

SOLS URBAINS

Caractérisation, Analyse et Gestion



Manuella Strukelj • Alison D. Munson

2022



Faculté de foresterie,
de géographie et de géomatique
Chaire de recherche sur l'arbre urbain et son milieu





SOLS URBAINS

Caractérisation, Analyse et Gestion

Ce guide sur les sols urbains a été financé par la *Chaire de recherche sur l'arbre urbain et son milieu*, avec la contribution d'Ariane Belleau (collecte des données du chapitre 2).

Remerciements à Carly Ziter, Concordia University, et Vincent Poirier, UQAT, pour la lecture de la première version.

Table des matières

Introduction	5	2 Analyser l'environnement et les propriétés des sols urbains	18	3 Gérer, préserver et restaurer les sols urbains	39
1 Comprendre les caractéristiques des sols urbains	6	2.1. Environnement urbain	18	3.1. Principes	39
1.1. Modifications des écosystèmes par l'urbanisation	6	a. Contaminants, composés carbonés, climat et biodiversité.....	18	a. Gérer les sols urbains dans l'espace et le temps.....	39
a. Urbanisation	6	b. Infrastructures urbaines et activités humaines	18	b. Conserver	39
b. Métabolisme et transport urbains	6	c. Usages passés du sol et du territoire	19	c. Réglementer, inciter, diffuser.....	41
c. Environnement urbain	7	2.2. Évaluation générale du sol	19	3.2. Processus de décision.....	42
1.2. Conséquences sur les sols urbains	8	a. Plan d'échantillonnage	19	3.3. Interventions	43
a. Effets indirects de l'environnement urbain	8	b. Échantillonnage superficiel	20	a. Améliorer un sol	43
b. Effets directs sur les matériaux formant le sol	9	c. Échantillonnage profond.....	20	b. Reconstituer ou construire un sol.....	43
c. Effets directs par les manipulations et les perturbations.....	9	2.3. Propriétés physiques.....	21	c. Décompacter un sol.....	45
d. Conséquences sur l'hétérogénéité verticale, spatiale et temporelle des sols.....	10	a. Texture (éléments fins de diamètre < 2mm)	21	d. Ajuster l'humidité d'un sol	47
e. Taxonomie des sols.....	11	b. Éléments grossiers (de diamètre > 2mm)	22	e. Ajuster la fertilité et le pH d'un sol	48
1.3. De la reconnaissance des rôles des espaces verts urbains à la nécessité de gérer leurs sols	13	c. Matière organique.....	23	f. Gérer la salinité et la sodicité d'un sol	49
a. Services écosystémiques des espaces verts	13	d. Structure, porosité, densité apparente et compaction.....	24	g. Décontaminer un sol	50
b. Deux catégories d'espaces verts	15	e. Stockage et flux hydriques..	25	h. Cas des fosses de plantations : intégrer	54
c. Fonctions des sols pour les plantes.....	15	2.4. Propriétés chimiques	28	i. Cas des toitures végétalisées : alléger et tempérer	61
		a. Nutriments et fertilité.....	28	j. Augmenter le carbone d'un sol	63
		b. pH.....	31	k. Préserver la biodiversité d'un sol	65
		c. Salinité et sodicité.....	32		
		d. Toxicité des contaminants chimiques.....	34	Conclusion.....	67
		2.5. Propriétés biologiques.....	36	Références	68
		a. Racines	36		
		b. Organismes du sol	37		

Introduction

Depuis le début de l'ère industrielle au 18^e siècle, l'urbanisation croissante, résultant de l'exode rural et de la croissance démographique et économique, modifie profondément le paysage, les écosystèmes et la société (McGranahan *et al.*, 2005; OECD, 2015; United Nations, 2019). En remplaçant les espaces végétalisés par des espaces minéralisés, cette urbanisation génère une augmentation du nombre, de la taille et de la population des villes, faisant disparaître le lien social avec la nature et créant divers problèmes sanitaires et environnementaux (Byomkesh *et al.*, 2012; Lapointe *et al.*, 2021; McGranahan *et al.*, 2005; Moore *et al.*, 2003; United Nations, 2019). Alors qu'une forte pression s'exerce pour urbaniser les espaces végétalisés résiduels urbains et périurbains, une prise de conscience collective apparaît quant aux nombreux services écologiques, économiques et sociaux que ces espaces fournissent à la population urbaine (Gaston *et al.*, 2013; Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Haaland & van den Bosch, 2015; Richards & Thompson, 2019). Ce besoin d'espaces verts et la volonté de préserver les espaces naturels environnants fixent ainsi une limite à la densification et à l'étalement des villes. Dans ce contexte, il devient essentiel de repenser l'urbanisation et l'aménagement urbain de façon multidisciplinaire, notamment en considérant les sols, qui, en tant que supports des infrastructures urbaines et des espaces végétalisés, doivent

répondre à de multiples contraintes, parfois contradictoires (Scheyer & Hipple, 2005; Shober *et al.*, 2018).

Les sols, considérés comme une ressource non renouvelable, sont profondément transformés par l'urbanisation (Lal, 2015; Yang & Zhang, 2015). En effet, pour supporter les infrastructures et les activités urbaines, ils subissent contamination, excavation, remblayage, compactage, scellement (imperméabilisation) et parcellisation, formant une nouvelle classe de sols, les sols anthropiques, qu'on appelle respectivement Technosols et Anthrosols dans les classifications internationale et française (Baize & Girard, 2009; Craul, 1985; IUSS Working Group WRB, 2006; Morel *et al.*, 2005; Scheyer & Hipple, 2005). Leurs propriétés deviennent défavorables à la croissance des plantes et à la santé humaine (Scheyer & Hipple, 2005; Yang & Zhang, 2015). Pour maintenir la présence d'espaces végétalisés en ville, il devient nécessaire de redonner la fertilité à ces sols (Rossignol, 2012). La gestion des sols en ville passe ainsi par deux enjeux complémentaires: d'une part, préserver les sols naturels ou fonctionnels, notamment lors de l'expansion urbaine, et d'autre part, restaurer ou fabriquer des sols propices à la végétalisation et à la santé humaine, notamment dans les zones en densification. Bien que les connaissances sur les sols urbains se développent, celles-ci sont encore

disparates, réparties entre connaissances scientifiques des groupes de recherche et connaissances pratiques des municipalités et des ingénieurs, et manquent de fournir une vision globale et un cadre rigoureux permettant de mieux comprendre et gérer les sols urbains.

Ce guide a pour objectif de synthétiser les connaissances sur les bonnes pratiques relatives à la caractérisation, l'analyse et la gestion des sols urbains en vue d'implanter ou de restaurer un espace vert. Il s'articule en trois parties:

- La première partie, «Comprendre les caractéristiques des sols urbains», explique comment l'urbanisation modifie les sols des écosystèmes et leur environnement, et énonce les enjeux associés à la présence d'espaces verts en milieu urbain.
- La deuxième partie, «Analyser l'environnement et les propriétés des sols urbains», mentionne les différents diagnostics de l'environnement et des sols à réaliser en vue de poser des actions.
- La troisième partie, «Gérer, préserver et restaurer les sols urbains», décrit les principes et les pratiques pour établir un réseau de sols urbains propices à la mise en place et au maintien d'espaces verts.

1.1. Modifications des écosystèmes par l'urbanisation

L'urbanisation consiste d'une part en la création d'un milieu urbain, c'est-à-dire le remplacement d'espaces végétalisés par des espaces minéralisés, et d'autre part en la concentration des activités humaines dans le milieu urbain (cf. 1.1.a). L'urbanisation modifie ainsi complètement les écosystèmes et crée un nouveau milieu, dont les flux d'énergie, d'eau et de matières sont bouleversés (cf. 1.1.b). Elle impacte aussi fortement l'environnement, notamment la formation de contaminants, les flux de carbone, le climat et la biodiversité (cf. 1.1.c).

a. Urbanisation

Deux processus d'urbanisation

L'urbanisation s'effectue suivant deux processus interdépendants, qui sont la densification (c'est-à-dire l'augmentation de la population sur la superficie urbaine existante) et l'étalement (c'est-à-dire l'extension de la superficie urbaine au détriment de zones rurales et naturelles) urbains (Zhao *et al.*, 2013). Alors que l'urbanisation s'effectuait principalement par un processus de densification urbaine durant les dernières décennies, le processus d'étalement urbain se développe et devient prépondérant aujourd'hui (Seto *et al.*, 2013). Ainsi, pour une augmentation de la population urbaine de 2.9 milliards de personnes à 5.2 milliards attendue entre 2000 et 2030, la superficie urbaine devrait tripler et augmenter de 1.5 ± 0.3 millions de km² (McDonald *et al.*, 2020; United Nations, 2019). Mais il y a encore des incertitudes dans les prévisions de superficie et de localisation de ce processus d'étalement urbain (Güneralp & Seto, 2013).

Création d'un milieu urbain

L'urbanisation, que ce soit par densification ou par étalement, se traduit généralement par un remplacement de zones végétalisées (naturelles, rurales ou urbaines résiduelles) en des zones minéralisées, construites de diverses infrastructures (Byomkesh *et al.*, 2012). Ces infrastructures incluent la voirie (routes, voies ferrées), les accompagnements de voirie (trottoirs, terre-pleins centraux, ronds-points, parkings, places, ponts), les zones de sports et loisirs (stades et terrains de sport, cours de récréation, modules de jeux), et les zones bâties (résidentielles, commerciales et industrielles) (Morel *et al.*, 2005; Scheyer & Hipple, 2005). Pour ce faire, le terrain, généralement hétérogène, aéré, et peu stable, doit être débarrassé de son sol superficiel riche en matière organique (horizons O et A), additionné de sable et de gravier, nivelé, éventuellement drainé, compacté, stabilisé, creusé (fondations) et imperméabilisé (scellement) (Scheyer & Hipple, 2005).

Activités urbaines

Suite à la création d'un milieu urbain, les activités humaines vont affecter encore davantage l'environnement urbain. Ces activités incluent principalement le transport des personnes et des biens, le chauffage ou la climatisation, la gestion de l'eau, la production des déchets (domestiques, commerciaux, industriels), la construction et l'entretien des infrastructures, les pratiques agricoles, les activités de service (réparation automobile, station-service, laverie), les activités de combustion (bois, combustibles fossiles, centrales électriques), et la production industrielle (Brusseau *et al.*, 2019).

b. Métabolisme et transport urbains

Métabolisme urbain

Avec la concentration de la population humaine et l'éloignement des zones agricoles, forestières et autres zones naturelles, l'urbanisation doit organiser les circuits d'énergie, d'eau et de matières (Scheyer & Hipple, 2005; Verma *et al.*, 2020). Ces flux, formant ce qu'on appelle le «métabolisme urbain», incluent dans un sens l'acheminement de l'énergie, de l'eau, des matières premières et autres biens de consommation depuis les sources vers les centres urbains, et dans l'autre sens la collecte des eaux usées et des déchets vers les égouts, les centres d'épuration et les déchetteries (Churkina, 2012; Lehmann & Stahr, 2007; Verma *et al.*, 2020).

Transport urbain

Pour le transport des personnes, des biens et des déchets, l'urbanisation produit la voirie au-dessus du sol, ainsi que des réseaux de métro souterrain. L'approvisionnement en énergie et en eau potable, la collecte des eaux usées et les télécommunications impliquent d'enfouir les tuyaux (canalisations) pour le gaz et l'eau, et les câbles pour l'électricité, le téléphone et la télévision (Morel *et al.*, 2005).

L'ensemble de ces processus d'urbanisation se fait soit de façon anticipée et planifiée, maximisant les bénéfices d'une agglomération de personnes, soit de façon rapide et non-planifiée, générant de la pollution et des dégradations environnementales (Moore *et al.*, 2003). Il y a donc nécessité de réconcilier le développement urbain avec des stratégies de conservation de l'environnement (Güneralp & Seto, 2013).

c. Environnement urbain

L'impact de l'urbanisation sur l'environnement urbain s'étend au-delà de la zone urbaine et périurbaine étudiée ici, dans la zone d'«empreinte urbaine», c'est-à-dire la zone utilisée pour approvisionner en ressources la population urbaine et accumuler ses déchets et polluants et subissant d'autres influences de la zone urbaine et périurbaine (Churkina, 2012).

Formation de contaminants

L'urbanisation génère de nombreux contaminants, c'est-à-dire des substances ou des organismes pouvant avoir un effet néfaste sur la santé humaine et celle des autres organismes vivants (Brusseau *et al.*, 2019; Liang *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2004). Ces contaminants sont physiques (nanoparticules, aérosols), chimiques (organiques, inorganiques, radioactifs) ou biologiques (virus, bactéries, protozoaires, algues, vers) (Brusseau *et al.*, 2019). Ils sont présents dans l'eau (solubles ou en suspension; par ex., fertilisants, sels de déglacage, matière organique, eaux usées, déchets de fosses septiques domestiques ou municipales), l'atmosphère (gaz ou aérosols; par ex., gaz d'échappement, fuites de décharge ou de pipeline), ou dans les sols (verre, bois, métal, asphalte, plastiques, matériaux de maçonnerie, sous-produits d'industries ou d'artisanat, pesticides, lisier, fumier, ordures ménagères, compost, litières d'arbres) (Baize & Girard, 2009; Craul, 1985). Outre les activités précédemment citées propices à la formation de contaminants, certaines activités spécifiques, telles que la production d'énergie et d'armes nucléaires, peuvent générer des déchets radioactifs (Brusseau *et al.*, 2019).

Flux de carbone

Le remplacement de la végétation par des infrastructures lors de l'urbanisation diminue le stockage et la captation photosynthétique de carbone, même

si certains matériaux de construction riches en oxyde de calcium (par ex., béton) peuvent capter du CO₂ (Churkina, 2012; Pataki *et al.*, 2006). De plus, les activités humaines dans les zones urbaines sont la principale source des émissions de carbone anthropique (70 % issues des villes). Ces émissions proviennent notamment de la combustion de combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz naturel) utilisée pour générer de l'énergie pour le chauffage et la climatisation, l'électricité et le transport (Churkina, 2012; Grimmond, 2011; Pataki *et al.*, 2006). À côté de ces émissions, les activités humaines entraînent des flux latéraux de carbone (matière organique) associés aux flux du métabolisme urbain précédemment décrits (Churkina, 2012). Indirectement, les conditions urbaines créées (température et concentrations en contaminants et en CO₂ plus élevées, compaction et imperméabilisation du sol) et le comportement de la population (irrigation, fertilisation, collecte des litières) affectent la dynamique du carbone dans la végétation et les sols urbains, pouvant mener à une accréation en carbone organique dans les écosystèmes avec le temps, bien que cela ne compense pas les émissions (Churkina, 2012; Pataki *et al.*, 2006; Vodyanitskii, 2015).

Climat

La construction d'infrastructures aux surfaces imperméables sur des espaces anciennement végétalisés diminue l'albédo (c'est-à-dire augmente l'absorption d'énergie issue des radiations solaires et sa rediffusion sous forme de chaleur) et l'infiltration d'eau, et augmente le ruissellement (Bounoua *et al.*, 2015; Rizwan *et al.*, 2008; Susca *et al.*, 2011). De plus, les activités humaines produisent de la chaleur (par ex., par leur métabolisme, leurs véhicules, leurs climatiseurs ou leurs manufactures) et influencent les flux hydriques par leur irrigation (Churkina, 2012; Douglas, 2011b; Rizwan *et al.*, 2008). Ainsi, à l'échelle

de la ville, alors que les surfaces végétalisées produisaient un effet rafraîchissant par leur évapotranspiration et leur interception et réflexion des radiations solaires (ombrage), l'urbanisation crée une augmentation des températures et des îlots de chaleur urbains (Bounoua *et al.*, 2015; Jiang *et al.*, 2015; Reis & Lopes, 2019; Rizwan *et al.*, 2008). L'urbanisation peut aussi augmenter les précipitations et a des effets variables sur l'humidité du sol (notamment, assèchement par le scellement et humidification par l'irrigation) (Douglas, 2011b; Jiang *et al.*, 2015; Trammell *et al.*, 2018). En outre, on distingue au sein de la ville plusieurs microclimats en fonction de l'ensoleillement, de l'exposition au vent, ou de la présence d'arbres (Grimmond, 2011).

Au niveau global, les émissions élevées de polluants atmosphériques (par ex., aérosols) et de gaz à effet de serre (par ex., CO₂) dans les zones urbaines, ajoutées à la réduction des puits de carbone générée par la déforestation ou le débroussaillage, participent au réchauffement climatique et au changement des précipitations, et peuvent interférer avec les facteurs climatiques locaux (Churkina, 2012; Douglas, 2011b; Grimmond, 2011; Rizwan *et al.*, 2008).

Biodiversité

La biodiversité, incluant la végétation, les animaux et les microorganismes, est largement impactée par l'urbanisation (Angold *et al.*, 2006; Guillard *et al.*, 2018; McKinney, 2008; Pouyat *et al.*, 2010). En détruisant, altérant et fragmentant les espaces et en changeant le climat, les sols et l'hydrologie, l'urbanisation bouleverse la configuration des habitats (déconnexion, isolement, création de bordures) et l'équilibre entre les espèces natives (McDonald *et al.*, 2020; Müller *et al.*, 2013). Certaines d'entre elles sont favorisées (à petit habitat, à dispersion longue distance, généraliste), tandis que d'autres sont défavorisées (à large habitat, à faible dispersion, spécialiste),

voire disparaissent (Kowarik, 2011). En outre, les activités humaines impactent directement la biodiversité par l'introduction, la sélection et la dispersion d'espèces (notamment ornementales) et indirectement par les ressources consommées (nourriture, énergie) et les déchets produits (Kowarik, 2011; McDonald *et al.*, 2020). En diversifiant les habitats, l'urbanisation peut

augmenter la richesse spécifique de la ville par rapport aux paysages environnants, mais elle peut mener à une homogénéisation biotique entre les villes et affecter les points chauds de biodiversité (hotspots) lors de l'expansion urbaine, menaçant la biodiversité à l'échelle globale (Kowarik, 2011; Müller *et al.*, 2013; Seto *et al.*, 2012).

Ainsi, l'urbanisation impacte profondément la formation de contaminants, les flux de carbone, le climat et la biodiversité. Cependant, au sein des milieux urbains, la fraction d'espaces végétalisés résiduels va réduire les effets de l'urbanisation sur ces facteurs de l'environnement (Bounoua *et al.*, 2015; Douglas, 2011b; Grimmond, 2011; Pataki *et al.*, 2006).

1.2. Conséquences sur les sols urbains

Les sols urbains, définis ici par leur délimitation géographique (et non pédologique), sont les sols générés lors des processus d'urbanisation, situés en zones urbaines et périurbaines et fortement impactés par les activités humaines (Craul, 1985). L'urbanisation, en plus d'influencer indirectement les sols par la création d'un environnement urbain (cf. 1.2.a), va modifier directement le matériel parental (cf. 1.2.b) et générer diverses manipulations et perturbations (cf. 1.2.c). Elle impose ainsi des cycles de transformation rapides par l'utilisation d'équipements mécaniques, qui se superposent à l'évolution pédogénétique naturelle (désagrégation, altération, décomposition, translocation verticale et latérale, apports et pertes) (Craul, 1985; Duchaufour, 2001; Morel *et al.*, 2005; Pouyat *et al.*, 2010; Scheyer & Hipple, 2005). Il en résulte une forte hétérogénéité verticale, spatiale et temporelle (cf. 1.2.d) et une diversité au niveau taxonomique reflétant le gradient d'altération anthropique (cf. 1.2.e). Cette hétérogénéité et cette diversité caractérisent les sols urbains (Figure 1.1).

a. Effets indirects de l'environnement urbain

Les effets de l'urbanisation sur l'environnement urbain (contaminants, flux de carbone, climat et biodiversité) a des impacts sur les apports de matière organique au sol (via la productivité des plantes) et sur l'activité des

microorganismes du sol (respiration) (Pouyat *et al.*, 2010; Trammell *et al.*, 2018; Yang & Zhang, 2015).

De plus, certains contaminants et les composés carbonés (organiques), additionnés aux sols lors de remplissage, d'irrigation ou de déposition atmosphérique, ont un effet sur les propriétés chimiques des sols (carbone, nutriments, éléments traces) (Craul, 1985; Vodyanitskii, 2015; Yang & Zhang, 2015). Par ex., les déchets de fosses septiques, parfois utilisés comme amendements, contiennent

des mélanges complexes de produits chimiques organiques, métaux et microorganismes, potentiellement préjudiciables à la santé humaine (Steffan *et al.*, 2018).

Le système racinaire des plantes et les organismes du sol, en interaction mutuelle, influencent aussi la structure, la décomposition de la matière organique et le recyclage des nutriments dans les sols (Basiliko *et al.*, 2021; Day *et al.*, 2010; Gregory, 2006; Whalen *et al.*, 2021).

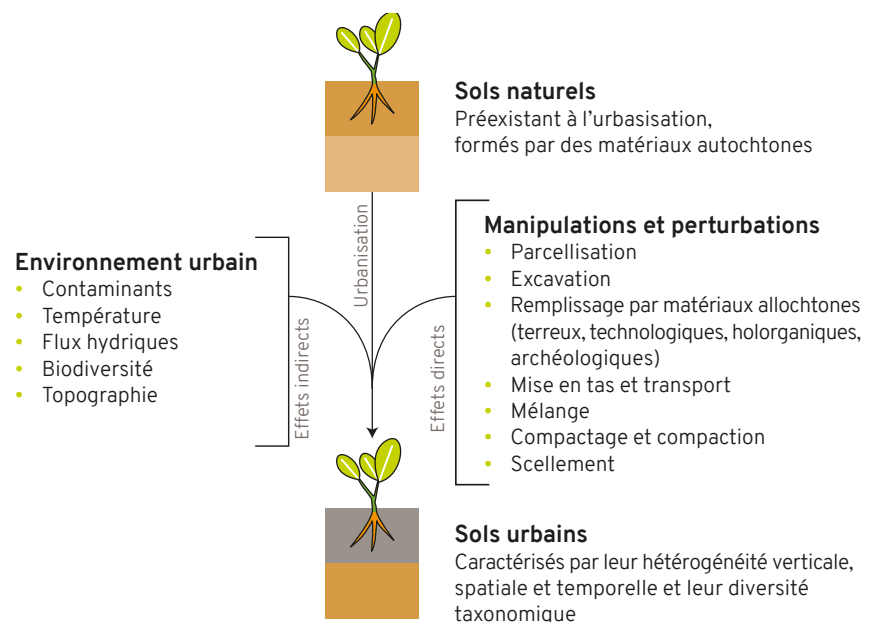


Figure 1.1. Formation des sols urbains par les effets directs et indirects de l'urbanisation

Bien que non abordés dans ce guide, les effets de l'urbanisation sur la géomorphologie et la topographie jouent également un rôle dans les propriétés des sols urbains (Douglas, 2011a).

b. Effets directs sur les matériaux formant le sol

Le matériel parental formant les sols urbains peut être issu des **matériaux autochtones**, non anthropiques, présents naturellement dans les sols avant l'urbanisation. Cela inclut le matériel géologique et pédologique, auquel s'est ajoutée la matière organique issue de la décomposition des organismes vivants.

À côté des matériaux autochtones, Baize & Girard (2009) distinguent différents **matériaux allochtones**, déplacés ou produits par les activités humaines. Les **matériaux anthropiques terreux** sont des matériaux d'origine pédologique ou géologique, de granulométrie fine (< 2 mm) avec parfois des éléments grossiers (> 2 mm). Ils ont été excavés dans un site extérieur, mis en tas plus ou moins longtemps, éventuellement mélangés à des amendements, puis transportés jusqu'à l'espace à remplir. Du fait de leur mise en tas et leur transport, ils ont subi une dégradation de leurs propriétés (Baize & Girard, 2009; Rossignol, 2012). Parmi ces matériaux terreux, la «terre végétale», provenant de la couche superficielle (10 à 40 cm) organo-minérale (horizon A) de terrains agricoles, a été excavée de zones agricoles transformées en zones urbaines, de terrassements, d'aménagements routiers, de sites industriels, de mines, de carrières ou de sites artisanaux, et est récupérée pour un usage ultérieur (Baize & Girard, 2009; Gillig *et al.*, 2008; Rossignol, 2012). La sous-couche arable située directement sous la terre végétale, d'une épaisseur de 30 à 70 cm, peut aussi être utilisée (Gillig *et al.*, 2008). On trouve enfin les sables, les graviers, les pierres et les argiles provenant de carrières (granulats), ainsi que les

roches volcaniques (Damas & Coulon, 2016; Scheyer & Hipple, 2005).

Les **matériaux anthropiques technologiques** sont «issus des procédés d'extraction et de transformations par voies physiques, chimiques ou biologiques de matières premières. Ce sont des sous-produits des activités industrielles, artisanales ou minières» (Baize & Girard, 2009). Ils incluent les matériaux de construction concassés (tuiles, ciment, béton, gravats, briques, craie, ardoises); les matériaux industriels et artisanaux (kaolin, fer, étain, acier, résidus chimiques, terrils, pierres à chaux, caoutchouc, papeterie); les résidus miniers (déblais de mines ou de carrières); ou les déchets (ordures domestiques, verre, plastiques, textiles, résidus automobiles, mâchefer, cendres, décombres, scories, matériaux dragués des voies navigables) (Baize & Girard, 2009; Rossignol, 2012; Scheyer & Hipple, 2005; Yang & Zhang, 2015). Comme matériaux technologiques, on pourrait ajouter les produits artificiels conçus spécifiquement comme substrat de culture (perlite, vermiculite, argile ardoise ou schiste [AAS] expansé, laine de roche, additif absorbant) (Best *et al.*, 2015).

Les **matériaux anthropiques holorganiques** correspondent aux matières organiques, végétales ou animales, peu transformées ou bien décomposées (Baize & Girard, 2009; Best *et al.*, 2015; Yang & Zhang, 2015). Ils incluent le compost de résidus alimentaires (fruits, légumes, céréales, viande, etc.); le fumier et autres sous-produits agricoles animaux; les déchets de jardin (feuilles, plantes, branches, broussailles, tontes de gazon, etc.); la tourbe; les résidus d'activités forestières (écorce, sciure de bois, résidus de fibres, biosolides papetiers, charbons, etc.), souvent de pH bas; les biosolides municipaux ou boues d'épuration, générés par le traitement biologique des eaux usées dans une station d'épuration, souvent de pH élevé; et la fraction compostable des

déchets solides municipaux (Urban, 2008).

Les **matériaux archéo-anthropiques** concernent les restes de civilisations pouvant être déterminés par les techniques d'archéologie. Ils incluent des matériaux riches en phosphore, des matières charbonneuses, des débris anthropiques (par ex., os), des artefacts (céramiques, outils, etc.) ou des structures d'aménagement anthropique (fossés, fondations, pavages) (Baize & Girard, 2009).

c. Effets directs par les manipulations et les perturbations

Volontairement ou involontairement, l'urbanisation génère de nombreuses manipulations et perturbations des sols de façon répétée. Parmi celles-ci :

- La **parcellisation**, c'est-à-dire la subdivision des terres par des limites de propriété, crée des parcelles ayant des propriétaires et des utilisations distincts, qui subissent différents régimes de perturbations et d'aménagement (Pouyat *et al.*, 2010). Cela engendre une mosaïque de patchs de tailles et de configurations variées ayant des sols distincts (Pouyat *et al.*, 2010).
- L'**excavation** (ou décapage) par pelletage, forage ou dynamitage de sol ou de substrat rocheux tronque le profil de sol et expose le sous-sol, ce qui permet le nivellement ou le remodelage du sol ou la construction de fondations (Scheyer & Hipple, 2005). L'érosion par le vent se produisant après la mise à nu du sol peut aussi tronquer le profil (Craul, 1985; Scheyer & Hipple, 2005).
- Le **remplissage** correspond au processus d'addition par déversement ou épandage de matériaux allochtones de sol sur une surface

existante pour la niveler (par ex., soutenir des infrastructures), l'élever à un niveau supérieur (par ex., construire des bermes), la façonner (par ex., préparer un espace paysager), remblayer des fossés et des murs de fondation, améliorer les propriétés du sol (par ex., ajouter des amendements) ou disposer des déchets (Baize & Girard, 2009; Craul, 1985; Scheyer & Hipple, 2005). Ce remplissage peut inverser l'ordre des couches (du sous-sol sur du sol superficiel) et enfouir le sol autochtone (Baize & Girard, 2009; Scheyer & Hipple, 2005).

