

Rôles des arbres et des plantes grimpantes en milieu urbain : revue de littérature et tentative d'extrapolation au contexte montréalais

Rapport d'étape destiné au



Conseil régional
de l'environnement
de Montréal



Photo : Yann Vergriete

Yann Vergriete
Michel Labrecque

Institut de recherche
en biologie végétale

IRBV

JARDIN BOTANIQUE
DE MONTRÉAL

Université 
de Montréal

janvier 2007

Table des matières

Table des matières	1
Table des illustrations	2
Résumé	3
Introduction	4
Rôle environnemental	7
1. Effet de la végétation urbaine sur la température	7
1.1. Effet direct	7
1.2. Effet indirect.....	8
1.3. Effet combiné	8
2. Protection contre les UV.....	9
3. Interception de l'eau de pluie.....	9
4. Modification des vents	10
5. Purification de l'air	10
5.1. Production d'oxygène.....	10
5.2. Séquestration du CO ₂	11
5.3. Interception de particules atmosphériques	13
5.4. Captage d'autres polluants atmosphériques.....	14
6. Décontamination des sols et protection des cours d'eau.....	15
Rôle social et économique.....	16
1. Modération du bruit.....	16
2. Effets sur la santé	16
3. Effets psychologiques	16
4. Valeur esthétique.....	18
5. Valeur économique.....	18
6. Mortalité des arbres en milieu urbain	20
Conclusion.....	24
Bibliographie	25
Annexe - Liste des abréviations	35

Table des illustrations

Tableau 1.	Estimation du taux de couverture arborée par les arbres de la ville de Montréal.	5
Tableau 2.	Extrapolation du potentiel d'interception des précipitations par les arbres publics de la ville de Montréal.	10
Figure 2.	Taux de séquestration annuel du carbone, par hectare, dans dix villes américaines.	13
Figure 3.	Stockage du carbone et taux de séquestration annuel dans dix villes américaines.	13
Tableau 3.	Estimation des bénéfices sociaux et environnementaux.	20
Figure 4.	Plantations d'arbres dans les arrondissements et les municipalités de l'île de Montréal.	22
Tableau 4.	Estimation du taux de mortalité des arbres de rue dans quelques arrondissements de la Ville de Montréal.....	22

Résumé

Les milieux urbains sont exigeants pour la population humaine. Nombreux, en effet, sont les facteurs de stress auxquels elle y est confrontée. L'utilisation plus intensive des plantes pour atténuer certaines agressions environnementales ou psychologiques constitue une voie a priori séduisante.

Le présent rapport considère les rôles que peuvent jouer les arbres et les plantes grimpantes en tant qu'agents réducteurs des stress urbains et l'efficacité qu'on peut en attendre, compte tenu également de certaines nuisances qui leur sont spécifiques. Il considère aussi l'aspect des coûts et des bénéfices, compte tenu de leur valeur monétaire propre, mais aussi de leur apport esthétique. La problématique de la nécessité de leur remplacement du fait d'un taux de mortalité variable selon différents paramètres y est aussi abordée.

Ce rapport fait essentiellement état des constats présentés dans la littérature, mais tente, chemin faisant, un aperçu de la situation en Ville de Montréal, même si les données y sont cruellement rares et incomplètes.

Il semble se confirmer qu'une politique d'encouragement au développement des plantations urbaines, à Montréal particulièrement, en multipliant les initiatives publiques et privées, soit clairement indiquée. Parallèlement, des compléments d'étude sur la végétation urbaine de cette ville s'imposent !

Introduction

Les villes constituent des milieux difficiles qui affectent la santé humaine. L'organisme et la psyché y sont souvent soumis à un niveau important de stress. On y trouve par exemple des concentrations importantes de polluants atmosphériques, mais aussi parfois des températures accablantes. L'emploi de la végétation comme moyen d'atténuation de plusieurs de ces facteurs de stress paraît prometteur. En nous basant sur des documents existants, nous tenterons dans ce rapport d'aborder les divers rôles que peuvent jouer les arbres et d'autres végétaux, dans les villes. Nous essaierons également de décrire au mieux le contexte de la Ville de Montréal et d'évaluer dans quelle mesure les végétaux pourraient s'avérer utiles.

Dans les milieux urbains densément peuplés, l'essentiel des surfaces est minéralisé. Dans la ville de Montréal, c'est près de 80 % de la surface qui est construite ou asphaltée [1, 2]. Pour le Plateau Mont-Royal, la surface des bâtiments occupe à elle seule 34 % du territoire [2]. La grande minéralisation des milieux urbains induit, entre autres, ce que l'on appelle l'effet d'îlot de chaleur. Celui-ci se traduit par une température de la ville de 5 à 10 °C supérieure par rapport à la région environnante [3-5]. Selon l'étude de Lamptey (2005), l'urbanisation dans le nord-est des États-Unis provoque une augmentation de 1 °C près de la surface du sol, tant durant l'été que durant l'hiver [6]. Durant les périodes de canicule, cet effet peut avoir des conséquences désastreuses pour la santé humaine. En juin 2005, par exemple, la canicule estivale à Montréal s'étendait sur treize journées où des températures maximales supérieures à 29 °C ont été enregistrées [7]. Dans les zones propices à la formation d'îlots de chaleur, les interventions visant la diminution de la température ambiante sont donc particulièrement souhaitables.

La végétation peut-elle jouer un rôle dans la modération de l'effet d'îlot de chaleur ainsi que dans la diminution d'autres facteurs de stress en milieu urbain? Il a effectivement été démontré que la forêt urbaine peut réduire la température de l'air durant les journées chaudes d'été [8]. À Munich (Allemagne), la forêt urbaine, arbustes compris, couvre environ 18 % de la surface de la ville. Il a été par exemple recommandé par Pauleit et Duhme (2000) d'augmenter cette proportion pour bénéficier davantage des effets bénéfiques de la végétation sur l'environnement urbain. Malheureusement, les espaces disponibles pour la végétalisation sont assez rares dans les villes. Les projections pour Munich plafonnent en effet à 22 % de couverture arborée possible [8]. Toutefois, les arbres ne sont pas les seuls végétaux qui peuvent jouer un rôle modérateur sur le phénomène des îlots de chaleur. La végétation grimpante qui recouvre la surface des murs constitue également un outil intéressant dans les milieux où l'espace au sol est limité. Pour chaque édifice, le potentiel de verdissement peut dépasser quatre fois celui de la surface du toit [9]. Dans le cas des gratte-ciels, ce même potentiel peut se voir multiplié jusqu'à vingt fois [9]. Une étude allemande citée par Peck et al. (1999) prétend qu'en convertissant seulement 5 % de tous les toits et murs d'une ville, on obtiendrait un climat urbain sain [9]. La performance des parois végétalisées est cependant peu décrite dans la littérature.

Quelle est la situation à Montréal? Puisque la Ville de Montréal comptait environ 1 Million d'habitants en 2001 [10-12], et que le nombre d'arbres de rue était évalué à 128 000 arbres en 1991 [13], leur ratio par mille habitants approcherait les 128 arbres. Une étude de Pauleit et al. (2002) dans 17 pays d'Europe révélait des ratios de 50 à 80 arbres de rue par 1000 habitants, dans la plupart des villes [14]. Les données les plus récentes font état d'approximativement 675 000 arbres publics - arbres de rue, terrains boisés de la Ville et arbres dans les parcs hormis les parcs-nature - sur le territoire montréalais, excluant les municipalités reconstituées en 2006 [13]. En 1998, il y avait semble-t-il 447 000 arbres dans l'ancienne Ville de Montréal, sans compter les arbres des cours-arrière et des jardins privés [15]. Selon Luley et Bond (2002), la proportion des arbres publics représente en général, du moins dans la région de New York étudiée, moins de 10 % de la couverture arborée des villes [16]. Dubé et al. (2006) estiment quant à eux que les arbres sur les terrains privés constituent une part au moins équivalente à celle des arbres publics, ce qui pourrait faire passer le total à près de 900 000 arbres [17]. Comme le territoire de l'ancienne ville de Montréal était d'environ 180 km² [10-12] et que

l'actuelle ville de Montréal a un territoire de 366,4 km² [18], nous pourrions imaginer doubler le nombre d'arbres obtenu, ce qui donnerait 1 800 000 arbres, mais ce chiffre demeure très incertain. Cela donnerait un taux approximatif de 4913 arbres/km² (49 arbres/ha), un taux assez faible si on le compare aux données américaines (tableau 1; figure 1) [10, 19, 20]. Un calcul similaire pourrait être réalisé en doublant le nombre officiel de 675 000 arbres publics dans la Ville de Montréal, afin d'inclure le nombre d'arbres privés [13]. Nous obtiendrions alors le chiffre de 1 350 000 arbres, ce qui représenterait un taux approximatif de 3684 arbre/k m² (37 arbres/ha) (tableau 1). Toutefois, ces estimations sont peu précises, ce qui rend les comparaisons difficiles avec la situation des villes citées dans la littérature. De plus, les données de couverture arborée pour la ville de Montréal ne sont pas connues à l'heure actuelle [21]. Nous pouvons également tenter d'estimer le pourcentage de couverture arborée que ce taux représente en le comparant aux données de Nowak (1993) [19], ce qui nous donne environ 10 %, avec le premier calcul et environ 6 % avec le second (tableau 1). Il apparaît donc clairement que l'obtention de données vérifiables, basées sur des observations satellitaires par exemple, serait souhaitable si l'on désire évaluer l'effet de la végétation dans le contexte Montréalais. L'on sait par ailleurs que le territoire de l'île de Montréal compte 5 300 hectares de parcs et espaces verts, soit environ 11 % du territoire de la ville de Montréal [1]. Il existe également 1 300 hectares d'aires protégées, soit 3,3 % du territoire terrestre de l'île de Montréal [1].

Tableau 1. Estimation du taux de couverture arborée par les arbres de la ville de Montréal.

Ville	Nombre estimé d'arbres	Territoire approximatif (ha)	Densité d'arbres (arbres/ha)	Taux de couverture arborée	Source
Oakland (Californie)	1 588 000	13 233*	120	21 %	[19]
Ville de Montréal	1 800 000 _a	36 640	49	10 %*	[10, 13, 17]
	1 350 000 _b		37	6 %*	

* Estimation basée sur les résultats de l'étude de Nowak 1993 [19].

a et b sont deux évaluations différentes du nombre d'arbres dans la Ville de Montréal.

Figure 1. Nombre et densité d'arbres dans dix villes américaines.

City	Density (trees/ha)		No. Trees ($\times 10^3$)	
	Avg	SE	Total	SE
Sacramento, CA ^a	73	15	1,733	350
Atlanta, GA	276	22	9,415	749
Baltimore, MD	136	29	2,835	605
Syracuse, NY	137	19	891	125
Boston, MA	83	8	1,183	109
New York, NY	65	9	5,212	719
Chicago, IL ^b	68	10	4,128	634
Philadelphia, PA	62	6	2,113	211
Oakland, CA ^c	120	4	1,588	51
Jersey City, NJ	36	6	136	22

SE = Standard error; Avg = average

^a McPherson (1998).

^b Nowak (1994).

^c Nowak (1993).

Adapté de Nowak et Crane (2002) [20]

Rôle environnemental

1. Effet de la végétation urbaine sur la température

Le rôle de la végétation dans l'atténuation des îlots de chaleur est souvent évoqué dans les articles de vulgarisation. Toutefois, les effets réels sur la température ne sont que peu rapportés, surtout ceux qui se rapprochent des conditions climatiques spécifiques à Montréal. La végétation rafraîchit les micros-climats au travers de l'ombrage direct des surfaces, mais aussi de façon indirecte au travers de l'évapotranspiration opérée par les feuilles.

1.1. Effet direct

Si les feuilles utilisent une grande proportion du rayonnement rouge pour la photosynthèse, celles-ci réfléchissent très bien les infrarouges afin de limiter le réchauffement et l'évapotranspiration excessive [22]. L'effet de la végétation sur les îlots de chaleur se fait donc de façon directe par la réflexion dans l'atmosphère d'une partie du rayonnement solaire ainsi que par l'ombre qu'elle projette sur les surfaces environnantes. La réflexion et les radiations émises par les rues et les édifices sont, elles aussi, partiellement interceptées par les arbres, ce qui renforce leur rôle s'ils sont plantés proche des bâtiments [23]. La valeur d'albédo d'une surface indique le pourcentage de lumière solaire réfléchi par celle-ci. L'albédo d'une surface couverte d'arbres est de 0,15 à 0,18, et celui d'une surface gazonnée est de 0,25 à 0,30, tandis que celui d'une surface asphaltée est de 0,05 à 0,20 [4]. De leur côté, Johnston et Newton (2004) rapportent un réfléchissement du rayonnement solaire par les arbres de 10 à 25 % [23]. L'augmentation des surfaces végétalisées représente donc une voie d'action intéressante pour l'atténuation des îlots de chaleur. Quant à l'impact de l'ombrage, McPherson (1994) rapporte que celui dû à la végétation réduit la température d'un mur de 17 °C [24]. Les arbres d'ombrage peuvent en ce sens être très utiles mais ils n'ont pas tous la même efficacité. Un arbre dont la canopée est légère intercepte entre 60 et 80 % de la lumière du soleil tandis qu'un arbre dont la canopée est dense et épaisse intercepte jusqu'à 98 % de celle-ci [23].

