315.
- Chocat, B., Kreb, P., Marsalek, J., Rauch, W., et W.M. Schilling (2001). Urban drainage redefined: From stormwater removal to integrated management. *Water Science and Technology*, 43, 61-68.
- City of Knoxville (2007). *Best Management Practices (BMP) Manual*. City of Knoxville, Engineering Department, Stormwater Engineering Division, 537 p.
- City of Portland (2004). *Stormwater Management Manual: Revision #3*. Environmental Services, City of Portland, Clean River Works. Oregon.
- CNRC (2003). *Contrôle à la source et sur le terrain pour les réseaux de drainage municipaux. Guide national pour des infrastructures municipales durables*, Ottawa, Canada.
- Coffman, L. (2000). *Low-Impact Development Design Strategies; An Integrated Design Approach*. EPA 841-B-00-003. Prince George's Countym, Maryland. Department of Environmental Resources, Programs and Planning Division.
- Connelly, M, et K. Liu (2005). *Green Roof Research in British Columbia - an overview. Greening Rooftops for Sustainable Communities*, Washington, D.C., May 5-6, 2005, pp. 1-17.

- CTRE (2007). Iowa Stormwater Management Manual. Center for Transportation Research and Education, Iowa State University (disponible sur le site <http://www.ctre.iastate.edu/PUBS/stormwater/index.cfm>).
- CWP (1997). Stormwater BMP Design Supplement for Cold Climates. Center for Watershed Protection, Ellicott City, Maryland.
- CWP (2003). Stormwater Management Design Manual. Center for Watershed Protection, New York State, Department of Environmental Conservation, 478 p.
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H., et C. Minami (2006). Water quality improvement through bioretention media: Nitrogen and phosphorus removal. *Water Environment Research*, 78(3), 284-293.
- Deletic, A. (1999). Sediment behaviour in grass filter strips. *Water Science and Technology* 39 (9), 129–136.
- Deletic, A. (2001). Modelling of water and sediment transport over grassed areas. *Journal of Hydrology* 248, 168–182.
- Deletic, A. (2005). Sediment behaviour in runoff over grassed surfaces. *Journal of Hydrology* 301, 108–122.
- Deletic, A. et T.D. Fletcher (2006). Performance of grass filters used for stormwater treatment - a field and modelling study. *Journal of Hydrology*, 317(3-4), 261-275.
- DeNardo, J.C., Jarrett, A.R., Manbeck, H.B., Beattie, D.J., et R.D. Berghage (2005). Stormwater mitigation and surface temperature reduction by green roofs. *Transactions of the ASAE*, 48(4), 1491-1496.
- DEP (2006). Pennsylvania Stormwater Best Management Practices Manual. Department of Environmental Protection, Bureau of Watershed Management, 363-0300-002, 642 p.
- Diaper, C., Tjandraatmadja, G., et S. Kenway (2007). Sustainable Subdivisions: Review of Technologies for Water Integrated Services. Cooperative Research Centre for Construction Innovation, Brisbane, Australie, 22 p.
- Dietz, M.E. (2005). Rain garden design and function: A field monitoring and computer modeling approach. Ph.D. thesis, Department of Natural Resources Management and Engineering, University of Connecticut, Storrs. 181 p.
- Dietz, M.E. (2007). Low Impact Development Practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water Air Soil Pollut*, 186, 351-363.
- Dietz, M.E., et J.C. Clausen (2006). Saturation to improve pollutant retention in a rain garden. *Environmental Science & Technology*, 40(4), 1335-1340.
- Dimoudi, A. et M. Nikolopoulou (2003). Vegetation in the urban environment: Microclimatic analysis and benefits. *Energy & Buildings*, 35, 69-76.
- Dunnett, N. et N. Kingsbury (2004). Planting Green Roofs and Living Walls. Timber Press Inc., Portland, Oregon, 250 p.
- Dussaillant, A.R., Wu, C.H., et K.W. Potter (2004). Richards equation model of a rain garden. *J. of Hydrologic Engrg.*, 9(3), 219-225.

- Ekström, M., H.J. Fowler, C.G. Kilsby, et P.D. Jones (2005). New estimates of future changes in extreme rainfall across the UK using regional climate model integrations. 2. Future estimates and use in impact studies. *J. Hydrol.*, 300, 234-251.
- Emilsson, T., et K. Rolf (2005). Comparison of establishment methods for extensive green roofs in southern Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3, 103-111.
- Environment Australia (2002). *Introduction to Urban Stormwater Management in Australia*. Environment Australia, Department of the Environment and Heritage, Prepared under the Urban stormwater initiative of the Living cities program 2002, 104 p.
- Environment Canada (2007). Climate change and extreme rainfall-related flooding and surface runoff risks in Ontario. Technical Report, Executive Summary, 11 p.
- EnviroZine (2006). Green Roof Technology adapted to Cold Climates. Environment Canada's Online Newsmagazine, Numéro 62, 16 février 2006, consulté le 26 janvier 2008. (http://www.ec.gc.ca/envirozine/english/issues/62/feature2_e.cfm)
- Evans, C.A., Coombes, P.J., et R.H. Dunstan (2006). Wind, rain and bacteria: The effect of weather on the microbial composition of roof-harvested rainwater, *Wat. Res.*, 40, 37-44.
- Ferguson, B.K. (2005). *Porous Pavements*. Taylor & Francis, Boca Raton, FL, 577 pp.
- Fletcher, T., Duncan, H., Poelsma, P., et S.A.C. Lloyd (2004). Stormwater flow and quality, and the effectiveness of non-proprietary stormwater treatment measures – A review and gap analysis. Cooperative Research Center for Catchment Hydrology, Technical Report, Report 04/8, 182 p.
- Förster, J. (1999). Variability of roof runoff quality, *Wat. Sci. Tech.*, 39 (50), 137- 144.
- Fowler, H.J., Ekström, M., Kilsby, C.G., et P.D. Jones (2005). New estimates of future changes in extreme rainfall across the UK using regional climate model integrations - 1. Assessment of control climate. *J. Hydrol.* 300: 212-233.
- Frei, C., Schöll, R., Fukutome, S., Schidli, J., et P.L. Vidale (2006). Future change of precipitation extremes in Europe: Intercomparison of scenarios from regional climate models, *J. Geophys. Res.*, 111, D06105, doi:10.1029/2005JD005965.
- Frei, C., Schar, C., Luthi, D., et H.C. Davies (1998). Heavy precipitation processes in a warmer climate. *Geophysical Research Letters*, 25(9), 1431-1434.
- Gaffield, S.J., Goo, R.L., Richards, L.A. et R.J. Jackson (2003). Public health effects of inadequately managed stormwater runoff, *American Journal of Public Health*, 93(9), 1527-1533.
- Galster, J.C., Pazzaglia, F.J., Hargreaves, B.R., Morris, D.P., Peters, S.C., et R.N. Weisman (2006). Effects of urbanization on watershed hydrology: The scaling of discharge with drainage area. *Geology*, 34(9), 713-716.
- Ghisi, E., et D.F. Ferreira (2007). Potential for potable water savings by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil. *Building and Environment*, 42(7), 2512-2522.