- La **mise en tas** et le **transport**, qui peuvent être plus ou moins longs, sur des tas plus ou moins hauts, recouverts de bâches ou exposés aux agents atmosphériques, permettent le stockage et l'utilisation ultérieure du matériel (Baize & Girard, 2009; Rossignol, 2012).
- Le **mélange** entre matériaux de différentes origines et propriétés s'effectue lors du transport, lors de la préparation d'un substrat ayant les propriétés désirées (par ex., après addition d'amendements ou pour préparer la plate-forme d'une route), ou lors d'interventions mécaniques (labours, sous-solage, nivellement, talutage) (Baize & Girard, 2009; Scheyer & Hipple, 2005). Cela mène à la destruction de l'horizonation antérieure (Baize & Girard, 2009).
- Le **compactage** du sol est une technique de génie civil utilisant des machines spécialisées pour accroître la force du sol de façon à soutenir la charge des infrastructures (Scheyer & Hipple, 2005). À côté du compactage, la **compaction** du sol est engendrée involontairement par des manipulations qui détruisent la structure du sol (excavation, remplissage, mise en tas, transport) ou qui éliminent les éléments structurant le sol

(végétation, organismes du sol, matière organique, cycles mouillage-séchage ou gel-dégel), par le trafic des véhicules et des piétons, ou par d'autres activités adjacentes produisant des forces vibratoires (Craul, 1985; Craul & Craul, 2006). Favorisé par la nature hydrophobe de certains composés du sol (par ex., sables, composés organiques, sels solubles) et la sécheresse, la compaction superficielle d'un sol nu peut générer une croûte imperméable (Craul, 1985).

- Le **scellement** consiste à fermer la surface des sols par des revêtements totalement imperméables (asphalte, goudron, béton, ciment) ou partiellement imperméables (pavés, pierres, dalles de béton), afin de construire des chaussées et des bâtiments (Baize & Girard, 2009; Charzyński *et al.*, 2018; Yang & Zhang, 2015). Le scellement, généralement utilisé sur 46 à 50 % de la surface des zones urbaines, cause une destruction (sous les routes) ou une troncature (sous les pavements) de la couverture des sols, ainsi qu'une restriction voire une interruption des additions de matériaux supplémentaires (Charzyński *et al.*, 2018; Scheyer & Hipple, 2005; Yang & Zhang, 2015).

Ces différentes sollicitations peuvent générer des dégradations des propriétés des sols et modifier leur évolution pédogénétique (Baize & Girard, 2009). Cela dépend notamment de l'humidité du sol, de la méthode de travail et des machines utilisées au moment des opérations (Craul, 1985; Rossignol, 2012). Le risque de compactage augmente si on utilise une terre humide (vs une terre sèche) et une chargeuse (vs une pelle mécanique) (Rossignol, 2012).

d. Conséquences sur l'hétérogénéité verticale, spatiale et temporelle des sols

Résultant de la diversité des matériaux présents, des manipulations et perturbations subies, de l'environnement urbain et de la période à laquelle ces facteurs sont intervenus, les sols urbains présentent une forte hétérogénéité verticale, spatiale et temporelle, formant ainsi une mosaïque urbaine (Craul, 1985; Morel *et al.*, 2005; Pouyat *et al.*, 2010; Rossignol, 2012; Yang & Zhang, 2015).

L'hétérogénéité verticale correspond à la grande diversité de solums dans les sols urbains (un solum étant la tranche verticale d'un sol, c'est-à-dire une succession d'horizons ou couches de sol, observée à un endroit précis) (Baize & Girard, 2009; Morel *et al.*, 2005; Yang & Zhang, 2015). En effet, l'excavation, le remplissage, le mélange, la compaction et le scellement s'ajoutent aux processus pédogénétiques naturels de translocations, d'apports et de pertes de matières pour influencer la succession des horizons de sols (Baize & Jabiol, 2011; Craul, 1985). Ainsi, on trouve des solums tronqués par des excavations, des horizons enfouis, doublés, retournés ou inversés (sol profond posé sur sol superficiel) par diverses manipulations, des discontinuités lithologiques abruptes (c'est-à-dire des superpositions de couches aux propriétés contrastées) générées par des additions de matériaux anthropiques, ou des mélanges entre matériaux d'origines variées, la couche sous-jacente pouvant provenir du solum d'origine (Craul, 1985; Morel *et al.*, 2005; Yang & Zhang, 2015).

L'hétérogénéité spatiale (ou horizontale) des sols urbains est générée par trois facteurs. Le **premier** est la nature des écosystèmes et des sols préexistants sur lesquels la zone urbaine s'est construite. Les villes, généralement fondées près de points d'eau, de ressources naturelles ou de points chauds

de biodiversité, comme une rivière, un lac, une forêt ou une terre agricole, ont englobé ces zones lorsqu'elles se sont étendues (Craul, 1985; Scheyer & Hipple, 2005; Seto *et al.*, 2012). De plus, le matériel parental d'origine, caractérisant les différentes régions physiographiques préexistantes, influence, même après urbanisation, les propriétés des sols urbains (Pouyat *et al.*, 2010).

Le **deuxième** facteur est l'âge de la zone urbaine et l'historique des processus d'urbanisation. Plus la ville est ancienne, plus les activités humaines depuis sa fondation, superposées à

l'évolution pédogénétique naturelle, auront impacté les sols (Lehmann & Stahr, 2007; Scheyer & Hipple, 2005). En particulier, les matériaux provenant des civilisations successives se sont ajoutés au sol progressivement, formant des couches superposées et faisant monter le sol avec le temps (Lehmann & Stahr, 2007; Rossignol, 2012). On a ainsi un gradient du centre-ville, dense et vieux, caractérisé par des sols altérés, surélevés, compactés, pollués et composés de matériaux anciens, vers les zones périphériques, moins denses et plus jeunes, ayant des sols peu altérés, plus naturels et plus végétalisés (Pouyat *et al.*, 2010). Ce

gradient est aussi provoqué par l'historique des entrées de matières premières et des sorties des déchets dans la ville (Lehmann & Stahr, 2007).

Le **troisième** facteur est l'aménagement des espaces urbains, incluant la parcellisation, la couverture et l'utilisation des sols. Les interventions sur les sols sont contrastées entre leur préparation pour construire une infrastructure (par ex., remblayage caillouteux, compactage et scellement) et celle pour aménager un espace vert (par ex., décompactage et ajout de terre végétale) (Rossignol, 2012). De plus, les réseaux de transport entraînent une pollution de métaux à proximité (Pouyat *et al.*, 2010). Enfin, chaque propriétaire gère son terrain différemment (par ex., par des additions de terre végétale ou d'amendements), la superficie des parcelles étant généralement inversement proportionnelle à la densité de population (Pouyat *et al.*, 2010).

L'**hétérogénéité temporelle** est causée par la vitesse et l'intensité à laquelle l'urbanisation modifie les écosystèmes. Les activités de construction ou d'aménagement paysager, par l'utilisation d'équipements mécaniques (par ex., tracteurs et bulldozers), peuvent modifier complètement les sols urbains en quelques jours (Morel *et al.*, 2005).

e. Taxonomie des sols

Au niveau taxonomique, la diversité des solums se traduit, après caractérisation d'horizons spécifiques, par un ensemble de références pédologiques, qui sont complétées par divers qualificatifs (Baize & Girard, 2009). On peut distinguer les sols urbains par leur degré d'altération anthropique (Figure 1.2). Il y a d'abord les «**sols naturels**», qui se sont formés naturellement à partir des matériaux autochtones et de la roche-mère sous-jacente par l'action des processus pédogénétiques naturels (Scheyer & Hipple, 2005). Ils sont peu perturbés (présence d'une

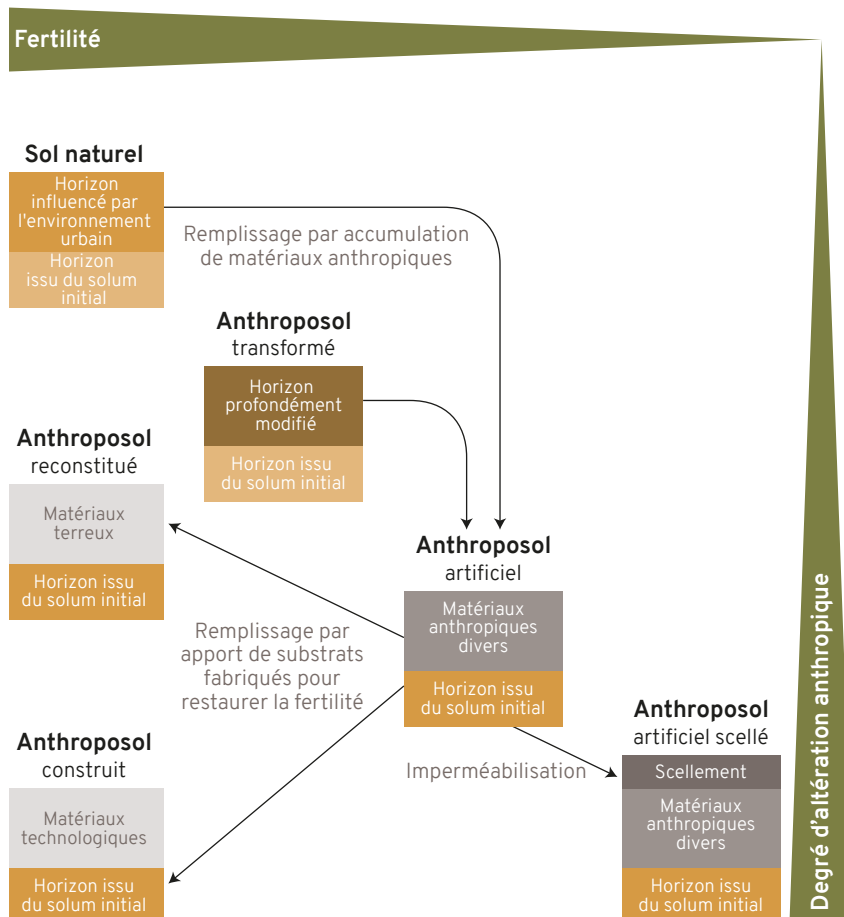


Figure 1.2. Diversité des profils de sols urbains en fonction de leur fertilité et du degré d'altération anthropique

À côté des sols naturels, les sols anthropiques sont représentés ici par les Anthroposols (référentiel pédologique de France; Baize & Girard, 2009).

horizonation) et relativement préservés des activités humaines; cependant la structure du sol superficiel peut être affectée par des activités agricoles ayant précédé (voire suivi) l'urbanisation (sols agricoles) (Baize & Girard, 2009). Situés en milieu urbain, ils sont néanmoins influencés indirectement par l'environnement urbain (par ex., température et humidité) (Pouyat *et al.*, 2010). Les principaux groupes trouvés dans les zones urbaines sont les Cambisols, les Fluvisols et les Luvisols selon le système international de classification des sols (World Reference Base, WRB) de 2006 (IUSS Working Group WRB, 2006; Vasenev *et al.*, 2018).

À côté des sols naturels, les «**sols anthropiques**», prépondérants en milieu urbain, sont fortement modifiés ou produits par les activités humaines (notamment par l'ajout de matériaux anthropiques), si bien que le solum originel n'est plus reconnaissable, est enfoui en partie ou en totalité, ou bien a acquis de nouvelles morphologies et propriétés qui ne permettent plus son rattachement à d'autres références pédologiques (Baize & Girard, 2009; Scheyer & Hipple, 2005). Généralement jeunes, ils ont été peu altérés par les processus pédogénétiques naturels et sont peu évolués, c'est-à-dire avec des horizons pédologiques peu marqués (mais il peut y avoir des horizons générés par les couches de matériaux déposés sur le sol par les activités humaines au cours du temps) (Lehmann & Stahr, 2007; Scheyer & Hipple, 2005). Pour les sols plus évolués (par ex., dans les zones urbaines plus âgées) ou pour le matériel anthropique mis en tas et stocké, les processus pédogénétiques peuvent avoir altéré le sol, voire engendré la formation d'horizons (Baize & Girard, 2009; Lehmann & Stahr, 2007; Scheyer & Hipple, 2005).

Dans la **WRB 2006**, les sols anthropiques incluent les Anthrosols et les Technosols (IUSS Working Group WRB, 2006). Les **Anthrosols** sont les sols

fortement modifiés par les activités humaines, issus d'une utilisation agricole longue et intensive (IUSS Working Group WRB, 2006). Mais, restreints à des sols agricoles particuliers, ils ne représentent qu'une faible proportion des zones urbaines (IUSS Working Group WRB, 2006; Vasenev *et al.*, 2018). Les **Technosols** sont les sols produits par les activités humaines, contenant de nombreux matériaux anthropiques, dont les propriétés et la pédogénèse sont fortement influencées par cette origine technique (IUSS Working Group WRB, 2006). Ils comprennent les sols construits en matériaux anthropiques, notamment technologiques, les sols sous-jacents aux chaussées et les sols ayant une géomembrane (IUSS Working Group WRB, 2006). En particulier, les Technosols Ekranic correspondent aux sols scellés par un revêtement technique (IUSS Working Group WRB, 2006).

Dans les classifications française et canadienne, les sols anthropiques sont les Anthrosols (Baize & Girard, 2009; Naeth *et al.*, 2012). La classification française, appelé référentiel pédologique (RP) de 2008, étant plus accessible, moins technique et plus adaptée aux objectifs du présent guide que la classification canadienne, est présentée ici (Baize & Girard, 2009; Naeth *et al.*, 2012). Le **RP de 2008** distingue les Anthrosols transformés, les Anthrosols artificiels, les Anthrosols reconstitués, les Anthrosols construits et les Anthrosols archéologiques (Figure 1.2). Les **Anthrosols transformés** (Anthrosols selon la WRB 2006), sont issus de modifications superficielles (sur au moins 50 cm d'épaisseur) par des activités humaines intenses et de longue durée, parfois anciennes, souvent des pratiques agricoles (fertilisation, irrigation, cultivation), et par les processus pédogénétiques subséquents (Baize & Girard, 2009; IUSS Working Group WRB, 2006).

Les **Anthrosols artificiels** (Technosols selon la WRB 2006), résultant entièrement d'activités humaines (urbanisation, industries, mines, artisanat, voirie), sont produits par des accumulations ou des apports (parfois après stockage et évolution pédogénétique) de matériaux anthropiques, considérés comme des déchets ou des décombres, à sa partie supérieure et sur une épaisseur d'au moins 50 cm (Baize & Girard, 2009). Les matériaux technologiques peuvent être mélangés à des matériaux terreux, mais sont prédominants (Baize & Girard, 2009). On peut mentionner les sols de génie civil, fabriqués et imperméabilisés pour supporter les infrastructures.

Les **Anthrosols reconstitués et les Anthrosols construits** (Technosols selon la WRB 2006), issus des opérations de génie pédologique sont des sols d'ingénierie fabriqués à partir de matériaux anthropiques terreux et technologiques pour remplir des objectifs précis, en particulier la mise en place d'un espace végétalisé (Baize & Girard, 2009).

Les Anthrosols reconstitués sont formés, dans la partie supérieure du solum (>50 cm), de matériaux terreux d'origine pédologique ou géologique excavés, remaniés, transportés depuis un site extérieur, puis apportés dans les espaces végétalisés en vue de planter des végétaux (Baize & Girard, 2009). Ils ont donc été soumis à des fortes contraintes depuis leur extraction jusqu'à leur installation, ce qui a impacté leurs propriétés (Baize & Girard, 2009). La terre végétale, provenant des couches arables superficielles de terrains agricoles, est souvent utilisée (Baize & Girard, 2009).

Les Anthrosols construits sont constitués, dans la partie supérieure du solum (>50 cm), de matériaux anthropiques technologiques considérés comme des déchets, et sont utilisés pour l'installation d'une végétation. Leurs propriétés sont susceptibles d'évoluer rapidement au cours des premières années (Baize &

Girard, 2009). L'approvisionnement en terre végétale diminuant avec le temps dans les grandes villes, recycler les matériaux provenant des activités humaines pour former des Anthrosols construits est une perspective d'avenir (Rossignol, 2012).

Les **Anthrosols archéologiques** (non pris en compte dans la WRB 2006) sont constitués sur une épaisseur > 50 cm de matériaux archéologiques produits par une activité humaine ancienne (Baize & Girard, 2009). Ces matériaux peuvent être

mélangés à des matériaux terreux mais sont > 20% du volume de la couche, et peuvent recouvrir des horizons naturels sous-jacents (Baize & Girard, 2009).

1.3. De la reconnaissance des rôles des espaces verts urbains à la nécessité de gérer leurs sols

En milieu urbain, les espaces verts, c'est-à-dire les écosystèmes formés par la végétation, les animaux, les microorganismes, et les sols qui les supportent, subissent une forte pression pour être minéralisés. En effet, outre la volonté de densifier les villes pour limiter l'étalement urbain, ces espaces verts résiduels sont économiquement moins compétitifs que les utilisations résidentielles, commerciales et industrielles des terrains (Richards & Thompson, 2019). Cependant, en considérant les nombreux services écosystémiques qu'ils apportent (cf. 1.3.a), les préserver et en concevoir de nouveaux deviennent indispensables (cf. 1.3.b). Dans ce contexte, il est essentiel de comprendre les fonctions des sols pour les plantes et les espaces verts (cf. 1.3.c).

a. Services écosystémiques des espaces verts

Les services écosystémiques sont les «bénéfices que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions de l'écosystème» (Costanza *et al.*, 1997). Parmi les nombreux services écosystémiques que les espaces verts urbains apportent, on distingue les services de régulation, les services d'approvisionnement, les services sociaux et de santé et les services culturels (Figure 1.3). À côté des services apportés par les espaces verts dans leur ensemble, les sols spécifiquement apportent plusieurs services écosystémiques.

Services de régulation

En fournissant de l'ombre par leur réflexion des radiations solaires et en favorisant l'effet refroidissant par leur

évapotranspiration, les espaces verts réduisent la température urbaine, notamment dans les «îlots de chaleur urbains» (Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Monteiro, 2017; Reis & Lopes, 2019). Ils favorisent l'interception et l'infiltration d'eau et diminuent le ruissellement, réduisant ainsi les risques d'inondation et d'érosion (Bounoua *et al.*, 2015; Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Monteiro, 2017). Par la captation photosynthétique du CO₂ atmosphérique, les espaces verts séquestrent du carbone (Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Monteiro, 2017). Ils apportent aussi des habitats aux plantes, aux animaux et aux microorganismes (Gillig *et al.*, 2008; Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Monteiro, 2017).

Les murs et toitures végétalisés apportent des services écosystémiques supplémentaires aux autres écosystèmes urbains (Oberndorfer *et al.*, 2007; Sutton, 2015). Ils retiennent plus d'eau des précipitations que les toits conventionnels imperméables, et la retournent à l'atmosphère par évapotranspiration ou la drainent plus lentement éventuellement en la dirigeant vers des citernes (Czemiel Berndtsson, 2010). Ils agissent comme un isolant thermique pour le bâtiment sous-jacent (Alexandri & Jones, 2008; Besir & Cuce, 2018). Ils protègent de la dégradation la membrane d'étanchéité des toits (Oberndorfer *et al.*, 2007; Sutton, 2015). Ils maintiennent les habitats pour la biodiversité urbaine, perdus au sol par la construction des bâtiments (Oberndorfer *et al.*, 2007; Sutton, 2015; Williams *et al.*, 2014).

Les sols spécifiquement sont l'habitat de nombreux organismes qui participent à la décomposition de la matière organique (et des déchets) et au recyclage des nutriments (Comerford *et al.*, 2013; O'Riordan *et al.*, 2021). Ils jouent un rôle important dans l'infiltration et le stockage de l'eau, prévenant ainsi des inondations (Comerford *et al.*, 2013; O'Riordan *et al.*, 2021).

Services d'approvisionnement

Les espaces verts dédiés à l'agriculture urbaine, tels que les potagers et les jardins communautaires, peuvent fournir des aliments (Gómez-Baggethun & Barton, 2013). La qualité de l'air étant meilleure en hauteur, les toitures végétalisées constituent des lieux privilégiés pour le maraîchage (Rubino *et al.*, 1998; Whittinghill & Rowe, 2012). Les espaces verts jouent aussi un rôle dans l'approvisionnement en eau potable (Gómez-Baggethun & Barton, 2013).

Avec l'urbanisation, les sols deviennent un matériau de construction, un support pour les infrastructures et le trafic piétonnier et automobile, et une matrice pour les réseaux souterrains (tuyaux et câbles) (Comerford *et al.*, 2013; Rossignol, 2012).

Services sociaux et de santé

Les espaces verts filtrent les polluants de l'air et de l'eau, et atténuent la pollution au bruit (Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Monteiro, 2017; Pataki *et al.*, 2011). En particulier, les murs et les toits végétalisés sont un isolant acoustique pour le bâtiment sous-jacent (Van Renterghem *et al.*, 2013).

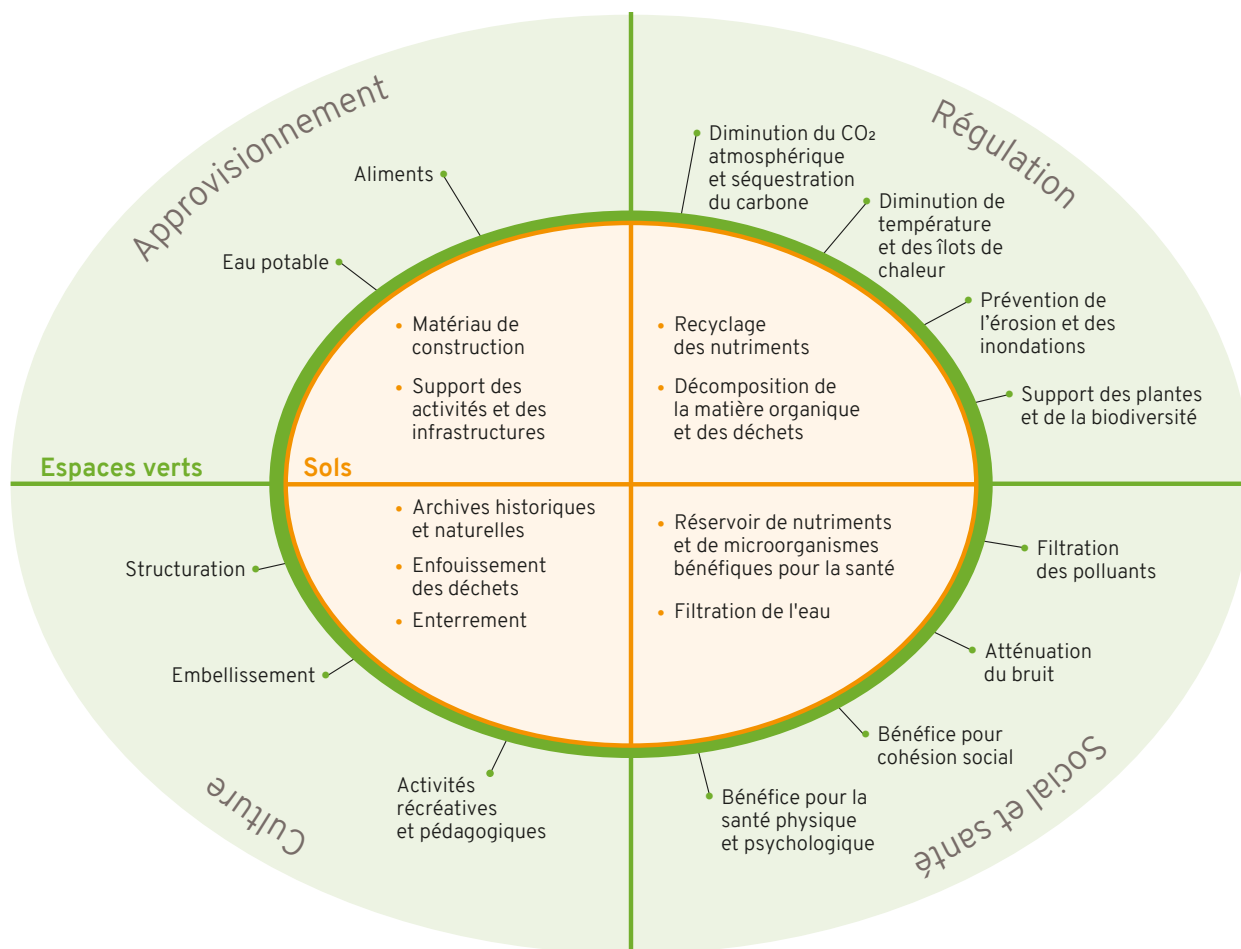


Figure 1.3. Services écosystémiques apportés par les espaces verts urbains.

Au sein des espaces verts, les sols spécifiquement apportent plusieurs services écosystémiques.

Les espaces verts ont donc des effets bénéfiques pour la santé physique et psychologique, ainsi que pour la cohésion sociale (Hartig *et al.*, 2014).

Quant aux sols, ils filtrent l'eau et contiennent des éléments minéraux qui sont essentiels à la santé humaine (Comerford *et al.*, 2013; Dominati *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2018). Parmi ces éléments, on distingue les macronutriments, les micronutriments et les éléments bénéfiques (ou potentiellement essentiels) (cf. Tableau 1.1). En outre, la quantité et la diversité de microorganismes présents dans les sols peuvent décomposer les contaminants, produire de nombreux antibiotiques (permettant

la découverte de nouveaux antibiotiques), et avoir des effets positifs sur le microbiote humain, le protégeant des allergies et des maladies auto-immunes (Comerford *et al.*, 2013; Hanski *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2018; Steffan *et al.*, 2018; von Hertzen & Haahtela, 2006). Ainsi, les sols, en impactant la qualité d'air inhalé, et la qualité d'eau et de plantes ingérées, ont des effets bénéfiques sur la santé humaine.

Services culturels

Le principal service des espaces verts est d'embellir et de structurer la ville (Certu, 2002). Les arbres isolés mettent en valeur, remplissent et donnent de l'ampleur aux ronds-points,

squares, placettes, monuments et cours (Certu, 2002; Guinaudeau, 2010). Les alignements d'arbres créent des allées, des mails, des cours, ou accompagnent les bâtis le long des rues, les routes et les quais (canaux) pour tramer les espaces publics (Gillig *et al.*, 2008). Les haies peuvent servir à fractionner les surfaces étendues (par ex., des parcs de stationnement). Dans les grands aménagements, les arbres sont utilisés pour attirer le regard sur des points particuliers ou marquer des perspectives (Guinaudeau, 2010). Les massifs ou les bosquets plantés sur les surlargeurs et autres délaisés en bordure de voirie introduisent des volumes aux formes libres dans

l'environnement bâti. Pour la population urbaine, les espaces verts sont aussi un lieu d'activités récréatives et ont un rôle éducatif et pédagogique sur les fonctions de la nature (Damas & Coulon, 2016; Gillig *et al.*, 2008).