Selon Peck et al. (1999), chaque degré Celsius supplémentaire nécessite 9 à 12,6 % d'énergie supplémentaire pour la climatisation. Ainsi, une réduction de 5,6 °C par l'emploi judicieux de la végétation (arbres d'ombrage, murs végétalisés et toits verts) permettrait de réduire la consommation énergétique pour l'air climatisé de 50 à 70 % [9]. En effet, l'isolation à l'extérieur des bâtiments est beaucoup plus efficace que celle qui est intérieure, particulièrement l'été [9].

L'effet des murs végétalisés est avant tout lié à la surface couverte plus qu'à la densité de la couverture végétale [25]. La position des feuilles qui vise la maximisation de l'exposition au soleil permet aussi de laisser place à la ventilation naturelle, elle-même favorisée par l'évapotranspiration [23]. Les plantes grimpantes peuvent réduire les fluctuations de température quotidiennes d'un mur de 50 % [26]. Un mur ainsi recouvert ne dépasse guère 30 °C alors qu'un mur nu atteint 60 °C [25]. Des études canadiennes ont démontré que les plantes grimpantes permettent de réduire la température intérieure d'un bâtiment si elles croissent sur les façades sud et ouest [9]. Il est également possible de créer de l'ombrage saisonnier aux fenêtres ce qui empêche l'énergie solaire d'entrer directement dans les édifices et a donc un effet très marqué sur le réchauffement intérieur [25].

1.2. Effet indirect

Les plantes exercent aussi un effet indirect sur les îlots de chaleur. Celui-ci provient du refroidissement de l'air ambiant grâce à l'évapotranspiration. Un arbre mature peut prélever plus de 450 litres d'eau dans le sol pour ensuite les rejeter dans l'air sous forme de vapeur d'eau [13]. Même si cet effet paraît moins important que celui de l'ombrage, il peut s'avérer significatif. Johnston et Newton (2004) rapportent qu'un arbre mature qui transpire 450 litres d'eau a un effet refroidissant équivalent à celui de cinq climatiseurs fonctionnant 20 heures par jour [23]. S'il y a un grand nombre d'arbres ou de grands parcs, l'impact de l'évapotranspiration peut se traduire en un refroidissement local de 1 à 5 °C et influencer la température des alentours [24]. Gomez et al. (1998) ont mesuré une différence de 2,5 °C dans les espaces verts par rapport aux températures maximales en ville [27]. Durant la journée, une zone bénéficiant d'une canopée d'arbres matures aurait une température de 2,7 °C à 3,3 °C inférieure aux zones sans arbres [28]. Les plantes grimpantes rafraîchissent l'air ambiant de la même manière. Mais elles le font aussi avec la couche d'air en contact avec le mur sur lequel elles s'accrochent. Il est d'ailleurs possible de les éloigner des murs en installant diverses sortes de treillis ou d'autres structures [25, 26]. Ces techniques ont l'avantage d'offrir de bonnes conditions d'ancrage à la plante ce qui peut améliorer sa croissance sur la surface [26]. L'effet de ventilation cité précédemment est également amélioré par cet éloignement des murs qui les soutiennent [25, 29].

Le refroidissement indirect dû à l'application à large échelle des stratégies d'atténuation des îlots de chaleur (végétation combinée aux toits réfléchissants) a été estimé pour la ville de Chicago. Les économies d'énergie réalisées dans cette ville seraient de l'ordre de 11 % et la réduction du pic de demande énergétique serait de l'ordre de 9 % [30].

1.3. Effet combiné

Une fois réunis, les effets directs et indirects de la végétation sur les îlots de chaleur, les avantages de l'augmentation de la couverture végétale apparaissent à leur pleine mesure. On observe des différences de température en milieu urbain variant de 4 à 8 °C selon qu'il s'agit d'un site ouvert ou d'un emplacement localisé sous la cime des arbres [31]. Des écarts de températures de l'air d'approximativement 2 à 4 °C ont été observés entre des quartiers urbains dont la couverture arborée variait de façon marquée [32]. En effet, la température maximale de l'air ambiant peut être réduite de 0,04 à 0,2 °C par pour-cent de couverture arborée supplémentaire [33]. On atteindrait une moyenne d'environ 1 °C par 10 % de couverture de canopée [32]. Des différences de 5 à 7 °C ont même été notées entre des prairies non irriguées et une banlieue bien boisée de Sacramento (Californie) [32]. Un effet "d'oasis" a été mesuré dans un verger isolé de la ville de Davis (Californie). Il a été enregistré une réduction de température de 4,5 °C à quelque 5 m d'une zone exposée au vent [34]. On a constaté que dans la chênaie, la température était 5 à 6 °C inférieure à celle d'une pelouse et 22 à 23 °C inférieure à celle mesurée dans un espace de stationnement [31]. À l'ombre d'arbres individuels ou de petits groupes d'arbres sur des surfaces gazonnées, la température maximale est réduite de 0,7 à 1,3 °C par rapport à des zones ouvertes [33]. La présence d'un arbre près des maisons et des édifices peut réduire de 30 % les besoins en climatisation [13]. Dans les régions chaudes telles que la Californie, l'effet combiné de l'ombrage et de l'évapotranspiration devient majeur à l'échelle d'une habitation. Un mur végétalisé, couvert d'une épaisse couche de lierre, permet de réduire de 28 % le pic de transmission de chaleur au travers d'un mur exposé à l'Ouest lors d'une journée ensoleillée d'été [35]. McPherson (1994) rapporte que trois arbres bien localisés autour d'une maison permettent d'abaisser de 53 % la consommation annuelle d'énergie [24]. Toutefois, de tels effets sont moindres dans les climats plus froids où la saison justifiant l'usage de la climatisation est courte. Au moyen d'une modélisation, Taha et al. (1999) estiment que l'effet combiné des arbres et de l'utilisation de surfaces plus pâles dans la ville de New York réduirait la température urbaine de 1 °C, en plein été à 14h00 [36]. En hiver, la présence d'arbres peut

également influencer la demande en énergie pour le chauffage s'ils sont choisis et placés adéquatement [24, 36]. L'utilisation d'arbres décidus aux côtés sud et ouest des bâtiments ainsi que la plantation de conifères aux côtés nord et est de ceux-ci est recommandée. Les conifères protégeront ainsi du vent froid. Les feuillus laisseront passer plus de lumière en hiver (entre 40 et 70 %), ce qui permettra un certain réchauffement des bâtiments et de l'air ambiant [23].

Si l'augmentation de la présence des arbres paraît un élément de solution prometteur pour palier à l'échauffement excessif dans les villes, il faut toutefois planifier adéquatement leur plantation. Par exemple, puisque l'évapotranspiration n'est pas un mécanisme significatif la nuit, un parc ou une rue dont la canopée est trop fermée connaît un refroidissement nocturne plus lent de l'air [24, 37]. Spronken-Smith et Oke (1999) rapportent qu'il s'agit là d'un point important à considérer car le potentiel d'inconfort thermique est plus fort la nuit alors que le repos est nécessaire. En réalité, les conditions qui favorisent la création d'un îlot de fraîcheur dans les parcs durant la journée – soit la densité d'arbres d'ombrage et l'humidité du sol – sont les mêmes qui limitent le refroidissement nocturne [37].

2. Protection contre les UV

Le feuillage des arbres permet, dans une certaine mesure, de protéger la population des rayons ultraviolets. Toutefois, les études actuelles démontrent plutôt que cette protection est généralement faible. Selon Grant et al. (2002), les sites perçus comme ombragés peuvent conserver des taux d'exposition aux UVB importants (40 à 60 % de l'exposition directe). Le taux moyen d'UVA et d'UVB serait réduit seulement de 26 % à l'ombre par rapport au plein soleil [38]. Le taux d'exposition aux radiations solaires à l'ombre varie entre 42 et 71 % le matin, entre 29 et 63 % le midi et entre 41 et 63 % le soir [39]. Sous nos latitudes, le facteur de protection aux ultraviolets (*Ultraviolet Protector Factor* ou UPF), facteur qui s'applique aux objets tels les vêtements – à ne pas confondre avec le facteur de protection solaire (SPF) qui s'applique aux crèmes solaires par exemple – serait inférieur à 2 dans les zones urbaines ayant moins de 50 % de couverture arborée [40]. Un facteur de protection de 10 serait possible lorsqu'une couverture arborée atteindrait 90 % [40]. Selon les normes australiennes, une protection satisfaisante correspond à un UPF de 15 à 20, une très bonne protection est obtenue avec des UPF de 25 à 35 et le seuil d'excellence est atteint avec des UPF de 40 et plus [41]. Une étude australienne a mesuré le niveau de rayonnement solaire en plein soleil et sous plusieurs espèces d'arbres durant trois étés consécutifs [42]. Le ratio de protection des UVB à midi était de 4,21 en moyenne à l'ombre d'un arbre (5,48 pour des arbres à feuillage dense). Le facteur de protection du rayonnement solaire total (composé principalement d'infrarouges) était, lui, de 12,1 en moyenne sous un arbre. D'autres types d'écrans (i.e. auvents, édifices et chapeaux) fourniraient des niveaux de protection équivalents. Seulement dans les zones densément boisées, le degré de protection des UV atteignait un niveau suffisant (>15) [38]. Malgré la protection contre les UV fournie par les arbres, l'exposition d'une heure à l'ombre excède les limites d'exposition recommandées [38]. Une personne à l'ombre d'un arbre attraperait un coup de soleil en moins d'une heure [42]. De plus, le taux d'exposition à l'ombre d'un arbre serait plus fort par temps nuageux [43]. D'autres modes de protection sont donc nécessaires [42].

3. Interception de l'eau de pluie

Les arbres et les autres végétaux interceptent une partie des précipitations, ce qui permet par exemple de diminuer le volume d'eau traité dans les installations d'épuration. En effet, les arbres diminuent l'écoulement de surface et étalent le pic de ruissellement [44]. Bien entendu toutes les plantes n'ont pas la même capacité d'interception. Celle des arbres varie, entre autres, en

fonction de leur taille, mais aussi de leur structure et du profil de leur écorce [45]. Les saisons influencent également la capacité d'interception de la végétation. Les arbres qui perdent leur feuillage à l'automne voient leur capacité d'interception fortement diminuée, bien qu'elle ne soit pas nulle. Des facteurs extérieurs à la végétation influencent également sa capacité d'interception. L'intensité des précipitations et leur durée jouent en ce sens un rôle majeur [46]. Pour plus de détails sur le sujet, il est possible de consulter une revue de littérature publiée récemment [47].

Nous avons tenté d'évaluer l'interception des précipitations par les arbres de Montréal. Les sources officielles estiment à 675 000 les arbres publics en 2006 (parcs et rues) [13]. Le territoire de la ville étant d'environ 366,4 km², on obtient un ratio de 1 842 arbres publics/km² (tableau 2) [10]. Ce taux est proche de celui de la ville de Santa-Monica (Californie) où l'on trouve 1 363 arbres/km² [45]. La ville possède en effet 29 299 arbres de parcs et de rues sur les 21,5 km² de son territoire [45, 48]. Xiao et McPherson (2002) estiment à 1,6 % du total des précipitations annuelles, l'interception effectuée par ces arbres (tableau 2) [45]. Nous pouvons donc supposer que la situation à Montréal puisse être comparable, mais il faut demeurer prudent en l'absence de données empiriques, car les conditions climatiques sont fort différentes entre ces deux villes.

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

Territoire étudié	Nombre d'arbre (parcs et rues)	Superficie (km ²)	Taux de boisement (arbres/ km ²)	Taux d'interception des précipitations annuelles totales	Source
Ville de Santa-Monica (Californie)	29 299	21,5	1 363	1,6 %	[45, 48]
Ville de Montréal	675 000	366,4	1 842	2,2 %*	[10, 13]

Tableau adapté de Labrecque et Vergriete (2006) [47].

* Estimation basée sur les résultats de l'étude de Xiao et McPherson (2002) [45].

4. Modification des vents

Le principe des haies brise-vent est bien connu et bien documenté. Les groupes d'arbres avec une couronne dense modulent le comportement des vents [31, 49]. Dans un quartier résidentiel de Pennsylvanie qui a 67 % de couverture arborée, la vitesse du vent à une hauteur de 2 m est réduite de 60 % en hiver et de 67 % en été par rapport à un quartier comparable sans arbre [50].

5. Purification de l'air

Les arbres urbains ont un rôle utile de purification de l'air. Le feuillage absorbe par exemple de nombreux polluants atmosphériques, en particulier l'ozone, le dioxyde de soufre et le gaz carbonique [31].

5.1. Production d'oxygène

Selon Peck et al. (1999), 150 m² de surface foliaire répondraient aux besoins essentiels en oxygène pour une personne, annuellement. Un arbre dont la couronne aurait 5 m de diamètre fournirait également l'oxygène nécessaire à une personne [9]. Un arbre mature pourrait fournir à

quatre personnes leur ration quotidienne d'oxygène [13]. Un seul mètre carré d'herbe non coupée (40 cm de haut) aurait une surface foliaire de 100 m² [9]. Lorsqu'il s'agit de gazon coupé à 3-5 cm de hauteur, la surface foliaire n'est plus que 6 à 10 m². Dans le cas des plantes grimpantes, 1 m² de mur couvert d'une couche de 10 à 15 cm d'épaisseur de vigne aurait une surface foliaire de 3 à 5 m² alors que, couvert de 25 cm d'épaisseur de lierre, il aurait une surface foliaire de 11,8 m² [9].