- Gibb, A., Kelly, H., Schueler, T., Horner, R., Simmler, J., et J. Knutson (1999). Best Management Practices Guide For Stormwater. Greater Vancouver Sewerage and Drainage District, 100 p.
- Graham, P., Maclean, L., Medina, D., Patwardhan, A., et G. Vasarhelyi (2004). The role of water balance modelling in the transition to low impact development. *Water Quality Research Journal of Canada*, 39(4), 331-342.
- Green Roofs (2007). Green Roofs for Healthy Cities. Site internet consulté le 9 décembre 2007 (www.greenroofs.org/).
- Gromaire-Mertz, M.C., Garnaud, S., Gonzalez, A., et G. Chebbo (1999). Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology*, 39(2), 1-8.
- Guo, Y.P. (2006). Updating rainfall IDF relationships to maintain urban drainage design standards. *J. of Hydrologic Engrg*, 11(5), 506-509.
- GVRD (2005). Stormwater Source Control Design Guidelines: Final report. Greater Vancouver Sewerage et Drainage District, Greater Vancouver Regional District, Lanarc Consultants Ltd., Kerr Wood Leidal Associates Ltd, Goya Ngan, Vancouver, B.C.
- Harrington, B.W. (1989). "Design and construction of infiltration trenches." Proc., Design of Urban Runoff Quality Controls, L. Roesner, B. Urbonas, and M. Sonnen, eds., ASCE, New York, 290–306.
- Heaney, J.P., Sample, D., et L. Wright (2002). Costs of urban stormwater control. National Risk Management Research Laboratory. Office of Research and Development, USEPA (Chapter 6) (EPA-600/R-02/021).
- Heason, W. Traver, R.G., et A. Welker (2006). Hydrologic modeling of a bioinfiltration best management practice, *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 42(5), 1329-1347.
- Hsieh, C.H., et A.P. Davis (2005). Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, 131(11), 1521-1531.
- Hsieh, C.H., et A.P. Davis (2005). Multiple-event study of bioretention for treatment of urban storm water runoff. *Water Science and Technology*, 51(3-4), 177-181.
- Hunt W.F., et N. White (2004). Designing Rain Gardens (Bio-Retention Areas). North Carolina State University and North Carolina A&T State University, 12 p.
- Hunt, W.F., Jarrett, A.R., Smith, J.T., et L.J. Sharkey (2006). Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal at three field sites in North Carolina. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering - ASCE*, 132(6), 600-608.
- Hutchinson, D., Abrams, P., Retzlaff, R., et T. Lipman (2003). Stormwater Monitoring Two Ecoroofs in Portland, Oregon, USA. Proceedings for the First North American Green Roof Infrastructure Conference, Awards and Trade Show, Chicago, IL., May 29-30, 2003.
- IDEQ (2005). Catalog of Stormwater Best Management Practices for Idaho Cities and Counties. Idaho Department of Environmental Quality, Water Quality Division, Boise, Idaho, 663 p.

- Infrastructure Canada (2006). L'adaptation des infrastructures du Canada aux changements climatiques dans les villes et les collectivités: Une analyse documentaire. Infrastructure Canada, Division de la recherche et de l'analyse, 28 p.
- IPCC (2007). Climate Change 2007: The Physical Science Basis – Summary for Policy Makers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 18 p.
- Jeng, H.A.C., Englande, A.J., Bakeer, R.M., et H.B. Bradford (2005). Impact of urban stormwater runoff on estuarine environmental quality. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 63(4), 513-526.
- Jones, P.D., et P.A. Reid (2001). Assessing future changes in extreme precipitation over Britain using regional climate model integrations. *Int. J. Clim.* 21, 1337-1356.
- Keeley, M. (2007). Using individual parcel assessments to improve stormwater management. *Journal of the American Planning Association*, 73(2), 149-160.
- Kronaveter, L., Shamir, U. et A. Kessler (2001). Water-sensitive urban planning: Modeling on-site infiltration, *Journal of Water Resources Planning and Management ASCE*, 127(2), 78-88.
- Lee, J.H., Bang, K.W., Ketchum, L.H., Choe, J.S., et M.J. Yu (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Science of the Total Environment*, 293(1-3), 163-175.
- Lee, J.G., et J.P. Heaney (2003). Estimation of urban imperviousness and its impacts on storm water systems. *Journal of Water Resources Planning and Management ASCE*, 129(5), 419-426.
- Line, D.E., et N.M. White (2007). Effects of development on runoff and pollutant export. *Water Environment Research*, 79(2), 185-190.
- Liu, K., et B. Baskaran (2003). Thermal performance of green roofs through field evaluation. Proceedings for the First North American Green Roof Infrastructure Conference, Awards and Trade Show, Chicago, IL., May 29-30, 2003, pp. 1-10.
- Mailhot, A., Rivard, G., Duchesne, S., et J.-P. Villeneuve (2006). Impacts et adaptations liés aux changements climatiques (CC) en matière de drainage urbain au Québec. Rapport de recherche N° R-874, Rapport final du projet financé par le Fonds d'Action sur les Changements Climatiques (FACC) de Ressources Naturelles Canada, Institut National de la Recherche Scientifique INRS-Eau, Terre et Environnement, Québec, 142 p.
- Mailhot, A., Duchesne, S., Caya, D., et G. Talbot (2007a). Assessment of future change in Intensity-Duration-Frequency (IDF) curves for Southern Quebec using the Canadian Regional Climate Model (CRCM). *J. Hydrol.*, 347(1-2), 197-210, doi:10.1016/j.jhydrol.2007.09.019.
- Mailhot, A., Duchesne, D., et J.-P. Villeneuve (2007b). Les changements climatiques : enjeux et perspectives en matière d'infrastructures urbaines. Contact Plus, la Revue de l'Association des Ingénieurs Municipaux du Québec, n° 62, été 2007, p. 20-26.
- Marsalek, J., et B. Chocat (2002). International Report: Stormwater management. *Water Science and Technology*, 46(6-7), 1-17.