Les sols constituent des sites d'enfouissement de déchets (centres de stockage contrôlés ou dépôts sauvages) (Damas & Coulon, 2016). En particulier, les sols peuvent contenir divers objets déposés ou enterrés volontairement ou non, matériaux archéo-anthropiques ou autres informations, ce qui constitue des « archives » de l'histoire naturelle et humaine (Lehmann & Stahr, 2007; Scheyer & Hipple, 2005). De plus, ils jouent un rôle important dans les traditions culturelles et religieuses, par ex., les sites cérémoniels et les cimetières (Comerford *et al.*, 2013).

b. Deux catégories d'espaces verts

En ville, les espaces verts sont diversifiés (Damas & Coulon, 2016; Goode, 2011; Guinaudeau, 2010). Dans le cadre de ce guide sur les sols, nous en avons distingué deux catégories :

- Les **espaces verts résiduels à l'urbanisation** : ils ont un sol relativement naturel et préservé, naturellement fonctionnel, avec un espace aérien et souterrain peu restreint, favorable au développement d'une végétation et d'un écosystème. Ces espaces verts nécessitant de moindres interventions, le principal enjeu est de les préserver de l'urbanisation, voire de les entretenir pour maintenir leur fonctionnalité. On y trouve surtout des forêts urbaines, des massifs boisés, des bosquets, des prairies, des parcs, des jardins, des plans d'eau, des zones riveraines et des coupures vertes (espaces naturels végétalisés séparant deux zones urbaines). Cependant, certains de ces écosystèmes peuvent inclure un sol anthropique reconstitué, des zones piétinées (compactées) ou des espaces abandonnés (non entretenus).

- Les **espaces verts à implanter dans le bâti** : le sol d'origine étant impropre au développement d'une végétation (notamment par le scellement), ils nécessitent la restauration du sol, voire la fabrication d'un substrat qui formera le sol, souvent dans une fosse de plantation. L'espace aérien et souterrain étant limité, l'enjeu majeur consiste à concevoir le substrat en adéquation avec l'espace disponible, qui permettra le développement de la végétation choisie. Ces espaces incluent surtout les arbres des rues (isolés, alignés ou regroupés), les accompagnements de voirie ou de bâti (terre-pleins centraux, ronds-points, parcs de stationnement), les haies brise vent, les coulées vertes (promenades plantées), les places, les squares, les cours de récréation, les terrains de sport, les cimetières, les toits verts, les murs verts et les bacs.

c. Fonctions des sols pour les plantes

Pour les plantes, les sols ont comme principales fonctions d'assurer l'approvisionnement en eau, l'apport de nutriments et le support physique (Comerford *et al.*, 2013). C'est le **système racinaire** des plantes qui interagit avec le sol pour remplir ces fonctions (Gregory, 2006). Ainsi, les racines absorbantes des arbres (fines, de diamètres < 1 mm) vont prélever l'eau et les nutriments, tandis que leurs racines structurales, grosses racines ligneuses (de diamètres > 1 cm) incluant les pivots (verticales et profondes) et les charpentières (horizontales et superficielles) vont assurer leur ancrage et leur support mécanique (Yang, 2014). La morphologie du système racinaire formé par ces racines structurales et fines dépend fortement de l'espèce, du génotype, et du stade de développement de la plante (Danquechin Dorval, 2015; Saint Cast, 2019). La profondeur d'enracinement des arbres est généralement superficielle : en forêt tempérée, 95 % de la masse et de la longueur des racines est dans la couche de 0.99 m

pour les sols argileux et limoneux et dans la couche de 1.21 m pour les sols sableux (Gregory, 2006).

Pour la **première fonction** qui est d'assurer l'approvisionnement en eau aux racines, le sol doit développer une structure, des agrégats stables et un système de pores permettant l'infiltration et le stockage de l'eau (Gregory, 2006). Sa capacité de stockage pour l'eau doit être en adéquation avec les entrées d'eau par les précipitations et l'eau souterraine (Duchaufour, 2001). Les racines en retour vont, en absorbant l'eau de façon passive ou par osmose, assécher le sol et, en se développant, permettre l'agrégation et l'infiltration des sols, et donc influencer le profil hydrique du sol (Gregory, 2006; Pallardy, 2008). La profondeur d'enracinement joue un rôle dans la quantité d'eau utilisable. Les associations avec les champignons mycorrhiziens peuvent aussi faciliter le transport de l'eau aux racines (Gregory, 2006; Schulze *et al.*, 2019).

La **deuxième fonction** des sols est d'assurer l'apport des nutriments (macronutriments et micronutriments), ainsi que des éléments bénéfiques (Tableau 1.1). Les nutriments se trouvent dans les sols soit sous formes assimilables (échangeables ou solubles), soit sous formes de réserves organiques ou minérales (Duchaufour, 2001). Les racines peuvent acquérir les nutriments directement par interception des formes assimilables échangeables retenus dans les complexes organominéraux ou par absorption d'eau des pores contenant les formes assimilables solubles (cf. Figure 2.5). Dans ce cas, les nutriments sont conduits aux racines par le flux de masse d'eau ou par un gradient de diffusion d'une zone de forte concentration à une zone de faible concentration (Whalen *et al.*, 2021). Les racines peuvent également acquérir indirectement les nutriments après décomposition, altération ou dissolution des réserves. Pour maintenir la neutralité électrique, les racines libèrent en échange des ions H^+ , OH^- ou HCO_3^- (Whalen *et al.*, 2021). Elles

peuvent aussi libérer des chélates qui, en se liant aux éléments métalliques et en augmentant leur mobilité, favorisent leur prélèvement (Whalen *et al.*, 2021). Les nutriments solubles dans l'eau transitent alors par voie apoplastique, symplastique ou transmembranaire vers le xylème, à partir duquel ils sont acheminés vers les organes, pour former un composé de structure ou pour supporter les processus du métabolisme (Whalen *et al.*, 2021).

En retour, les plantes peuvent apporter des nutriments aux sols via les exsudats racinaires et via le lessivage des nutriments des feuilles par les précipitations (Pallardy, 2008). On peut noter l'importance des microorganismes, qui en décomposant la matière organique, en utilisant les exsudats racinaires (rhizosphère), en fixant l'azote (bactéries fixatrices) et en augmentant le volume de sol exploré par les plantes (mycorhizes) mettent des nutriments à disposition des plantes (Berg & McClaugherty, 2020; Gregory, 2006; Schulze *et al.*, 2019). Particulièrement, les exsudats racinaires stimulent l'activité des bactéries, des actinomycètes et des champignons, ce qui augmente le nombre de brouteurs comme les protozoaires et les nématodes et impacte la minéralisation et la disponibilité des nutriments (Gregory, 2006).

La troisième fonction, c'est-à-dire le support et l'ancrage des plantes, dépend des propriétés physiques du sol et des propriétés du système racinaire

(Saint Cast, 2019). Le sol doit avoir suffisamment de force mécanique pour supporter avec stabilité les racines et la plante, tout en ayant assez de larges pores pour donner l'espace et l'oxygène nécessaires à la croissance et la respiration des racines (Gregory, 2006). La force du sol est influencée par les conditions d'humidité et la texture du sol (Gregory, 2006; Saint Cast, 2019).

De son côté, le système racinaire impacte la stabilité de l'ancrage par sa morphologie, qui contrôle la dimension de la plaque sol-racine et la quantité de sol emprisonné (Saint Cast, 2019). Pour les arbres, on représente schématiquement la morphologie par trois modèles architecturaux, le système en cœur, le système traçant et le système pivotant (Figure 1.4). Le système racinaire en cœur serait le plus résistant sur les sols argileux, tandis que le système pivotant serait le plus résistant sur les sols sableux, dans lesquels la profondeur du système racinaire a une grande influence (Dupuy *et al.*, 2005). Les symbioses avec les mycorhizes et les bactéries des genres *Rhizobium* et *Frankia* produisent aussi des modifications de la morphologie et de l'architecture du système racinaire (Gregory, 2006). De plus, en libérant des composés organiques, en accumulant des composés inorganiques, en asséchant le sol par absorption d'eau et en générant des racines mortes, le système racinaire favorise la cimentation des particules et l'agrégation du sol et donc la stabilité de l'ancrage (Gregory, 2006).

L'hétérogénéité des sols urbains implique une forte adaptation de la morphologie et des caractéristiques du système racinaire pour que les fonctions du sol d'apport d'eau, de nutriments et de support physique soient remplies (Gregory, 2006). En effet, pour acquérir l'eau et les nutriments, les racines se développent et prolifèrent de façon prépondérante dans les microsites plus favorables à leur croissance: dans les zones riches en nutriments, dans le sol superficiel, à l'interface entre la couche de sol supérieure et la couche de scellement, le long des tranchées excavées, dans les tuyaux, dans les fissures, dans les interfaces entre les couches compactes et dans les canaux des racines mortes (Craul, 1985; Gregory, 2006; Mullaney *et al.*, 2015). En présence d'horizons compactés ou d'obstacles (par ex., souches du peuplement précédent, roches), le système racinaire peut soit exercer une force suffisante pour déformer le sol (dans la mesure où le sol est compressible), soit modifier son anatomie (ralentir son élongation, augmenter son diamètre), soit proliférer en surface de cette barrière jusqu'à formation de greffes (anastomose) et d'un «bouclier», soit contourner l'obstacle ou soit arrêter sa croissance (Baize & Jabiol, 2011; Gregory, 2006; Saint Cast, 2019). Au final, le volume de sol ayant des propriétés favorables doit être assez grand pour permettre le développement suffisant du système racinaire (Mullaney *et al.*, 2015).

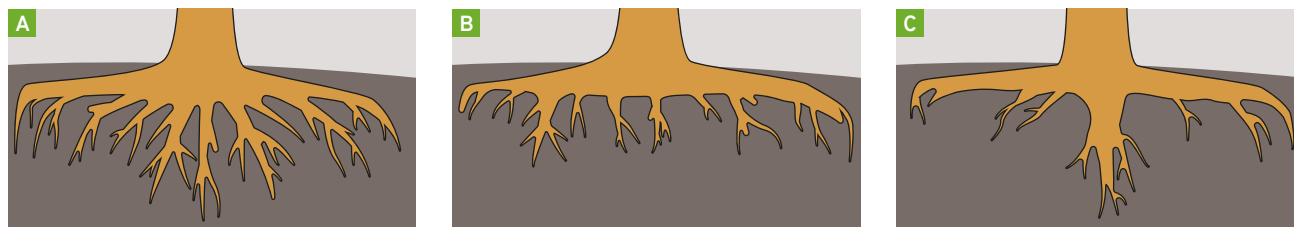


Figure 1.4. Trois modèles architecturaux définis par Büsgen *et al.* (1929) et Köstler *et al.* (1968). (A) Dans le système racinaire en cœur, les racines verticales, horizontales et obliques sont émises au collet de l'arbre. (B) Dans le système racinaire traçant, ce sont les racines horizontales qui se développent à la base du tronc, sur lesquelles se développent des racines pivotantes. (C) Dans le système racinaire pivotant, une grosse racine verticale dans le prolongement de la tige, appelée pivot, se développe sur laquelle des racines horizontales sont insérées (d'après Stokes & Mattheck, 1996).

Tableau 1.1. Éléments essentiels et non essentiels, aux plantes et à la santé humaine.

Pour les plantes, parmi les éléments essentiels, c'est-à-dire indispensables pour compléter leur cycle de vie, on distingue: les **éléments principaux** (non considérés comme nutriments, car ne provenant pas du sol), requis en très larges quantités (60000-450000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de masse sèche); les **macronutriments** (participant principalement au métabolisme), requis en larges quantités (1000-15000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de masse sèche); et les **micronutriments** (participant principalement aux réactions enzymatiques), requis en petites quantités (0.005-100 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de masse sèche). Parmi les éléments non essentiels, il y a les **éléments bénéfiques** (ayant des effets positifs sur la croissance ou le fitness des plantes, ou nécessaires à certaines espèces) et les **éléments non essentiels ni bénéfiques** (d'après Pallardy, 2008; Schulze *et al.*, 2019 et Whalen *et al.*, 2021).

Pour la santé humaine, on distingue aussi les éléments principaux, les macronutriments (dose > 100 mg/jour), les micronutriments (dose > quelques mg/jour), les éléments bénéfiques (ou potentiellement essentiels) et les éléments non essentiels ni bénéfiques. Les éléments entrant dans les différentes catégories sont identiques à ceux des plantes («Idem»), avec quelques exceptions, qui sont précisées dans la colonne de droite (d'après Oliver, 1997 et Abrahams, 2002). Par ex., contrairement aux plantes, Na et Cl sont des macronutriments pour la santé humaine, et Se, Co, I, F et Cr sont des micronutriments pour la santé humaine.

Catégorie de l'élément pour la plante	Élément	Quantité requise par la plante ($\mu\text{g.g}^{-1}$ de masse sèche)	Forme absorbée par la plante	Catégorie de l'élément pour l'humain
Essentiel, non nutriment	Carbone [C]	450000	CO_2 (gaz absorbé par les feuilles)	Idem
	Hydrogène [H]	450000	H_2O (gaz ou liquide absorbé par les feuilles et les racines)	Idem
	Oxygène [O]	60000	CO_2 , H_2O	Idem
Essentiel, macronutriment	Azote [N]	15000	NH_4^+ , NO_3^- , N_2 (gaz fixé et transformé en NH_4^+ par des procaryotes, en association avec des plantes)	Idem
	Potassium [K]	10000	K^+	Idem
	Calcium [Ca]	5000	Ca^{2+}	Idem
	Phosphore [P]	2000	HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-	Idem
	Souffre [S]	2000	SO_4^{2-} , SO_2 (gaz absorbé par les feuilles)	Idem
	Magnésium [Mg]	1000	Mg^{2+}	Idem
	Fer [Fe]	100	Fe^{2+} , Fe^{3+} , chélate soluble	Idem
Essentiel, micronutriment	Chlore [Cl]	100	Cl^-	Macronutriment
	Manganèse [Mn]	50	Mn^{2+} , chélate soluble	Idem
	Bore [B]	20	H_2BO_3^- , H_3BO_3 , chélate soluble	Non essentiel
	Zinc [Zn]	20	Zn^{2+}	Idem
	Cuivre [Cu]	6	Cu^{2+}	Idem
	Molybdène [Mo]	0.1	MoO_4^{2-} , chélate soluble	Idem
	Nickel [Ni]	0.01	Ni^{2+} , chélate soluble	Bénéfique
Non essentiel, bénéfique	Sodium [Na]			Macronutriment
	Sélénium [Se]			Micronutriment
	Cobalt [Co]			Micronutriment
	Silicium [Si]			Idem
	Iode [I]			Micronutriment
	Vanadium [V]			Idem
Non essentiel, ni bénéfique	Aluminium [Al]			Idem
	Plomb [Pb]			Idem
	Mercure [Hg]			Idem
	Cadmium [Cd]			Idem
	Arsenic [As]			Idem
	Fluor [F]			Micronutriment
	Chrome [Cr]			Micronutriment

2 Analyser l'environnement et les propriétés des sols urbains

2.1. Environnement urbain

Une fois défini le site d'intervention (c'est-à-dire l'espace vert à restaurer ou à implanter), il est essentiel, afin de gérer adéquatement son sol, d'analyser son environnement. Cela consiste d'abord à rassembler les données sur les facteurs environnementaux affectant le sol, c'est-à-dire les contaminants, les composés carbonés, le climat et la biodiversité (cf. 2.1.a). Ensuite, il s'agit de caractériser les infrastructures et les activités humaines de la zone urbaine, en raison de leurs influences sur les facteurs environnementaux, mais aussi sur les sols et sur l'espace disponible dans lequel devra s'intégrer l'espace vert (cf. 2.1.b). Enfin, il est important de documenter les usages passés de la zone urbaine, qui pourraient expliquer en partie la genèse et la constitution des sols (cf. 2.1.c). Ces informations doivent être appréhendées à deux échelles, celle de la ville et celle du site d'intervention (quartier, avenue, place, square, etc.).

a. Contaminants, composés carbonés, climat et biodiversité

Plusieurs informations sur l'environnement (complémentaires aux analyses de sols qui seront réalisées) doivent être rassemblées:

- Les contaminants et les composés carbonés présents dans l'atmosphère, les eaux d'irrigation et les déchets, notamment les déchets qui seront potentiellement utilisés comme matériaux anthropiques de remplissage pour les sols (Damas & Coulon, 2016; Grimmond, 2011).
- La zone climatique et la géomorphologie (Douglas, 2011a; Grimmond, 2011).

- Le climat de la ville: variations des températures et des précipitations (pluviométrie) journalières et saisonnières, durée et intensité des périodes de gel (Certu, 2002; Gillig *et al.*, 2008).
- Le microclimat (à l'échelle du site d'intervention): températures, précipitations, durée d'ensoleillement, exposition au vent, ombrage par les arbres (Certu, 2002; Gillig *et al.*, 2008; Grimmond, 2011).
- L'état des plantes dans les espaces environnants: condition de plantation, vigueur, état sanitaire, composition, présence de plantes indicatrices (par ex., métallophytes) (Baize & Jabiol, 2011; Gillig *et al.*, 2008). Ces informations peuvent donner des indices sur les sols (par ex., contamination, compaction, existence d'un obstacle physique en profondeur) et sur la nécessité d'effectuer un échantillonnage (Scharenbroch & Smiley, 2021). La photographie aérienne (par drone ou autre) peut fournir des données supplémentaires sur l'état de la végétation, notamment sur de grandes surfaces (Scharenbroch & Smiley, 2021).

b. Infrastructures urbaines et activités humaines

Au niveau des infrastructures urbaines, il s'agit de décrire:

- L'occupation des sols: infrastructures aériennes et souterraines, espaces verts et aquatiques, espaces libres et abandonnés, scellement des surfaces (Gillig *et al.*, 2008; Grimmond, 2011).

- La configuration spatiale: taille et densité des habitations, largeur des rues, ségrégation des zones résidentielles, commerciales et industrielles, réseaux de transport (Gillig *et al.*, 2008; Grimmond, 2011; Pataki *et al.*, 2006).
- La nature des infrastructures urbaines: matériaux, hauteur, morphologie, rugosité de surface (Grimmond, 2011).
- Les réseaux des tuyaux et des câbles aériens et souterrains: lignes à haute tension, câbles, haubans, caténaires, eau potable, eaux usées, gaz, électricité, téléphone (Gillig *et al.*, 2008). Cette information est essentielle afin d'échantillonner et de restaurer les sols urbains (Baize & Jabiol, 2011).
- Le mobilier urbain: signalisation, éclairage, revêtement de sols (Certu, 2002; Gillig *et al.*, 2008).
- L'altitude et la topographie (Gillig *et al.*, 2008).

Au niveau des activités humaines, il faut documenter:

- Les utilisations du territoire: besoins de circulation des usagers (automobilistes, cyclistes et piétons), commerces et industries potentiellement sources de contamination, déchetteries, centres d'épuration, centres de compostage, irrigation, fertilisation (Gillig *et al.*, 2008; Pataki *et al.*, 2006).
- Les aspects sociaux et démographiques: taille, densité, croissance et âge de la population, nombre de

logements et de voitures par habitant, comportement (Gillig *et al.*, 2008; Grimmond, 2011; Pataki *et al.*, 2006).

- Les aspects politiques et économiques: commerces, industries, gestion des déchets (par ex., collecte du compost) (Damas & Coulon, 2016; Pataki *et al.*, 2006).
- Les aspects culturels: espèces de plantes ayant une importance pour l'histoire, les traditions et les valeurs esthétiques de la ville, ambiances paysagères et composantes architecturales (par ex., bâtiments classés, façades vitrées) présentes dans les espaces environnants (Certu, 2002; Gillig *et al.*, 2008).

c. Usages passés du sol et du territoire

Préalablement à l'échantillonnage du sol, plusieurs ressources peuvent fournir des informations précieuses sur la nature du sol:

- **Les études de sol précédentes** (notamment de sols non perturbés, avant l'urbanisation) qui ont pu être menées par des agences gouvernementales, et qui fournissent des données sur l'état du sol (par ex., matériel parental, taux de percolation, topographie, espèces de plantes indigènes) (Scharenbroch & Smiley, 2021).
- **Les études historiques** (utiles notamment dans le cas des sols anthropiques), afin de déterminer les matériaux composant le sol. Il s'agit de documenter l'historique des infrastructures (construction, démolition, gisement archéologique, friche industrielle, emplacement des bâtiments, des conduites souterraines et des zones de stockage des matières premières, des produits manufacturés et des déchets, travaux, remaniements), et des activités (nature des matières et des déchets) du site (Baize & Jabiol, 2011). Ces études se font en consultant les archives (anciens

plans, étude cadastrale, photographies aériennes, anciennes photos ou cartes postales), les études cartographiques, archéologiques et géophysiques réalisées, et les musées locaux (Gillig *et al.*, 2008).

- **Des entrevues** permettant d'obtenir des informations sur le site (histoire, écologie, pédologie). Par ex., les propriétaires successifs, les gestionnaires, les autorités compétentes (autorisations de construire), et les entreprises responsables des réseaux (eau, gaz, électricité, etc.) (Gillig *et al.*, 2008). Ces personnes pourraient connaître le développement du paysage, les besoins en irrigation, les problèmes de drainage, l'historique de remplacement des plantes et les projets de construction antérieurs (Scharenbroch & Smiley, 2021).
- **Les plans de construction futurs** devraient aussi être recherchés (Scharenbroch & Smiley, 2021).

2.2. Évaluation générale du sol

Avant d'implanter ou de restaurer un espace vert, pendant la phase de planification, il est essentiel d'effectuer une évaluation du sol afin de déterminer ses caractéristiques générales ou de diagnostiquer les causes de mauvaise santé éventuelle des plantes. Procéder à cette évaluation consiste d'abord à établir un plan d'échantillonnage (cf. 2.2.a). Celui-ci comprend un échantillonnage superficiel pour étudier spécifiquement la zone à forte densité racinaire (cf. 2.2.b), et un échantillonnage profond pour décrire l'ensemble du solum et le caractériser au niveau taxonomique (cf. 2.2.c). Ensuite, il s'agira d'analyser les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol suivant le plan d'échantillonnage.

a. Plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage correspond à la stratégie adoptée sur le site d'intervention pour diagnostiquer l'état du sol en vue de faire des recommandations. Une fois que sont déterminés les objectifs de l'intervention, l'environnement du site (cf. 2.1), les propriétés à évaluer et le degré de précision recherché, le plan d'échantillonnage consiste en une description des observations, des tests et des prélèvements d'échantillons (qui seront analysés au laboratoire) à effectuer sur le terrain (Scharenbroch & Smiley, 2021). On distingue l'échantillonnage superficiel de l'échantillonnage profond. **L'échantillonnage superficiel** (15 à 20 cm) permet d'analyser les principales propriétés de la zone du sol où il y a la plus forte densité en racines

fines (cf. 2.2.b). Il peut être réalisé en collectant une carotte avec une sonde d'échantillonnage (diamètre de 2 à 3 cm, avec une pointe spécifique au type de sol; Figure 2.1.A) ou avec une tarière ou une pelle (pour les sols secs, compactés ou rocheux) (Scharenbroch & Smiley, 2021). **L'échantillonnage profond** (minimum de 0.6 à 1.2 m) permet d'établir la morphologie, les profils et la taxonomie des solums (cf. 2.2.c). Il peut être fait en utilisant un solum déjà exposé (par ex., tranchée de route, excavation pour travaux), en creusant une fosse (avec une pelle, une pelle rétrocaveuse ou de l'air à haute pression qui préserve les racines), ou en excavant par incréments de mêmes longueurs une carotte à la tarière (par ex., Dutch auger; Figure 2.1.B) (Scharenbroch & Smiley, 2021).

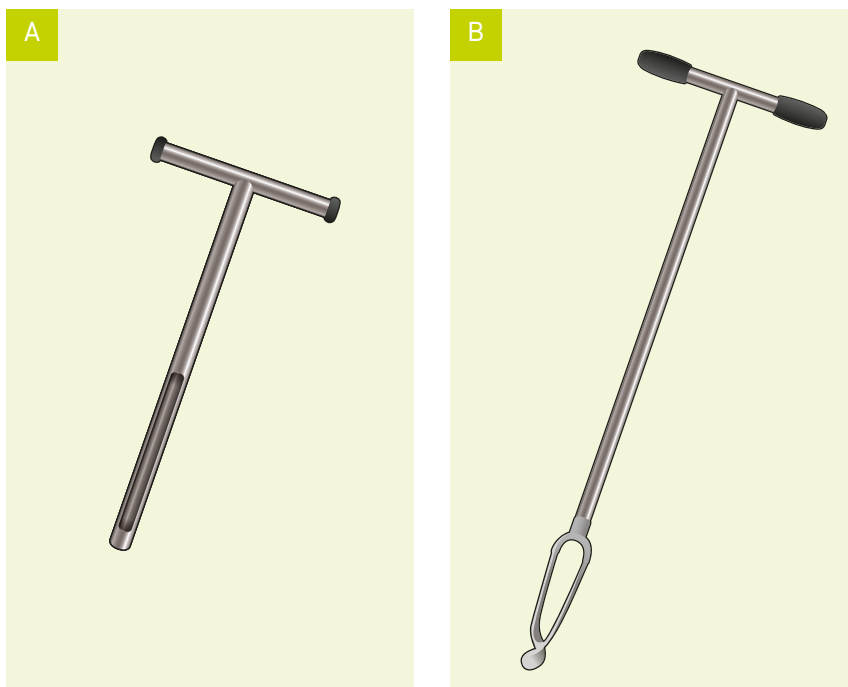


Figure 2.1. (A) Sonde utilisée pour extraire un échantillon de sol superficiel. (B) Tarière utilisée pour extraire une carotte de sol et établir son profil (d'après <https://fathersworkandfamily.com/best-soil-probe/> et <https://www.soilmoisture.com/ONE-PIECE-DUTCH-AUGER-7-CM-FOR-LOAM-SOILS/>)

b. Échantillonnage superficiel

L'échantillonnage superficiel peut être réalisé de façon aléatoire (basé sur la randomisation) ou systématique (basé sur une grille ou un transect). On peut aussi opter pour un échantillonnage stratifié, après avoir défini et cartographié des unités considérées homogènes (les strates) (Baize & Jabiol, 2011). On conseille une collecte d'un minimum de 10 carottes par site de 100 m² (l'échantillonnage profond peut être moins intense) (Baize & Jabiol, 2011; Scharenbroch & Smiley, 2021). Selon les informations dont on dispose suite à l'étude environnementale menée précédemment (cf. 2.1), on peut diminuer l'intensité de l'échantillonnage (si on a déjà des données sur les sols), ou au contraire l'augmenter (en cas de forte hétérogénéité des sols). On peut également adapter la localisation de l'échantillonnage pour éviter les infrastructures souterraines.