5.2. Séquestration du CO₂

Les études sur le potentiel de séquestration du CO₂ par les arbres des villes sont nombreuses [17, 19, 20, 51-59]. Les études de Turnock (2003) ont par exemple démontré que la partie aérienne d'un peuplier de brise-vent arrivé à maturité emmagasine en moyenne 974 kg de dioxyde de carbone, alors que ce chiffre serait de 231 kg pour un frêne de Pennsylvanie et 523 kg pour une épinette blanche. En incluant le carbone stocké par les racines, on pourrait augmenter ces chiffres de 50 à 75 %, selon Turnock (2003) [60]. Le stockage moyen de carbone dans la partie aérienne des arbres en brise-vent en Saskatchewan était de 79 kg par arbre pour les frênes de Pennsylvanie, 263 kg par arbre pour les peupliers et 144 kg par arbre pour les épinettes blanches [61]. La Fondation canadienne de l'arbre estime à 200 - 225 kg la quantité de carbone séquestrée par arbre, sur une période de 80 ans, soit 2,5 à 2,8 kg par an [13, 17]. Le ministère de l'Environnement du Québec évalue le taux de séquestration du carbone à 35 kg/an [17]. En milieu urbain, un arbre de 30 ans fixe en moyenne, selon la Société de l'arbre du Québec, 9,4 kg de carbone par année [62, 63]. Les résultats des études sont assez variables, mais des axes généraux peuvent en être dégagés.

Certains facteurs influencent le captage du carbone, intimement liés au taux de croissance de l'arbre. Mentionnons, entre autres, l'espèce, le climat, l'intensité et la qualité de la lumière, la disponibilité en eau, en CO₂ et en minéraux, l'état de santé de l'arbre, son âge, son adaptabilité au milieu, ainsi que sa tolérance aux insectes et aux maladies, à la composition du sol et à son acidité [17, 61]. Des facteurs influencent aussi le stockage du carbone comme, entre autres, la taille de l'arbre, son diamètre, la densité de son bois et son espérance de vie [52, 64]. À cause de plusieurs de ces facteurs, parmi lesquels prime la taille des arbres, les arbres urbains contiendraient en moyenne 4 fois plus de carbone que les arbres forestiers [17]. Toutefois, la densité des arbres en ville est nettement inférieure à celle en milieu forestier. De façon évidente, les espèces de grande taille, de longue espérance de vie et de croissance plutôt rapide (i.e. chêne rouge), séquestrent davantage de CO₂ que les espèces de petite taille, de courte espérance de vie et de croissance plutôt lente, (i.e. aubépines) [17, 52]. Si l'on tient également compte de la résistance aux conditions régnant dans les villes, le frêne, l'érable argenté, l'orme et le tilleul devraient être privilégiés lors du choix des arbres qu'il convient d'y planter [17].

Le choix du site de plantation joue également un rôle prépondérant. Par exemple, les quartiers résidentiels et institutionnels sont considérés comme de bons sites pour promouvoir les puits de carbone [17, 19]. Dubé et al. (2006) rapportent que dans les quartiers résidentiels, les parcs, les jardins et les institutions, le stockage de carbone serait de 100 à 200 kg par arbre. Il serait par contre seulement de 50 à 100 kg/arbre dans les boisés et terrains vagues et de moins de 50 kg/arbre le long des voies de transport [17].

Toutefois, il ne faut pas oublier que quelque 15 % du carbone séquestré par les arbres sera relâché dans l'atmosphère au travers des activités d'élagage [65]. Une autre part sera perdue dans la décomposition des feuilles et du bois, mais surtout dans l'entretien des pelouses associées aux espaces verts (principalement à cause de la tonte) [64, 65].

Selon Nowak et al. (2002) [52], afin de maximiser l'apport de la foresterie urbaine quant à la séquestration du carbone, il serait bon de :

- planter des espèces de grande longévité, nécessitant peu d'entretien, de croissance moyenne à rapide, de grande taille à maturité et adaptées aux conditions du site de plantation.
- apporter des soins qui améliorent la survie et la longévité des arbres.
- minimiser l'utilisation de carburant liée à l'entretien.
- utiliser le bois des arbres abattus pour retarder sa décomposition (i.e. matériau de construction) ou employer le bois pour réduire les besoins énergétiques des centrales électriques à énergie fossile.
- planter des arbres de manière à réaliser des économies d'énergie.

La moyenne de couverture arborée dans les villes américaines est de 27,1 % [20]. La ville d'Oakland (Californie) a, par exemple, un taux de couverture arborée de 21 % [19]. Dans la ville de Syracuse (New-York), dont la superficie est 66,6 km² [66], le pourcentage de couverture arborée est de 26,6 % (soit 890 000 arbres) et les spécialistes conseillent d'y atteindre une couverture de 30 % [67]. Malheureusement, des données aussi précises pour la Ville de Montréal ne sont pas disponibles à l'heure actuelle [21], mais les estimations que nous avons pu faire laissent entrevoir des résultats nettement inférieurs (tableau 1). De plus, si la couverture arborée dans la région de Chicago semble être passée de près de 13 % avant l'urbanisation à près de 20 % en 1992 [68], celle-ci serait en net recul sur l'île de Montréal depuis 1986 tout au moins [21, 69]. Les surfaces boisées, par exemple, couvraient 8,7 % de l'Île de Montréal en 1986, mais ne représentaient plus que 7,9 % du territoire en 2001, une perte de 9,3 % en 15 ans [69].

La moyenne américaine de stockage de carbone par les arbres urbains est de 25,1 t/ha comparée à 53,5 t/ha pour le milieu forestier [20, 64]. Le taux rapporté pour la ville de Chicago serait de 14,2 t/ha (figure 2) [20, 64]. La quantité de carbone stockée dans les arbustes ne représenterait à Chicago que 4 % de celle stockée dans les arbres [64]. Les arbres de la ville de New York stockeraient un total de 1 225 200 tonnes de carbone et séquestreraient environ 38 400 tC par an (figure 3) [20, 50]. La plantation de 10 millions d'arbres urbains, aux États-Unis annuellement durant dix ans, permettrait de capter 363 millions de tonnes de carbone sur une période de 50 ans, ce qui équivaut à moins de 1% des émissions de carbone de ce pays durant la même période [19]. À Atlanta, le taux de séquestration serait de 42 100 t/an brut (sans tenir compte des émissions liées à l'entretien, du taux de mortalité des arbres, etc.) et de 32 200 t/an net (figure 3) [20]. Dans la région de Chicago (comtés de Cook et DuPage) il y aurait environ 50,8 millions d'arbres. McPherson et al. (1994) auraient estimé que ceux-ci séquestreraient 155 000 tonnes de carbone par an [70].

Dubé et al. (2006) [17], qui évaluent à 39,6 millions les arbres de la région métropolitaine de Montréal [69], leur accordent un taux moyen de séquestration de carbone de 11,4 kg/an et par arbre [71]. Ils estiment à 451 440 tonnes de carbone par an leur capacité de séquestration [17]. Toutefois, les taux de séquestrations par arbre sont très variables, selon la dimension et la santé des arbres ainsi que selon le climat, etc. Ceci pourrait expliquer en partie la différence majeure avec les résultats de McPherson et al. (1994), présentés ci-dessus, dont le taux de séquestration par arbre est 3,7 fois moindre [70].

Si la région métropolitaine de Montréal couvre un territoire de 221 106 hectares [62, 63, 69], on obtiendrait un taux de séquestration de 2,0 tC/ha par an, ce qui serait un résultat très élevé cette fois-ci (figure 2). Néanmoins, à ce taux de séquestration du carbone, il faudrait près de 400 arbres pour fixer les 4500 kg qu'une automobile produit en parcourant quelque 20 000 km annuellement [62, 63, 69]. Dans la situation de cette région, les arbres séquestreraient donc les émissions de carbone d'environ 100 320 voitures. A titre de comparaison : la Société d'assurance automobile du Québec (SAAQ) répertoriait près de 822 280 véhicules immatriculés sur l'île de Montréal en 2003 [1] ; il circule quotidiennement plus de 1,2 Million de véhicules sur les 15 ponts

rejoignant l'île de Montréal [1] ; il passait, en 2002, près de 167 000 voitures par jour sur l'autoroute 15 et le trafic automobile n'a cessé d'augmenter depuis [72].

Figure 2. Taux de séquestration annuel du carbone, par hectare, dans dix villes américaines.

City	Annual sequestration								Carbon density (C / m ² cover)					
	Storage (kgC/ha)		Gross (kgC/ha/yr)		Net (kg/ha/yr)		Density (trees/ha)		Storage (kg)		Gross Seq. (kg/yr)		Net Seq. (kg/yr)	
	Tot.	SE	Tot.	SE	Tot.	SE	Avg	SE	Tot.	SE	Tot.	SE	Tot.	SE
Sacramento, CA ^a	46,910	22,640	850	190	na	na	73	15	36.1	17.4	0.66	0.14	na	na
Atlanta, GA	35,740	2,690	1,230	80	940	130	276	22	9.7	0.7	0.34	0.02	0.26	0.04
Baltimore, MD	25,280	3,160	710	80	520	70	136	29	10.0	1.3	0.28	0.03	0.20	0.03
Syracuse, NY	22,820	2,490	730	60	540	70	137	19	9.4	1.0	0.30	0.03	0.22	0.03
Boston, MA	20,300	2,570	670	60	490	60	83	8	9.1	1.1	0.30	0.03	0.22	0.03
New York, NY	15,330	1,890	480	50	260	60	65	9	7.3	0.9	0.23	0.03	0.12	0.03
Chicago, IL ^b	14,190	2,140	670 ^c	80	na	na	68	10	12.9	1.9	0.61 ^c	0.07	na	na
Philadelphia, PA	14,090	1,420	430	40	310	40	62	6	9.0	0.9	0.27	0.03	0.20	0.02
Oakland, CA ^d	11,010	370	na	na	na	na	120	4	5.2	0.2	na	na	na	na
Jersey City, NJ	5,020	680	210	20	150	30	36	6	4.4	0.6	0.18	0.02	0.13	0.03

Tot. = total; SE = Standard error; Avg = average, na = not analyzed.

^a McPherson (1998).

^b Nowak (1994).

^c Tree growth and sequestration are relatively high as growth rate in this estimate were not effected by tree condition (i.e., all trees accumulated carbon based on average healthy tree growth rates).

Tiré de Nowak et Crane (2002) [20].

Figure 3. Stockage du carbone et taux de séquestration annuel dans dix villes américaines.

City	Storage (tC)		Annual sequestration				No. Trees (×10 ³)	
	Total	SE	Gross (tC/yr)		Net (tC/yr)		Total	SE
			Total	SE	Total	SE		
New York, NY	1,225,200	150,500	38,400	4,300	20,800	4,500	5,212	719
Atlanta, GA	1,220,200	91,900	42,100	2,800	32,200	4,500	9,415	749
Sacramento, CA ^a	1,107,300	532,600	20,200	4,400	na	na	1,733	350
Chicago, IL ^b	854,800	129,100	40,100	4,900	na	na	4,128	634
Baltimore, MD	528,700	66,100	14,800	1,700	10,800	1,500	2,835	605
Philadelphia, PA	481,000	48,400	14,600	1,500	10,700	1,300	2,113	211
Boston, MA	289,800	36,700	9,500	900	6,900	900	1,183	109
Syracuse, NY	148,300	16,200	4,700	400	3,500	400	891	125
Oakland, CA ^c	145,800	4,900	na	na	na	na	1,588	51
Jersey City, NJ	19,300	2,600	800	90	600	100	136	22

SE = Standard error na = not analysed.

^a McPherson (1998).

^b Nowak (1994).

^c Nowak (1993).

Tiré de Nowak et Crane (2002) [20].

5.3. Interception de particules atmosphériques

Les particules en suspension dans l'air représentent un problème sérieux de santé publique en ce qui concerne les maladies respiratoires en milieu urbain [73]. Les plantes permettent d'intercepter des poussières en suspension dans l'air, qui seront par la suite déposées au sol avec la pluie [31]. Il est rapporté que dans l'air des rues dépourvues d'arbres, 10 000 à 12 000 particules par litre d'air sont présentes alors que dans les rues voisines bordées d'arbres, on ne compte plus que 3000 particules par litre d'air [31]. Selon la Fondation canadienne de l'arbre, un

arbre en bonne santé peut capter 7 000 particules en suspension par litre d'air [13]. Il a aussi été estimé qu'un arbre mature en milieu urbain peut intercepter jusqu'à 20 kg de poussières par an [31, 74]. La moyenne annuelle des particules en suspension dans la communauté urbaine de Montréal, entre 1991 et 2001, était de 53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [75]. Dans le cas des particules fines dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 micromètres (PM_{10}), la moyenne annuelle entre 1994 et 2000, à Montréal, était d'environ 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [75]. Le réseau de surveillance de la qualité de l'air (RSQA) a mesuré, de 2003 à 2005, entre 66 et 75 journées de mauvaise qualité de l'air à Montréal [7]. Le RSQA rapporte que les concentrations de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) sont responsables de plus de 80 % de ces journées [7]. La moyenne montréalaise de concentration en particules fines ($\text{PM}_{2.5}$), entre 2003 et 2005, dépassait la limite de la norme pancanadienne (30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans sept des dix stations de mesure [7].