- Martin, C., Ruperd, Y., et M. Legret (2007). Urban stormwater drainage management: The development of a multicriteria decision aid approach for best management practices. *European Journal of Operational Research*, 181, 338-349.
- MDE (2000). Maryland Stormwater Design Manual: Volume I & II, Maryland Department of the Environment, Water Management Administration, Baltimore, Maryland.
- MDEP (2006). Stormwater Management for Maine, Maine Department of Environmental Protection, Augusta, Maine.
- Mehdi, B., Mrena, C., et A. Douglas (2006). S'adapter aux changements climatiques: Une introduction à l'intention des municipalités canadiennes. Réseau canadien de recherche sur les impacts climatiques et l'adaptation (C-CIARN), 36 p.
- Mentens, J., Raes, D., et M. Hermy (2006). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape and Urban Planning*, 77(3), 217-226.
- Meyer, J.L., Paul, M.J., et W.K. Taulbee (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 602-612.
- Miller, C. (2001). Use of Vegetated Roof Covers in Runoff Management. *Roofscapes Inc.*, 5 p.
- MJA (2007). The economics of rainwater tanks and alternative water supply options. Marsdsen Jacob Associates Rapport réalisé pour le compte du Australian Conservation Foundation, Nature Conservation Council (NSW) et de Environment Victoria. Avril 2007.
- Montalto, F., Behr, C., Alfredo, K., Wolf, M., Arye, M., et M. Walsh (2007). Rapid assessment of the cost-effectiveness of low impact development for CSO control. *Landscape and Urban Planning*, 82, 117-131.
- Monterusso, M.A., Rowe, D.B., et C.L. Rugh (2005). Establishment and persistence of *Sedum* spp. and native taxa for green roof applications. *HortScience*, 40, (2), 391-396
- MSSC (2006). Minnesota Stormwater Manual (Version 1.1), Minnesota Stormwater Steering Committee, Saint-Paul, Minnesota, 624 p.
- Muthanna, T.M., Vikolander, M., et T. Thorolfsson (2007a). Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. *Hydrol. Process.* disponible en ligne, DOI: 10.1002/hyp.6732.
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Gjesdahl, N., et S.T. Thorolfsson (2007b). Heavy metal removal in cold climate bioretention. *Water Air and Soil Pollution*, 183: 391-402.
- Muthanna, T.M., Vikolander, M., Blecken, G., et S.T. Thorolfsson (2007c). Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. *Water Research*, 41: 4061-4072.
- Natural Resources Defence Council (2001). Stormwater Strategies: Community Response to Runoff Pollution Natural Resources Defence Council, 145 p.
- NCDWQ (North Carolina Division of Water Quality) (2007). NCDENR Stormwater Best Management Practices Manual. 360 p.
- Niemczynowicz, J. (1999). Urban hydrology and water management – Present and future challenges. *Urban Water*, 1, 1-14.

- Parikh, P., Taylor, M.A., Hoagland, T., Thurston, H., et W. Shuster (2005). Application of market mechanisms and incentives to reduce stormwater runoff. An integrated hydrologic, economic and legal approach, *Environmental Science & Policy*, 8, 133-144.
- Paul, M.J., et J.L. Meyer (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333-365.
- Peck, S.W., Callaghan, C., Kuhn, M.E., et B. Bass (1999). 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. Rapport préparé pour le Canada Mortgage and Housing Corporation, 78 p.
- Peck S., et M. Kuhn (2001). Design Guidelines for Green Roofs. Publication du Ontario Association of Architects and CMHC/SCHL, 22 p.
- Perez-Pedini, C., Limbrunner, J.F., et R.M. Vogel (2005). Optimal location of infiltration-based best management practices for storm water management. *Journal of Water Resources Planning and Management ASCE*, 131(6), 441-448.
- Pitt, R., Clark, S., et K. Parmer (1994). Protection of Groundwater from Intentional and Nonintentional Stormwater Infiltration. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/SR-94/051. PB94-165354AS, Storm and Combined Sewer Program, Cincinnati, Ohio. 187 p.
- Pomegranate Center (2005). Green Roof Manual: How to Replace your Dead Roof with a Living Landscape. Water Works, King County Water Quality Block Grant. 17 p.
- Portland (2006). Disconnect your downspouts. Help Stop Sewer Overflow. Brochure publiée par Environmental Services, City of Portland (voir aussi le site www.portlandonline.com/downspoutdisconnect)
- Rauch, W., Seggelke, K., Brown, R., et P. Krebs (2005). Integrated approaches in Urban Storm Drainage: Where do we stand?. *Environmental Management*, 35(4), 396-409.
- Rawls, W.J., Gimenez, D., et R. Grossman (1998). Use of soil texture, bulk density, and slope of the water retention curve to predict saturated hydraulic conductivity. *Transactions of the ASAE*, 41(4), 983-988.
- Rivard, G., Mailhot, A., et S. Duchesne (2007). Source control as an adaptation measure for urban drainage systems in a context of climate change. Novatech 2007, 6th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, 25-28 juin 2007, Lyon, France.
- Rosenfeld, A.H., Akbari, H., Romm, J.J., et M. Pomerantz (1998). Cool communities: strategies for heat island mitigation and smog reduction. *Energy & Buildings*, 28, 51-62.
- Rowe, B., Getter, K., Andresen, J., et J. Lloyd (2007). The green roof research program at Michigan State Univ. *Hortscience*, 42(4), 1003-1003.
- Sabourin, J.F., and Associates Inc. (1999). Performance Evaluation of Grass Swales and Perforated Pipe Drainage Systems. Research Project, Executive Summary. Ontario Ministry of the Environment.
- Sample, D.J., Heaney, J.P., Wright, L.T., Fan, C.-Y., Lai, F.-H., et R. Field (2003). Costs of best management practices and associated land for urban stormwater control. *Journal of Water Resources Planning and Management ASCE*, 129(1), 59-68.