Si l'objectif est de restaurer un espace vert, on peut effectuer un échantillonnage plus spécifique, dans la zone racinaire où les traitements (amendement, irrigation) seront appliqués. Pour un arbre, il s'agit de la zone située entre le tronc et la ligne d'égouttement (Scharenbroch & Smiley, 2021). Dans le cas des arbres alignés, l'échantillonnage est imposé dans les petites surfaces des fosses de plantation (Baize & Jabiol, 2011). Enfin, on peut aussi choisir un échantillonnage comparatif afin de diagnostiquer les problèmes de santé des plantes ou des sols (par ex., les effets des sels de déglacage; Scharenbroch & Smiley, 2021). Cela consiste à comparer les échantillons de sol de zones où les arbres présentent des symptômes à ceux des zones voisines où la même espèce est asymptotique, non affectée ou non perturbée (Scharenbroch & Smiley, 2021). Dans tous les cas, le scellement par du bitume ou des pavés empêche l'échantillonnage (Baize & Jabiol, 2011).

c. Échantillonnage profond

L'échantillonnage profond est réalisé afin de décrire morphologiquement le solum, c'est-à-dire caractériser les différents horizons («couches superposées considérées *de visu* comme suffisamment homogènes»; Baize & Jabiol, 2011) et les volumes (zones juxtaposées [non superposées] suffisamment homogènes, présents surtout dans les sols anthropiques), ainsi que la distribution verticale des propriétés du solum (profils). Cette description est importante en milieu urbain, car les modifications et les perturbations anthropiques (cf. 1.2.c), qui sont le principal facteur d'altération des sols par rapport aux processus pédogénétiques, entraînent la formation d'un matériau complexe, de discontinuités lithologiques verticales et horizontales (brutales ou graduelles), et d'une croûte superficielle de compactage, qui peuvent affecter le développement des racines (Baize & Jabiol, 2011).

Une fois le solum exposé et visible, il s'agit, après avoir établi la succession des horizons (et des volumes), de déterminer l'autochtonie (le solum s'est développé à partir de la roche sous-jacente) ou l'allochtonie (le solum n'a pas de relation pédogénétique avec la roche sous-jacente) des matériaux du solum (Baize & Jabiol, 2011). On peut s'aider pour cela de l'étude historique précédemment réalisée (cf. 2.1.c). Ensuite, il faut observer les limites entre horizons: leurs contrastes (degré de dissemblance visuel), leurs transitions (brusque, en quelques mm ou graduelle, en plusieurs cm), et leurs formes (subhorizontale, ondulée, lobée, irrégulière, en langues) (Baize & Jabiol, 2011). Puis, pour chaque horizon défini par sa profondeur et son épaisseur, on peut caractériser la couleur (avec la charte Munsell), la texture, la densité apparente, la structure, la présence de racines, le pH, le contenu en eau, le statut en oxygène, la conductivité électrique, la matière organique, les nutriments,

les contaminants, et la présence de traits pédologiques éventuels (nodules, pellicules) (Baize & Jabiol, 2011; Scharenbroch & Smiley, 2021). Certaines de ces caractéristiques seront déterminées au laboratoire. On peut aussi réaliser un schéma sur le terrain pour rendre compte clairement de certaines caractéristiques difficiles à décrire par des mots, par

ex., la forme des limites entre horizons ou la disposition des éléments grossiers (Baize & Jabiol, 2011).

Ces observations, ces tests et ces analyses par horizons (ou par classes de profondeur) permettront d'établir les profils de plusieurs propriétés des sols. Les profils donneront le caractère des transitions entre horizons

successifs (par ex., structure, compaction, texture), essentiel en regard du comportement racinaire: les discontinuités brutales vont bloquer le système racinaire davantage que les transitions graduelles (Baize & Jabiol, 2011). L'ensemble de ces descriptions permet de caractériser le groupe taxonomique auquel appartient le solum.

2.3. Propriétés physiques

Dans un premier temps, il s'agit de quantifier les éléments composant la phase solide du sol, incluant la matière minérale fine (cf. 2.3.a), les éléments grossiers (cf. 2.3.b) et la matière organique (cf. 2.3.c). Dans un deuxième temps, on peut analyser l'assemblage de ces différents éléments pour former la structure du sol (cf. 2.3.d), ainsi que les conséquences sur le comportement hydrique du sol (cf. 2.3.e).

a. Texture (éléments fins de diamètre < 2mm)



La matière minérale solide fine du sol, obtenue après avoir extrait les éléments grossiers (de diamètre > 2 mm), est constituée de particules de différentes tailles, soient les argiles (ou fraction fine, diamètre < 2 µm), les limons (ou silts, diamètre entre 2 à 50 µm) et les sables (diamètre entre 50 µm et 2 mm) (Duchaufour, 2001). Caractériser la

texture ou composition granulométrique consiste à estimer la composition relative de ces différentes fractions minérales. Connaître la texture est importante, car elle influence de nombreuses propriétés du sol, notamment la structure, la porosité, les échanges gazeux, les flux hydriques, la capacité d'échange cationique et la séquestration de matière organique (Moebius-Clune *et al.*, 2016). La texture évolue peu dans le temps (Moebius-Clune *et al.*, 2016).

Sur le terrain, on peut évaluer la texture en mouillant et malaxant un échantillon de sol jusqu'à fabriquer un ruban, duquel il faudra estimer par sensation visuelle et tactile sa longueur, sa fragilité et sa douceur, et en déduire sa classe texturale (voir triangle de texture, Figure 2.2) (Baize & Jabiol, 2011; Scharenbroch & Smiley, 2021). Cette méthode, peu coûteuse, peut sembler subjective, mais donne des résultats assez précis avec de l'expérience et un étalonnage régulier (Baize & Jabiol, 2011; Scharenbroch &

Smiley, 2021). On trouve différentes clés de détermination dans la littérature (cf. FAO, 2006; Scharenbroch & Smiley, 2021).

Au laboratoire, l'analyse granulométrique consiste, après différents pré-traitements en fonction de la méthode choisie et du type d'échantillon (par ex., en fonction de sa teneur en matière organique), à disperser les agrégats de particules minérales par des moyens chimiques, mécaniques ou par des ultrasons, puis à séparer les particules en fonction de leur taille par tamisage ou par sédimentation (Kroetsch & Wang, 2007). Par ex., la méthode à l'hydromètre mesure la densité du sol en suspension dans une solution aqueuse après différents temps de sédimentation (Bouyoucos, 1962).



(1) **Évaluer la qualité du sol:** la texture (d'après les données de Scharenbroch & Smiley, 2021)

Certaines textures de sol sont plus favorables au développement des plantes

Indicateur	Gamme idéale	Conditions limitantes
Classe texturale	Loam sableux; Loam; Loam limoneux	Argile; Argile sableuse; Argile limoneuse; Sable
Teneur en argile	< 30 %	> 60 %
Teneur en sable	< 70 %	> 80 %

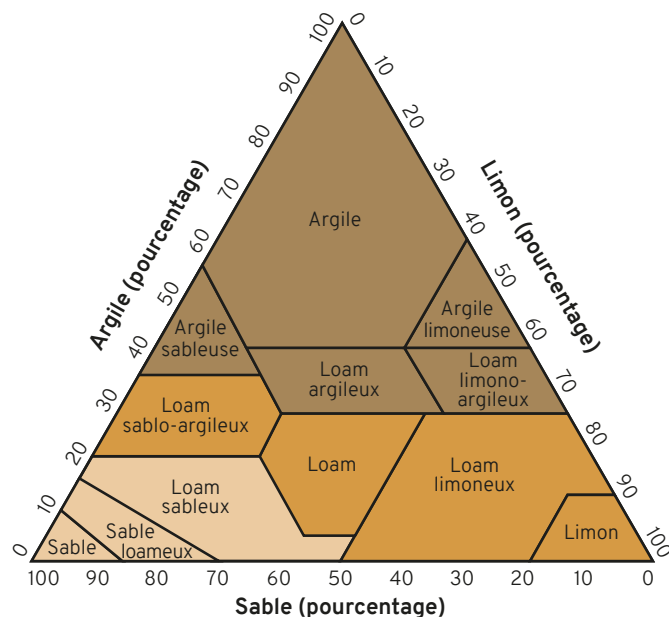


Figure 2.2. Triangle des classes texturales selon le modèle canadien de classification des sols (d'après http://www.omafra.gov.on.ca/CropOp/fr/general_agronomics/soil_management/soil_texture.html).

On distingue la **texture grossière** (sable, sable loameux, loam sableux), la **texture moyenne** (loam, loam limoneux, limon, loam sablo-argileux), et la **texture fine** (loam argileux, loam limono-argileux, argile sableuse, argile limoneuse, argile) (Moebius-Clune *et al.*, 2016).

b. Éléments grossiers (de diamètre > 2mm)



Les éléments grossiers (diamètre > 2 mm), incluent les graviers, les cailloux, les pierres, les blocs, et parfois des matériaux anthropiques (Baize & Jabiol, 2011). Ils sont classés à part des éléments fins et ne sont pas considérés pour définir la texture (Duchaufour, 2001). Le volume des éléments grossiers est néanmoins important pour définir un type de sol et pour estimer les réservoirs en eau (Baize & Jabiol,

2011; Moebius-Clune *et al.*, 2016). Les éléments grossiers d'origine naturelle (fragments de roches concassés) ou anthropique (fragments d'objets fabriqués par l'homme: tessons, éclats de verre, morceaux de brique, objets en matières plastiques, débris de ferraille, résidus de combustion) sont très présents, voire abondants, dans les sols urbains anthropiques (Baize & Jabiol, 2011; Damas & Coulon, 2016).

L'abondance en éléments grossiers, appelée aussi charge en éléments grossiers ou pierrosité peut être

évaluée sur le terrain par sensation visuelle ou par la difficulté à faire pénétrer une tarière dans le sol. Pour plus d'objectivité, on peut estimer la section occupée par les éléments grossiers sur une face de la fosse en utilisant le diagramme de Folk (Figure 2.3), et faire la moyenne entre plusieurs estimations surfaciques (Baize & Jabiol, 2011). Pour une estimation quantitative encore plus précise, on peut prélever un volume de sol et mesurer la masse ou le volume des éléments grossiers en laboratoire (Baize & Jabiol, 2011).



(2) Évaluer la qualité du sol: les éléments grossiers (d'après les données d'Amacher *et al.*, 2007)

Les éléments grossiers en grande quantité peuvent avoir des effets indésirables sur la qualité du sol: ils entraînent une augmentation de l'infiltration d'eau, une diminution de la capacité de stockage pour l'eau et une pénétration difficile des racines. On peut noter que pour certains horizons ou volumes des sols reconstitués et construits (cf. 3.3.a), on peut utiliser un volume en éléments grossiers bien supérieur à 50% (jusqu'à 100%), car il s'agit pour ces horizons de résister au compactage (par ex., mélange terre-pierres; ou horizon squelette des fosses de plantations) ou de favoriser le drainage (par ex., couche de drainage; ou horizon technique des toitures végétalisées). À l'opposé, Urban (2008) conseille un volume < 15 % dans la terre végétale des fosses de plantation.

Indicateur	Gamme idéale	Conditions limitantes
Volume des éléments grossiers (%)	< 50	> 50

c. Matière organique



La matière organique du sol (MOS) est constituée par les composés carbonés issus des organismes vivants (plantes, animaux, microorganismes) et des amendements (fumier, engrais vert, paillis, compost, résidus de culture), à différents stades de décomposition (Moebius-Clune *et al.*, 2016). Hautement dynamique et réactive aux traitements, la MOS est un indicateur important de la qualité du sol. La MOS constitue un puits de carbone à long terme, et un réservoir de nutriments à libération lente. Elle a une capacité d'échanges ioniques et une capacité de stockage hydrique importantes. Elle contribue à former les agrégats du sol, à fournir l'énergie et les nutriments aux plantes et aux microorganismes, à augmenter la résistance du sol à la compaction, à tamponner le pH et à séquestrer les contaminants (Moebius-Clune *et al.*, 2016; Scharenbroch & Smiley, 2021). L'urbanisation peut accroître ou décroître la teneur en MOS dans les sols (Vodyanitskii, 2015).

La MOS, répartie entre la couche organique (horizon O) et la couche minérale du sol, peut être estimée quantitativement et qualitativement par différentes méthodes. **Au niveau de la couche organique**, on peut estimer quantitativement la masse de MOS en découpant, prélevant, séchant et pesant cette couche organique à l'intérieur

d'un quadrat (~30 x 30 cm; Burton & Pregitzer, 2008). Qualitativement, on peut distinguer au sein de la couche organique des sous-couches ayant différents degrés de décomposition: l'horizon Oi (L) est pas ou peu décomposé, c'est-à-dire qu'il inclut des feuillages, des branchages, ou des fruits fraîchement tombés; l'horizon Oe (F) est partiellement décomposé, c'est-à-dire qu'il possède des portions de structures de plantes encore reconnaissables; et l'horizon Oa (H) est bien décomposé, avec de la matière organique d'origine non reconnaissable (Burton & Pregitzer, 2008).

Au niveau de la couche minérale, on peut évaluer la couleur du sol en utilisant, par ex., la charte Munsell (plus la couleur est foncée, plus le contenu en matière organique est élevé; Scharenbroch & Smiley, 2021; Baize & Jabiol, 2011; FAO, 2006). On peut aussi déterminer quantitativement la masse de MOS dans un échantillon de volume connu, par la méthode de perte par incinération ou par la méthode d'oxydation afin d'estimer sa teneur en carbone. La méthode de perte par incinération (au feu ou par calcination) consiste à déterminer la perte de masse d'un échantillon de sol après avoir subi une exposition à haute température dans une fournaise, au cours de laquelle les matières carbonées sont brûlées, tandis que les autres matériaux restent (Moebius-Clune *et al.*, 2016). Avec la deuxième méthode, il s'agit d'estimer le carbone

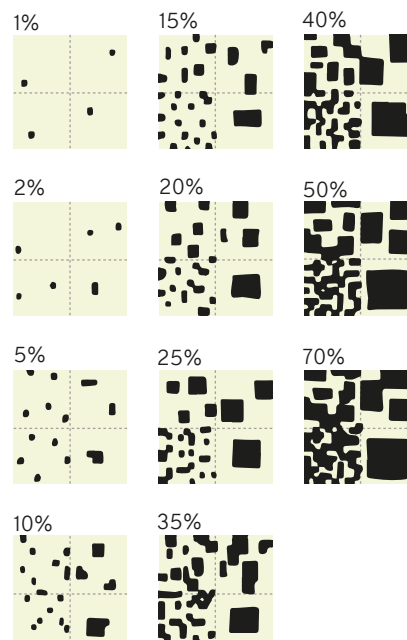


Figure 2.3. Diagramme pour estimer le pourcentage de recouvrement en éléments grossiers par unité de surface.

Chaque quart de chacun des carrés présente la même surface de noir (d'après Folk, dans Baize & Jabiol, 2011)

total de l'échantillon en réalisant une oxydation chimique (avec un oxydant chimique) ou thermique (par combustion sèche, en chauffant l'échantillon à haute température, >1000°C, en présence d'O₂ excédentaire) de la MOS (Skjemstad & Baldock, 2007). Le CO₂ libéré par le carbone organique oxydé est déterminé par gravimétrie, volumétrie, titrimétrie ou spectrométrie (Skjemstad & Baldock, 2007). Afin



(3) Évaluer la qualité du sol: la matière organique (d'après les données de Moebius-Clune *et al.*, 2016^a et Scharenbroch & Smiley, 2021)

La teneur en matière organique d'un sol, essentielle à son fonctionnement, est un indicateur important de la qualité du sol. Cet indicateur est présenté en fonction de la texture du sol (définie dans la figure 2.2).

Indicateur	Texture	Gamme idéale	Conditions limitantes
Teneur en matière organique (%)	Grossière	2.22 - 10	< 1.32
	Moyenne	3.29 - 10	< 2.35
	Fine	4.22 - 10	< 3.22

^a Dans les données de Moebius-Clune *et al.* (2016), nous avons considéré les valeurs des scores «high» et «very high» comme la gamme idéale, et celles du score «very low» comme les conditions limitantes.

d'en déduire le carbone organique, les échantillons contenant du carbonate doivent être corrigés en mesurant séparément le carbonate ou en retirant le carbonate avec l'acide (Skjemstad & Baldock, 2007).

Enfin, plus d'information sur la qualité de la matière organique de la couche minérale peut être obtenue en séparant par densité (en utilisant des liquides denses) ou par taille (en utilisant des tamis) la matière organique complexée aux particules minérales de la matière organique non complexée (Gregorich & Beare, 2007). La qualité de la MOS peut être caractérisée par d'autres méthodes chimiques, thermiques et spectroscopiques (Calvet, 2013; Quideau et al., 2021).

d. Structure, porosité, densité apparente et compaction



Dans les sols, les particules solides (organiques et minérales) liées ensemble pour former des agrégats constituent une matrice au travers de laquelle un réseau complexe de pores permet les échanges d'air et d'eau, et donc les flux de chaleur et de nutriments (Hao et al., 2007; Scharenbroch & Smiley, 2021). La structure désigne l'assemblage spatial et temporel de ces particules, agrégats et pores, et conditionne les propriétés physiques, chimiques et biologiques d'un sol, notamment les flux et les stockages d'eau et d'air, et

la respiration et l'exploration du sol par les racines et les microorganismes (Duchaufour, 2001; Hao et al., 2007; Moebius-Clune et al., 2016).

En milieu urbain, les activités de construction et de nivellement et le trafic des piétons et des véhicules génèrent la compaction des sols (en particulier sur les sols humides). Cette compaction, qui affecte davantage les sols à texture moyenne et fine que les sols à texture grossière, entraîne une réduction de l'espace des pores (notamment des larges pores), une destruction des agrégats et une augmentation de la masse volumique du sol, générant un sol compacté à la structure altérée (Baize & Girard, 2009; Craul, 1985; Moebius-Clune et al., 2016; Scharenbroch & Smiley, 2021). Il en résulte un accroissement des risques d'accumulation et de ruissellement d'eau pendant les fortes pluies et de stress hydrique entre les pluies. Il en résulte aussi une réduction de l'espace disponible aux organismes et de leur accès à l'eau, à l'oxygène et aux nutriments, ce qui limite la pénétration des racines de plantes, des hyphes fongiques et des autres organismes dans le sol (Craul & Craul, 2006; Moebius-Clune et al., 2016; Mullaney et al., 2015; Scharenbroch & Smiley, 2021). En outre, l'urbanisation réduit les processus naturels de formation de la structure (par ex., croissance des racines, cycles de gel-dégel et d'humidité-sécheresse) (Craul, 1985).

Un bon indicateur de l'ensemble de ces caractéristiques est la masse volumique (densité) apparente du sol, c'est-à-dire la masse sèche de sol sur son volume, ce volume incluant les particules solides et les pores (Hao et al., 2007). La masse volumique apparente (en kg.m⁻³ ou g.cm⁻³) est communément mesurée en prélevant une carotte de sol intact de volume connu à l'aide d'une tarière à double cylindre, et en séchant et pesant ce volume de sol (Hao et al., 2007; Scharenbroch & Smiley, 2021). Pour les sols graveleux ou rocheux, l'utilisation de la tarière étant difficile, on peut aussi creuser un trou, peser le matériel collecté, et déterminer le volume du trou en tapissant et remplissant la cavité avec un volume connu de sable ou d'eau (Scharenbroch & Smiley, 2021). Alternativement, un densitomètre nucléaire est une méthode non destructive souvent utilisée par les ingénieurs sur les sites de construction pour mesurer la masse volumique (Scharenbroch & Smiley, 2021).

On peut aussi quantifier et décrire la porosité du sol, c'est-à-dire l'espace occupé par l'ensemble des pores, qui va dépendre de son contenu en MOS, de sa texture, de sa structure et de son activité biologique (Duchaufour, 2001; Hao et al., 2007). Pour quantifier la porosité, on peut estimer le pourcentage de volume de sol occupé par les espaces des pores (Hao et al., 2007). Ce pourcentage peut être calculé en mesurant la masse de liquide nécessaire au remplissage de



(4) Évaluer la qualité du sol: la densité apparente (d'après les données de USDA, 1999 et Scharenbroch & Smiley, 2021)
Un bon indicateur de la compaction et de la porosité du sol est la masse volumique (densité) apparente du sol. Cet indicateur est présenté en fonction de la texture du sol (définie dans la figure 2.2). La densité apparente s'étend de 1.1 g.cm⁻³ dans les sols forestiers non perturbés à 2.4 g.cm⁻³ dans le béton et certaines roches (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Indicateur	Texture	Gamme idéale	Conditions limitantes
Densité apparente (g.cm ⁻³)	Grossière	< 1.4 – 1.6	> 1.7 – 1.8
	Moyenne	< 1.3 – 1.4	> 1.65 – 1.8
	Fine	< 1.1 – 1.4	> 1.47 – 1.65

l'espace poral, ou bien en comparant la masse volumique apparente et la masse volumique de la phase solide. Cette dernière peut être définie par la méthode du pycnomètre ou par une valeur moyenne correspondant aux minéraux silicatés, 2.65 kg.m⁻³, qui est adéquate pour des sols dont la teneur en matière organique est inférieure à 5 % (Calvet, 2013; Hao *et al.*, 2007).

À côté de la quantité d'espace poreux, caractériser la morphologie des pores (nombre, taille, configuration, distribution) est aussi important (Hao *et al.*, 2007). On peut le faire par des observations à l'œil nu pour les pores de grandes dimensions (>200 µm) et à l'aide de techniques de microscopie et d'analyse d'images pour les pores de petites dimensions (Baize & Jabiol, 2011; Calvet, 2013). De plus, classer la structure du sol donne aussi des informations sur la morphologie des pores entre les agrégats (Baize & Jabiol, 2011). Par ex., une structure à agrégats construits par des ciments grâce à une activité biologique forte génère une porosité et une répartition de la taille des pores plus élevées qu'une structure particulière meuble (en cas

de texture grossière) ou cohérente (en cas de texture fine) sans formation d'agrégats (Duchaufour, 2001).

La compaction (ou dureté du sol) peut être mesurée par la résistance à la pénétration (en livres par pouce carré ou psi) à l'aide d'un pénétromètre, ou estimée simplement par la facilité à pousser une pelle, une sonde ou un crayon à travers le solum (Moebius-Clune *et al.*, 2016; Scharenbroch & Smiley, 2021; Shober *et al.*, 2018). Les mesures doivent être prises quand le sol est friable (ou près de la capacité au champ), c'est-à-dire après 2 ou 3 jours de drainage libre, car l'humidité du sol influence la facilité avec laquelle l'instrument pénètre dans le sol (Moebius-Clune *et al.*, 2016). Il est donc important de noter les conditions de mesures (Moebius-Clune *et al.*, 2016).

e. Stockage et flux hydriques



L'eau stockée dans les sols est indispensable à la vie des plantes, de la faune et des microorganismes. Elle permet les mouvements des nutriments, le transfert de chaleur, l'altération de la roche et les processus de

gonflement et rétrécissement (Brown *et al.*, 2021; Girard *et al.*, 2011). De plus, comme l'eau et l'air occupent l'espace des pores de façon complémentaire, le stockage et la circulation d'eau influencent l'aération des sols (Baize & Jabiol, 2011; Brown *et al.*, 2021). Le stockage, la circulation et la répartition de l'eau dans le profil des sols (profil hydrique) sont très dynamiques et varient en fonction de la météo, du climat, de la végétation (profondeur d'enracinement) et des propriétés du sol (texture, structure, porosité et teneur en MOS) (Duchaufour, 2001; Baize & Jabiol, 2011; Calvet, 2013).

Pour permettre une croissance optimale des plantes, les sols doivent avoir d'une part une capacité de stockage pour l'eau suffisante par rapport aux besoins des plantes et aux entrées d'eau. D'autre part, ils doivent avoir un équilibre entre stockage d'eau et aération dans les pores (c'est-à-dire un équilibre entre larges pores pour le drainage et pores fins pour la rétention, ainsi qu'un équilibre entre entrées et sorties d'eau) (Baize & Jabiol, 2011; Calvet, 2013; Scharenbroch & Smiley, 2021). En milieu urbain, les sols généralement très compactés ont

 **(5) Évaluer la qualité du sol:** le stockage et les flux hydriques (d'après les données de Damas & Coulon, 2016; Gillig *et al.*, 2008; Moebius-Clune *et al.*, 2016 et Scharenbroch & Smiley, 2021)

Plusieurs indicateurs peuvent être utilisés pour évaluer le comportement hydrique du sol. Les indicateurs sont présentés en fonction de la texture du sol (définie dans la figure 2.2).

Indicateur	Texture	Valeurs optimales	Conditions limitantes
Teneur en eau volumétrique (%)	Grossière	10-20	< 5 ou > 40
	Fine ou moyenne	20-30	
Potentiel du sol (MPa)	Grossière	< 0.01	> 0.02
	Moyenne	< 0.02	> 0.04
	Fine	< 0.04	> 0.06
Réservoir utilisable maximal (« available water capacity ») (g.g ⁻¹)	Grossière	> 0.15	< 0.07
	Fine ou moyenne	> 0.18	< 0.11
Réservoir utilisable maximal (« available water capacity ») (mm.cm ⁻¹)		> 1.5	< 0.5
Taux d'infiltration (mm.h ⁻¹)		> 25	< 5
Taux de percolation (mm.h ⁻¹)		12.5-25	< 10

une porosité fortement diminuée à 25-30 %, par rapport aux sols non compactés sableux (35-50 %) ou à texture fine (40-60 %) (Craul, 1985; Hao *et al.*, 2007). Par conséquent, les sols urbains peuvent avoir une capacité de stockage (par les pores fins) trop faible, favorisant les déficits en eau, et une capacité de drainage (par les larges pores) insuffisante, générant un engorgement d'eau en cas de précipitations (Craul, 1985; Duchaufour, 2001). Les sols qui restent saturés pendant de longues périodes développent des conditions anaérobies (sans oxygène), qui affectent l'absorption des nutriments, arrêtent le développement racinaire de la plupart des espèces de plantes et inhibent les populations microbiennes (Baize & Jabiol, 2011; Scharenbroch & Smiley, 2021).

Afin de caractériser l'état hydrique d'un sol, on peut effectuer basiquement (1) des observations sur le terrain, (2) des mesures de la teneur en eau, et (3) des mesures de l'énergie potentielle. Et, afin d'évaluer si les conditions hydriques du sol sont adéquates pour les plantes, on peut estimer respectivement (4) la capacité de stockage pour l'eau et (5) le bilan hydrique entre les entrées et les sorties.

(1) Au niveau des observations pré-alables à une étude quantitative, on peut apprécier subjectivement l'humidité du sol sur le terrain, par sensations tactiles, olfactives et visuelles: quand l'échantillon est friable, fragile, de couleur claire, sans humidité décelable, le sol est sec; quand l'échantillon est plastique et malléable, sans eau libre, le sol est humide; quand il y a présence d'eau libre (flaque), le sol est saturé; et quand, en plus de l'eau libre, l'échantillon est grisâtre, avec une odeur de putréfaction, le sol est saturé depuis une longue période, indiquant un milieu asphyxiant et réducteur (Baize & Jabiol, 2011; Scharenbroch & Smiley, 2021). On peut aussi observer certaines caractéristiques des plantes (état, morphologie ou couleur des feuilles),

afin de vérifier si elles présentent des symptômes de stress hydrique ou de stress anoxique (en cas d'excès d'eau) (Scharenbroch & Smiley, 2021; Zhao *et al.*, 2012).