Beckett et al. (2000) [73] ont mesuré la capacité d'interception de cinq espèces d'arbres : le pin noir de Corse (*Pinus nigra* var. *maritima*), le Cyprès de Leyland (\times *Cupressocyparis leylandii*), l'érable champêtre (*Acer campestre*), l'alisier de Suède (*Sorbus intermedia*), et un peuplier hybride (*Populus deltoides* \times *trichocarpa* 'Beaupré'). Les capacités d'interception maximum passaient de 2,8 % pour *P. nigra*, à 0,12 et 0,06 % pour *P. trichocarpa* \times *deltoides* et *A. campestre*, respectivement. Le feuillage des conifères étudiés (*P. nigra* et *C. leylandii*) dont la structure est plus fine et complexe expliquerait leur plus grande efficacité pour la capture des particules [73],

5.4. Captage d'autres polluants atmosphériques

Les arbres ont également la vertu de capter une fraction des autres polluants atmosphériques [32, 54, 56, 57, 76-89]. McPherson et al. (1994) ont par exemple évalué que les arbres de Chicago prélèveraient 6145 tonnes de polluants atmosphériques annuellement [70]. La dimension et l'état de santé des arbres auraient une fois encore un impact majeur sur leur efficacité comme système de dépollution. Les gros arbres (> 77 cm DHP) en bonne santé prélèvent environ 70 fois plus de polluants atmosphériques annuellement que les petits arbres (< 8 cm DHP), soit 1,4 kg contre 0,02 kg respectivement [33]. Le prélèvement de polluants dans l'atmosphère urbaine par les arbres serait bénéfique pour la santé humaine et jouerait même un rôle en substituant certaines mauvaises odeurs par d'autres plus agréables [49, 74]. Mais ces bienfaits demeurent de toute évidence complexes à évaluer. Par exemple, alors que l'ozone, le dioxyde d'azote et les particules en suspension sont absorbés à part égale par les plantes, les avantages associés en termes de réduction de coûts de soins de santé sont plus importants dans le cas de l'ozone et du dioxyde d'azote que dans celui des particules en suspension [28].

Toutefois, les arbres favorisent également la production de certains polluants, mais elle est très réduite par rapport à la production anthropogénique [16, 28, 33, 76, 85]. Par exemple, l'émission de composés organiques volatiles (VOC) par les arbres peut contribuer à la formation d'ozone et de monoxyde de carbone [33]. Le choix d'espèces d'arbres peu émissives deviendrait donc préférable. Cependant, étant donné que l'émission de ces composés dans l'environnement est dépendante de la température, la présence des arbres diminue généralement leur production totale en réduisant la température du milieu [16, 33]. En effet, ces polluants subissent des transformations lorsque les températures sont plus élevées. En réduisant l'effet d'îlot de chaleur, la forêt urbaine contribue alors à réduire la concentration de certains polluants dans l'air ambiant. Il en va ainsi pour l'ozone, formé au travers de réactions photochimiques dans l'atmosphère, dont d'importants précurseurs sont les oxydes nitreux (NO_x) et les hydrocarbures sous forme de gaz organiques réactifs (ROG) [32]. Scott et al. (1999) recommandent d'ailleurs d'aménager les aires de stationnement, qui sont des petits micros-climats d'îlots de chaleur, afin qu'ils aient une couverture arborée d'au moins 50 %. Les espaces de stationnement sont en effet des sources importantes de polluants à cause des véhicules qui, même arrêtés, produisent encore 16 % des émissions de ces gaz [32]. Le passage d'une couverture arborée de 8 à 50 %, réduirait la

présence, due aux véhicules mobiles et immobiles des stationnements, de 2 % des ROG et de 0,2 % des NO_x, ce qui est tout à fait significatif selon ces auteurs [32]. À titre indicatif, le 22 septembre 2005, la concentration maximale de NO, au centre-ville de Montréal - en dehors du périmètre de la journée « En ville, sans ma voiture » - était de près de 150 µg/m³, soit environ 79,5 ppb (partie par Milliard) [7].

Selon Luley et Bond (2002), une croissance de 10 % de couverture par la canopée, dans la région métropolitaine de New York, engendrerait une réduction d'environ 4 à 5 ppb d'ozone par rapport au niveau actuel de 132 ppb (soit quelque 3,0 à 3,8 % de réduction) [16]. Cette réduction irait jusqu'à 60 ppb dans les zones les plus polluées, mais une augmentation d'ozone, due à la présence des arbres, dans d'autres parties de la ville, expliquerait la moyenne obtenue (~4 ppb) [16]. Dans la région administrative de Montréal-Laval, le nombre de jours, entre mai et septembre, où la concentration d'ozone a dépassé 80 ppb était en moyenne de 10,5 entre 1991 et 2001 [75]. La moyenne Montréalaise de concentration maximale d'ozone entre 2003 et 2005 était de 127 µg/m³ (65 ppb), ce qui est la limite supérieure de la norme pancanadienne [7, 90]. La concentration maximale d'ozone au sol en 2004 était de 167 µg/m³ (85 ppb) [90]. On peut supposer qu'une augmentation de 10 % du couvert arboré à Montréal mènerait aussi à près de 4 ppb de réduction de la concentration d'ozone, ce qui diminuerait celle-ci de 6,2 % en temps normal et de 4,7 % lors des pics de contamination.

6. Décontamination des sols et protection des cours d'eau

Les arbres prélèvent d'autres polluants dans l'environnement tels que les métaux lourds et sont maintenant de plus en plus utilisés pour la décontamination de sites [91-93]. Par exemple, un érable à sucre d'environ 30 cm de diamètre prélèverait, pendant une saison de croissance, 60 mg de cadmium, 140 mg de chrome, 820 mg de nickel et 5 200 mg de plomb [13]. Il a aussi été démontré que le bois mort et les feuilles mortes du Lierre de Boston (*Parthenocissus tricuspidata*) - plante grimpante zonée 3 que l'on utilise au Québec [94] - avaient des concentrations en plomb et en cadmium plus élevées que les parties vivantes de la plante [25, 95]. Les arbres captent également de l'azote dans le sol, limitant ainsi sa diffusion dans les cours d'eau et leur contamination [96].

Rôle social et économique

1. Modération du bruit

Si les écrans végétaux jouissent de la réputation d'intercepter le bruit ambiant, les avis sur leur efficacité réelle sont partagés. Il semble qu'il s'agisse surtout d'une impression due à la dissimulation des sources de bruit [31]. Mais un effet global de la présence de la végétation permettrait tout de même d'absorber et de dissiper les ondes sonores [31, 49, 95]. Les écrans végétaux de forte densité et de grande dimension sont toutefois efficaces, surtout lorsqu'ils sont à proximité de la source de bruit [31]. Depuis quelques années l'équipe de recherche de M. Labrecque à l'Institut de recherche en biologie végétale s'intéresse aux barrières sonores faites de branches de saules (*Living Wall*). Au cours des dernières années de telles structures ont été érigées dans la région de Montréal démontrant l'efficacité de celles-ci pour atténuer le bruit causé par la circulation automobile et améliorant grandement le paysage urbain [97]

2. Effets sur la santé

L'amélioration de la qualité de l'air, la diminution de la température urbaine, ainsi que celle des rayons UV incidents devraient influencer favorablement l'état de santé de la population urbaine [74]. Les épisodes de forte température à Montréal, seraient responsables de la mort de 36 personnes annuellement [98]. La hausse de mortalité par maladies respiratoires chez les personnes de 65 ans et plus serait de 6,4 % le lendemain d'une hausse de 12,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) [99]. Il est évalué qu'annuellement, à Montréal, 1540 décès prématurés seraient dus à la pollution atmosphérique (400 liés aux pics de pollution et 1140 liés à une exposition chronique) [99]. Toutefois, le nombre de certaines allergies, celui des accidents liés à la présence des arbres, d'insectes et d'autres animaux peuvent être accrus par une augmentation des surfaces arborées [74, 100, 101]. Les arbres peuvent en effet être la cause d'allergies, la présence de pollen pouvant être significative de février à juin dans la région de Washington DC par exemple [102]. Par ailleurs, si la sécurité alimentaire peut être améliorée par la consommation de certains fruits produits par les arbres, d'autres fruits, peuvent être la cause d'intoxications (i.e. *Wisteria sinensis*) [17, 49, 103].

3. Effets psychologiques

Les impressions qui découlent de la présence des arbres sont contrastées. Certaines personnes craignent l'obscurité accrue par le feuillage, le bris des branches lors des grands vents, la présence d'animaux (les insectes en particulier) ou de certaines maladies (i.e. maladie de Lyme), mais aussi perçoivent les arbres comme une source de désordre et d'encombrement [74]. Toutefois, la plupart des personnes ont plutôt un a priori positif envers les arbres. Ceux-ci favorisent par exemple la présence de la faune, qui fait à son tour le bonheur de nombreuses personnes [31].

Selon plusieurs auteurs, les arbres reposent la vue et l'esprit, ils apaisent les tensions et améliorent la santé psychologique des gens [31, 49, 104]. La végétation affecte en effet les émotions des gens et leurs réactions vis-à-vis des zones urbaines. Les sujets d'une étude de Sheets et Manzer (1991) rapportaient davantage de sentiments positifs en voyant des rues bordées d'arbres plutôt que des rues qui en étaient dépourvues. Ils se sentaient plus amicaux,

plus coopératifs, moins tristes et moins déprimés [105]. Les individus percevaient la présence d'arbres dans les zones urbaines comme participant fortement à la qualité de vie. Les zones végétalisées étaient perçues comme préférables à habiter, plus sûres, plus propres et plus favorables pour y gagner sa vie [105]. Lorsque l'environnement autour des lieux de travail est aménagé sur le plan végétal, il en résulterait une meilleure productivité, une diminution de l'absentéisme et de meilleures relations de travail [31]. Par ailleurs, le fait, lorsqu'on est enfant, de grandir proche d'éléments de la nature tels que des parterres fleuris, de visiter des parcs, de suivre des cours en environnement et de jardiner est associé à une attitude plus déterminée et plus active à l'âge adulte. Grandir près d'éléments urbains tels que de grands édifices aurait un effet inverse, quoique modéré [106]. Une autre étude a démontré que, dans le cas des filles vivant dans des immeubles à appartements de quartiers de centres villes, la proximité visuelle des espaces verts depuis leur résidence améliore leur capacité d'autodiscipline (tests de concentration, de contrôle des impulsions et de patience pour recevoir une gratification) [107]. De plus, des activités extérieures dans les espaces verts semblaient diminuer, chez les enfants, les symptômes d'hyperactivité avec déficit d'attention [108, 109].

La présence des arbres semble pouvoir contribuer à l'amélioration de l'état de santé des individus. Par exemple, lorsque leur chambre donne sur un parc, les patients hospitalisés ayant subi un acte chirurgical se rétablissent en un temps réduit de 10 %, nécessitent un usage moitié moindre de médicaments pour contrer la douleur, présentent moins de complications postopératoires et témoignent d'une expérience plus positive par rapport aux patients dont la chambre fait face à un bâtiment [31, 110]. Selon Grahn et Stigsdotter (2003), les aires extérieures qui fournissent un environnement dénué de stress et qui sont accessibles au quotidien auraient un effet positif et significatif sur la santé des citoyens [111].

Une étude citée dans Bolund et Hunhammar (1999) démontre que des personnes placées sous stress expérimental voient leur niveau de stress baisser rapidement lorsqu'elles sont dans un environnement naturel alors que dans un environnement urbain, le stress demeure élevé ou augmente même [110]. Selon Kaplan (1995), les environnements naturels ne permettent pas seulement de réduire le stress, mais il en préviennent aussi l'apparition en favorisant la récupération de la capacité d'attention [112-114]. Cet effet serait particulièrement efficace lorsque les environnements sont suffisamment étendus pour constituer un monde à part entière dans lequel l'individu peut baigner et être absorbé mentalement [114]. Des relations significatives ont été constatées entre l'utilisation d'espaces verts urbains en Suède et le sentiment de stress rapporté par les individus de tous âges et de toutes origines sociales. La fréquence et le temps hebdomadaire alloués à cette utilisation renforceraient cet effet antistress. La proximité des espaces verts aurait aussi une importance décisive car les gens ne compenseraient pas leur absence par davantage de déplacements dans les parcs publics ou les forêts urbaines. [111]. L'établissement d'un plus grand nombre de zones végétalisées proche des immeubles d'appartements ainsi que l'augmentation de leur accessibilité à la population qui y réside, pourrait fournir un environnement plus réparateur au plan psychologique [111].