- Sansalone, J.J., et S.G. Buchberger (1997). Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater. *Water Science and Technology*, 36(8-9), 155-160.
- Sazakli, A., Alexopoulos, A., et M. Leotsinidis (2007). Rainwater harvesting, quality assessment, and utilization in Kefalonia Island, Greece. *Wat. Res.*, 41, 2039-2047.
- Schneider, L.E., et R.H. McCuen (2006). Assessing the hydrologic performance of best management practices. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11(3), 278-281.
- Scholz, M. (2007). Development of a practical best management practice decision support model for engineers and planners in Nordic countries. *Nordic Hydrology*, 38(2), 107-123.
- Scholz, M., et P. Grabowiecki (2007). Review of permeable pavement systems, *Building and Environment*, 42, 3830-3836.
- Schueler, T. (1987). Controlling Urban Runoff: A practical manual for planning and designing urban BMPs, Metropolitan Washington Councils of Governments, Washington DC.
- Schueler, T.R. (1994). The importance of imperviousness. *Watershed Protect. Techn.*, 1(3), 100-111.
- Semmler, T., et D. Jacob (2004). Modeling extreme precipitation events – a climate change simulation for Europe. *Global and Planetary Change*, 44, 119-127.
- Simmons, G., Hope, V., Lewis, G., Whitmore, J., et W. Gao (2001). Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand, *Wat. Res.* 35 (6), 1518-1524.
- Stephens, K.A., Graham, P., et D. Reid (2002). Stormwater Planning - A guidebook for British Columbia. Ministry of Water, Land and Air Protection, Vancouver, B.C., 244 p.
- Taylor, A.C. et T. Wong. (2003). Non-structural stormwater quality best management practices: Guidelines for monitoring and evaluation. Cooperative Research Center for Catchment Hydrology, Technical Report, Report 03/14, 154 p.
- Taylor, A.C., Curnow, R., Fletcher, T.D., et J. Lewis (2007). Education campaigns to reduce stormwater pollution in commercial areas: Do they work? *Journal of Environmental Management*, 84, 323-335.
- Taylor, A.C., et T.D. Fletcher (2007). Nonstructural urban stormwater quality measures: Building a knowledge base to improve their use. *Environmental Management*, 39, 663-677.
- Taylor, D.A. (2007). Growing green roofs, City by City. *Environmental Health Perspectives*, 115 (6), Juin 2007, A306-A311.
- Trenberth, K.E. (1999). Conceptual framework for changes of extremes of the hydrological cycle with climate change. *Clim. Change*, 42, 327-339.
- Trenberth, K.E., Dai, A., Rasmussen, R.M., et D.B. Parsons (2003). The changing character of precipitation. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 84, 1205-1217.
- Thurston, H.W. (2006). Opportunity costs of residential best management practices for stormwater runoff control. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE, 132 (2), 89-96.

- Thurston, H.W., Goddard, H.C., Szlag, D., et B. Lemberg (2003). Controlling storm-water runoff with tradable allowances for impervious surfaces. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE, 129 (5), 409-418.
- TWDB (2005). The Texas Manual on Rainwater Harvesting, Texas Water Development Board, 3rd Edition, Austin, Texas, 58 p + 1 annexe.
- UDT (2007) Low Impact Development: Tree Box Filter. Urban Design Tools, www.lid-stormwater.net/treeboxfilter_home.htm (consulté le 21 janvier 2008)
- USEPA (1999a). Storm Water Technology Fact Sheet: Infiltration Trench. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., EPA 832-F-99-019, 7 p.
- USEPA (1999b). Storm Water Technology Fact Sheet: Vegetated Swales. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., EPA 832-F-99-006. 7 p.
- USEPA (1999c). Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices. United States Environmental Protection Agency, Report No EPA-821-R-99-012, Washington DC.
- USEPA (2000). Low Impact Development (LID). A Literature Review. United States Environmental Protection Agency, Report No EPA-841-B-00-005, Washington DC, 41 p.
- USEPA (2001). Storm Water Technology Fact Sheet: Baffle Boxes. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., EPA 832-F-01-004, 7 p.
- USEPA (2006). BMP Modeling Concepts and Simulation, Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC 20460, EPA/600/R-06/033. 148 p.
- Vaes, G., et J. Berlamont (1999). The impact of rainwater reuse on CSO emissions. *Water Science and Technology*, 39(5), 57-64.
- Van Metre, P.C., et B.J. Mahler (2003). The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams. *Chemosphere*, 52, 1727-1741.
- VanWoert, N.D., Rowe, D.B., Andresen, J.A., Rugh, C.L., Fernandez, R.T., et L. Xiao (2005). Green roof stormwater retention: Effects of roof surface, slope, and media depth. *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 1036-1044.
- Van Buren, M. A., Watt, W. E., Marsalek, J., et B. C. Anderson (2000). Thermal enhancement of stormwater runoff by paved surfaces. *Water Research*, 34(4), 1359-1371.
- Villarreal, E.L., et A. Bengtsson (2004). Inner city stormwater control using a combination of best management practices. *Ecological Engineering*, 22(4-5), 279-298.
- Villarreal, E.L., et A. Dixon (2005). Analysis of a rainwater collection system for domestic water supply in Ringdansen, Norrköping, Sweden. *Building and Environment*, 40(9), 1174-1184.
- Wahl, M.H., McKellar, H.N., et T.M. Williams (1997). Patterns of nutrient loading in forested and urbanized coastal streams. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 213(1), 111-131.
- Walesh S.G. (1999). Street storage system for control of combined sewer surcharge-Retrofitting stormwater storage into combined sewer systems. Contact 8C-R416-NTSX, EPA, Edison, NJ.

- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., et R.P. Morgan (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706-723.
- Walters, D.M., Leigh, D.S., et A.B. Bearden (2003). Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. *Hydrobiologia*, 494(1-3), 5-10.
- Watt W.E., Waters D., et R. McLean (2003). Climate change and urban stormwater infrastructure in Canada: Context and case studies. Toronto-Niagara Region study report and working paper series, Waterloo, Ontario (Report 2003-1), 27 p.
- Weiss, P.T., Gulliver, J.S., et A.J. Erickson (2007). Cost and pollutant removal of storm-water treatment practices. *Journal of Water Resources Planning and Management ASCE*, 133(3), 218-229.
- Wong, N.H., Tay, S.F., Wong, R., Ong, C.L., et A. Sia (2003). Life cycle cost analysis of rooftop gardens in Singapore. *Buildings and Environment* 38, 499-509.
- Wright, L.T., et J.P. Heaney (2001). Chapter 11: Design of distributed stormwater control and reuse systems. Stormwater collection systems design handbook, L. W. Mays, ed., McGraw-Hill, New York.
- WSDE (2005). Stormwater Management Manual for Western Washington; Volume V, Runoff Treatment BMPs. Washington State Department of Ecology, Water Quality Program, Publication No. 05-10-33, 250 p.
- Yaziz, M.I., Gunting, H., Sapari, N., et A.W. Ghazali (1989). Variations in rainwater quality from roof catchments, *Wat. Res.*, 23 (6), 761-765.
- Zhen, J., Shoemaker, L., Riverson, J., Alvi, K. et M.-S.Cheng (2006). BMP Analysis system for watershed-based stormwater management. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 41, 1391-1403.
- Zwiers, F.W., et V.V. Kharin (1998). Changes in the extremes of the climate simulated by CCC GCM2 under CO2 doubling. *J. Climate*. 11: 2200-2222.

Annexe A : Liste des BMP selon les types de systèmes

Tableau A.1 BMP de type bio-rétention

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Infiltration Planter	Jardin pluvial urbain	Réservoir utilisé dans les milieux fortement urbanisés et dont le périmètre est généralement constitué de béton. Il reçoit les eaux de ruissellement provenant des surfaces imperméables environnantes (trottoirs et toits) et favorise la filtration et l'infiltration des eaux de ruissellement.	City of Portland (2004)
Flow-Through Planter	Jardin pluvial pour édifice	Réservoir aménagé à même les bâtiments et édifices en milieu urbain. Les eaux de ruissellement engendrées par ces immeubles sont alors directement dirigées vers le réservoir. Cet aménagement permet de filtrer les eaux et de les infiltrer dans le sol sous-jacent.	City of Portland (2004)
Rain Garden	Jardin pluvial	Dépression ou réservoir dans lequel se trouve une diversité de plantes reconstituant un milieu naturel. Ce réservoir agit comme un bassin où les eaux de ruissellement sont acheminées pour y être conservées de façon temporaire. Ce type d'aménagement met à profit plusieurs processus telles la filtration, l'infiltration et l'évapotranspiration.	IDEQ (2005) DEP (2006) MSSC (2006) CTRE (2007) NCDWQ (2007)
Tree Box Filter	Mini jardin pluvial	Petits jardins pluviaux se présentant sous la forme d'une boîte contenant un arbre (ou une série d'arbres) et pouvant être aménagés le long des trottoirs par exemple. Les eaux de ruissellement sont dirigées vers cet aménagement pour, par la suite, être acheminées dans un bassin de captage d'eau ou vers le réseau de drainage urbain.	UDT (2007)

Tableau A.2 BMP favorisant l'infiltration

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Infiltration Trench	Tranchée d'infiltration	Tranchée creusée à même le substrat originel dans laquelle est ajouté un agrégat de roches graduées. Cette tranchée joue un rôle de réservoir pour les eaux de ruissellement provenant de surfaces imperméables. Une partie (ou la totalité) des eaux est par la suite infiltrée alors que l'excès peut être dirigé vers le réseau de drainage.	City of Portland (2004) IDEQ (2005) DEP (2006) MSSC (2006) CTRE (2007)
Infiltration Basin	Bassin d'infiltration	Aménagement de taille et de forme variables caractérisé par une dépression formant un petit bassin et recouvert de plantes, généralement des herbacées. Ce type d'ouvrage, situé sur un site non perturbé, permet de recueillir, d'emmagasiner et d'infiltrer rapidement les eaux de ruissellement pluviales émanant des surfaces imperméables avoisinantes.	Barr Engineering (2001) DEP (2006) MSSC (2006) CTRE (2007) NCDWQ (2007)
Downspout Infiltration Systems - Private Soakage Trench	Tranchée d'infiltration sur lot; système d'infiltration des eaux de gouttières	Tranchée ou puits aménagé sur les lots résidentiels, constituée d'un agrégat de roches graduées et recouvert de sable ou de plantes. Une conduite perforée peut être installée à l'intérieur de la tranchée afin d'augmenter la capacité d'infiltration et ainsi recevoir les eaux de ruissellement en provenance de superficies imperméables plus importantes.	City of Portland (2004) WSDE (2005)
Perforated Stub-Out Connections - Private Drywell	Puits d'égouttement	Conduite verticale perforée qui peut contenir un volume d'eau qui s'infiltrer par la suite en profondeur dans le sol sous-jacent dans un intervalle de temps relativement court.	CWP (2003) City of Portland (2004) WSDE (2005)

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Dry Well Infiltration Tubes - French Drains - Soak-Away Pits - Soak holes	Puits d'égouttement tubulaire; puits filtrant	Réservoir situé sous la terre qui reçoit et accumule temporairement les eaux de ruissellement provenant généralement de toits et qui favorise l'infiltration de l'eau dans le sol sous-jacent.	CWP (2003) DEP (2006) MDEP (2006) MSSC (2006)
Stormwater Planter	Petit jardin pluvial pour édifice	Ouvrage destiné à recevoir les eaux en provenance des toits de divers bâtiments, comprenant un sol organique et un réservoir. Similaire au jardin pluvial pour édifice, mais de plus petite dimension, il est parfois nécessaire d'en aménager plusieurs autour d'un seul bâtiment.	IDEQ (2005)
On-Lot Infiltration	Infiltration sur lot	Ensemble de BMP conçues pour être aménagées sur les lots des secteurs résidentiels urbains et assimilables, dans la mesure où des plantes sont présentes, au jardin pluvial sur site résidentiel. Comprend des BMP du type bassins d'infiltration et tranchées d'infiltration dont elles diffèrent en raison de l'échelle des aménagements.	Barr Engineering (2001)
Gravel Bag Berm - Infiltration Berm - Retentive Grading	Berme d'infiltration	Petit monticule de terre compacté aménagé selon les lignes de niveau le long des pentes de faible inclinaison et qui forme plusieurs petits bassins pour l'accumulation des eaux de ruissellement. Une partie des eaux est infiltrée dans le sol alors que l'excédent peut être acheminé vers le réseau de drainage.	CASQA (2003) DEP (2006)