(2) Mesurer la teneur en eau (ou humidité) peut se faire sur une base massique (teneur en eau gravimétrique, ϑ_m , c'est-à-dire la masse d'eau sur la masse de sol), ou sur une base volumique (teneur en eau volumétrique, ϑ_v , c'est-à-dire le volume d'eau sur le volume de sol) (Reynolds & Topp, 2007; Scharenbroch & Smiley, 2021). La teneur en eau changeant rapidement avec les précipitations et les températures, sa mesure ne décrit le sol qu'à un instant t , celui de l'échantillonnage (Scharenbroch & Smiley, 2021). Certaines méthodes de mesures sont directes, destructives, en séparant l'eau de la matrice de sol soit par chauffage à 105°C (méthode couramment utilisée), soit par remplacement de l'eau par un solvant ou soit par réaction chimique (Reynolds & Topp, 2007). D'autres méthodes, indirectes, non destructives, mesurent une propriété physique ou chimique du sol qui dépend de la teneur en eau, comme la conductivité électrique, la constante diélectrique, la capacité calorifique ou la teneur en hydrogène (Reynolds & Topp, 2007). Récemment, le développement des méthodes électromagnétiques, basées sur les propriétés de permittivité électrique (constante diélectrique) de l'eau, permet une collecte des données en temps réel et une couverture spatiale variable. Ces méthodes sont variées: la réflectométrie temporelle, le radar à pénétration de sol et le radar à distance (télédétection) impliquent d'utiliser le sol comme un milieu propagateur d'ondes électromagnétiques, tandis que les méthodes de capacité et d'impédance utilisent le sol comme résistance ou condensateur dans un circuit (Reynolds & Topp, 2007; Topp *et al.*, 2007).

(3) Par rapport à la teneur en eau, il peut être plus intéressant de mesurer

l'énergie potentielle (ou le potentiel) d'un sol, puisqu'elle donne des informations directes quant aux forces agissant sur l'eau dans un sol et permet d'expliquer ses déplacements, ceux-ci se faisant dans le sens des potentiels totaux décroissants (Calvet, 2013; Girard *et al.*, 2011). L'énergie potentielle totale de l'eau d'un sol (potentiel hydrique, ψ) est définie comme la quantité de travail requis pour transporter, de façon isotherme et réversible, une quantité infinitésimale d'eau d'un réservoir de référence (eau pure à pression et élévation spécifiées) au système de sol considéré (Brown *et al.*, 2021; Reynolds & Topp, 2007). Il est la somme du potentiel gravitationnelle (ψ_g), du potentiel hydrostatique (ψ_h), du potentiel osmotique (ψ_o) et du potentiel matriciel (ψ_m), ce dernier correspondant aux forces de capillarité et d'adsorption permettant la rétention de l'eau sur les particules solides du sol (Girard *et al.*, 2011). Plus la teneur en eau d'un sol est faible, plus cette eau est fortement retenue par les particules solides, et plus son ψ_m est négatif et faible (Girard *et al.*, 2011). Dans un sol saturé où $\psi_h > 0$ et où $\psi_m = 0$, on peut mesurer ψ par un piézomètre (Livingston & Topp, 2007). Dans un sol non saturé où $\psi_h = 0$ et où ψ résulte principalement de ψ_m et ψ_g , on peut utiliser soit un tensiomètre quand $-0.08 \text{ MPa} \leq \psi_m \leq 0$, soit un psychromètre par thermocouple quand $\psi_m \leq -0.1 \text{ MPa}$ (Livingston & Topp, 2007). Alternativement, le bloc de résistance fournit un estimé du ψ_m dans les sols relativement secs caractérisés par $\psi_m \leq -0.05 \text{ MPa}$ (Livingston & Topp, 2007). Le potentiel osmotique peut être mesuré par la conductivité électrique corrigée pour la teneur en eau, ou par un psychromètre par thermocouple après avoir extrait l'eau des pores du sol (Reynolds & Topp, 2007).

(4) Pour établir la capacité de stockage pour l'eau du sol, on peut estimer ce qu'on appelle la teneur en eau à la capacité au champ (ϑ_{cc}), la teneur en eau

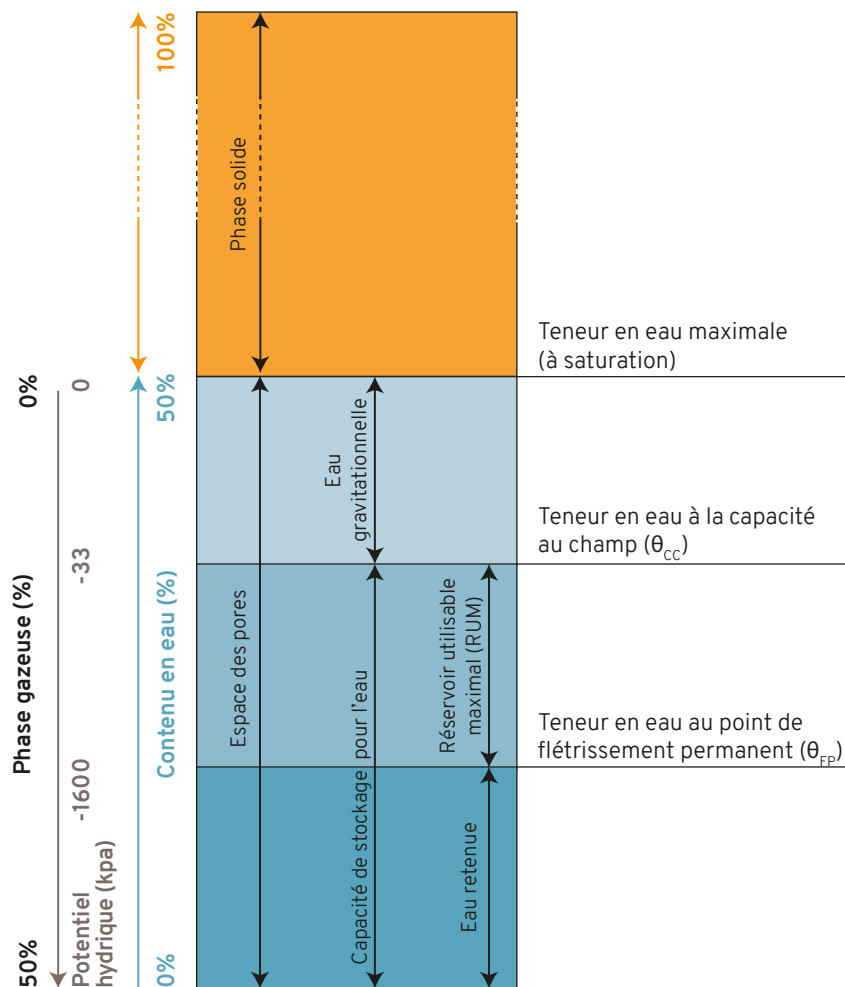


Figure 2.4. Comportement hydrique du sol caractérisé par quatre niveaux d'humidité (modifié d'après Duchaufour, 2001; Baize & Jabiol, 2011; Moebius-Clune *et al.*, 2016 et Brown *et al.*, 2021)

Le sol « idéal » est constitué, en volume, de 50% de phase solide (matières minérales et organiques), 25% de phase liquide (solution du sol) et 25% de phase gazeuse. La phase liquide et la phase gazeuse sont plus dynamiques que la phase solide. Ainsi, la phase liquide varie entre quatre niveaux d'humidité : la **teneur en eau maximale**, correspondant à la quantité d'eau maximale, quand elle occupe la totalité de l'espace des pores, le sol étant alors saturé en eau ou engorgé; la **teneur en eau à la capacité au champ**, correspondant à la quantité d'eau restant dans le sol quand l'eau libre de la macroporosité (pores > 50 µm) a drainé par force gravitationnelle; la **teneur en eau au point de flétrissement permanent**, correspondant à la quantité d'eau liée au sol, retenue très énergiquement par une porosité très fine (pores < 0.2 µm); et la **teneur en eau < 1%** (en cas de sécheresse extrême).

au point de flétrissement permanent (θ_{fp}) et le réservoir utilisable maximal (RUM) (Figure 2.4). θ_{cc} correspond au volume d'eau retenue par capillarité et adsorption après ressuyage spontané lorsque l'eau gravitationnelle, non utilisable par les plantes et les microorganismes, a drainé (θ_{cc} correspond à l'eau

des pores fins < ~50 µm; Duchaufour, 2001; Gregory, 2006; Moebius-Clune *et al.*, 2016; Brown *et al.*, 2021). θ_{fp} correspond à l'eau liée qui n'est pas absorbable par les racines, retenue très énergiquement par une porosité très fine (pores < 0.2 µm; Duchaufour, 2001; Baize & Jabiol, 2011; Moebius-Clune

et al., 2016). Le RUM, défini par la différence entre θ_{cc} et θ_{fp} , correspond au réservoir d'eau disponible et absorbable par les racines (Baize & Jabiol, 2011; Moebius-Clune *et al.*, 2016). C'est pourquoi on estime le RUM dans un volume de sol colonisé par les racines, ce qui implique de déterminer la profondeur d'enracinement maximale (Baize & Jabiol, 2011). Le RUM est faible pour les sols sableux (caractérisés par des larges pores et moins de matière organique), et maximal pour les sols limoneux (Duchaufour, 2001; Moebius-Clune *et al.*, 2016).

Pour estimer θ_{cc} et θ_{fp} , on peut d'abord utiliser soit des moyennes établies par classes texturales, soit des équations mathématiques appelées « fonctions de pédotransfert » établies à partir de la composition granulométrique et de la teneur en matière organique (Baize & Jabiol, 2011; Calvet, 2013). Ces moyennes et ces équations ne sont valables que pour la station où elles sont établies et ne sont pas généralisables (Baize & Jabiol, 2011). Également, θ_{cc} peut être estimée sur le terrain en mesurant l'humidité lors d'un prélèvement hivernal une dizaine d'heures après une pluie, ou en mesurant l'humidité pondérale sur plusieurs années à différentes profondeurs et en constatant que des valeurs se reproduisent régulièrement (méthode des paliers) (Baize & Jabiol, 2011). La RUM est alors calculé comme étant la moitié ou le tiers de θ_{cc} selon la texture du sol (Baize & Jabiol, 2011). Enfin, θ_{cc} et θ_{fp} peuvent être estimées au laboratoire, en mesurant la teneur en eau d'échantillons mouillés à saturation et soumis dans des chambres de pressions à une contrainte de 10 kPa et 1600 kPa, respectivement (Duchaufour, 2001; Baize & Jabiol, 2011; Moebius-Clune *et al.*, 2016).

(5) Finalement, on peut estimer le bilan hydrique, c'est-à-dire l'équilibre entre les flux d'entrée d'eau (précipitations, irrigation, montée capillaire, fluctuation de la nappe phréatique) et

les flux de sortie (évaporation, absorption des racines, percolation profonde, ruissellement et autre flux latéral) (Duchaufour, 2001; Calvet, 2013; Brown *et al.*, 2021). À ce titre, il peut être intéressant d'estimer le taux d'infiltration, c'est-à-dire la vitesse d'entrée d'eau dans les sols, et le taux de percolation, c'est-à-dire la vitesse de drainage et de redistribution d'eau dans les sols (Scharenbroch & Smiley, 2021). Pour mesurer le taux d'infiltration, une méthode simple est d'enfoncer légèrement un anneau métallique dans le sol,

de le remplir avec 2.5 à 15 cm d'eau et de mesurer le temps d'infiltration de l'eau dans le sol (Scharenbroch & Smiley, 2021; USDA, 1999). Le taux de percolation est déterminé en creusant un trou, en le remplissant d'eau et en mesurant le temps de percolation de l'eau (Scharenbroch & Smiley, 2021). Les taux d'infiltration et de percolation sont plus élevés dans les sols sableux que dans les sols argileux et loameux, et plus élevés dans les sols poreux que dans les sols compacts (Scharenbroch & Smiley, 2021). En particulier, la

percolation est liée à la direction et à la discontinuité des larges pores (Duchaufour, 2001). De plus, la percolation est distincte entre les horizons humifères de surface et les horizons minéraux sous-jacents (Duchaufour, 2001). Pour finir, on peut décrire la variation temporelle de la teneur en eau de la couche de surface du sol, afin de définir le régime hydrique du sol, suivant une classification comme celle de l'USDA (Calvet, 2013).

2.4. Propriétés chimiques

Afin d'assurer la nutrition des plantes, il est essentiel d'évaluer la fertilité du sol (cf. 2.4.a), ainsi que son pH (cf. 2.4.b), celui-ci affectant la disponibilité des nutriments pour les plantes.

De plus, l'urbanisation et les activités urbaines modifient les propriétés chimiques des sols en apportant des éléments en excès (cf. 2.4.c) et des contaminants (cf. 2.4.d), qui peuvent impacter la santé des plantes et des humains.

a. Nutriments et fertilité



La fertilité d'un sol correspond à sa capacité à fournir des nutriments (cf. Tableau 1.1) pour la croissance des plantes (Whalen *et al.*, 2021). Ces nutriments peuvent se trouver dans les sols soit sous formes de cations ou d'anions assimilables (immédiatement disponibles pour les plantes), solubles ou échangeables, soit sous formes de réserves organiques ou minérales, stables ou mobilisables (c'est-à-dire pouvant se transformer rapidement en formes assimilables) (Duchaufour, 2001). Les nutriments alternent entre ces différentes formes par différents processus physico-chimiques et biologiques (Figure 2.5). Jouant un rôle essentiel dans ces changements de

formes, les particules fines ($< 2 \mu\text{m}$) organiques et minérales de la phase solide du sol constituent ce qu'on appelle les colloïdes du sol ou complexe organo-minéral (Duchaufour, 2001; Kumaragamage *et al.*, 2021). Caractérisés par leur grande surface spécifique (surface par unité de masse) et leurs charges électriques, les colloïdes ont une large surface de contact avec la solution du sol et peuvent facilement adsorber les formes ioniques des nutriments (Kumaragamage *et al.*, 2021). Ils influencent ainsi les échanges entre les ions échangeables qu'ils ont adsorbés et les ions solubles de la solution du sol, et régissent la fertilité du sol (Duchaufour, 2001).

Les surfaces des colloïdes minéraux et organiques étant généralement de charges négatives, ils repoussent les anions (lixiviation), alors qu'ils retiennent les cations. La quantité de cations qu'ils peuvent adsorber de manière échangeable correspond à la capacité d'échange cationique (CEC, en $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$). À côté, les colloïdes minéraux à charges positives (par ex., oxy-hydroxydes aux pH faibles) retiennent, de la même façon, les anions (PO_4^{3-} , SO_4^{2-}), générant la capacité d'échange d'anions, moins élevée que la CEC (Duchaufour, 2001; Kumaragamage *et al.*, 2021).

La fertilité inhérente du sol dépend ainsi de quatre facteurs principaux: le matériel parental (source de minéraux), la végétation (source de composés organiques), les microorganismes (minéralisation de la matière organique, fixation d'N atmosphérique, association mycorhizienne, utilisation des exsudats racinaires) et les conditions climatiques et pédologiques (influence de la température, de l'humidité, de l'oxygénation et du pH sur ces processus) (Berg & McClaugherty, 2020; Gregory, 2006; Schulze *et al.*, 2019; Whalen *et al.*, 2021). Plus spécifiquement, la disponibilité des éléments pour les plantes dépend, outre de la forme, de la nature et de la teneur de l'élément dans les sols, du pH, de la concentration en oxygène, et de la synergie ou l'antagonisme entre les éléments (Kumaragamage *et al.*, 2021; Rietra *et al.*, 2017; Whalen *et al.*, 2021).

Les sols urbains présentant une forte hétérogénéité spatiale et temporelle, en particulier due à la parcellisation, les nutriments peuvent être en quantité déficiente, suffisante ou excessive selon le nutriment et la plante considérés. De nombreuses interventions humaines en milieu urbain modifient les cycles des nutriments et engendrent des **déficiences en nutriments**: imperméabilisation du sol (béton, asphalte, gravier)

empêchant l'intégration des litières et des dépôts atmosphériques; mise en place de conditions peu propices à la productivité des plantes (par ex., volume d'enracinement restreint); création de sols sans matériel parental qui aurait libéré des nutriments par altération; utilisation de gravats de construction créant un déséquilibre ionique lorsqu'ils s'altèrent; compaction restreignant les flux vertical et latéral

d'eau et le mouvement concomitant des nutriments; ramassage des litières de feuilles réduisant la quantité de matière organique; et réduction de matière organique restreignant la quantité et l'activité des microorganismes du sol (Craul, 1985, 1991; Craul & Craul, 2006).

À l'opposé, les **excès de nutriments** résultent des sous-produits de la décomposition ou de l'altération de

contaminants anthropiques, de dépôts atmosphériques et de nourriture (Craul, 1985; Yang & Zhang, 2015; Zhu *et al.*, 2018). La quantité excessive des micronutriments peut entraîner la toxicité, ce qui sera discuté dans le paragraphe sur la toxicité (cf. 2.4.d). La toxicité est néanmoins peu commune pour les macronutriments comme N, P, K, Ca, Mg et S (transport actif régulé) (Whalen *et al.*, 2021). Les excès

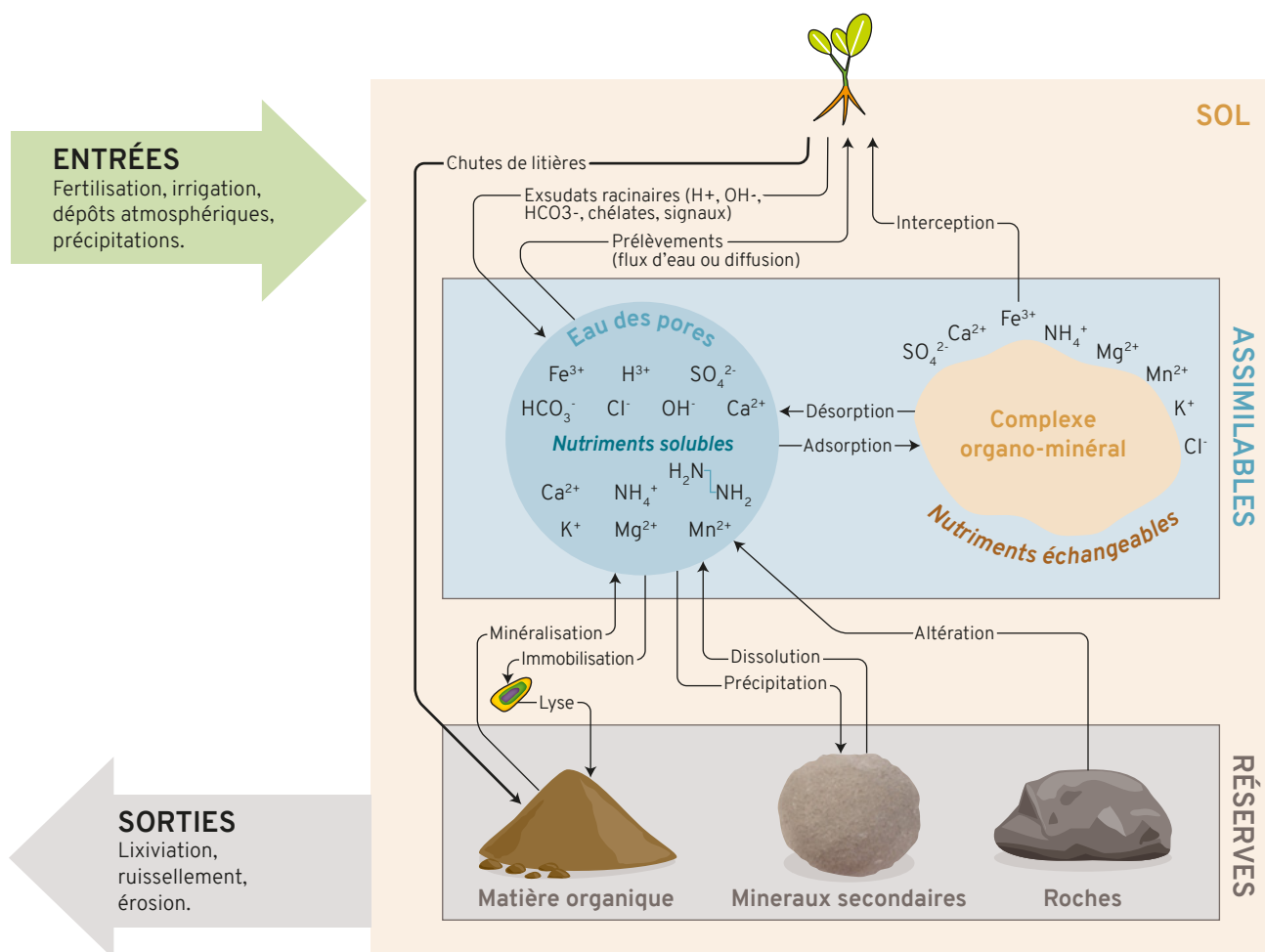


Figure 2.5. Formes des nutriments et processus physico-chimiques et biologiques gouvernant les changements de formes dans les sols (modifié d'après Pallardy, 2008; Kumaragamage *et al.*, 2021 et Whalen *et al.*, 2021).

Dans les sols, les formes assimilables solubles sont en équilibre avec les formes assimilables échangeables par des processus de désorption et d'adsorption. Les formes assimilables sont générées à partir des réserves du sol par altération physico-chimique des roches, par dissolution des minéraux secondaires, et par décomposition (fragmentation, dépolymérisation, minéralisation, solubilisation) de la matière organique issue des plantes, des organismes fixateurs d'N atmosphérique et des autres organismes vivants. Les formes assimilables proviennent aussi directement des plantes et de l'atmosphère (par excrétion des exsudats racinaires et par infiltration des précipitations qui ont entraîné avec elles des nutriments du feuillage), ainsi que des apports de fertilisants et d'eau d'irrigation. À l'inverse, les formes assimilables peuvent précipiter sous forme de minéraux secondaires, sortir de la zone d'enracinement par lixiviation (notamment les ions négatifs), ruissellement ou érosion, être immobilisées par les microorganismes ou être absorbées par les racines des plantes.

de ceux-ci seront considérés dans le paragraphe sur la salinité et sodicité (cf. 2.4.c).

Pour détecter les carences en nutriments, on peut d'abord effectuer une **évaluation visuelle** des plantes (Scharenbroch & Smiley, 2021). Les plantes avec des déficiences ou des déséquilibres montrent des symptômes comme la chlorose (jaunissement des feuilles), un feuillage pauvre en couleur, peu dense ou en dépérissement, une faible densité de fleurs ou d'inflorescence, un avortement des graines, un retard de croissance, ou une faible résistance des tiges aux intempéries (Craul, 1982; Scharenbroch & Smiley, 2021; Whalen *et al.*, 2021). Plus spécifiquement, les symptômes détectés sur les feuilles plus âgées ou inférieures indiquent plutôt un problème des nutriments mobiles (facilement transloqués)

comme N, P, K, Ni, Mg ou Cl, tandis que les symptômes sur les feuilles plus jeunes sont plutôt associés aux nutriments immobiles, comme Ca, S, Fe, Mn, Zn, B ou Cu (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Afin de confirmer les déficiences en nutriments, on peut collecter et **analyser au laboratoire** des échantillons des plantes (entières ou tissus spécifiques) ou des sols. À ce propos, il peut être utile de comparer des échantillons associés à des plantes présentant des symptômes à d'autres associés à des plantes sans symptômes (Scharenbroch & Smiley, 2021; Whalen *et al.*, 2021). Quant à l'interprétation des analyses et des recommandations, il faut considérer les besoins spécifiques en nutriments des espèces (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Utilisé pour les sols agricoles, le test de fertilité des sols est une méthode permettant de déterminer si un sol contient suffisamment de nutriments pour rencontrer les besoins d'une plante annuelle durant sa vie (une saison de croissance), ou d'une plante pérenne pour son établissement et sa production (plusieurs saisons de croissance). Il permet ainsi d'évaluer la nécessité d'approvisionner un sol en nutriments (Whalen *et al.*, 2021). Pour ce faire, on analyse les différentes formes des nutriments, assimilables ou non, les conditions environnementales influençant ces processus, et les besoins des plantes (Whalen *et al.*, 2021).

 **(6) Évaluer la qualité du sol :** les teneurs en nutriments, par évaluation visuelle des plantes (d'après les descriptions de Barker & Pilbeam, 2006; et Craul, 1982) et par analyse chimique des sols (d'après les données de Amacher *et al.*, 2007; Damas & Coulon, 2016; Horneck *et al.*, 2011; et Li *et al.*, 2013).

Pour chaque nutriment, on peut observer les symptômes de déficiences chez les plantes ou estimer des indicateurs de la teneur en nutriments dans les sols. On peut aussi noter qu'une capacité d'échange cationique est optimale quand > 40 méq.100g⁻¹, et trop faible quand < 12 méq.100g⁻¹ (Damas & Coulon, 2016).

Nutriment	Symptômes de déficience chez les plantes	Indicateur du sol (mg.g ⁻¹)	Valeurs optimales	Conditions limitantes
N	Plante et feuillage rabougris, feuillage vert clair ou jaune pâle uniforme.	N _{total}	10-20	< 2
		N _{assimilable}	0.05-0.1	
P	Plante rabougrie, feuilles pouvant virer au gris ou bleuâtre (par ex., <i>Picea</i> sp., <i>Larix</i> sp.), au violet ou rouge (par ex., <i>Pinus</i> sp.), ou au vert foncé ou rougeâtre (par ex., <i>Quercus</i> sp.).	P _{assimilable} [Bray I, sols acides]	0.04-0.1	> 0.1 ou < 0.02
		P _{assimilable} [Olsen, sols alcalins]	0.025-0.05	> 0.05 ou < 0.01
K	Feuillage âgé présentant des symptômes chlorotiques (jaunissement) et nécrotiques (brunissement) sous forme de petites rayures, chute du feuillage.	K _{assimilable}	0.25-0.8	< 0.15 ou > 0.8
Mg	Chlorose des feuilles plus âgées, d'apparence marbrée ou à chevrons, voire nécrose (des pointes d'aiguilles chez les conifères) ou chute du feuillage.	Mg _{assimilable}	> 0.3	< 0.06
Ca	Déficience en Ca rare. Parties supérieures de la pousse jaune-vert, et parties supérieures vert foncé.	Ca _{assimilable}	> 1	< 0.1
S	Plantes rabougries, chlorose (jaunissement) avec rayures ou marbrures des feuilles jeunes. Possiblement, feuillage pourpre-rougeâtre (chez <i>Brassica</i> sp.) et floraison blanche (chez <i>Brassica napus</i>).	S _{assimilable} [Sulfate]	> 0.02	< 0.002

b. pH



Le pH du sol correspond à l'activité des protons H^+ dans le sol ($pH = -\log[H^+]$) et indique si celui-ci est neutre ($pH=7$), acide ($pH<7$) ou alcalin ($pH>7$) (Kumaragamage *et al.*, 2021). Les ions H^+ en solution étant en équilibre avec ceux du complexe organo-minéral, on distingue le pH actuel mesuré sur les ions H^+ libres en solution («acidité active») du pH potentiel qui tient compte des ions H^+ échangeables présents sur le complexe organo-minéral («acidité de réserve»; Girard *et al.*, 2011;

Kumaragamage *et al.*, 2021). Les H^+ échangeables peuvent donc participer à maintenir le pH de la solution du sol (tampon produit par le complexe organo-minéral) en cas d'ajout de composés acides ou basiques (par ex., fertilisant). Ainsi, l'équilibre entre H^+ libres et H^+ échangeables résulte des caractéristiques du complexe organo-minéral et donc du sol (Girard *et al.*, 2011).