La présence d'arbres et de végétation a un effet positif sur le degré d'agressivité et de violence dans les villes. Des études faisant suite aux travaux de S. Kaplan sur la fatigue mentale ont en effet démontré que les taux d'agression et de violence étaient significativement plus élevés chez les résidents d'immeubles à appartements dans les cas où la végétation était rare aux alentours, par rapport à ceux pour lesquels la végétation était à proximité [115]. Dans les immeubles à appartements où des arbres sont proches, les résidents font état, de façon significative, d'avoir de meilleures relations avec leurs voisins et de se sentir plus en sécurité, par rapport à ceux qui vivent dans des immeubles identiques dépourvus d'arbres à proximité [116]. Les résidents de logements bénéficiant de cette proximité rapportent employer des méthodes de gestion de conflits moins violentes et plus constructives dans leur foyer. Ils rapportent faire usage de plus d'appels à la raison et de moins de violence sévère vis-à-vis de leurs enfants et faire preuve de moins de violence physique également avec leur conjoint [116]. Des études ont aussi démontré un lien entre la présence d'arbres dans l'environnement et un plus faible niveau de violence parmi

les prisonniers, les patients de foyers pour personnes âgées atteintes d'Alzheimer, mais aussi parmi les résidents de logements sociaux des centres urbains [116].

Bien que la présence de végétation eût été liée à la peur du crime et dans certaines situations à des épisodes de criminalité, des résultats récents semblent démontrer le contraire dans les zones urbaines résidentielles [117, 118]. Cent habitants d'un quartier défavorisé de Chicago (Robert Taylor Homes) ont évalué des photographies d'un site, adjacent à leur résidence, sur lesquelles la végétation avait été modifiée. La densité des arbres présents sur l'image augmentait non seulement la préférence exprimée par les participants à l'étude, mais aussi - contrairement à ce qui était supposé par les autorités - le sentiment de sécurité des personnes interrogées [117]. En se fiant aux rapports de police, on constate que moins de crimes et moins d'atteintes à la propriété auraient été perpétrés dans des immeubles à appartements, par ailleurs semblables, mais bénéficiant de davantage de végétation à proximité [118]. Les résidents de zones plus verdoyantes feraient part aussi d'un niveau de crainte inférieur [118].

La présence des arbres encourage le plus grand usage des espaces extérieurs par les résidents de logements sociaux. Les espaces plus densément pourvus d'arbres ainsi que ceux aux abords des habitations attirent de plus grands groupes de personnes et des groupes plus diversifiés où coexistent jeunes et adultes [119]. Coley, Kuo et al. (1997) suggèrent que la présence d'arbres augmente les occasions d'interactions sociales, améliore le contrôle des espaces extérieurs ainsi que la supervision des enfants dans les milieux urbains défavorisés [119]. La présence d'arbres dans les lieux extérieurs est corrélée à l'intensité de leur utilisation par la communauté. Elle est aussi corrélée à la quantité d'activité sociale qui y prend place et à la proportion d'activité sociale versus non sociale qui s'y produit, ce qui crée un espace communautaire plus vivant [120].

4. Valeur esthétique

La fonction esthétique et récréative des arbres est ce qui confère le plus de valeur aux arbres aux yeux des citoyens [49]. Les arbres sont utiles pour fournir une diversité de couleurs, de formes et de textures dans le paysage [31]. Ils adoucissent les lignes architecturales et brisent la monotonie des structures minérales [31]. Ils permettent également de créer des espaces privés en formant des écrans visuels [31]. Bien que quantifier de façon économique la valeur esthétique des arbres soit difficile, plusieurs chercheurs travaillent actuellement au développement de différents modèles d'évaluation [121].

5. Valeur économique

Afin de favoriser la conservation des arbres en milieu urbain, plusieurs auteurs développent une approche économique avec, par exemple, des études coûts-bénéfices [17, 71, 122]. En résumé, il apparaît clairement que les bénéfices de la présence des arbres dépasseraient largement les coûts engendrés [122-125]. Par exemple, une étude de McPherson (1992) évalue le bénéfice de la plantation de 500 000 arbres dans la ville de Tucson (Arizona) à 2,6 fois son coût [126]. Cependant, les bénéfices se réalisent sur une période relativement longue. Une étude comparative de coûts-bénéfices de l'ombrage des arbres par rapport à celui des abris-bus dans la ville de Tucson (Arizona) indiquait que sur une période de 40 ans, les abris-bus coûteraient 20 % plus cher que les arbres pour peu que les différences de densité d'ombrage fussent prises en compte [127]. Une étude menée à Chicago ne démontre l'atteinte d'un point de rentabilité qu'au bout de 9 à 18 ans selon les espèces plantées, la localisation des arbres, le niveau d'entretien, etc. [28]. Mais une étude de McPherson et al. (1994) estime que malgré les coûts d'implantation

importants d'un programme de plantation d'arbres à l'échelle de la ville de Chicago, les bénéfices en seront plus de deux fois supérieurs [70].

La valeur économique des arbres peut s'évaluer à plusieurs niveaux. D'abord, il y a la valeur des arbres eux-mêmes, sans oublier de prendre en compte la valeur de la production alimentaire des arbres fruitiers, par exemple [31]. Certains facteurs entrent aussi en considération comme la valeur esthétique de l'arbre ou le développement de racines potentiellement gênantes, par exemple. Dans ce dernier domaine, des espèces telles que l'érable argenté, le saule et le peuplier se verraient notablement dévalorisées [17]. La valeur des 675 000 arbres publics de la ville de Montréal a été estimée à environ 700 millions de dollars canadiens [13]. De plus, les arbres ont un impact sur la valeur de ce qui les entoure. Les études sur l'apport des arbres à la valeur marchande des propriétés démontrent que leur présence en accroissent la valeur de 7 à 15 % [31]. Un arbre, en milieu résidentiel, augmenterait, selon certains, la valeur des maisons de plus de 18 % [13]. L'analyse de données fournies par satellites permet de démontrer que les paramètres environnementaux ont en effet une forte influence sur la valeur des maisons [128]. Une étude de Laverne et Winson-Geideman (2003) a démontré que les taux de location des édifices bénéficiant d'un aménagement paysager de qualité et de l'ombrage des arbres étaient plus élevés. Cependant, les aménagements qui fournissaient un écran visuel trop important avaient un effet négatif sur les taux de location [129].

Les arbres ont aussi une valeur dans la mesure où ils permettent de réduire certains coûts. Nous en donnerons ici quelques exemples. Les arbres et arbustes bien positionnés alentour des bâtiments peuvent diminuer les coûts de chauffage en hiver jusqu'à 15 % et les frais de climatisation en été jusqu'à 50 % [31]. Il a été calculé qu'une réduction de température autour d'un édifice de l'ordre de 5,5 °C permet de réduire l'énergie liée à la climatisation de 50 à 70 % [25]. Grâce aux plantes grimpantes, il serait aussi possible de réduire les coûts énergétiques pour une maison conventionnelle de quelque 25 % [9]. Les arbres convenablement disposés en brise-vent peuvent réduire de 10 à 25 % la consommation de combustible pour le chauffage en hiver [31]. Une étude de Simpson et McPherson (1998) évalue en termes monétaires l'effet de l'ombrage en été et en hiver sur des propriétés résidentielles de Californie. Celui-ci se traduit en une économie d'énergie annuelle de 14 \$US par arbre, avec une moyenne de 3,1 arbres par demeure [130].

Les arbres ont aussi une valeur en ce qu'ils protègent en partie la santé de la population, par une exposition réduite aux polluants par exemple. Selon McPherson et al. (1994), les arbres de Chicago prélèveraient ainsi 6145 tonnes de polluants atmosphériques, ce qui équivaldrait à un gain de 9,5 millions de dollars US [70]. Si l'on comptabilise la valeur de la séquestration du dioxyde de carbone, il est possible de hausser encore la valeur des arbres urbains. Avec un coût de la tonne de carbone sur le marché estimé à 15 \$CAN, les arbres de la région métropolitaine de Montréal fixeraient annuellement assez de carbone pour représenter 6,77 millions de \$CAN [17].

Nous reproduisons ci-dessous un tableau qui estime la valeur des bénéfices sociaux et environnementaux des arbres publics à Montréal, en fonction d'études américaines (tableau 3). Celui-ci illustre bien l'importance des arbres, mais sa source demeure quelque peu incertaine [131]. Toutefois, le procédé utilisé semble clair et s'inspire vraisemblablement d'études de McPherson et de ses collaborateurs [122, 125, 132, 133].

Tableau 3. Estimation des bénéfices sociaux et environnementaux.

	Bénéfices/arbre en dollars canadiens	Bénéfices/arbre en dollars canadiens	Bénéfices/arbre en dollars canadiens	Estimé des bénéfices totaux annuels à partir de la moyenne américaine
Lieu	Modesto (Californie)	Davis (Californie)	MOYENNE	Montréal
Nombre d'arbres – Total	91 179	23 810		671 993
Économie d'énergie	13,72 \$	14,39 \$	14,06 \$	9 445 168 \$
CO₂	6,16 \$	5,38 \$	5,77 \$	3 878 046 \$
Qualité de l'air	19,77 \$	14,66 \$	17,22 \$	11 568 634 \$
Contrôle des eaux de ruissellement	8,45 \$	1,28 \$	4,86 \$	3 267 485 \$
Valeur esthétique et foncière	19,96\$	53,42 \$	36,69 \$	24 653 874 \$
Total Bénéfices	68,05	89,13 \$	78,59 \$	52 813 207 \$

Tiré de Hodder (2006) [131].

Toutefois, les arbres peuvent aussi être la cause de dommages matériels qu'il faut considérer [100, 101]. Les plantes grimpantes, quant à elles, ont la triste réputation d'endommager les murs sur lesquels elles s'agrippent. Cette idée préconçue n'est toutefois pas fondée, sauf dans le cas de parois préalablement détériorées [23]. Au contraire, la présence de végétation protège la paroi contre la pluie, les variations de températures extrêmes et les radiations solaires [23, 25].

6. Mortalité des arbres en milieu urbain

Le taux de survie des arbres en milieu urbain n'est souvent pas très élevé. La mort des arbres publics représente une perte importante par rapport à l'investissement, comme par exemple au niveau du potentiel de séquestration du carbone, mais aussi simplement en termes de coûts de remplacement [16, 64]. Pour la Ville de Montréal, de tels coûts sont évalués entre 500 \$CAN par arbre [134] et 1000 \$CAN incluant leur entretien sur une période de trois ans [135]. En Europe, les coûts d'établissement pour un arbre de rue s'étendraient de 200 à plus de 1500 Euro, selon les pays et selon la taille de l'arbre planté [14]. La plantation d'arbres de relativement gros calibre, environ 6 à 10 cm de DHP, devient une pratique de plus en plus fréquente [14]. Toutefois, certains pays d'Europe rapportent l'emploi majoritaire d'arbres plus petits, de moins de 4 cm de DHP, à racines nues [14]. De façon générale, on recommande de planter des arbres de bon diamètre car les petits arbres sont fragiles et leur taux de survie est plus faible. Pour les jeunes pousses d'arbres, par exemple, la température du sol ainsi que son humidité ont une influence importante sur leur taux de survie [136]. Toutefois, les arbres de plus gros calibre subissent un choc de transplantation plus important que les petits arbres et il faut donc leur assurer un soin attentif. Globalement, la condition générale des arbres ainsi que leur survie paraissent reliées à l'investissement apporté [14].

La survie des arbres urbains est fortement liée à leur emplacement. De mauvaises conditions du site et des impacts dus à l'excavation de tranchées sont en effet considérés comme des contraintes majeures pour la survie des arbres [14]. En ce sens, les terrains privés et institutionnels donnent de meilleurs résultats [17]. En d'autres termes, les arbres de petits diamètres, en mauvaises conditions ou dans les zones commerciales, industrielles et de transit

ont les taux de mortalité les plus élevés. Les arbres de zones résidentielles de densité moyenne à basse ont un taux de mortalité faible [17, 137, 138].

Au centre-ville de Montréal, par exemple, les arbres plantés en trottoir survivent en moyenne 4 à 5 ans après leur plantation [139]. Ces résultats sont comparables à ceux transmis par Nowak et al. (1990) pour les arbres nouvellement plantés le long d'une route en Californie avec un taux de mortalité de 19 % par an [138]. Selon Nowak (1994), la mortalité annuelle des arbres de rues est de 2,9 % pour les arbres de 0 à 7 cm de DHP, de 2,2 % pour les arbres de 8 à 15 cm de DHP, de 2,1 % pour les arbres de 16 à 46 cm de DHP, de 2,9 % pour les arbres de 47 à 61 cm de DHP, de 3,0 % pour les arbres de 62 à 76 cm de DHP et de 5,4 % pour les arbres de plus de 77 cm de DHP [64]. De façon plus générale, la survie des arbres serait de 50 % au bout de 20 à 30 ans [16]. Selon Luley et Bond (2002) il serait donc sensé de planter deux arbres pour tout arbre qu'on souhaite voir dans 30 ans [16]. Surtout si on désire tenir compte d'événements extrêmes, tels que l'épisode de verglas de l'hiver 1998, suite auquel la Ville de Montréal a par exemple dû abattre 16 500 arbres [15].