Tableau A.3 BMP de type dépressions, baissières ou chenal à surface libre («open channel»)

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Biofiltration Swale - Vegetated Swale - Vegetated Swale System	Dépression végétalisée	Long chenal avec une pente légère, de section parabolique ou trapézoïdale recouvert d'herbacées, qui reçoit et contient les eaux de ruissellement provenant de surfaces imperméables. Cette M/A est constituée d'un médium en surface hautement perméable (sable ou concassé) afin d'optimiser l'infiltration des eaux de ruissellement.	MDE (2000) City of Portland (2004) IDEQ (2005) DEP (2006) CTRE (2007)
Grass Swale	Dépression gazonnée	Fossé de drainage conventionnel, avec une pente légère, recouvert d'herbacées dont les pouvoirs d'infiltration sont limités et bien en-deçà de ceux des dépressions végétales. En raison des capacités d'infiltration restreintes, cette BMP vise essentiellement à capter divers polluants provenant des eaux de ruissellement et à acheminer par la suite les eaux traitées vers le réseau de drainage.	DEP (2006) CTRE (2007)
Subsurface Infiltration Bed	Lit souterrain d'infiltration	Dépression de formes diverses recouverte de plantes, possédant un sol hautement perméable et qui repose sur un lit de roche graduée similaire à celui des tranchées d'infiltration.	DEP (2006)
Bioinfiltration Swale - Grass Percolation Areas	Dépression de rétention végétalisée	Dépression végétale de diverses formes caractérisée par la présence de bermes et de digues dans le but de former plusieurs petits bassins et ainsi contenir les eaux de ruissellement. Ce système se trouve à mi-chemin entre le bassin de rétention et la dépression végétalisée.	IDEQ (2005) WSDE (2005)
Biofiltration Swale - Continuous Inflow	Dépression végétalisée à flux constant	Aménagement semblable aux dépressions végétalisées mais où les eaux de ruissellement sont acheminées sur les pentes tout le long du chenal plutôt que par l'une des extrémités. Ces aménagements sont plus longs que les dépressions végétalisées afin d'assurer un temps de résidence suffisant de l'eau dans la dépression.	WSDE (2005)
Enhanced Swales-Enhanced Vegetated Swale - Infiltration Swale System	Système d'infiltration à chenal ouvert	Chenal ouvert recouvert d'herbacées, en dessous duquel se trouvent un lit de roches et une conduite perforée pour maximiser l'infiltration des eaux de ruissellement. BMP qui combine les aspects des dépressions végétales et des tranchées d'infiltration.	ARC et GDNR (2001) Stephens et al. (2002) DEP (2006)

BMP	Équivalent Français proposé	Description	Référence
Vegetated Street Swale	Dépression végétalisée sur route	Petites dépressions végétales, disposées en bordure des routes ou près des intersections. Cette BMP doit être intégrée dans la conception des rues et des routes et elle représente une alternative efficace aux endroits où l'espace est restreint.	City of Portland (2004)

Tableau A.4 BMP de type filtration sur médium

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Filter system - Filtration Basins - Medias Filtration Facilities - Surface Sand Filter	Système de filtration; bassin de filtration	Procédé utilisé essentiellement dans une optique de prétraitement des eaux de ruissellement composé de chambres de sédimentation en bordure des surfaces imperméables, vers lesquelles les eaux de ruissellement sont dirigées et filtrées. Ces chambres, constituées de sable, peuvent être recouvertes de sable ou d'herbacées et une conduite perforée peut se retrouver sous les chambres de sédimentation pour collecter les eaux passant au travers des chambres.	Barr Engineering (2001) MSSC (2006)
Underground Filters - Underground Sand Filter	Système de filtration souterrain	Procédé similaire à celui des systèmes de filtration mais où les chambres de sédimentation se trouvent sous la surface du sol, adapté donc aux sites où l'espace est limité.	Barr Engineering (2001) MSSC (2006) CTRE (2007)
Filters Perimeter- Linear Perimeter - Linear Sand Filter	Système de filtration linéaire	Composé de plusieurs chambres de sédimentation, tout comme pour les systèmes de filtration, disposées linéairement sur le pourtour des surfaces imperméables.	CWP (2003) WSDE (2005) DEP (2006) MSSC (2006) CTRE (2007)
Contained Filter - Sand Filter - Sand Filter Vault	Bassin de filtration; enceinte de filtration sur sable	Bassin dont le fond peut reposer autant sur une surface imperméable que perméable. Le bassin est rempli de sable sur un substrat à granulométrie plus grossière tel du gravier. Une ouverture localisée à l'une des extrémités du bassin permet de diriger les eaux excédentaires vers le réseau de drainage.	City of Portland (2004) IDEQ (2005) DEP (2006) CTRE (2007) NCDWQ (2007)
Constructed Filter	Filtre artificiel	Structure de superficie variable, contenant une couche de sable, de compost, de tourbe et d'autres médias filtrants, recouverte d'une végétation herbacée dense. Lors de leur passage à travers ces médias, les eaux de ruissellement sont traitées et acheminées par la suite vers le réseau de drainage et/ou dans le sol sous-jacent.	DEP (2006)

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Baffle Boxes	Trappe à sédiments	Structure de béton ou de fibre de verre qui contient une série de chambres de sédimentation séparées par des cloisons. L'objectif premier est de capter les sédiments solides en suspension. Des filtres peuvent également être ajoutés pour capter les débris plus grossiers.	ASCE (2001a) USEPA (2001)