Facteurs affectant le pH

Les sols urbains sont souvent faiblement à fortement alcalins, à cause des déchets de construction, tels que le béton et le ciment, et de l'eau d'irrigation

alcaline (Scharenbroch & Smiley, 2021; Yang & Zhang, 2015). Plus généralement, le pH du sol dépend de la matière organique, du matériel parental et des dépôts atmosphériques. Les sols dérivés de granite sont acides, tandis que les sols dérivés de carbonates de Ca ou Mg (comme le calcaire ou la dolomie) ou les sols riches en Na sont alcalins (Scharenbroch & Smiley, 2021; Kumaragamage *et al.*, 2021). Les dépôts atmosphériques humides (pluie, neige, brouillard) ou secs (particules organiques et inorganiques) peuvent aussi être à l'origine de substances chimiques acidifiantes, par ex., le CO_2 (Girard *et al.*, 2011; Calvet, 2013). Ainsi, les sites ayant de faibles précipitations sont plutôt alcalins, tandis que les sites ayant des fortes pluies (dont le pH est environ 5.6) entraînant une lixiviation élevée sont plutôt acides (Scharenbroch & Smiley, 2021; Kumaragamage *et al.*, 2021).

De plus, la minéralisation de l'azote organique, la lixiviation (des cations basiques et des nitrates), l'absorption des nutriments par les racines, ou les réactions d'oxydo-réduction (du fer, du manganèse ou du soufre) sont des mécanismes physico-chimiques ou biologiques qui peuvent générer la production ou la consommation d'un ion H^+ (Girard *et al.*, 2011; Calvet, 2013; Kumaragamage *et al.*, 2021). En particulier, les cations Al^{3+} en solution dissocient leur molécule d'eau d'hydratation, ce qui produit des ions H^+ (Calvet, 2013). L'application d'engrais tels que l'urée et l'ammoniaque anhydre peut aussi acidifier les sols (Kumaragamage *et al.*, 2021). Enfin, le pH fluctue avec les variations saisonnières intra-annuelles (variations de l'activité biologique, de la teneur en eau, etc.), et

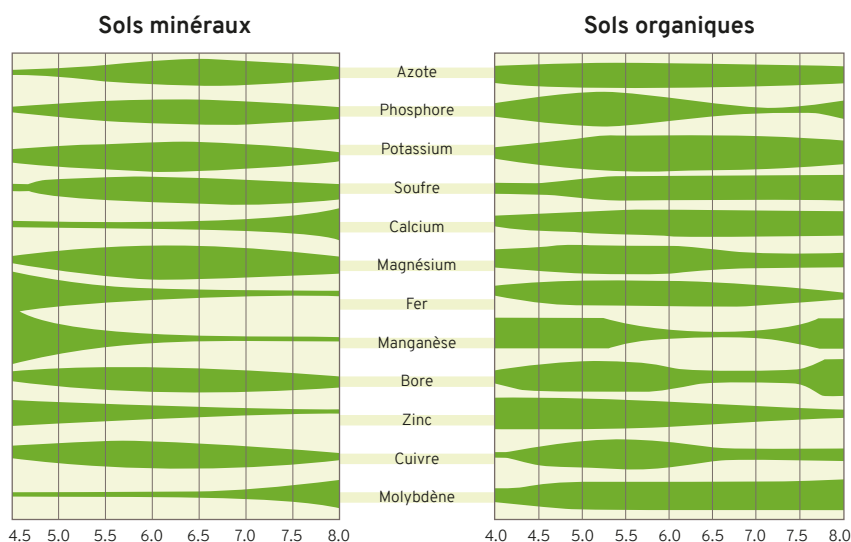


Figure 2.6. Disponibilité des nutriments dans les sols minéraux et organiques influencés par le pH du sol (d'après Kumaragamage *et al.*, 2021).

La plupart des éléments ont une solubilité plus importante **aux pH neutres**. D'autres sont plus solubles **aux pH acides**, comme Al, Mn, Fe, Cu, Ni et Zn (la plupart des éléments traces métalliques), dont certains sont potentiellement toxiques pour les plantes et dont certains peuvent réagir avec d'autres nutriments (Ca, Mo) et les rendre indisponibles. D'autres encore sont plus solubles **aux pH alcalins**, comme As, Mo, Se et Ca, qui peut réagir et rendre indisponibles d'autres nutriments (par ex., le phosphate) (Gregory, 2006; Girard *et al.*, 2011; Kumaragamage *et al.*, 2021; Scharenbroch & Smiley, 2021).



(7) Évaluer la qualité du sol : le pH (d'après les données de Damas & Coulon, 2016 et Scharenbroch & Smiley, 2021)
Les pH trop acides ou trop alcalins peuvent avoir des effets indésirables sur la qualité du sol et sur la croissance des plantes.

Indicateur	Valeurs optimales	Conditions limitantes
pH	6.5-7.5	< 5 ou > 8.5

plus lentement avec l'évolution de la couverture pédologique (processus d'altérations sur des centaines, voire des milliers d'années). Les effets de ces différents facteurs dépendent du pouvoir tampon du sol, c'est-à-dire de sa capacité à neutraliser les apports acidifiants (Girard *et al.*, 2011).

Conséquences du pH sur les sols

Le pH a de nombreuses incidences directes et indirectes sur les propriétés du sol (Girard *et al.*, 2011). En établissant des liaisons covalentes avec les minéraux argileux et surtout la matière organique (à la différence des autres cations), les ions H^+ diminuent les charges négatives à l'origine de la CEC (Girard *et al.*, 2011). C'est pourquoi une diminution de pH (acidification) affecte négativement la capacité d'échange cationique (CEC) effective (c'est-à-dire la CEC au pH du sol), ainsi que le taux de saturation (c'est-à-dire la proportion de la CEC occupée par les minéraux Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+), et la capacité à attirer les molécules d'eau (Girard *et al.*, 2011). Le pH modifie aussi l'équilibre entre les formes solubles (qui sont assimilables) et insolubles (Figure 2.6). De plus, le pH influence les mécanismes d'absorption des racines et la solidité de la structure du sol (Girard *et al.*, 2011). Le pH joue ainsi un rôle essentiel à l'égard de la nutrition des plantes (Duchaufour, 2001).

Évaluation sur le terrain

Préalablement au laboratoire, le pH peut être mesuré selon plusieurs méthodes, d'où l'importance de préciser la méthode utilisée et de corréliser les mesures issues des différentes méthodes (FAO, 2006). Sur le terrain, le pH peut être estimé avec soit du papier indicateur de pH, soit du liquide indicateur de pH (e.g., Hellige-Truog), ou soit un pH-mètre à électrodes en verre portable (FAO, 2006; Scharenbroch & Smiley, 2021). Pour déterminer si un sol est calcaire, et donc alcalin et hautement résistant au changement de

pH (pouvoir tampon), on peut appliquer quelques gouttes d'un acide doux (comme le vinaigre de nettoyage), et voir si cela provoque un pétilllement (effervescence, en cas de sol calcaire; Scharenbroch & Smiley, 2021). De plus, notons que certains symptômes des plantes expriment leur sensibilité aux limitations de nutriments et peuvent refléter le pH du sol (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Évaluation au laboratoire

La mesure du pH à l'aide d'un pH-mètre à électrodes se fait sur un mélange du sol dans une matrice aqueuse (Duchaufour, 2001; Hendershot *et al.*, 2007). Comme matrice aqueuse, le pH peut être mesuré dans l'eau: ce pH correspond à celui de la solution du sol. Pour ce faire, il faut veiller à garder un ratio sol/ solution faible (par ex., 1/ 1) afin de limiter les effets du degré de dilution sur le pH (Duchaufour, 2001; Hendershot *et al.*, 2007). On peut aussi mesurer le pH dans une solution saline de $CaCl_2$ ou KCl, ce qui va prendre en compte des ions H^+ échangeables, et donc diminuer le pH d'environ 0.5 (Duchaufour, 2001; FAO, 2006; Hendershot *et al.*, 2007). D'après Hendershot *et al.* (2007), une mesure dans $CaCl_2$ 0.01M est moins dépendante de la fertilisation du sol, du degré de dilution, de la concentration en sels, et du séchage et stockage du sol qu'une mesure dans l'eau.

c. Salinité et sodicité

La salinité du sol correspond à la concentration en sels minéraux dissous dans la solution du sol, incluant les cations Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ , et les anions Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} et NO_3^- (Kumaragamage *et al.*, 2021). La sodicité, reliée à la salinité, réfère spécifiquement à la concentration de Na^+ par rapport à celles de Ca^{2+} et Mg^{2+} dans la solution de sol (Kumaragamage *et al.*, 2021). On parle de sol salin lorsqu'il y a salinisation, c'est-à-dire accumulation des sels dans le sol, et de sol sodique

lorsqu'il y a concentration excessive en Na^+ (Moebius-Clune *et al.*, 2016; Kumaragamage *et al.*, 2021).

Causes

L'accumulation de sels dans les sols a plusieurs causes, naturelles ou anthropiques (Figure 2.7; Kumaragamage *et al.*, 2021). D'abord, elle peut provenir de l'altération de la roche sous-jacente (Calvet, 2013). Elle peut aussi provenir de déposition atmosphérique et d'apport d'eaux chargées en sels minéraux, telles que l'eau marine dans les zones côtières (Calvet, 2013; Kumaragamage *et al.*, 2021). Par ex., dans les prairies et les plaines boréales canadiennes, les sels sont principalement des sulfates de calcium et de magnésium (sels de gypse et d'Epsom) dérivés de l'évaporation des eaux souterraines salines rejetées par le substrat rocheux sous le till glaciaire (Kumaragamage *et al.*, 2021). Enfin, l'accumulation de sels peut être issue d'eaux saumâtres utilisées pour irriguer, de sels de déglacage, ou de fertilisants synthétiques et organiques d'origine agro-industrielle (fumier, compost, biosolides, etc.) (Calvet, 2013; Kumaragamage *et al.*, 2021; Scharenbroch & Smiley, 2021).

Conséquences

Les concentrations élevées en sels peuvent provoquer la formation de minéraux résultant de l'évaporation de l'eau et de la cristallisation des sels dissous, ce qui peut faire apparaître une croûte blanche en surface du sol (Figure 2.7; Calvet, 2013; Kumaragamage *et al.*, 2021). Au niveau de la structure du sol, les concentrations élevées en sels promeuvent la floculation (l'agrégation) des colloïdes du sol. Au contraire, les concentrations élevées en Na^+ dans les sols sodiques neutralisent les forces électrostatiques et génèrent le gonflement et la dispersion des colloïdes ou des argiles, d'autant plus si les ions monovalents du complexe organo-minéral sont hydratés; et le pH élevé disperse également la matière organique du sol (par ex., les Black Solonetz; Kumaragamage

et al., 2021). En conséquence, les particules de sol dispersées bloquent les pores, réduisent la perméabilité et l'infiltration et augmentent l'érosion, ce qui conduit, pendant les événements d'irrigation, de pluie et de fonte des neiges, à des conditions de saturation et d'anaérobie en surface du sol (Kumaragamage et al., 2021).

Au niveau des plantes, les concentrations élevées en sels, en plus des effets indirects via la structure du sol, peuvent réduire directement leur croissance par des effets phytotoxiques: (1) incapacité des racines à absorber l'eau par des mécanismes osmotiques à cause de l'abaissement du potentiel osmotique de la solution du sol par les sels (et ce, même si la teneur en eau est suffisante, on parle alors de sécheresse physiologique); (2) inhibition de la croissance par la pression osmotique intracellulaire élevée suite à l'absorption de sels; et (3) toxicité propre à certains éléments chimiques en quantité excessive (chlorure issu du NaCl) (Calvet, 2013; Moebius-Clune et al., 2016; Kumaragamage et al., 2021). L'effet osmotique des sels rendent aussi les microorganismes du sol incapables d'obtenir de l'eau (Kumaragamage et al., 2021). La salinisation amène ainsi à la dégradation des terres, à la désertification des écosystèmes secs, et à la réduction des terres cultivées (Kumaragamage et al., 2021).

Les concentrations élevées en sels et en sodium sont un problème commun pour les arbres en milieu urbain (Scharenbroch & Smiley, 2021). Ces problèmes sont particulièrement présents dans les zones côtières, dans les zones à faibles drainages, dans les climats froids (à cause des sels de déglacage) et dans les zones à climats arides et chauds (à cause de la faible lixiviation, de la remontée d'eau et de sels par capillarité, de la forte évaporation et de l'irrigation par des eaux salées) (Calvet, 2013; Scharenbroch & Smiley, 2021).

Évaluation sur le terrain

Pour évaluer la concentration en sels dans les sols, plusieurs observations peuvent être effectuées sur le terrain au niveau du sol (croûtes de sel à la surface du sol, perte d'agrégation du sol, réduction de l'infiltration d'eau menant à la formation de mares à la surface) ou au niveau des plantes, les symptômes ressemblant à ceux du stress hydrique (flétrissement, brunissement, nécrose des feuilles et des racines, chute des feuilles, retard de croissance, balai de sorcière) (Moebius-Clune et al., 2016; Scharenbroch & Smiley, 2021).

Évaluation au laboratoire

Pour obtenir plus de précision, au laboratoire, la méthode la plus simple, rapide, fiable et peu coûteuse consiste à mesurer la conductivité électrique,

proportionnelle à la concentration en sels, sur un extrait de pâte saturée (extrait de la phase liquide d'une pâte faite en mélangeant le matériau terreux avec de l'eau à saturation), avec un conductimètre électrique (Scharenbroch & Smiley, 2021). Pour le sodium qui est particulièrement problématique, on peut réaliser une analyse spécifique des sels en laboratoire, et déterminer des indices comme le rapport de sodium adsorbé (*sodium adsorption ratio*, SAR) ou le pourcentage de sodium échangeable (*exchangeable sodium percentage*, ESP) (Scharenbroch & Smiley, 2021). Comme le complexe organo-minéral est saturé par des cations alcalino-terreux, principalement des cations Ca^{2+} , l'indice SAR rapporte souvent la proportion de Na^+ à celle du Ca^{2+} :

$$\text{SAR} = [\text{Na}^+]_s / [\text{Ca}^{2+}]_s^{1/2}$$

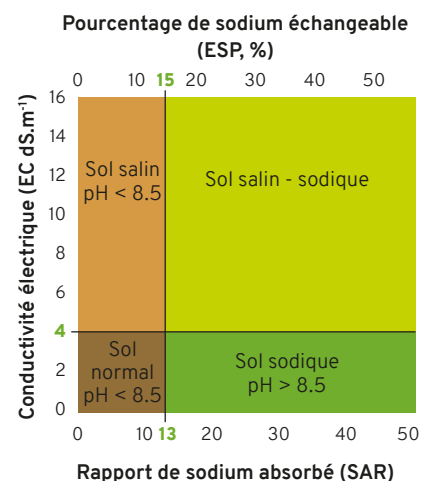
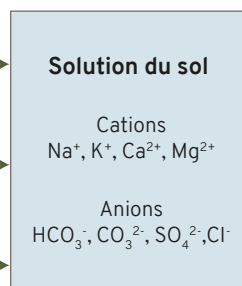


Figure 2.8. Classification des sols affectés par les sels (d'après Kumaragamage et al., 2021).

Les **sols salins** ont des concentrations en sels élevées ($\text{EC} > 4 \text{ dS.m}^{-1}$) mais de faibles concentrations en Na^+ ($\text{SAR} < 13$; $\text{ESP} < 15\%$), et ont un $\text{pH} < 8.5$. Les **sols sodiques** ont de faibles concentrations en sels ($\text{EC} < 4 \text{ dS.m}^{-1}$) mais des concentrations élevées en Na^+ ($\text{SAR} > 13$; $\text{ESP} > 15\%$), et ont un $\text{pH} > 8.5$ à cause de l'hydrolyse de Na_2CO_3 . Les **sols salins - sodiques** ont des concentrations élevées en sels ($\text{EC} > 4 \text{ dS.m}^{-1}$) et en Na^+ ($\text{SAR} > 13$; $\text{ESP} > 15\%$).

CAUSES

- Roche sous-jacente → Altération →
- Atmosphère et eaux salées → Dépôt →
- Sels de déglacage, eaux d'irrigation, fertilisants → Apport →



CONSÉQUENCES

- Précipitation - Cristallisation → Minéraux néoformés ●
- Flucculation - Dispersion → Argiles, colloïdes composés organiques ●
- Sécheresse physiologique - Toxicité → Plantes et microorganismes ●

Figure 2.7. Causes et conséquences des concentrations élevées en sels dans les sols (modifié d'après Calvet, 2013).

Où parfois, l'indice SAR est rapporté à la moyenne entre Ca^{2+} et Mg^{2+} :

$$\text{SAR} = [\text{Na}^+]_s / (0.5 \times ([\text{Ca}^{2+}]_s + [\text{Mg}^{2+}]_s))^{1/2}$$

Où $[\text{Na}^+]_s$, $[\text{Ca}^{2+}]_s$ et $[\text{Mg}^{2+}]_s$ sont respectivement les concentrations en Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} solubles dans la phase liquide du sol (extrait de pâte saturée). L'indice ESP correspond à:

$$\text{ESP} (\%) = [\text{Na}^+]_e \times 100 / \text{CEC}$$

Où $[\text{Na}^+]_e$ est la concentration en Na^+ échangeable, et CEC est la capacité d'échange cationique (Calvet, 2013; Kumaragamage *et al.*, 2021). Ainsi, on distingue différents types de sols (voir Figure 2.8).

d. Toxicité des contaminants chimiques

On parle de contamination chimique lorsqu'un élément ou un composé se trouve à des concentrations supérieures à celles présentes naturellement. Cela résulte généralement d'un apport anthropique qui s'est rajouté à l'apport naturel (Calvet, 2013). Dans les sols, ces contaminants chimiques, au-delà d'un certain seuil, peuvent engendrer des effets toxiques (c'est-à-dire la morbidité ou la mortalité) sur les plantes, ainsi que sur toute la chaîne trophique alimentée par ces plantes et ces sols (Brusseau *et al.*, 2019; Menefee & Hettiarachchi, 2018). Quant à la santé humaine, les effets des contaminants des sols peuvent être directs, via leur ingestion (généralement involontaire), leur inhalation ou leur contact (Abrahams, 2002; Oliver, 1997). Les contaminants des sols ont aussi des effets indirects en impactant la qualité d'air, d'eau et de plantes qui seront inhalés ou ingérés (Abrahams, 2002). Les effets des contaminants chimiques sont d'autant plus toxiques qu'ils sont persistants et bioaccumulables dans l'environnement (Steffan *et al.*, 2018). Les milieux urbains, en concentrant les zones résidentielles, les activités industrielles et commerciales et la

circulation automobile, sont des hauts lieux de contaminations chimiques. Parmi les contaminants chimiques, on trouve des éléments inorganiques, des éléments radioactifs et des composés organiques (Brusseau *et al.*, 2019).

Éléments inorganiques

Les éléments inorganiques potentiellement toxiques incluent des éléments métalliques (Al, Cd, Cu, Pb, Hg, Cr, Ni et Zn) et des éléments non-métalliques (As, Se, B). Ce sont des éléments abondants (Fe, Al) ou des éléments traces (Cd, Cr, Zn, Pb, Hg, As, Se, B) (Abrahams, 2002; Ali *et al.*, 2013; Duchaufour, 2001; Girard *et al.*, 2011; Oliver, 1997; Yang *et al.*, 2006). La plupart de ces éléments sont non essentiels (Al, Cd, Pb, Hg, As) et deviennent toxiques au-delà d'un seuil de tolérance (Figure 2.9 A). Mais il y a aussi des micronutriments, essentiels (B, Cu, Zn, Mn, Fe), qui deviennent toxiques lorsqu'ils sont en quantité excessive (Figure 2.9 B). Par ex., les micronutriments B, Fe, Mn, Zn et Cu, peuvent endommager les cellules sensibles photosynthétiques des feuilles (Whalen *et al.*, 2021). Les plantes ont des mécanismes de défense pour contrôler l'absorption, l'accumulation et la translocation des micronutriments et des éléments non essentiels. Ceux-ci, retenus dans les cellules des

racines, sont détoxifiés par complexation avec des acides aminés, des acides organiques ou des peptides de liaison, ou sont séquestrés dans des vacuoles, ce qui empêche leur translocation vers les tissus foliaires sensibles (Gregory, 2006; Whalen *et al.*, 2021).

Les éléments inorganiques potentiellement toxiques sont naturellement présents dans les roches, et sont libérés par dissolution lors de leur altération. Ils peuvent donc se retrouver à faible concentration (qq mg.kg⁻¹) dans les sols, ce qui correspond au fond pédo-géochimique (Girard *et al.*, 2011; Calvet, 2013). Si leur concentration devient supérieure à celle du fond pédo-géochimique, cela indique soit une contamination du sol, soit la présence d'anomalies géochimiques à proximité (gisements miniers) (Calvet, 2013). On peut calculer le facteur d'enrichissement, c'est-à-dire le rapport de la teneur d'un élément dans un horizon sur sa teneur dans la roche mère: un facteur d'enrichissement supérieur à 2 peut signifier un apport anthropique et donc une contamination (Calvet, 2013).

En milieu urbain, ces éléments ont de nombreuses sources provenant du développement humain actuel ou passé (Li *et al.*, 2018; Yang & Zhang, 2015). Ces sources anthropiques incluent les déchets domestiques (ordures,

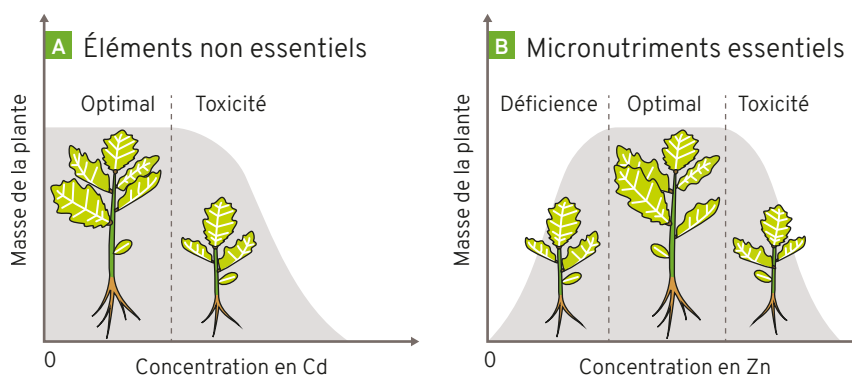


Figure 2.9. Effets toxiques d'une teneur excessive: (A) en éléments non essentiels (par ex., Cd), et (B) en micronutriments, essentiels (par ex., Zn) (d'après Schulze *et al.*, 2019)

résidus de combustion, peinture, engrais, boues d'épuration), les résidus industriels (exploitation minière, transformation, fabrication, centrales électriques, combustion du charbon et fumées), les activités agricoles (engrais phosphatés sources de Cd, et produits phytosanitaires sources de Cu) et le transport (utilisation de combustibles fossiles, par ex., l'essence au Pb; abrasion des pneus contenant du Zn) (Calvet, 2013; Steffan *et al.*, 2018; Yang & Zhang, 2015). Par ex., les éléments de platine (Pt), de palladium (Pd) et de rhodium (Rh), utilisés dans les catalyseurs d'échappement des automobiles, se retrouvent dans les sols urbains proches des routes (Yang & Zhang, 2015).

Éléments radioactifs

Les éléments radioactifs (radionucléides), incluant notamment l'uranium (U), le radium (Ra), le plutonium (Pu) et le radon (Rn), sont des atomes qui, lors de leur désintégration spontanée en différents isotopes, émettent un rayonnement (Brusseau *et al.*, 2019). Ce rayonnement peut endommager les tissus vivants et provoquer le développement de cancers (Brusseau *et al.*, 2019; Oliver, 1997; Steffan *et al.*, 2018). Outre les sources naturelles des sols, des roches et des minéraux, les éléments radioactifs proviennent de l'extraction et du traitement des combustibles nucléaires, de la production d'énergie nucléaire, du développement d'armes militaires et d'activités biomédicales et industrielles (Brusseau *et al.*, 2019).

Composés organiques

Les sols contiennent une grande diversité de composés organiques, d'origine naturelle ou anthropique (Calvet, 2013). Certains peuvent être toxiques pour les plantes et la santé humaine : ce sont principalement les pesticides (par ex., chlorpyrifos-éthyl, glyphosate, DDT, atrazine), les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les biphényles polychlorés, les naphtalènes polychlorés, les dioxines, ainsi que les produits pharmaceutiques et vétérinaires (par ex., antibiotiques) (Brusseau *et al.*, 2019; Calvet, 2013; Kumaragamage *et al.*, 2021; Steffan *et al.*, 2018; Yang & Zhang, 2015).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques peuvent être dégradés par des bactéries (Menefee & Hettiarachchi, 2018). Mais cela est plus difficile pour les composés organiques de synthèse (xénobiotiques) formés par l'insertion d'un halogène (Cl, F, Br) ou d'un atome non métallique multivalent (S, N) sur une molécule naturelle (Steffan *et al.*, 2018). Les microorganismes n'étant pas adaptés pour les métaboliser, ils sont très résistants à la décomposition et peuvent se bioaccumuler tout au long de la chaîne trophique, d'où leur nom de polluants organiques persistants (Steffan *et al.*, 2018).

Les composés organiques toxiques sont très présents dans les zones urbaines (Calvet, 2013; Li *et al.*, 2018). Ils proviennent des activités agricoles et industrielles, des déchets pharmaceutiques et électroniques, des émissions de véhicules motorisés, de la créosote, de la combustion du charbon et de la biomasse, et des incinérations de déchets (Li *et al.*, 2018; Steffan *et al.*, 2018; Yang & Zhang, 2015). Certains hydrocarbures peuvent aussi être émis par des processus naturels, tels que des feux de forêts et des éruptions volcaniques (Calvet, 2013).

Analyses

En raison des effets toxiques des contaminants chimiques sur la santé humaine, la faune, la flore et les microorganismes, il est essentiel d'analyser les sols au laboratoire pour déterminer leur teneur en contaminants (Menefee & Hettiarachchi, 2018; Yang & Zhang, 2015). Au préalable, il peut être utile d'étudier l'historique d'utilisation du site afin de cibler les contaminants potentiels à analyser. Au Québec, les valeurs de concentrations limites autorisées pour les contaminants sont présentées dans le guide d'intervention (<https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/index.htm>) du Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs, en accord avec la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, avec le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (Q-2, r. 37), et avec la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2). Ce guide visant essentiellement à préserver la santé humaine, il faut savoir que certains éléments comme Zn peuvent être toxiques pour les plantes à des niveaux inférieurs aux valeurs basées sur la santé humaine (Moebius-Clune *et al.*, 2016).

2.5. Propriétés biologiques

Les propriétés biologiques à analyser incluent les racines (cf. 2.5.a) et les organismes du sol (cf. 2.5.b).

a. Racines



Le système racinaire des plantes, de par ses interactions mutuelles avec les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol, est un bon indicateur de la fertilité du sol et de la profondeur d'enracinement maximale (c'est-à-dire la profondeur limite exploitable par les racines ou profondeur utile) (Baize & Jabiol, 2011; Day *et al.*, 2010; Gregory, 2006). En effet, la morphologie du système racinaire dépend des propriétés de la plante (espèce, stade de développement, physiologie) et des propriétés du sol, les racines préférant les transitions graduelles aux changements brusques et pénétrant les horizons peu compacts, non toxiques et non engorgés (Baize & Jabiol, 2011). En milieu urbain, la croissance du système racinaire est contrainte par la compaction, la contamination, l'élévation du pH, les matériaux anthropiques, le scellement et d'autres infrastructures urbaines, ainsi que par le climat relativement sec et chaud (Day *et al.*, 2010; Scharenbroch & Smiley, 2021). L'architecture racinaire y est moulée dans des formes complexes par la présence de murs, de pavages, d'obstructions souterraines, de tranchées de services

publics ou de fondations de bâtiments (Scharenbroch & Smiley, 2021). Les systèmes racinaires poussent donc rarement dans un cercle parfait autour de l'arbre, et peuvent être situés dans des profondeurs ou des directions difficiles à prévoir (Scharenbroch & Smiley, 2021).