Une étude sur la mortalité des arbres urbains de Baltimore (Maryland, États-Unis) indique un taux annuel de 6,6 % avec une réduction annuelle nette (tenant compte des plantations et de la régénération naturelle) de 4,2 % du nombre d'arbres [137]. Ce taux mènerait à une réduction de 12 % du couvert arboré au cours des 75 prochaines années [137]. A ce rythme, le nombre d'arbre passerait de 2,5 millions en 1999 à 1,1 millions, 75 ans plus tard. La situation à Montréal n'est guère connue au niveau du taux de survie et du taux de remplacement des arbres. Les données présentées par Clément (2006) nous indiqueraient un taux de remplacement de 1,61 pour les arbres publics de la Ville de Montréal en 2005 (figure 4) [140]. D'autres données provenant d'un arrondissement central ont été obtenues [141]. Celles-ci n'étant pas publiées, elles ne représentent pas la position officielle de l'arrondissement et elles ne seront utilisées ici qu'à titre indicatif. Le taux de remplacement des arbres publics, pour les années 2003 à 2005, était de 1,37 arbres plantés pour chaque arbre abattu, le taux de remplacement pour les arbres de rue étant sensiblement le même que pour les arbres de parcs. Dans le cas des arbres de rue, le taux de mortalité tournerait autour de 4 à 5 % et le taux de plantation serait entre 6 et 7 %. Pour les arbres de parcs, le taux de mortalité tournerait autour de 14 à 15 % et le taux de plantation serait d'environ 19 à 20 % ; cependant, le taux de mortalité dans les parcs était anormalement haut en raison d'une maladie affectant les peupliers de Lombardie [141]. En utilisant le nombre d'arbres abattus en 2005 selon les données de la figure 4 ainsi que le nombre d'arbres de rue des arrondissements correspondants de la ville de Montréal en 2003 [142], nous pouvons tenter d'estimer grossièrement le taux de mortalité des arbres de rue de la ville de Montréal (tableau 4). Les résultats révéleraient un taux de mortalité moyen de 1,7 %, ce qui serait fort bon en regard des données de Nowak (1994) [64], présentées ci-dessus, qui évaluaient à 2,1 % le taux de mortalité des arbres de 16 à 46 cm de DHP. Toutefois, il faut demeurer très prudent et ne pas conclure à la hâte car les données obtenues sur la situation en Ville de Montréal sont trop fragmentaires. Nous ne saurions trop recommander l'emploi de données complètes et à jour afin qu'un tel exercice de quantification reflète véritablement la situation.

Figure 4. Plantations d'arbres dans les arrondissements et les municipalités de l'île de Montréal.

PLANTATION D'ARBRES DANS LES ARRONDISSEMENTS ET LES MUNICIPALITÉS DE L'ÎLE DE MONTRÉAL						
	2005			2003	2004	2006
	Arbres plantés	Arbres abattus	Bilan	Arbres plantés	Arbres plantés	Prévisions de plantations
1 Sud-Ouest	960	471	+389	842	558	450-500
2 Pierrefonds-Roxboro	708	552	+156	380	587	n.d.
3 Rosemont	630	182	+448	346	490	500
4 Ville-Marie	481	245	+236	553	530	621
5 LaSalle	450	50	+400	100	150	500
6 Villeray-Saint-Michel-Parc-Extension	432	129	+303	324	375	1000
7 Plateau	403	215	+188	282	322	300
8 Mercier	357	200	+157	n.d.	250	300
9 Ahuntsic	354	629	-275	370	370	330
10 RDP	285	10	+275	405	426	470
11 Verdun	221	40	+181	150	859	210
CDN-NDG	218	239	-21	208	366	300-375
Westmount	192	9	+183	184	206	n.d.
Beaconsfield	175	214	-39	95	103	75-100
Saint-Laurent	160	80	+80	47	98	110
Lachine	149	109	+40	130	147	150
Dorval	130	79	+51	150	146	100
Mont-Royal	123	93	+30	93	79	n.d.
Montréal-Nord	122	80	+42	120	172	n.d.
Anjou	102	38	+64	209	206	75-100
Pointe-Claire	100	180	-80	200	100	n.d.
Saint-Léonard	90	56	+34	220	141	110
Outremont	88	92	-4	93	81	111
Côte-Saint-Luc	88	330	-242	54	272	271
Sainte-Anne-de-Bellevue	70	12	+58	30	3	0
Hampstead	60	15	+45	60	60	40-50
Dollard-des-Ormeaux	45	98	-53	164	0	30
Île Bizard-Ste-Geneviève	32	24	+8	110	51	75
Baie-d'Urfé	15	6	+9	15	15	25
Montréal-Ouest	0	25	-25	0	100	100
TOTAL	7240	4502	+2638	5934	7263	+ de 6000

n.d. : donnée non fournie

Tiré de Clément (2006) [140]

Tableau 4. Estimation du taux de mortalité des arbres de rue dans quelques arrondissements de la Ville de Montréal.

Arrondissement	Nombre d'arbres de rue en 2003 [142]	Arbres abattus en 2005 [140]	Estimation du taux de mortalité
Mercier/Hochelaga/Maisonneuve	23 101	200	0,9 %
Ahuntsic/Cartierville	21 665	629	2,9 %
Côte-des-Neiges/NDG	21 254	239	1,1 %
Rosemont/Petite-Patrie	20 685	182	0,9 %
RDP/PAT/Montréal-Est	15 206	10	0,1 %
Villeray/Saint-Michel/Parc-Extension	14 843	129	0,9 %
Sud-Ouest	11 358	471	4,1 %
Ville-Marie	2 319	245	10,6 %
Plateau Mont-Royal	9 598	215	2,2 %
Total	140 029	2 320	1,7 %

L'implication de la population dans les programmes de plantation d'arbres semble produire de bons résultats. D'une part, les programmes communautaires de plantation procurent un meilleur taux de survie des arbres [31]. Par exemple, dans le cadre de son programme « Plantez de l'air pur », la Fondation canadienne de l'arbre s'assure que les arbres aient un taux de survie de 70 % [143]. D'autre part, ces efforts coopératifs favoriseraient l'implication des citoyens, des bénévoles, des enfants d'âge scolaire, des adultes et des personnes âgées [31]. Il en résulterait une sensibilité sociale accrue de la communauté ainsi qu'un développement des notions d'appartenance plus marqué [31]. Les programmes de sensibilisation des enfants à l'environnement et les activités de jardinage qui leur sont dédiées favoriseraient aussi leur implication en tant qu'adultes. Ceux-ci planteront plus spontanément de la végétation et le taux de vandalisme sur les arbres, de son côté, diminuerait [31, 106].

Au Royaume Uni et en Irlande, le taux de vandalisme sur les arbres nouvellement plantés était particulièrement élevé et pouvait atteindre les 30 %, alors que dans d'autres régions d'Europe ce taux était de moins de 5 %. Dans les pays où l'on notait les plus hauts taux de vandalisme, ce sont les arbres de plus petits calibres qui étaient généralement plantés. Ainsi, il semble y avoir une corrélation inverse entre les coûts investis pour les arbres nouvellement plantés et le vandalisme qu'ils subissent [14].

Enfin, il est bon de se rappeler qu'en milieu urbain, seules quelques espèces sont généralement plantées et que cette pratique est inquiétante. En effet, la diversité des espèces est un facteur qui augmenterait la résilience de la population d'arbres urbains aux stress biotiques et abiotiques [14]. Il serait donc préférable, à l'instar d'organismes tels que la Fondation canadienne de l'arbre, de planter des arbres indigènes, non envahissants et sélectionnés en fonction de chaque site [143].

Conclusion

Suite à la consultation de nombreux documents, il paraît clair que la présence des arbres et des plantes grimpantes a un rôle positif dans les zones urbaines. Les effets sur la santé publique peuvent être tout à fait appréciables, tant par la modération des températures extrêmes, que par l'amélioration de la qualité de l'air, etc. Toutefois, l'emploi de la végétation dans les villes ne saurait avoir son lot d'inconvénients.

Afin d'évaluer avec plus de justesse l'effet de la végétation dans les conditions montréalaises, il apparaît nécessaire d'obtenir des données fiables sur le nombre d'arbres ainsi que sur le degré de couverture arborée, etc.

Les programmes de conservation du couvert végétal et de plantation d'arbres demeurent tout à fait rationnels et raisonnables car ils peuvent répondre à une série de besoins de la population urbaine à des coûts avantageux. Face à l'ampleur de la tâche, si l'on souhaite augmenter rapidement la couverture arborée dans les villes, il faut favoriser les programmes de diverses natures et provenant de sources variées [16].

Dans une suite de ce rapport, nous présenterons les résultats de l'analyse qualitative des projets de plantations réalisés par le conseil régional de l'environnement de Montréal et nous émettrons des recommandations pour de futures plantations.

Bibliographie

1. Comparot, A.M. et Porlier, A., *Indicateurs de l'état de l'environnement : Bilan pour la période de référence 1999-2003*, in *Premier plan stratégique de développement durable de la collectivité montréalaise*, A. Porlier, Editor. 2005, CRE - Conseil régional de l'environnement de Montréal, Ville de Montréal, Fonds d'action québécois pour le développement durable: Montréal. p. 115.
2. Landreville, M., *Toits verts à la montréalaise: rapport de recherche sur l'implantation des toits verts à Montréal*. 2005, Centre d'Écologie Urbaine: Montréal. p. 106.
3. Lachance, G., Baudoin, Y., et Guay, F., *Étude des îlots de chaleur Montréalais dans une perspective de santé publique*. Bulletin d'information en santé environnementale, 2006. 17(3): p. 1-5.
4. Guay, F. et Baudoin, Y. (2003) *Les îlots de chaleur urbains*. Collectivités viables / Le bulletin d'information de Vivre en Ville Volume, 8-9, http://www.vivreenville.org/pdf/bulletin_vol2no3.pdf
5. Guay, F. et Baudoin, Y. (2005) *Portrait des îlots de chaleur à Montréal*. Franc Vert Volume, <http://www.francvert.org/pages/23articleportraitdesilotsdechaleur.asp>
6. Lamprey, B.B., *Impacts of agriculture and urbanization on the climate of the Northeastern United States*. Global and planetary change, 2005. 49(3-4): p. 203-221.
7. Gagnon, C., Bessette, C., Garneau, Y., Paquette, P., et Mallet, R., *Qualité de l'air à Montréal. Rapport annuel 2005*. 2005, Ville de Montréal, Service des infrastructures, transport et environnement, Direction de l'environnement, Planification et suivi environnemental, Réseau de surveillance de la qualité de l'air (RSQA). p. 8.
8. Pauleit, S. et Duhme, F., *GIS assessment of Munich's urban forest structure for urban planning*. Journal of Arboriculture, 2000. 26(3): p. 133-141.
9. Peck, S.W., Callaghan, C., Kuhn, M.E., et Bass, B., *"Greenbacks from green roofs: forging a new industry in Canada. Status report on benefits, barriers and opportunities for green roof and vertical garden technology diffusion."* 1999, Canada Mortgage and Housing Corporation: Toronto.
10. Anonyme. *Montréal en statistiques, la population*. 2006 [cited http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=2076,2454592&_dad=portal&_schema=PORTAL].
11. Anonyme. *Montréal le premier janvier 2006 : le territoire*. 2006 [cited; Available from: http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=132,1455437&_dad=portal&_schema=PORTAL].
12. Madame Louise Harel, M.d.A.m.e.d.l.M., *Projet de loi no 170, Loi portant réforme de l'organisation territoriale municipale des régions métropolitaines de Montréal*,

de Québec et de l'Outaouais, A. nationale, Editor. 2000, Éditeur officiel du Québec. p. 249.

13. Anonyme, *Politique de l'arbre de Montréal*. 2005, Ville de Montréal. p. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/conseil_patrimoine_mtl_fr/media/documents/politique_arbre.pdf.
14. Pauleit, S., Jones, N., Garcia-Martin, G., Garcia-Valdecantos, J.L., Riviere, L.M., Vidal-Beaudet, L., Bodson, M., et Randrup, T.B., *Tree establishment practice in towns and cities: Results from a European survey*. Urban Forestry & Urban Greening, 2002. 1(2): p. 83-96.
15. Anonyme. *Verglas : les arbres de gros calibres*. La semaine verte 2003 [cited <http://www1.radio-canada.ca/actualite/semaineverte/ColorSection/Foresterie/030105/arbre.shtml>]; 5 janvier:[]
16. Luley, C.J. et Bond, J., *A plan to integrate management of urban trees into air quality planning*. 2002, Davey Resource Group: Naples, NY, USA. p. 61.
17. Dubé, A., Saint-Laurent, D., et Sénécal, G., *Penser le renouvellement des politiques de conservation de la forêt urbaine à l'ère du réchauffement climatique*. 2006, Institut national de la recherche scientifique - Urbanisation, Culture et Société. p. 51.
18. Anonyme. *Montréal en statistiques, accueil*. 2006 [cited; Available from: http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=2076,2453845&_dad=portal&_schema=PORTAL].
19. Nowak, D.J., *Atmospheric carbon reduction by urban trees*. Journal of Environmental Management, 1993. 37(3): p. 207-217.
20. Nowak, D.J. et Crane, D.E., *Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA*. Environmental Pollution, 2002. 116 p. 381-389.
21. Cavayas, F., *Communication personnelle*. 2006: Professeur titulaire, Département de géographie, Université de Montréal.
22. Eduspace. *Téledétection*. Principes de téledétection 2006 [cited; Available from: <http://www.eduspace.esa.int/eduspace/main.asp?ulang=fr>].
23. Johnston, J. et Newton, J., *Building green: A guide to using plants on roofs, walls and pavements*. 2004, Major of London - Greater London Authority. p. http://www.london.gov.uk/mayor/strategies/biodiversity/docs/Building_Green_main_text.pdf.
24. McPherson, E.G., *Cooling urban heat islands with sustainable landscapes.*, in *The ecological city: preserving and restoring urban biodiversity*, H.P. Rutherford, R.A. Rowntree, et P.C. Muick, Editors. 1994, University of Massachusetts Press: Amherst. p. 151-171.
25. Dunnett, N. et Kingsbury, N., *Planting green roofs and living walls*. 2004: Timber Press. 254.
26. Dunnett, N. et Kingsbury, N. (2004) *Literally Green Facades*. ArchitectureWeek Volume, http://www.architectureweek.com/2004/0728/environment_1-2.html