Tableau A.5 BMP de type filtration à travers un médium végétal

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Filter Strips - Vegetated Buffers - Vegetated Filter - Vegetated Filter Strips	Bande filtrante végétalisée	Surface gazonnée de superficie variable, de faible pente, localisée entre une source de pollution diffuse (par ex. surface imperméable) et une zone de captage des eaux de ruissellement (par ex. cours d'eau, réseau de drainage). Le passage des eaux de ruissellement émanant de la source diffuse à travers la végétation permet leur filtration, réduit les vitesses d'écoulement et favorise l'infiltration.	City of Portland (2004) DEP (2006) MDEP (2006) MSSC (2006) CTRE (2007)
Wet Swales	Dépression végétalisée humide	Cellules linéaires ayant l'apparence d'un marais, dont la pente est nulle, qui agissent comme un bassin pour recevoir les eaux de ruissellement et qui nécessitent une nappe phréatique élevée et un sol légèrement perméable. La présence d'une nappe phréatique élevée est nécessaire pour ne pas que l'aménagement se vide entre chaque événement pluvieux	ARC et GDNR (2001) WSDE (2005) DEP (2006) MSSC (2006) CTRE (2007)
Dry Swales	Dépression végétalisée sur lit d'infiltration	Chenal végétatif dont la pente est nulle, qui comprend un lit filtrant composé de roches et qui infiltre la totalité des eaux de ruissellement reçues. Les dépressions sèches se vident complètement entre chaque événement pluvieux.	ARC et GDNR (2001) Barr Engineering (2001) MSSC (2006) CTRE (2007)

Tableau A.6 BMP de type pavage ou surface poreuse ou perméable

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Asphalt Pervious - Paving Paver System - Permeable Pavement - Pervious Bituminous - Pervious Concrete and Asphalt Mixes -Pervious Pavement - Pervious Paving	Chaussée poreuse; chaussée perméable; Asphalte poreux; Bitume perméable;	Utilisation d'un matériau poreux ou perméable pour couvrir des surfaces autrement imperméables (pavé, asphalte, bitume) permettant à l'eau de s'infiltrer dans le sol ou d'être recueillie pour ensuite être acheminée au réseau de drainage. La surface perméable est créée à partir d'une matrice ne comportant pas d'éléments fins. La présence de particules grossières crée un volume interstitiel plus important et en mesure d'absorber les eaux de ruissellement.	Stephen <i>et al.</i> (2002) City of Portland (2004) DEP (2006) MSSC (2006)
Pervious Pavement with Infiltration Bed - Porous Pavement	Chaussée perméable avec lit d'infiltration	Aménagement constitué d'une chaussée perméable sous lequel est ajouté un lit de gravier. Cette particularité supplémentaire permet de retenir un plus grand volume d'eau et maximise l'infiltration des eaux de ruissellement.	IDEQ (2005) DEP (2006)
Blocks Pervious - Concrete Block - Permeable Pavers Modular Paving Blocks	Pavage à interstices perméables	Pavage dont les interstices sont occupés par du matériel perméable permettant d'emmagasiner un certain volume d'eau et d'en infiltrer une partie.	Barr Engineering (2001) City of Portland (2004) DEP (2006) MSSC (2006)

Tableau A.7 BMP visant à récupérer les eaux pluviales ruisselant de diverses surfaces imperméables

Mesure adaptative	Équivalent français proposé	Description	Référence
Capture and Reuse - Haversting and Re-use - Haversting Rainwater Re-use - Rainwater Collection System - Rooftop Runoff Water Rainwater	Système de collecte des eaux pluviales	Ensemble de BMP visant à recueillir et stocker dans un ou plusieurs réservoirs les eaux de ruissellement provenant de surfaces imperméables. Ces eaux peuvent ensuite être utilisées pour différents usages domestiques, dirigées vers d'autres BMP ou sur une surface gazonnée, ou encore retourner graduellement vers le réseau de drainage.	City of Portland (2004) IDEQ (2005) MSSC (2005) TWDB (2005) DEP (2006)

Tableau A.8 BMP recréant des espaces verts

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Absorbent Landscaping	Aménagement paysager avec sol absorbant	Petits secteurs recouverts de végétation (plantes, arbustes, arbres) copiant les caractéristiques d'un milieu naturel reposant sur un sol aménagé de sorte à assurer une absorption maximale des eaux pluviales et des eaux de ruissellement qui y sont acheminées.	Stephens <i>et al.</i> (2002)
Contained Planter	Bac à plantes	Récipient contenant un sol organique riche et épais et dans lequel croissent diverses plantes et arbustes. Ces bacs sont disposés sur des surfaces imperméables pour capter une part des précipitations. Leur utilité pour capter les eaux de ruissellement est nulle.	City of Portland (2004)
Green Parking Lots	Stationnement vert	Les stationnements verts combinent l'utilisation de pavage perméable, le recours au réseau de drainage naturel et la réduction de l'espace utilisé en surface de stationnement. L'espace ainsi récupéré est par la suite utilisé pour garantir un meilleur traitement des eaux de ruissellement à l'intérieur de la zone de stationnement.	IDEQ (2005)
Green Roofs - Green Rooftops - Rooftop Runoff Management	Toit vert	Aménagement paysager plus ou moins élaboré installé sur le toit des édifices (résidence, bâtiment à logements multiples, commercial et industriel), composé de plusieurs couches de sol recréant un milieu propice à la croissance des plantes (herbacées, arbustes et arbres).	Barr Engineering (2001) Stephens <i>et al.</i> (2002) IDEQ (2005) MSSC (2006) NCDWQ (2007)
Ecoroof - Extensive Vegetated Roof	Toit vert extensif	Toit vert constitué de plantes herbacées, adapté pour les toits des résidences.	City of Portland (2004) DEP (2006)
Intensive Vegetated Roof - Roof Garden	Toit vert intensif	Toit vert comprenant des arbres et des arbustes et accessible au public	City of Portland (2004) DEP (2006)