L'étude du système racinaire peut s'effectuer, dépendamment du site d'intervention et des objectifs de l'échantillonnage, en creusant une fosse, en prélevant des carottes à la tarière (Figure 2.10.A) ou en excavant la totalité du système racinaire (Baize & Jabiol, 2011). Ensuite, il s'agit

de décrire le système racinaire quantitativement (abondance, diamètre, longueur, volume, masse) et qualitativement (profondeur, localisation, ramification, orientation, état sanitaire, forme, nature), pour aboutir éventuellement à une représentation spatiale (Baize & Jabiol, 2011). Afin d'estimer l'abondance et le diamètre des racines, on peut s'aider d'une grille constituée de fils de nylon croisés et appliquée à la surface de la fosse (Figure 2.10.B; FAO, 2006; Baize & Jabiol, 2011). Alternativement, plutôt que de décrire le système racinaire, on peut décrire les obstacles à son développement,

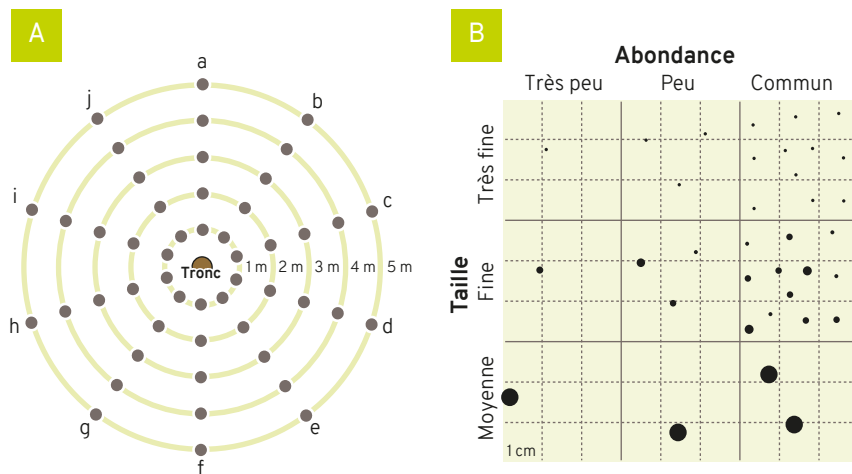


Figure 2.10. Échantillonnage des racines. (A) Exemple de répartition des prélèvements à la tarière autour d'un tronc d'arbre (d'après Weller, in Baize & Jabiol, 2011). (B) Grille pour estimer l'abondance et la taille des racines (très fine, < 0.5 mm; fine, 0.5-2 mm; moyenne, 2-5 mm; ou grossière, > 5 mm) (d'après FAO, 2006).



(8) Évaluer la qualité du sol: la profondeur utile (d'après les données de Urban, 2008)

Il est essentiel d'estimer la profondeur du sol (notamment dans le cas d'un espace vert à implanter dans le bâti, cf. 1.3.b) et de déterminer si elle sera suffisante pour permettre l'enracinement de la plante, cet enracinement étant très variable selon les espèces (Canadell *et al.*, 1996)

Indicateur	Végétation	Gamme idéale	Conditions limitantes
Profondeur utile, ayant des propriétés favorables à l'enracinement (horizons A-B) (en cm)	Herbacées	> 12	< 6
	Arbustes, vivaces	> 24	< 18
	Arbres	> 48	< 30

incluant ceux de nature physique (roche sous-jacente massive, horizon compact, abondance de cailloux et de pierres, discontinuité lithologique, cavité, encroûtement calcaire induré, horizon durci par un ciment ferrugineux), ceux de nature chimique (excès de CaCO_3 actif, aluminium échangeable toxique) ou encore ceux de nature hydrique (horizon engorgé, asphyxiant) (Baize & Jabiol, 2011).

Ainsi, la profondeur d'enracinement maximale peut être estimée de deux manières. Soit à partir des données sur les racines, notamment quand le solum supporte une végétation; dans ce cas on estime la profondeur d'enracinement effective des plantes présentes, bien qu'elle puisse différer des espèces végétales cibles (Baize & Jabiol, 2011). Soit à partir des données sur les obstacles, notamment quand le solum ne supporte pas de végétation ou quand l'espèce ou le stade de développement souhaité n'est pas présent; dans ce cas on évalue la profondeur des obstacles éventuels à l'enracinement (Baize & Jabiol, 2011).

b. Organismes du sol



Les organismes du sol, incluant les microorganismes et la faune du sol, jouent un rôle essentiel dans la décomposition des litières, le recyclage des nutriments, l'incorporation dans le sol de la matière organique et le développement des agrégats et de la structure du sol (Harris, 1991). De plus, les microorganismes, en formant des interactions mutualistes avec les plantes, participent à leur nutrition (Balestrini *et al.*, 2015). À côté des effets bénéfiques, les sols sont l'habitat de plusieurs espèces de pathogènes (helminthes, protozoaires, champignons, bactéries, virus et prions) dommageables à la santé humaine (Brevik, 2013; Li *et al.*, 2018; Steffan *et al.*, 2018). L'activité, la biomasse et la structure des communautés d'organismes du sol dépendent de la température, de l'humidité, de l'état d'oxygénation, du pH et de l'état nutritif du sol (Girard *et al.*, 2011). En milieu urbain, les communautés du sol sont affectées par la contamination, la compaction, la réduction de matière organique, l'élévation du pH et l'altération du microclimat (Craul, 1985; Yang & Zhang, 2015).

Microorganismes

Les microorganismes, dominants en termes de biomasse, incluent principalement les bactéries et les champignons (Balestrini *et al.*, 2015). **Les bactéries**, organismes procaryotes unicellulaires, s'adaptent rapidement aux nouveaux environnements (Basiliko *et al.*, 2021). Ayant différentes stratégies métaboliques (source d'ATP, d'électrons et de carbone), les bactéries peuvent être

hétérotrophes ou autotrophes (par ex., cyanobactéries), avoir une respiration anaérobie (sans oxygène) ou aérobie (avec oxygène), être symbiotiques ou non (Basiliko *et al.*, 2021). Par ex., les bactéries symbiotiques fixatrices d'N (principalement rhizobium avec les légumineuses, *Frankia* avec *Alnus*, *Nostoc*, *Anabaena*) s'associent avec les plantes dans les nodules racinaires et réduisent le N_2 atmosphérique en NH_3 (Prévost & Antoun, 2007).

Les champignons sont des organismes eucaryotes, unicellulaires ou pluricellulaires, hétérotrophes, aérobies, symbiotiques ou non (Basiliko *et al.*, 2021). Parmi les symbioses, les champignons mycorhiziens s'associent spécifiquement avec les racines des plantes de façon à augmenter l'apport en eau et en nutriments (Basiliko *et al.*, 2021; Dalpé & Hamel, 2007). On distingue :

- les ectomycorhizes, qui entourent les couches externes des cellules des racines des plantes, et qui sont associées aux Basidiomycota et Ascomycota;
- les mycorhizes à arbuscules, qui s'étendent à travers les parois cellulaires du cortex racinaire, qui sont des symbiotes obligatoires (ne pouvant vivre sans leur plante hôte), et qui sont associées aux Glomeromycota; et
- les mycorhizes éricoïdes associées aux Ascomycota et aux plantes de la famille des Éricacées (Balestrini *et al.*, 2015; Basiliko *et al.*, 2021; Dalpé & Hamel, 2007).



(9) **Évaluer la qualité du sol**: la respiration microbienne (d'après les données de Scharenbroch & Smiley, 2021)
La respiration microbienne est un indicateur important de la qualité du sol.

Indicateur	Valeurs optimales	Conditions limitantes
Respiration microbienne ($\text{mg CO}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	100-300	< 50 ou > 500

Par rapport aux bactéries, les champignons supportent les sols plus acides, de plus faibles disponibilités en eau, mais ne peuvent vivre sans oxygène (Basiliko *et al.*, 2021).

Faune

Les organismes du sol incluent aussi la faune, généralement subdivisée par leur taille en microfaune (Protozoa, Rotifera), mésofaune (Nematoda, Enchytraeidae, microarthropodes) et macrofaune (Oligochaeta, Formicidae, Termitidae, macroarthropodes) (Coleman & Wall, 2015; Harris, 1991).

Sur le terrain

Pour évaluer l'activité globale des organismes du sol sur le terrain, on peut estimer la décomposition (perte de masse) d'échantillons de litières placés au sol dans des sacs de litières pendant différents intervalles de

temps (Beyaert & Fox, 2007; Karberg *et al.*, 2008). On peut également mesurer la respiration (libération de CO₂) d'échantillons de sol à l'aide d'un kit de test, par ex., Solvita® ou Dräger® (Scharenbroch & Smiley, 2021). Pour les ectomycorhizes, on peut les observer en examinant les extrémités des racines (Scharenbroch & Smiley, 2021). Mais les méthodes sur le terrain comportent certaines limites (voir Joergensen & Emmerling, 2006; Karberg *et al.*, 2008).

Au laboratoire

Afin d'obtenir des informations précises sur l'activité, la biomasse, la composition et la structure des communautés microbiennes, on peut effectuer des analyses en laboratoire, comme la respiration induite par des substrats, les analyses des esters méthyliques d'acides gras (FAME) et des acides gras

phospholipidiques (PLFA), ou des analyses métagénomiques (Bailey *et al.*, 2007; Campbell *et al.*, 2003; Dunfield, 2007; Thies, 2015). D'autres méthodes sont décrites par Carter et Gregorich (2007).

3.1. Principes

Les sols étant considérés comme une ressource non renouvelable et étant irréversiblement dégradés par l'urbanisation et les activités urbaines, leur protection est essentielle. Les interventions sur les sols doivent donc se faire selon plusieurs principes de gestion (cf. 3.1.a) et suivant une approche de conservation (cf. 3.1.b). De plus, en milieu urbain, où une grande partie des espaces sont privés et appartiennent à de nombreux propriétaires, il est nécessaire d'établir un cadre institutionnel favorisant les bonnes pratiques (cf. 3.1.c).

a. Gérer les sols urbains dans l'espace et le temps

Gérer adéquatement les sols consiste à concilier les différents usages des espaces, et à mettre en adéquation les pratiques avec les objectifs d'aménagement, les contraintes et les besoins de la ville, tout en minimisant les ressources humaines (interventions), matérielles (intrants) et financières nécessaires, ainsi que les impacts sur l'environnement.

Le premier principe consiste à inscrire la conception d'un espace vert et de son sol dans une vision d'aménagement urbain globale, qui définit à l'échelle de la ville les objectifs paysagers et l'ensemble des projets urbains. Avoir une vision globale permet d'harmoniser la gestion des espaces verts avec les autres interventions prévues sur l'espace public et de l'établir en cohérence avec la culture de la ville (histoire, traditions, valeurs esthétiques), les réalités socio-économiques, les contraintes géographiques et climatiques et les enjeux écologiques. Au niveau écologique, une vision à l'échelle de la ville permet d'assurer la préservation des

sols, la connectivité du réseau des espaces verts et l'approvisionnement en matériaux anthropiques et en eau.

Le deuxième principe de cette gestion est de conserver les données de sols afin d'optimiser les nouvelles analyses à réaliser. Il s'agit de constituer une base de données et des archives sur les sols urbains et leur environnement. Celles-ci rassemblent les informations sur les aménagements urbains passés, les flux de matériaux anthropiques et les analyses de sols (propriétés, morphologie) déjà effectuées. Cela permet de ne faire de nouvelles analyses que lorsque c'est nécessaire, lorsque les données disponibles ne sont pas suffisantes pour préparer les interventions.

Le troisième principe est d'optimiser les flux de matériaux anthropiques. Cela consiste d'abord à vérifier avant les interventions la qualité du sol par des analyses et à n'apporter des matériaux allochtones que si ces analyses montrent des déficiences (Damas & Coulon, 2016). Quant aux interventions sur les sols, il s'agit d'utiliser préférentiellement des matériaux de proximité issus de la ville (excavation ou recyclage de matériaux terreux urbains, valorisation des déchets, c'est-à-dire des matériaux technologiques ou holorganiques), au détriment de matériaux terreux de terres agricoles ou de carrières transportées depuis les zones rurales environnantes (Damas & Coulon, 2016). Pour ce faire, il est nécessaire de gérer à l'échelle de la ville, voire de la région, les flux de matériaux anthropiques.

Le quatrième principe est de préserver les sols fonctionnels (notamment les sols naturels, préservés des effets de l'urbanisation), ce qui peut être appréhendé à deux échelles. À l'échelle régionale,

il s'agit de préserver les sols des zones rurales en limitant l'expansion urbaine et en limitant le prélèvement de matériaux de terres agricoles et de carrières (selon le troisième principe énoncé précédemment) (Laroche *et al.*, 2006). À l'échelle urbaine et péri-urbaine, il s'agit de préserver les sols urbains en adoptant une approche de conservation et en mettant en place des mesures de protection lors des travaux de construction (cf. 3.1.b pour la méthodologie).

Le cinquième principe est de sélectionner le type d'espace vert et la végétation en fonction du site d'implantation, ce qui permettra de minimiser les interventions dans le temps (Urban, 2008). La gestion dans le temps correspond à la planification, aux opérations de mise en place et de maintenance, et aux prévisions d'évolution. Bien que la gestion doive minimiser les interventions, celles-ci seront quand même nécessaires pour assurer la sécurité des habitants et pour entretenir les plantations notamment dans les climats extrêmes. Les outils de modélisation aident à prévoir la dynamique des espaces verts, notamment des arbres, et à séquencer les interventions dans le temps.

b. Conserver

La conservation des sols peut se faire simultanément et selon les mêmes principes que la conservation des écosystèmes. L'approche consiste généralement à établir des objectifs de conservation, puis à délimiter spatialement les sols en utilisant des modèles spatiaux et des outils d'aide à la décision, et enfin à mettre en place des actions de conservation (Niemuth *et al.*, 2021). Nous décrivons ici ces trois principales étapes.

La première étape consiste à déterminer les objectifs, les cibles et les critères de conservation. Plus précisément, il s'agit de :

- Identifier les objectifs et les cibles de conservation, tels que des services écosystémiques (par ex., gestion passive des eaux pluviales), des fonctions (par ex., développement de la végétation), des propriétés (par ex., porosité) ou d'autres caractéristiques (par ex., groupe taxonomique) que l'on veut conserver. On peut aussi établir des cibles d'éléments spéciaux, c'est-à-dire des sols ou des espèces rares et uniques, et des cibles de représentation, c'est-à-dire un gradient écologique de sols (Hess *et al.*, 2014).
- Traduire ces cibles en indicateurs adaptés, basés sur des études précédentes (Cimon-Morin *et al.*, 2013). Comme exemple d'indicateur, on peut citer le RUM (cf. 2.3.e), qui est lié à de nombreuses propriétés du sol (texture, éléments grossiers, densité apparente, profondeur d'enracinement maximale) (Laroche *et al.*, 2006). Un autre exemple est la polyvalence d'usage, un indicateur synthétique combinant 5 fonctions remplies par les sols (eau, nutriments, biodiversité, filtre, support); plus cet indicateur est élevé, plus les possibilités d'usages des sols (agriculture, urbanisation résidentielle, etc.) sont grandes (Damas & Coulon, 2016). Une évaluation économique des services écosystémiques (analyse coûts-bénéfices) est aussi possible (Cimon-Morin *et al.*, 2013).
- Caractériser qualitativement ou quantitativement les indicateurs sélectionnés en utilisant les données disponibles et en planifiant éventuellement de nouvelles analyses (cf. chapitre 2).

La deuxième étape consiste à cartographier, élaborer un outil d'aide à la décision et déterminer les zones à conserver. Plus précisément, il s'agit de :

- Cartographier les sols en représentant spatialement par un zonage leurs typologies définies par les indicateurs sélectionnés (Damas & Coulon, 2016). En utilisant un système d'information géographique, on peut rapprocher ces typologies avec les données d'occupation et d'utilisation des sols (Damas & Coulon, 2016; Laroche *et al.*, 2006).
- Développer un outil d'aide à la décision, qui va permettre de déterminer spatialement la quantité, le type et l'emplacement des traitements de conservation, à partir de multiples modèles spatiaux et de seuils spécifiques aux actions de conservation (Niemuth *et al.*, 2021). Cet outil spatial d'aide à la décision permet d'orienter les décisions et d'augmenter l'efficacité de la conservation, en se basant sur des données scientifiques, sur des étendues spatiales qui dépassent les connaissances des experts locaux (Niemuth *et al.*, 2021).
- À partir de cet outil d'aide à la décision, sélectionner des zones à conserver et des actions de conservation en accord avec les objectifs définis initialement (Damas & Coulon, 2016).

La sélection des zones devrait se baser sur le paradigme «nœud, tampon, corridor», bien que cela soit complexe en milieu urbain (Hess *et al.*, 2014). Ce paradigme consiste à conserver un réseau de sols formé par des nœuds (réserves centrales avec peu ou pas d'altération et d'activité humaine), des zones tampon autour de ces nœuds (ayant des niveaux d'altération et d'activité humaine modérés) et des corridors d'habitat tamponné pour

relier ces nœuds entre eux (Hess *et al.*, 2014). Cette sélection devrait aussi reposer sur les principes de complémentarité, complétude, naturalité, rareté, représentation et taille (Hess *et al.*, 2014).

Pour définir les zones à conserver, on peut citer l'approche de planification systématique de la conservation, qui répond aux principes précédemment cités et qui « vise à optimiser les réseaux de conservation par l'identification itérative du plus petit ensemble d'unités territoriales (en termes de nombre ou de superficie) nécessaires pour atteindre les objectifs de conservation » (Cimon-Morin *et al.*, 2013).

La troisième étape consiste à mettre en place des mesures de conservation des sols à long terme. Différentes mesures sont possibles :

- Implanter ou maintenir les espaces verts sur les zones sélectionnées.
- Favoriser la résilience des sols, c'est-à-dire leur capacité intrinsèque à retrouver leur intégrité fonctionnelle et structurelle initiale après perturbations (Blanco & Lal, 2008). Pour ce faire, il faut maintenir la structure et la teneur en matière organique des sols, et donc limiter l'érosion, la désertification et la déforestation, et pour cela favoriser une couverture végétale dense (Blanco & Lal, 2008; Osman, 2014).
- Mettre en place des mesures de protection pour empêcher la compaction et la contamination chimique, notamment lors d'interventions ou de travaux : limiter la circulation des piétons (par des sentiers et des clôtures) et des véhicules d'autant plus quand le sol est humide, mettre des paillis et des amendements de matière organique, réduire les manipulations (débroussaillage, nivellement),

éviter les sels de voirie, les déversements de carburant et les débris de construction (Scharenbroch & Smiley, 2021; Shober *et al.*, 2018; Swann, 2016; Urban, 2008).

- Établir un statut juridique de protection sur les zones à conserver, prohibant les usages qui peuvent altérer les sols. Y interdire les constructions et les passages de véhicules à long terme.
- Dans un cadre de gestion adaptative, surveiller et évaluer les résultats et ajuster les plans et la gestion (Hess *et al.*, 2014). La planification systématique de la conservation précédemment citée a une politique de gestion adaptative, avec rétroaction, révision et réitération du choix des zones de conservations (Cimon-Morin *et al.*, 2013).

On peut noter que certaines mesures de la troisième étape peuvent être entreprises sur tous les sols destinés à supporter des espaces verts, indépendamment d'un statut de protection, ce qui sera bénéfique, notamment lors de travaux de construction. La sélection des zones à conserver sera plus limitée dans les cas où le territoire est déjà urbanisé et où les écosystèmes et les sols sont déjà altérés, que dans les territoires non urbanisés, en cours d'urbanisation.

c. Réglementer, inciter, diffuser

À côté des pratiques et des techniques, il faut établir un cadre institutionnel favorisant l'implantation de bonne gestion des espaces verts et des sols urbains, sur les zones publiques et privées. On distingue les approches descendantes (provenant du gouvernement), et les approches ascendantes (provenant de la communauté). Parmi les approches descendantes :

- Les lois, les politiques, les règlements et les normes, imposés par les gouvernements. On peut citer au

Québec la Loi sur le bâtiment (chapitre B-1.1), la Loi sur la voirie (chapitre V-9), le Code civil du Québec, la Loi sur les cités et villes (chapitre C-19), le code de construction (chapitre B-1.1., r.2), la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), le Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés, le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains, le Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés. On peut noter que l'encadrement législatif des toits verts au Québec est absent, même s'il y a des normes de sécurité et d'étanchéité des toits.

- La législation municipale permettant de contrôler le développement de la ville. Elle prend la forme de plans directeurs (fournissent un cadre d'aménagement et de développement), d'ordonnances de zonage (divisent la communauté en districts, et décrivent les types de développement autorisés dans chacun) et d'ordonnances de développement (qui énumèrent les règles et règlements fournissant des spécifications et des limitations détaillées pour la construction) (Hess *et al.*, 2014). Par ex., il peut y avoir des autorisations ou des refus de nouveaux aménagements sur des jardins (Goddard *et al.*, 2010).
- Des incitations financières, comme des réductions d'impôts, des subventions gouvernementales (comme pour l'installation de technologies d'énergie renouvelable), ou des paiements pour la protection des services écosystémiques (Cimon-Morin *et al.*, 2013; Goddard *et al.*, 2010).
- Des guides pratiques ou des plans d'action produits par les gouvernements ou les villes pour inciter à établir des stratégies de conservation (Goddard *et al.*, 2010).

Ces approches descendantes échouent souvent à changer les valeurs et les comportements de la population et ont peu d'impact sur la gestion des jardins privés (Goddard *et al.*, 2010). Par rapport à ces approches descendantes, les approches ascendantes tentent de favoriser l'implication pro-environnementale de la population à long terme, par ex., en incitant les propriétaires à adopter des activités de jardinage respectueuses de l'environnement (Goddard *et al.*, 2010). Parmi les approches ascendantes :

- Des initiatives d'organisations communautaires (ONG), à l'échelle du quartier, comme des associations de résidents (par ex., la plateforme des ruelles vertes par le regroupement des éco-quartiers de Montréal, <https://www.ruellesvertesdemontreal.ca/>). Elles peuvent développer des programmes pour s'engager à respecter plusieurs principes de gestion et à entreprendre plusieurs actions de conservation dans les propriétés privées (jardins) (Goddard *et al.*, 2010). Elles peuvent fournir des conseils et des incitations à certifier son jardin ou son quartier (Goddard *et al.*, 2010).
- Des projets de sciences citoyennes (participatives) ou en réseau (par ex., le projet GLUSEEN; <http://www.gluseen.org/>), qui permettent la diffusion, la sensibilisation, la participation et l'implication du public à la gestion des espaces verts et des sols. Les propriétaires deviennent ainsi chercheurs en recueillant des données scientifiques pour les organismes de recherche (Goddard *et al.*, 2010). Cela facilite la coordination des actions de gestion publique et la mise en place de législation, et permet d'améliorer les environnements urbains (Goddard *et al.*, 2010).

3.2. Processus de décision

Les interventions sur les sols constituent une ultime étape du processus d'aménagement urbain et de conception des espaces verts. Elles se font donc en adéquation avec toutes les étapes précédentes du processus :

- **Identifier les sites d'intervention**, c'est-à-dire les espaces verts à restaurer ou à implanter. Cela peut être fait, lors de la planification urbaine à l'échelle de la ville, concomitamment à une approche de conservation (cf. 3.1.b), en utilisant des outils de cartographie pour renseigner spatialement sur les usages aériens et souterrains (Damas & Coulon, 2016).
- **Caractériser les sites d'intervention**, c'est-à-dire leur catégorie (square, arbre d'alignement, parc, etc.), leur environnement urbain (climat, végétation, infrastructures,

activités, sources de contamination) et les propriétés (physiques, chimiques et biologiques) de leurs sols (cf. chapitre 2).

- **Définir les services écosystémiques** que les espaces verts et leurs sols devront apporter à la population urbaine (Damas & Coulon, 2016).
- **Choisir la végétation** à planter en accord avec les services écosystémiques, l'environnement urbain, les propriétés des sols, et la minimisation des interventions et intrants. Il faut considérer les caractéristiques physiologiques, esthétiques et culturelles des espèces de plantes.
- **Déterminer les fonctions et les qualités des sols** à remplir, à partir des informations précédentes. Pour les plantes, les fonctions des sols

sont l'approvisionnement en eau, l'apport en nutriments et le support, ce qui dépend du type de végétation. Pour la population urbaine, les sols ont comme principale fonction la portance pour les piétons et les véhicules, et doivent être non toxiques pour la santé humaine et l'environnement (Figure 3.1.A).

- **Déterminer les propriétés optimales des sols** qui permettront de remplir ces fonctions et ces qualités. On peut considérer séparément les différents horizons de sols, car ils peuvent avoir des propriétés distinctes.
- **Concevoir les interventions sur les sols** à réaliser, en comparant les propriétés effectives (observées) des sols aux propriétés optimales (Figure 3.1.B). Trois situations peuvent se rencontrer :

- Le sol en place est adéquat : il a les qualités requises, et ne nécessite éventuellement qu'un simple décompactage.
- Le sol est insuffisant, mais améliorable : en plus du décompactage, le sol a souvent besoin d'être amendé (par ex., en apportant de la matière organique) pour restaurer sa qualité.
- Le sol est absent ou impropre à la plantation : il faut s'abstenir de planter ou alors il est indispensable de reconstituer ou de construire un nouveau sol.

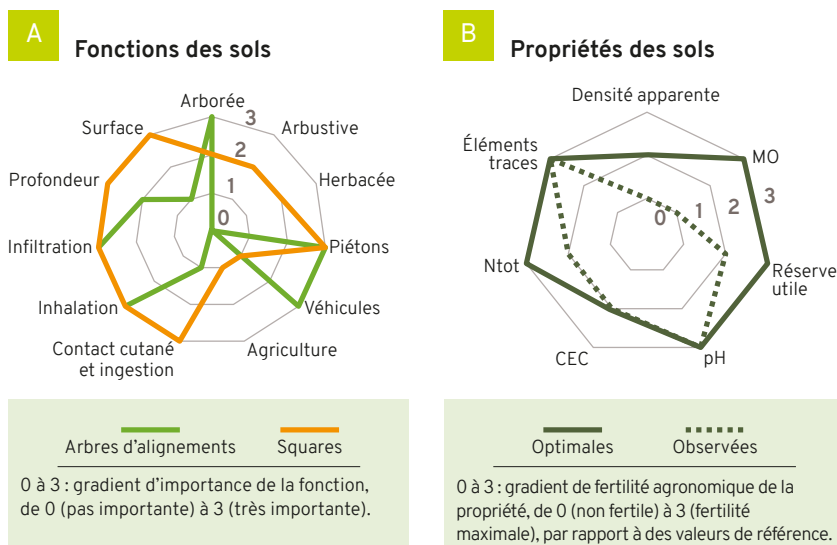


Figure 3.1. (A) Profil fonctionnel pour deux catégories d'espaces verts. (B) Profil des propriétés optimales et observées (fictives) des sols afin de remplir leurs fonctions (modifié d'après les données de Damas & Coulon, 2016).