27. Gomez, F., Gaja, E., et Reig, A., *Vegetation and climatic changes in a city*. Ecological Engineering, 1998. 10(4): p. 355-360.
28. Solecki, W.D., Rosenzweig, C., Parshall, L., Pope, G., Clark, M., Cox, J., et Wiencke, M., *Mitigation of the heat island effect in urban New Jersey*. Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards, 2005. 6(1): p. 39-49.
29. Jampierre, V., *Vivre la ville sur votre toit*. Collectivités viables / Le bulletin d'information de Vivre en Ville, 2003. 2(1): p. 4-5.
30. Akbari, H. et Konopacki, S., *Calculating energy-saving potentials of heat-island reduction strategies*. Energy Policy, 2005. 33(6): p. 721-756.
31. SIAQ, *Guide d'évaluation des végétaux d'ornement*, ed. M. Beauchamp, J. Fradette, Y. Moisan, B. Paquet, et M. Paulin. 1995: Société internationale d'arboriculture – Québec Inc.
32. Scott, K.I., Simpson, J.R., et McPherson, E.G., *Effects of tree cover on parking lot microclimate and vehicle emissions*. Journal of Arboriculture, 1999. 25(3): p. 129-142.
33. Nowak, D.J., *The effects of urban trees on air quality*. 2005, USDA Forest Service. p. <http://www.fs.fed.us/ne/syracuse/qif/trees.pdf>.
34. Taha, H., Akbari, H., et Rosenfeld, A., *Heat-island and oasis effects of vegetative canopies - micro-meteorological field-measurements*. Theoretical and Applied Climatology, 1991. 44(2): p. 123-138.
35. Di, H.F. et Wang, D.N., *Cooling effect of ivy on a wall*. Experimental Heat Transfer, 1999. 12(3): p. 235-245.
36. Taha, H., Konopacki, S., et Gabersek, S., *Impacts of large-scale surface modifications on meteorological conditions and energy use: A 10-region modeling study*. Theoretical & Applied Climatology, 1999. 62(3-4): p. 175-185.
37. Spronken-Smith, R.A. et Oke, T.R., *Scale modelling of nocturnal cooling in urban parks*. Boundary-Layer Meteorology, 1999. 93(2): p. 287-312.
38. Parisi, A.V. et Kimlin, M.G., *Comparison of the spectral biologically effective solar ultraviolet in adjacent tree shade and sun*. Physics in Medicine and Biology, 1999. 44(8): p. 2071-2080.
39. Parisi, A.V., Kimlin, M.G., Wong, J.C.F., et Wilson, M., *Solar ultraviolet exposures at ground level in tree shade during summer in south east Queensland*. International Journal of Environmental Health Research, 2001. 11(2): p. 117-127.
40. Grant, R.H., Heisler, G.M., et Gao, W., *Estimation of pedestrian level UV exposure under trees*. Photochemistry and Photobiology, 2002. 75(4): p. 369-376.
41. Anonyme. *Le site des pédiatres strasbourgeois appartenant au GPSR*. 2007 [cited <http://www.pediatres.online.fr/dermatologie.htm>].
42. Parsons, P.G., Neale, R., Wolski, P., et Green, A., *The sady side of solar protection*. Medical Journal of Australia, 1998. 168(7): p. 327-330.

43. Grant, R.H. et Heisler, G.M., *Effect of cloud cover on UVB exposure under tree canopies: Will climate change affect UVB exposure?* Photochemistry and Photobiology, 2006. 82(2): p. 487-494.
44. Sanders, R.R., *Urban vegetation impacts on the hydrology of Dayton, Ohio.* Urban Ecology, 1986. 9(3-4): p. 361-376.
45. Xiao, Q. et McPherson, E.G., *Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest.* Urban Ecosystems, 2002. 6(4): p. 291-302.
46. Xiao, Q., McPherson, E.G., Simpson, J.R., et Ustin, S.L., *Rainfall interception by Sacramento's urban forest.* Journal of Arboriculture, 1998. 24(4): p. 235-244.
47. Labrecque, M. et Vergriete, Y., *Capacité de rétention d'eau des milieux végétalisés*, in *Rapport de mi-étape destiné au Conseil régional de l'environnement de Laval.* 2006, IRBV - Jardin botanique de Montréal - Université de Montréal: Montréal. p. 24.
48. Anonyme, *Sustainable city progress report.* 2005: City of Santa Monica. p. http://santa-monica.org/epd/scpr/ResourceConservation/RC6_EcologicalFootprint.htm.
49. Kuchelmeister, G. et Braatz, S., *Nouveau regard sur la foresterie urbaine.* Unasylva, 1993. 44(173): p. http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/u9300F/u9300F00.htm.
50. USDA, *Trees in the city: measuring and valuing the urban forest.* Forest science review, 2005. 3: p. 6.
51. Freedman, B., Love, S., et O'Neil, B., *Tree species composition, structure, and carbon storage in stands of urban forest of varying character in Halifax, Nova Scotia.* Canadian Field-Naturalist, 1996. 110(4): p. 675-682.
52. Nowak, D.J., Stevens, J.C., Sisinni, S.M., et Luley, C.J., *Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide.* Journal of Arboriculture, 2002. 28(3): p. 113-122.
53. Takahashi, H.A., Konohira, E., Hiyama, T., Minami, M., Nakamura, T., et Yoshida, N., *Diurnal variation of CO₂ concentration, DELTA14C and delta13C in an urban forest: Estimate of the anthropogenic and biogenic CO₂ contributions.* Chemical & Physical Meteorology, 2002. 54B(2): p. 97-109.
54. Brack, C.L., *Pollution mitigation and carbon sequestration by an urban forest.* Environmental Pollution, 2002. 116(Supplement 1): p. 195-200.
55. Mayhew, J., *Carbon storage in Edinburgh's urban forest.* Scottish Forestry, 2000. 54(1): p. 37-41.
56. Myeong, S.J., Nowak, D.J., et Duggin, M.J., *A temporal analysis of urban forest carbon storage using remote sensing.* Remote Sensing of Environment, 2006. 101(2): p. 277-282.
57. Rowntree, R.A. et Nowak, D.J., *Quantifying the role of urban forests in removing atmospheric carbon dioxide.* Journal of Arboriculture, 1991. 17.

58. Jo, H.K. et McPherson, E.G., *Indirect carbon reduction by residential vegetation and planting strategies in Chicago, USA*. Journal of Environmental Management, 2001. 61(2): p. 165-177.
59. McPherson, E.G. et Simpson, J.R., *Carbon dioxide reduction through urban forestry: guidelines for professional and volunteer tree planters*, in *General Technical Report*. 1999, Pacific Southwest Research Station USDA Forest Service Berkeley. p. 237.
60. Turnock, B. *Shelterbelts - a tool for climate change*. 2003 [cited http://www.agr.gc.ca/pfra/climate/climatechg_e.htm].
61. Kort, J. et Turnock, R., *Carbon reservoir and biomass in Canadian prairie shelterbelts*. AGROFORESTRY SYSTEMS, 1998. 44(2-3): p. 175-186.
62. Langlois, M., Blais, P., et Bonneville, K., *Guide de bonnes pratiques : La réduction des émissions de gaz à effet de serre et l'aménagement du territoire*. 2004, Gouvernement du Québec - Ministère des Affaires municipales, du Sport et du Loisir. p. 71 p.
63. Blais, D., *Des Arbres pour vivre en santé: Guide pour la réalisation de projets de plantation*. 1998, Sainte-Foy (QC): Société de l'arbre du Québec. 22.
64. Nowak, D.J., *Atmospheric Carbon Dioxide Reduction by Chicago's urban forest*, in *Chicago's urban forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*, G.E. McPherson, D.J. Nowak, et R.A. Rowntree, Editors. 1994, United States Department of Agriculture, Forest service, Northeastern Research Station. p. 83-94.
65. Jo, H.K. et McPherson, E.G., *Carbon Storage and Flux in Urban Residential Greenspace*. Journal of Environmental Management, 1995. 45(2): p. 109-133.
66. Anonyme. <http://www.syracuse.ny.us/topTenResearch.asp>. 2006 [cited.
67. Nowak, D.J. et O'Connor, P.R., *Syracuse urban forest master plan: guiding the city's forest resource into the 21st century*, in *Gen. Tech. Rep.* . 2001, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station: Newtown Square, PA. p. 50 p.
68. McPherson, E.G., Nowak, D.J., Sacamano, P.L., Prichard, S.E., et Makra, E.M., *Chicago's evolving urban forest: initial report of the Chicago Urban Forest Climate Project*, in *General Technical Report - Northeastern Forest Experiment Station, USDA Forest Service*. 1993, Radnor: Pennsylvania. p. NE-169, ii + 55.
69. Boivin, J., Sénécal, G., Hamel, P.J., et Guerpillon, L., *Évolution des surfaces boisées et des espaces verts dans la région métropolitaine de Montréal*. 2002, INRS-Urbanisation, Culture et Société et Intélec Géomatique Inc. p. 16.
70. McPherson, E.G., Nowak, D.J., et Rowntree, R.A., *Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project*, in *General Technical Report*. 1994, Northeastern Forest Experiment Station, USDA Forest Service: Radnor p. 201.
71. Akbari, H., *Shade trees reduce building energy use and CO2 emissions from power plants*. Environmental Pollution, 2002. 116(Suppl 1): p. S119-S126.

72. Conseil central du Montréal métropolitain - CSN, *Mémoire sur le projet de prolongement de l'autoroute 25 entre l'autoroute 440 et le boulevard Henri-Bourassa par le ministère des transports*. 2005, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE): Montréal. p. 19.
73. Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H., et Taylor, G., *Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed*. *Global Change Biology*, 2000. 6(8): p. 995-1003.
74. Dwyer, J.F., McPherson, E.G., Schroeder, H.W., et Rowntree, R.A., *Assessing the benefits and costs of the urban forest*. *Journal of Arboriculture*, 1992. 18(5): p. 227-234.
75. Anonyme, *L'évolution de différents contaminants atmosphériques au Québec*. 2002, Gouvernement du Québec, Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. p. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/regards/portrait-stat/air.htm#figure%202>.
76. Taha, H., *Modeling impacts of increased urban vegetation on ozone air quality in the south coast air basin*. *Atmospheric Environment*, 1996. 30(20): p. 3423-3430.
77. Donovan, R.G., Stewart, H.E., Owen, S.M., Mackenzie, A.R., et Hewitt, C.N., *Development and application of an urban tree air quality score for photochemical pollution episodes using the Birmingham, United Kingdom, area as a case study*. *Environmental Science & Technology*, 2005. 39(17): p. 6730 -6738.
78. Michopoulos, P., Baloutsos, G., Economou, A., Nikolis, N., Bakeas, E.B., et Thomaidis, N.S., *Biogeochemistry of lead in an urban forest in Athens, Greece*. *Biogeochemistry*, 2005. 73(2): p. 345-357.
79. Yang, J., McBride, J., Zhou, J., et Sun, Z., *The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction*. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2005. 3(2): p. 65-78.
80. Li, S.-M., *A concerted effort to understand the ambient particulate matter in the Lower Fraser Valley: the Pacific 2001 Air Quality Study*. *Atmospheric Environment*, 2004. 38(34): p. 5719-5731.
81. Thompson, J.R., Nowak, D.J., Crane, D.E., et Hunkins, J.A., *Iowa, U.S., communities benefit from a tree-planting program: Characteristics of recently planted trees*. *Journal of Arboriculture*, 2004. 30(1): p. 1-10.
82. Kovacs, T.A., Brune, W.H., Harder, H., Martinez, M., Simpas, J.B., Frost, G.J., Williams, E., Jobson, T., Stroud, C., Young, V., Fried, A., et Wert, B., *Direct measurements of urban OH reactivity during Nashville SOS in summer 1999*. *Journal of Environmental Monitoring*, 2003. 5(1): p. 68-74.
83. Scott, K.I., McPherson, E.G., et Simpson, J.R., *Air pollutant uptake by Sacramento's urban forest*. *Journal of Arboriculture*, 1998. 24(4): p. 224-234.
84. Zahn, M.T. et Grimm, W.-D., *Nitrate and chloride loading as anthropogenic indicators*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 1993. 68(3-4): p. 469-483.
85. Nowak, D.J., McHale, P.J., Ibarra, M., Crane, D.E., Stevens, J.C., et Luley, C.J., *Modeling the effects of urban vegetation on air pollution*, in *Air Pollution*