Tableau A.9 BMP du type marais/zones humides

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Biodetention Basin	Bassin de bio-rétention	Marais artificiel ayant pour but de contenir les eaux de ruissellement. Il s'agit d'un ouvrage permanent des fonctions récréationnelles, esthétiques et fauniques.	IDEQ (2005)
Construted Wetlands	Marais aménagé	Marais peu profond, ayant une végétation émergente, qui emmagasine et traite les eaux de ruissellement. BMP similaire aux bassins de bio-rétention.	ARC et GDNR (2001) ASCE (2001a) CWP (2003) DEP (2006) City of Knoxville (2007)
Shallow Wetland	Marais peu profond	Variation du marais aménagé, moins profond et qui a le désavantage de nécessiter une grande superficie.	ARC et GDNR (2001)
Extented Detention Shallow Wetland	Bassin humide peu profond avec extension	Bassin peu profond pourvu d'une aire additionnelle qui assure un traitement de l'eau plus efficace que les marais peu profonds employés seuls et qui diminue les besoins en superficie. Les eaux contenues dans l'extension sont relâchées lentement vers le bassin humide.	ARC et GDNR (2001)
Pond/Wetland System	Bassin/Zone humide	Ce système est constitué de deux cellules : un bassin de rétention et un marais aménagé. Le bassin de rétention capte les eaux de ruissellement et retient les sédiments solides en suspension. Par la suite, l'eau est acheminée graduellement vers le marais.	ARC et GDNR (2001)
Pocket Wetland	Mini marais aménagé	Ce bassin est conçu pour traiter les eaux de ruissellement provenant de zones imperméables dont la superficie se situe entre 2 et 4 hectares.	ARC et GDNR (2001)

Tableau A.10 BMP du type bassins de rétention

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Retention basin - Wet Detention Ponds - Wet pond - Wetpool	Bassin permanent de rétention	Bassin dans lequel se trouve de l'eau en permanence et où les eaux de ruissellement sont dirigées. Les eaux de ruissellement, après avoir été captées, sont retournées lentement vers le réseau de drainage.	MDE (2000) ARC et GDNR (2001) IDEQ (2005) DEP (2006) CTRE (2007)
Extended Wet Detention Pond	Bassin permanent de rétention avec extension	Aménagement constitué d'un bassin dans lequel se trouve de l'eau en permanence, additionné d'une zone de stockage supplémentaire. Ce réservoir additionnel reçoit un certain volume d'eau lors des événements pluvieux, volume qu'il relâche par la suite graduellement vers le bassin. Cette BMP peut être dimensionnée afin de traiter les eaux d'événements pluvieux de différentes périodes de retour.	ARC et GDNR (2001) Barr Engineering (2001) City of Portland (2004) IDEQ (2005) MSSC (2006)
Wet Detention Ponds with Filtration System	Bassin permanent de rétention avec système de filtration	Même type de bassin que le bassin permanent de rétention, excepté qu'il possède en plus un système souterrain de drains qui permet de relâcher doucement le volume d'eau vers le bassin permanent.	ASCE (2001a)
Wet Pond Nutrients	Bassin de rétention et de captage des nutriments	Constitué d'un bassin de rétention permanent auquel est annexé un petit marais qui permet de capter une plus grande quantité de polluants (plus spécialement les nutriments). Ce sont essentiellement les plantes, qui se trouvent dans le marais, qui captent les divers polluants.	IDEQ (2005)
Dry Detention Basin - Dry Detention Pond - Dry Pond	Bassin temporaire de rétention	Bassin de rétention recouvert de végétation recueillant les eaux de ruissellement qui sont par la suite libérées et acheminées graduellement vers le réseau de drainage. Ce type d'aménagement est conçu pour relâcher la totalité des eaux entre les événements pluvieux.	Barr Engineering (2001) City of Portland (2004) MSSC (2006) CTRE (2007) NCDWQ (2007)

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
On-line Dry Retention Ponds	Bassin de rétention temporaire et d'infiltration	Bassin qui reçoit toutes les eaux de ruissellement d'un secteur donné et qui les élimine en grande partie par infiltration et évaporation. Seul un très faible volume est par la suite acheminé au réseau ou vers un plan d'eau récepteur.	ASCE (2001a)
Dry Extended Detention Basin - Dry Extended Detention Pond - Off-Line Retention/Detention Systems	Bassin de rétention temporaire avec extension	Aménagement similaire au bassin temporaire de rétention mais qui possède en plus un second bassin, de sédimentation cette fois, et qui achemine plus lentement le volume d'eau vers le bassin temporaire. Cette mesure est généralement plus efficace que le bassin temporaire de rétention pour traiter les eaux de ruissellement.	ASCE (2001a) IDEQ (2005) DEP (2006)
Micropool Extended Detention Pond	Micro bassin de rétention avec extension	Bassin permanent de rétention avec extension de plus faible superficie adaptée aux aires imperméables plus petites.	ARC et GDNR (2001) CWP (2003) MSSC (2006)
Multiple Pond System	Système de bassins multiples	Aménagements comportant plusieurs bassins temporaires de rétention interreliés.	CWP (2003)
Detention Tanks	Citerne de rétention temporaire	Réservoir souterrain, construit généralement à partir de conduites de métal ondulées et de large diamètre, et servant au stockage des eaux de ruissellement. Ces structures permettent de stocker temporairement les eaux de ruissellement, avant de les retourner vers le réseau de drainage, permettant ainsi de réduire les risques de surcharges du réseau.	ARC et GDNR (2001)

BMP	Équivalent français proposé	Description	Référence
Wet Vault Tank Wetvault	Bassin souterrain	Structure souterraine dans laquelle se trouve de l'eau en permanence, afin d'éviter la remise en suspension des sédiments à chaque événement pluvieux, et qui emmagasine temporairement les eaux de ruissellement. Agit sensiblement comme un bassin de rétention mais adapté aux sites où l'espace en surface est limité.	Barr Engineering (2001) IDEQ (2005) WSDE (2005)
Streets Berm	Berme de rue	Ouvrage légèrement surélevé traversant perpendiculairement la rue d'un trottoir à l'autre. Ce monticule retient les eaux de ruissellement formant ainsi autant de zones temporaires de stockage des eaux. Ces eaux seront, par la suite, soit acheminés au réseau de drainage ou s'évaporeront à la fin de l'événement pluvieux.	Walesh (1999)