- Modeling and Its Application XII*, S.E. Gryning et N. Chaumerliac, Editors. 1998, Plenum Press: New York. p. 399-407.**
86. Nowak, D.J., Civerolo, K.L., Rao, S.T., Sistla, G., Luley, C.J., et Crane, D.E., ***A modeling study of the impact of urban trees on ozone***. *Atmospheric Environment*, 2000. 34(10): p. 1601-1613.
 87. Goldman, M.B., Groffman, P.M., Pouyat, R.V., McDonnell, M.J., et Pickett, S.T.A., ***CH₄ uptake and N availability in forest soils along an urban to rural gradient***. *Soil Biology & Biochemistry*, 1995. 27(3): p. 281-286.
 88. Jouraeva, V.A., Johnson, D.L., Hassett, J.P., et Nowak, D.J., ***Differences in accumulation of PAHs and metals on the leaves of Tilia x euchlora and Pyrus calleryana***, in *Environmental Pollution*. 2002, Elsevier Science Ltd: Oxford. p. 331-338.
 89. Siringoringo, H.H., ***The contribution of some urban forest plants in absorbing lead (Pb) particulates***. *Buletin Penelitian Hutan*, 1998. 614: p. 15-28.
 90. Gagnon, C., Bessette, C., Garneau, Y., Paquette, P., et Mallet, R., ***Qualité de l'air à Montréal. Rapport annuel 2004***. 2004, Ville de Montréal, Service des infrastructures, transport et environnement, Direction de l'environnement, Planification et suivi environnemental, Réseau de surveillance de la qualité de l'air (RSQA). p. 8.
 91. Labrecque, M., Teodorescu, T.I., Lefebvre, R., St-Arnaud, M., et Voicu, A. ***The use of willow and poplar clones to reduce trace metals in contaminated soil of urban sites***. in *Proceedings of the 7th conference of the SRWC Production systems for Wood Production Bioenergy and Environment, Pasco (Wa)*, . 2006.
 92. Voicu, A., ***Phytoextraction overview***. 2006, IRBV - Institut de recherche en biologie végétale: Montréal. p. 17.
 93. Westphal, L. et Isebrands, J. ***Phytoremediation of Chicago's brownfields - consideration of ecological approaches and social issues***. in *Proceedings Brownfields 2001 Conference*. 2001. Chicago, Illinois, USA.
 94. Gauthier, G., ***Une nouvelle dimension au jardin : les plantes grimpantes***. *Quatre-Temps*, 1996. 20(1).
 95. Kane, R., ***The Green Fuse: Using Plants to Provide Ecosystem Services***. 2004, SPROUT - Sustainable Plant Research and Outreach. p. http://inr.oregonstate.edu/download/SPROUT_green_fuse.pdf.
 96. Pickett, S.T.A. et Cadenasso, M.L., ***Advancing urban ecological studies: Frameworks, concepts, and results from the Baltimore Ecosystem Study***. *Austral Ecology*, 2006. 31: p. 114-125.
 97. Labrecque, M. et Teodorescu, T.I., ***Preliminary evaluation of a living willow (Salix spp.) sound barrier along a highway in Quebec, Canada***. *Journal of Arboriculture*, 2005. 31(2): p. 95-98.
 98. Payeur, S. (2005) ***Contrer les îlots de chaleur urbains***. *Liaison Volume*, http://www.usherbrooke.ca/liaison_vol39/n18/a_chaleur.html

99. Drouin, L., Morency, P., King, N., Thérien, F., Lapierre, L., et Gosselin, C., *Le transport urbain, une question de santé : rapport annuel 2006 sur la santé de la population montréalaise.*, J.-L. Moisan, Editor. 2006, Direction de Santé publique - Agence de la santé et des services sociaux de Montréal. p. <http://www.santepub-mtl.gc.ca/Publication/rapportannuel/2006/rapportannuel2006.pdf>.
100. McPherson, E.G. et Peper, P.P., *Costs of street tree damage to infrastructure.* Arboricultural Journal, 1996. 20(2): p. 143-160.
101. McPherson, E.G., *Expenditures associated with conflicts between street tree root growth and hardscape in California, United States.* Journal of Arboriculture, 2000. 26(6): p. 289-297.
102. Kosisky, S.E. et Carpenter, G.B., *Predominant Tree Aeroallergens of the Washington, DC Area: a Six Year Survey (1989-1994).* Annals of Allergy, Asthma and Immunology, 1997. 78: p. 381-392.
103. Anonyme. *Informations sur l'intoxication: Wisteria floribunda.* Système canadien d'information sur les plantes toxiques 2006 [cited; Available from: http://www.cbif.gc.ca/pls/pp/ppack.info?p_psn=143&p_type=all&p_sci=sci&p_x=px&p_lang=fr].
104. Westphal, L.M., *Urban greening and social benefits: A study of empowerment outcomes.* SO - Journal of Arboriculture. 29(3). May 2003. 137-147., 2003.
105. Sheets, V.L. et Manzer, C.D., *AFFECT, COGNITION, AND URBAN VEGETATION - SOME EFFECTS OF ADDING TREES ALONG CITY STREETS.* ENVIRONMENT AND BEHAVIOR, 1991. 23(3): p. 285-304.
106. Lohr, V.I. et Pearson-Mims, C.H., *Children's active and passive interactions with plants influence their attitudes and actions toward trees and gardening as adults.* HortTechnology, 2005. 15(3): p. 472-476.
107. Taylor, A.F., Kuo, F.E., et Sullivan, W.C., *VIEWS OF NATURE AND SELF-DISCIPLINE: EVIDENCE FROM INNER CITY CHILDREN.* Journal of Environmental Psychology, 2002. 22(1-2): p. 49-63.
108. Kuo, F.E. et Taylor, A.F., *A potential natural treatment for attention-deficit/hyperactivity disorder: Evidence from a national study.* American Journal of Public Health, 2004. 94(9): p. 1580-1586.
109. Kuo, F.E. et Taylor, A.F., *Mother nature as treatment for ADHD: Overstating the benefits of green - Response.* American Journal of Public Health, 2005. 95(3): p. 371-372.
110. Bolund, P. et Hunhammar, S., *Ecosystem services in urban areas.* Ecological Economics, 1999. 29(2): p. 293-301.
111. Grahn, P. et Stigsdotter, U.A., *Landscape planning and stress.* Urban Forestry & Urban Greening, 2003. 2: p. 1-18.
112. Kaplan, S., *The restorative benefits of nature: Toward an integrative framework.* Journal of Environmental Psychology, 1995. 15(3): p. 169-182.

113. Berto, R., *Exposure to restorative environments helps restore attentional capacity*. *Journal of Environmental Psychology*, 2005. 25(3): p. 249-259.
114. Kaplan, S., *The urban forest as a source of psychological well-being*, in *Urban forest landscapes: integrating multidisciplinary perspectives*, G.A. Bradley, Editor. 1995, University of Washington Press. p. 224.
115. Kuo, F.E. et Sullivan, W.C., *Aggression and violence in the inner city - Effects of environment via mental fatigue*. *Environment & Behavior*, 2001. 33(4): p. 543-571.
116. Sullivan, W.C. et Kuo, F.E., *Do Trees Strengthen Urban Communities, Reduce Domestic Violence?*, in *Forestry Report*. 1996, USDA FOREST SERVICE / SOUTHERN REGION: ATLANTA, GA. p. http://www.urbanforestrysouth.org/pubs/tech_bulletin/tb4.htm.
117. Kuo, F.E., Bacaicoa, M., et Sullivan, W.C., *Transforming inner-city landscapes - Trees, sense of safety, and preference*. *ENVIRONMENT AND BEHAVIOR*, 1998. 30(1): p. 28-59.
118. Kuo, F.E. et Sullivan, W.C., *Environment and crime in the inner city - Does vegetation reduce crime?* *Environment & Behavior*, 2001. 33(3): p. 343-367.
119. Coley, R.L., Kuo, F.E., et Sullivan, W.C., *WHERE DOES COMMUNITY GROW - THE SOCIAL CONTEXT CREATED BY NATURE IN URBAN PUBLIC HOUSING*. *Environment & Behavior*, 1997. 29(4): p. 468-494.
120. Sullivan, W.C., Kuo, F.E., et DePooter, S.F., *The fruit of urban nature - Vital neighborhood spaces*. *Environment & Behavior*, 2004. 36(5): p. 678-700.
121. Price, C., *Quantifying the aesthetic benefits of urban forestry*. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2003. 1(3): p. 123-133.
122. McPherson, E.G., Simpson, J.R., Peper, P.J., et Xiao, Q., *Benefit-cost analysis of Modesto's municipal urban forest*. *Journal of Arboriculture*, 1999. 25(5): p. 235-248.
123. Nowak, D.J., Crane, D.E., et Dwyer, J.F., *Compensatory value of urban trees in the United States*. *Journal of Arboriculture*, 2002. 28(4): p. 194-199.
124. McPherson, E.G., Simpson, J.R., Peper, P.J., Maco, S.E., et Xiao, Q.F., *Municipal forest benefits and costs in five US cities*. *Journal of Forestry*, 2005. 103(8): p. 411-416.
125. McPherson, E.G., *A benefit-cost analysis of ten street tree species in Modesto, California, U.S.* *Journal of Arboriculture*, 2003. 29(1): p. 1-8.
126. McPherson, E.G., *Accounting for benefits and costs of urban greenspace*. *Landscape and Urban Planning*, 1992. 22(1): p. 41-51.
127. McPherson, E.G. et Biedenbender, S., *The cost of shade: cost-effectiveness of trees versus bus shelters*. *Journal of Arboriculture*, 1991. 17(9): p. 233-242.
128. Yu, D.L. et Wu, C.S., *Incorporating remote sensing information in modeling house values: A regression tree approach*. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 2006. 72(2): p. 129-138.

129. Laverne, R.J. et Winson-Geideman, K., *The influence of trees and landscaping on rental rates at office buildings*. Journal of Arboriculture, 2003. 29: p. 281-290.
130. Simpson, J.R. et McPherson, E.G., *Simulation of tree shade impacts on residential energy use for space conditioning in Sacramento*. Atmospheric Environment, 1998. 32(1): p. 69-74.
131. Hodder, D., *Estimation des bénéfices sociaux et environnementaux*. 2006, Ville de Montréal, Direction des sports, des parcs et des espaces verts: Montréal. p. 1.
132. McPherson, E.G. et Simpson, J.R., *A comparison of municipal forest benefits and costs in Modesto and Santa Monica, California, USA*. SO - Urban Forestry & Urban Greening. 1(2). 2002. 61-74., 2002.
133. Maco, S.E. et McPherson, E.G., *A practical approach to assessing structure, function, and value of street tree populations in small communities*. SO - Journal of Arboriculture. 29(2). March 2003. 84-97., 2003.
134. Lavallée, N., *Arbres de rue : comment va la santé ?* QUATRE-TEMPS, 2004. 28(1): p. http://www.sciencepresse.qc.ca/kiosqueforet/arbres_de_rue.html.
135. Paquet, B., *Communication personnelle*. 2006, Direction des Travaux publics, Division des parcs et des installations, Arrondissement Côte-des-Neiges - Notre-Dame-de-Grâce: Ville de Montréal.
136. Childs, S.W. et Flint, L.E., *Effect of shadeboards, shelterwoods, and clearcuts on temperature and moisture environments*. Forest Ecology and Management, 1987. 18(3): p. 205-217.
137. Nowak, D.J., Kuroda, M., et Crane, D.E., *Tree mortality rates and tree population projections in Baltimore, Maryland, USA*. Urban Forestry & Urban Greening, 2004. 2(3): p. 139-147.
138. Nowak, D.J., McBride, J.R., et Beatty, R.A., *Newly planted street tree growth and mortality*. Journal of Arboriculture, 1990. 16(5): p. 124-129.
139. Labrecque, M., *Les arbres du centre-ville de Montréal*, in *Rapport d'analyse*. 1993, Jardin Botanique de Montréal: Montréal. p. 30 p.
140. Clément, É., *Aux arbres, citoyens !*, in *La Presse*. 2006: Montréal. p. <http://www.cyberpresse.ca/article/20060421/CPACTUALITES/604210776&SearchID=73243152612506>.
141. Anonyme, *communication personnelle*. 2006: Montréal.
142. Tellier, H., *Plan stratégique de développement durable : Diagnostic environnemental de l'île de Montréal*, R. Bonneau et D. Lussier, Editors. 2004, Ville de Montréal, Service des infrastructures, transport et environnement, Direction de l'environnement ; avec la collaboration de la Conférence régionale des élus de Montréal et du Conseil régional de l'environnement de Montréal: Montréal. p. 82.
143. Anonyme. *Les arbres font partie de la solution du problème des changements climatiques!* Fondation Canadienne de l'arbre 2005 [cited 2006; Available from: http://www.treecanada.ca/news/12-2005_f.htm].

Annexe - Liste des abréviations

DHP : diamètre à hauteur de poitrine

ha : hectare

PM_{2.5} : particules fines dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 micromètres (Particulate Matter)

PM₁₀ : particules fines dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 micromètres (Particulate Matter)

Ppb : parties par Milliard (Parts per billion)

Ppm : parties par Million (Parts per million)

ROG : gaz organique réactif (Reactive Organic Gas)

RSQA : réseau de surveillance de la qualité de l'air

SAAQ : Société d'assurance automobile du Québec

SPF : facteur de protection solaire (Sun Protection Factor)

UPF : facteur de protection aux ultraviolets (Ultraviolet Protector Factor)

UV : ultraviolets

UVA : ultraviolets de type A

UVB : ultraviolets de type B

VOC : composé organique volatile (Volatile Organic Compounds)

µm : micromètre