Dans cet exemple de profil fonctionnel, nous avons considéré le type de végétation (Arborée, Arbustive, Herbacée) car il conditionne les fonctions du sol d'approvisionnement en eau, d'apport en nutriments et de support aux plantes. Pour la population, le sol a comme principale fonction le besoin de portance (Piétons, Véhicules) et doit montrer des qualités d'innocuité sanitaire et environnementale (agriculture, contact cutané, ingestion et inhalation). Dans ce profil, nous avons aussi ajouté un exemple de service écosystémique spécifique (Infiltration des eaux pluviales), ainsi que les besoins en sol (Profondeur, Surface).

3.3. Interventions

Selon les propriétés effectives du sol sur le site de l'espace vert à restaurer ou à implanter, les interventions peuvent aller d'une simple amélioration du sol par apport de matériaux (cf. 3.3.a) à une totale fabrication de sol par reconstitution ou construction (cf. 3.3.b). Plus spécifiquement, d'autres interventions sur le sol sont possibles en vue de le décompacter (cf. 3.3.c), d'ajuster son humidité (cf. 3.3.d), d'ajuster sa fertilité et son pH (cf. 3.3.e), de gérer sa salinité et sa sodicité (cf. 3.3.f), de le décontaminer (cf. 3.3.g), de concevoir une fosse de plantation (cf. 3.3.h) ou une toiture végétalisée (cf. 3.3.i), d'augmenter sa teneur en carbone (cf. 3.3.j) ou de préserver sa biodiversité (cf. 3.3.k).

a. Améliorer un sol

Pour améliorer les propriétés d'un sol, on peut le pailler ou l'amender. Un **paillis** est un matériau appliqué à la surface du sol pour améliorer ou protéger la plante et le sol (Scharenbroch & Smiley, 2021). Un **amendement** est un matériau intégré au sol pour améliorer ses propriétés physiques, chimiques ou biologiques (Scharenbroch & Smiley, 2021). Parmi ceux-ci, le **fertilisant** est un amendement qui fournit des éléments nutritifs solubles dans l'eau pour les plantes (Urban, 2008; Whalen *et al.*, 2021). Les matériaux anthropiques utilisés pour pailler ou amender un sol peuvent être inorganiques (sable, gravier, AAS expansé, perlite/vermiculite) ou organiques (feuilles, aiguilles, bois, écorce, charbon, compost, fumier, biosolides) (Scharenbroch & Smiley, 2021).

En particulier, les amendements organiques peuvent améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques. Cependant, en raison de leur décomposition, ils peuvent provoquer un tassement de sol, une lixiviation des nutriments et une compétition pour les nutriments entre microorganismes et

plantes (Best *et al.*, 2015; Rowe *et al.*, 2006). Il est donc conseillé d'ajouter ces amendements plutôt dans la couche superficielle (à une profondeur de 15 cm), jusqu'à 25-35 % du volume de sol (Urban, 2008). De plus, il faut privilégier les matières organiques bien décomposées et stabilisées, c'est-à-dire de couleur brun foncé à noir avec peu de morceaux identifiables et ayant un rapport C:N < 25 (par ex., matières issues de compostage des déchets de jardin) (Urban, 2008). Un amendement plus profond peut être effectué en ne dépassant pas 10-15 % du volume et en préférant les matières organiques riches en lignine (par ex., écorce de conifères, coques de noix de coco) (Urban, 2008).

b. Reconstituer ou construire un sol

Pour produire un sol fertile permettant une rapide colonisation racinaire, les pratiques doivent créer un substrat vivant, avec une structure stable et portante, une bonne capacité de rétention en nutriments, une microporosité favorisant la rétention en eau et une macroporosité permettant le drainage et l'aération (Rossignol, 2012). On distingue deux procédés de production de sol : la reconstitution et la construction.

Reconstituer un sol pour former un «Anthroposol reconstitué»

Cette pratique est souvent utilisée pour les sols des espaces végétalisés urbains (Rossignol, 2012). Elle consiste à former un sol à partir de matériaux anthropiques terreux excavés en périphérie des villes, souvent fertilisés et amendés, transportés puis déposés dans les espaces à végétaliser (Damas & Coulon, 2016). Des matériaux holorganiques, généralement des composts, sont souvent ajoutés dans les couches superficielles (jusqu'à 40 % du volume) pour maintenir les propriétés du sol à long terme (environ 10 ans) (Damas & Coulon, 2016).

Le principal matériau utilisé dans les espaces verts est la terre végétale provenant de la couche superficielle de terrains agricoles (Damas & Coulon, 2016). Enrichie en matière organique, naturellement ou par ajout de compost, la terre végétale forme ainsi une couche similaire à l'horizon A d'un sol naturel (Figure 3.2.A). La sous-couche arable des terrains agricoles peut aussi être utilisée en couche sous-jacente à la terre végétale, similaire à l'horizon B d'un sol naturel, ce qui forme à proprement parler un sol reconstitué (Gillig *et al.*, 2008; Figure 3.2.A). Ces matériaux sont déposés à des profondeurs variables en fonction du type de végétation : 20 à 30 cm pour les plantations basses (gazons, pelouses, plantes fleuries, plantes vivaces); 50 cm pour les plantations arbustives; et > 80 cm pour les plantations arborées (Damas & Coulon, 2016). Enfin, l'horizon C des sols naturels peut être constitué par le sous-sol déjà présent, décompacté ou non, ou par une couche de gravier (Urban, 2008).

Pour répondre aux besoins des espaces verts urbains, on utilise de plus en plus une approche fonctionnelle, dans laquelle différents matériaux terreux et holorganiques sont assemblés pour former un sol aux propriétés précisément définies. En particulier, le mélange terre-pierres a été mis au point dans la ville d'Angers (France) pour augmenter la résistance du sol au compactage provoqué par la circulation des véhicules et des piétons (Gillig *et al.*, 2008). Ce mélange consiste à ajouter des pierres dures (de diamètres homogènes, situés entre 4 à 12 cm) à la terre végétale dans une proportion d'environ 2:1 (Damas & Coulon, 2016). Dans le mélange, les pierres se bloquent les unes contre les autres et forment le squelette rigide du sol : d'une part, elles assurent la portance du sol, ce qui permet la stabilité du revêtement de voirie et la circulation

des véhicules et des piétons; d'autre part, elles empêchent la compaction de la terre située aux interstices, qui maintient ainsi une densité apparente entre 1 et 1.5, ce qui permet les échanges d'eau et d'oxygène et la colonisation racinaire entre les pierres (Certu, 2002; Damas & Coulon, 2016). Le mélange est généralement préparé sur le site de plantation ou sur une plate-forme à proximité (ce qui évite la séparation des éléments pendant le transport et maintient son homogénéité) et il est déposé par une pelle-teuse en couches de 30 à 40 cm compactées à la plaque vibrante (ce qui assure la stabilité du sol) (Gillig *et al.*, 2008). Ce mélange terre-pierres est

couramment utilisé dans les fosses de plantation d'arbres alignés, dans les accompagnements de voiries comme les terre-pleins ou les ronds-points (à une profondeur de 80 à 140 cm) ou dans les parcs de stationnement végétalisés (à une profondeur de 30 à 100 cm selon le type de végétation) (Damas & Coulon, 2016). Équivalent au mélange terre-pierres dans l'est de la France et en Allemagne, les substrats de plantation circulables offrent les mêmes fonctions agronomiques et de portance, mais sont composés de mélanges homogènes de granulats, de faibles quantités de limons et d'argiles, et de matériaux organiques (environ 10 %) (Damas & Coulon, 2016).

Construire un sol pour former un «Anthroposol construit»

Face aux difficultés d'approvisionnement des grandes villes en terre végétale et en granulats pour des raisons économiques et environnementales, on s'oriente de plus en plus vers le recyclage des matériaux anthropiques terreux et la valorisation de matériaux anthropiques technologiques (déchets ou sous-produits issus de l'activité des villes) et holorganiques pour former les sols urbains (Damas & Coulon, 2016; Rossignol, 2012). L'utilisation de matériaux anthropiques technologiques et holorganiques incluent notamment les composts, les boues urbaines ou industrielles, les cendres d'incinération, les

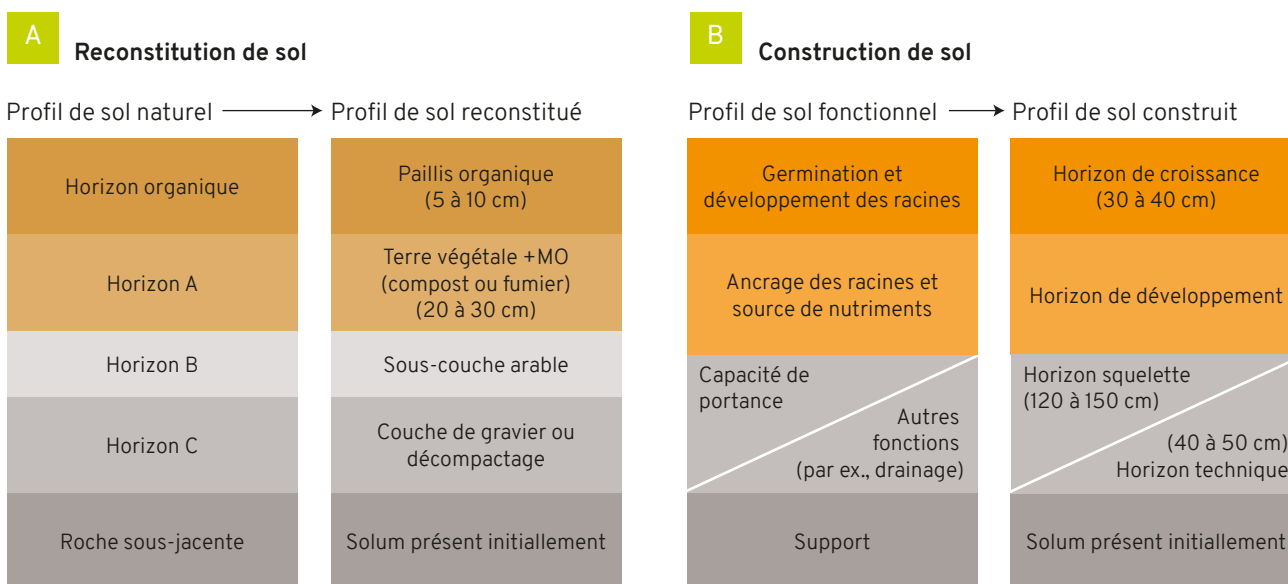


Figure 3.2 Reconstitution et construction de sols pour les espaces verts urbains.

Au cours de ces processus, différentes couches de matériaux sont superposées sur le solum initial présent pour former des horizons aux propriétés contrastées analogues aux horizons constitutifs de sols naturels et fonctionnels (Damas & Coulon, 2016). Le nombre, la dimension et la position des horizons dépendent de chaque usage de végétalisation.

(A) Reconstituer un sol consiste à reproduire les horizons d'un sol naturel à partir des matériaux terreux issus de sols naturels (basé sur un modèle de sol naturel). Mettre en place une couche superficielle, analogue à l'horizon organique des sols naturels, n'est pas systématique et permet de limiter l'évaporation, la compaction, la formation de croûtes et la colonisation des adventices (Rossignol, 2012). On peut aussi décompacter ou additionner de graviers le solum initial, pour former une couche correspondant à l'horizon C, de façon à améliorer le drainage (le décompactage permet aussi d'agrandir l'espace propice à la colonisation racinaire) (Urban, 2008; Rossignol, 2012). L'ajout de pierres dans la matrice de sol permet d'apporter une fonction de portance.

(B) Construire un sol consiste à recréer à partir de matériaux anthropiques différents horizons ayant des fonctions analogues à ceux d'un sol fonctionnel (basé sur un modèle de sol fonctionnel). En plus des fonctions agronomiques (rétention d'eau, source de nutriments), ils sont conçus pour remplir des fonctions spécifiques en vue d'un usage déterminé (Rossignol, 2012; Damas & Coulon, 2016). En particulier, l'horizon squelette permet une fonction de portance (aptitude à supporter le trafic de véhicules et de piétons) et l'horizon technique offre d'autres fonctionnalités (par ex., drainage). À noter que l'horizon de développement présenté ici n'a pas été mis en œuvre dans le programme ADEME-SITERRE (Damas & Coulon, 2016).

terres dépolluées, et les matériaux de démolition. Il s'agit de construire, à partir d'association et de mélange de matériaux, un sol qui soit aussi fonctionnel que les sols naturels et reconstitués, bien que de structure et de pédogénèse distinctes (Damas & Coulon, 2016). Damas & Coulon (2016) ont proposé une typologie fonctionnelle des différents horizons à superposer pour former le sol construit (Figure 3.2.B).

La construction de sol repose sur des connaissances et un savoir-faire issus du génie pédologique. Elle est détaillée dans l'ouvrage «Créer des sols fertiles» de Damas & Coulon (2016), qui a été réalisé dans le cadre du programme de recherche SITERRE (acronyme de «Procédé de construction de sol à partir de matériaux innovants en substitution à la terre végétale et aux granulats de carrière») financé par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME). La construction de sol est définie dans un brevet à l'initiative de la société Valterra Dépollution Réhabilitation et du laboratoire Sols et Environnement UMR-INRA/Université de Lorraine (Damas & Coulon, 2016).

La démarche présentée dans l'ouvrage de Damas & Coulon (2016) pour construire un sol consiste à :

- Identifier les matériaux de substitution potentiels les plus adaptés :
 - Établir un recensement des déchets (par définition, tout matériau délaissé pour un usage quelconque) ou matières premières secondaires disponibles, dans la région considérée.
 - Sélectionner une liste réduite de matériaux, en appliquant divers critères d'élimination, basés notamment sur la dangerosité, la présence de contaminants (par ex., éléments traces), ou la texture inutilisable (liquides, gaz, graisses, cires, colles, silicones).

- Poursuivre la sélection de matériaux potentiels, organiques et minéraux inertes, en appliquant un critère d'abondance sur le territoire, et un critère de propriétés adéquates (physiques, chimiques et biologiques), en se basant sur des analyses bibliographiques et des dires d'experts.
- Distinguer des typologies de matériaux et proposer des regroupements de matériaux aux caractéristiques proches, sur la base de données bibliographiques qualitatives (portance, densité apparente, perméabilité à l'eau, structure, granulométrie, pH eau, CEC, C organique, N total, P assimilable, CaCO₃ total, conductivité, pH sur éluat, concentration en polluants) (Tableau 3.1.A).
- Formuler des mélanges et vérifier leurs propriétés :
 - À partir des caractéristiques intrinsèques de chaque matériau sélectionné, définir des formulations de mélanges de 2 ou 3 matériaux (organiques et minéraux) capables de répondre aux fonctions de chaque horizon et chaque usage de végétalisation (selon les catégories d'espaces verts) (Tableau 3.1.B).
 - Vérifier les propriétés effectives des mélanges, par rapport aux propriétés prédites à partir de celles de chaque matériau par un modèle polynomial, et par rapport aux propriétés souhaitées pour chaque usage de sol, en effectuant des expériences en laboratoire et *in situ*.
 - Sélectionner les mélanges pour chaque horizon et chaque usage de sol (Tableau 3.1.C).

- Mettre en place les sols et faire le suivi
 - Vérifier les propriétés dans le temps, ce qui est particulièrement important pour les sols construits, dont l'évolution pédogénétique reste incertaine (Tableau 3.1.D).

Pour rendre la démarche accessible à tout responsable de projet d'aménagement de sol, un outil d'aide à la décision est proposé par le programme ADEME-SITERRE. Cet outil prédit les caractéristiques de différentes formulations de mélange à partir des données techniques des matériaux candidats (Damas & Coulon, 2016). Il prend aussi en compte les contraintes techniques (disponibilité et caractérisation des matériaux), économiques (prix des matériaux et des transports) et sociétales (acceptabilité) (Damas & Coulon, 2016).

c. Décompacter un sol

Prévenir la compaction

Pour ce faire, il est essentiel de maintenir l'agrégation du sol, par des plantations ayant un enracinement vigoureux, superficiel ou profond (Moebius-Clune *et al.*, 2016). Il est aussi nécessaire d'éviter de perturber le sol par des manipulations, des travaux ou des passages de véhicules et de piétons, en particulier lorsqu'il est très humide (Moebius-Clune *et al.*, 2016). Lorsque les travaux ou la circulation sont nécessaires, on pose des tapis de métal ou de bois, ou des paillis de matière organique (par ex., copeaux de bois ou d'écorce) pour protéger le sol (Craul, 1982; Shober *et al.*, 2018; USDA, 2000).

Décompacter

Lorsque la compaction est déjà là, il existe plusieurs techniques de décompactage permettant de briser le sol en mottes (pédons). Pour une efficacité maximale, ces techniques doivent

Tableau 3.1. Étapes mises en place dans le programme ADEME-SITERRE pour concevoir un sol construit adéquat pour un usage d'arbre d'alignement et un usage de square (Damas & Coulon, 2016).

(A) Définition des typologies de matériaux par les données bibliographiques disponibles, et sélection de 11 matériaux-modèles du programme.

(1^{er} groupe) Matériaux caractérisés par une granulométrie grossière (> 2mm), une bonne à très bonne portance, un pH à tendance basique.

- Écarts de fabrication de briques (BR)
- Béton concassé de démolition (BE)
- Ballasts usagés de chemins de fer (BA)

(2^e groupe) Matériaux caractérisés par une granulométrie sableuse à grossière, une pollution possible ou fréquente, un pH sur éluat à tendance basique.

- Déchets de déconstruction de bâtiments en mélange (DB)
- Terres de déblais excavées non contaminées acides (TA)
- Terres de déblais excavées non contaminées alcalines (TB)

(3^e groupe) Matériaux caractérisés par une teneur en carbone organique de 35 à 65 %, une teneur totale en azote de 1.5 à 3 % et une CEC de 50 cmol⁺.kg⁻¹ pour certains.

- Déchets verts broyés (DV)
- Déchets de balayage de rues (DR)

(4^e groupe) Matériaux caractérisés par une teneur en phosphore assimilable élevé (> 0.12 mg.kg⁻¹), une CEC variable, un pouvoir structurant possible et le risque possible de présence de polluants.

- Boues papetières (SP)
- Boues de station d'épuration (BS)
- Compost de déchets verts et de boues de station d'épuration (CO)

(B) Tests au laboratoire de mélanges de différents matériaux minéraux et organiques formulés en différentes proportions (car aucun matériau individuel ne présentait le niveau de qualité souhaité).

Mélanges binaires

- | | | |
|---------|---------|---------|
| • TA/CO | • TB/CO | • BA/SP |
| • TA/DV | • TB/DR | • TB/BR |
| • TA/SP | • BR/CO | • TB/BE |
| • TA/DR | • BR/SP | • TB/DB |
| • TA/BS | • BA/CO | • TB/BA |

Mélanges ternaires

- | | | |
|------------|------------|------------|
| • TA/BE/DV | • TA/BA/DR | • TB/BA/BS |
| • TA/BE/DR | • TA/BA/BS | • BA/DR/CO |
| • TA/BE/BS | • TB/BA/SP | |
| • TA/DB/CO | • TB/BA/DR | |

(C) Sélection des mélanges présentant les propriétés optimales pour chaque type d'horizon fonctionnel. Ils pourraient répondre aux fonctions attendues de sol construit pour un usage d'arbres d'alignement (formé par un horizon de croissance et un horizon squelette) et un usage de squares (formé par un horizon de croissance et un horizon technique).

Horizon de croissance

- | | | |
|---------|------------|---------|
| • BR/CO | • BA/DR/CO | • TA/CO |
|---------|------------|---------|

Horizon technique

- BA/SP

Horizon-squelette

- | | |
|------------|------------|
| • TA/BA/BS | • TA/BE/DV |
|------------|------------|

(D) Suivi de l'évolution dans le temps de la qualité des sols construits (propriétés physiques, chimiques et biologiques)

être réalisées lorsque le sol est friable, c'est-à-dire avec une humidité entre capacité au champ et point de flétrissement permanent (cf. Figure 2.4) (Urban, 2008). Le choix de la technique et de la taille de la machinerie dépend notamment de la profondeur de la compaction, de la surface à décompacter et de la présence de végétation alentour et d'infrastructures enfouies.

Pour une compaction superficielle (<15 cm), on peut labourer le sol avec un motoculteur (Shober *et al.*, 2018; Urban, 2008). Cela n'abîme pas les réseaux, mais cela peut pulvériser la structure du sol et créer sous la surface labourée une couche compactée de charrue. Alternativement, on peut réaliser des prises d'aération sur les pelouses, même si ce n'est pas aussi efficace que le labourage (Shober *et al.*, 2018). Mais ces techniques n'améliorent pas les conditions de croissance d'un sol profondément compacté (Urban, 2008).

Pour une compaction plus profonde (> 15 cm), on peut effectuer un labourage en profondeur par double bêchage, pelletage ou sous-solage (Shober *et al.*, 2018; Somerville *et al.*, 2018; Urban, 2008):

- Le double-bêchage consiste à excaver la couche supérieure de 20 cm de sol, puis à retourner la couche sous-jacente de 20 cm en y ajoutant 5-8 cm d'amendements organiques, et enfin à réinstaller la couche supérieure en y incorporant 8-12 cm d'amendements organiques (Urban, 2008). Cette technique, adaptée aux petites surfaces (par ex., plates-bandes des jardins), permet de ne pas mélanger la couche superficielle et la couche sous-jacente, et de diviser le sol compacté en grosses mottes tout en préservant la structure du sol au sein des mottes (Urban, 2008).

- Le pelletage consiste à reproduire le processus de double-bêchage avec le godet d'une pelle rétrocaveuse, puis, pour lisser la surface, on peut terminer par labourer légèrement en surface avec une couche d'amendements organiques (Urban, 2008). Cette technique permet de diminuer plus profondément la compaction et de réduire la tendance au re-compaction. Adaptée aux sites de petite à moyenne taille, elle ne doit pas être réalisée proche du pavement ou des infrastructures (Urban, 2008).

- Le sous-solage consiste à tirer des burins de sous-solage par des équipements lourds (Urban, 2008). Cette technique est plus efficace si on ajoute des amendements organiques avant le sous-solage, si on passe les burins dans deux directions perpendiculaires, et si on termine par labourer légèrement la surface après addition de terre végétale (Urban, 2008). Adapté aux grands chantiers, en l'absence de réseaux souterrains (qui seraient endommagés), le sous-solage peut briser les couches profondes et compactées à une profondeur de 60-75 cm (Urban, 2008). Dans les petits espaces, le sous-solage peut être effectué avec une trancheuse (Urban, 2008).

À proximité d'un arbre, des techniques spécialisées sont nécessaires pour éviter d'endommager les racines. Si le volume de sol à décompacter est petit, ou si le sol est peu compacté ou à texture non fine, on peut utiliser un outil d'excavation pneumatique, qui souffle le sol avec de l'air comprimé (que l'on peut combiner avec un aspirateur de sol) (Shober *et al.*, 2018; Urban, 2008). Si le volume de sol est grand, ou si le sol est très compacté ou à texture fine, on utilise plutôt une pelle hydraulique appliquant de l'eau à haute pression (Urban, 2008).

Avec le temps, les sols décompactés se tassent et se recompactent communément, notamment ceux à texture fine (Urban, 2008). Pour éviter cela, **l'addition d'amendements** organiques (ou minéraux) en surface ou en profondeur lors du décompactage permet d'insérer la matière organique dans les espaces entre les mottes et d'augmenter la résistance du sol à la re-compaction (Craul, 1982, 1985; Kranz *et al.*, 2020; Shober *et al.*, 2018). Au niveau des amendements, les déchets de jardins sont préférables dans le sol superficiel, les matières riches en lignine dans le sol profond, et le AAS expansé dans les zones soumises à la circulation piétonnière ou automobile (Urban, 2008). À noter que l'ajout d'amendements ou de paillis sur un sol uniformément et sévèrement compacté ne réduira pas la compaction (Urban, 2008).

Remplacer

Une autre intervention possible consiste à excaver le sol compacté et à le remplacer par un sol de remplissage (reconstitué ou construit) (Shober *et al.*, 2018).

d. Ajuster l'humidité d'un sol

En cas de manque d'eau

On peut augmenter la capacité de stockage pour l'eau du sol, en ajoutant des amendements de matière organique stable (par ex., compost, tourbe, biochar) ou des gels de polymères (Moebius-Clune *et al.*, 2016; Scharenbroch & Smiley, 2021). En particulier, la tourbe peut retenir une quantité considérable d'eau et rester saturée, mais elle est difficile à remouiller après séchage complet (Ampim *et al.*, 2010). On peut aussi limiter l'évaporation en ajoutant un paillis fait de compost, d'aiguilles, de feuilles en décomposition, de foin, de paille, d'écorce, de morceaux de bois, de pierres, de gravier ou de plastique noir (Moebius-Clune *et al.*, 2016; Scharenbroch & Smiley, 2021).

Un autre moyen consiste à irriguer, avec des tuyaux, des tuyaux suintants, des sacs d'irrigation, des bassins, des arroseurs, ou des arrosoirs, notamment pendant les périodes de sécheresse ou lors de l'établissement des arbres (Scharenbroch & Smiley, 2021). Par rapport à un système aérien, les systèmes souterrains évitent le ruissellement et l'évaporation, mais difficiles à surveiller, ils peuvent être obstrués par des débris ou des dépôts minéraux ou ne pas convenir aux plantes à racines peu profondes (Scharenbroch & Smiley, 2021). Il est recommandé d'arroser la nuit ou tôt le matin (pour limiter l'évaporation), autour des arbres et arbustes de façon uniforme jusqu'à une profondeur de 30 cm (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Pour déterminer la quantité d'eau à apporter, qui dépend de l'espèce et de la taille de couronne de l'arbre et du type de sol, il faut estimer la surface à irriguer, la profondeur d'enracinement, les contenus volumétriques en eau présents et souhaités (par ex., celui à la capacité au champ) (Scharenbroch & Smiley, 2021). De plus, le taux d'irrigation approprié (fréquence et quantité) doit être inférieur aux taux d'infiltration et de percolation afin d'éviter le ruissellement, les mares et la dégradation de la structure du sol (Scharenbroch & Smiley, 2021). En particulier, les sols argileux à texture fine ont un drainage faible et sont sujets à engorgements d'eau (Moebius-Clune *et al.*, 2016). En cas de faible taux d'infiltration, un tuyau suintant ou un sac d'irrigation peut être préféré à l'irrigation par arroseur (Scharenbroch & Smiley, 2021).

S'il est difficile de généraliser le taux d'irrigation, Scharenbroch & Smiley (2021) donnent la règle, pour les arbres urbains nouvellement transplantés, d'apporter 40 L par 2.5 cm de diamètre de tronc par semaine, durant la saison de croissance en l'absence de pluie. Davantage d'eau doit être fourni en cas de chaleur, d'ensoleillement, de sécheresse, d'arbres larges et à croissance

rapide, de sols à texture grossière, de sites non paillés, de haute densité de plantations (Scharenbroch & Smiley, 2021). Par rapport aux arbres, les cycles d'arrosage des herbes doivent être plus courts et plus fréquents. S'il y a des restrictions ou des pénuries d'eau, les zones présentant le plus de racines fines doivent être arrosées en priorité (Scharenbroch & Smiley, 2021).

En cas d'excès d'eau

Pour les sites à faible drainage, on peut soit diminuer les entrées d'eau des précipitations, soit améliorer l'infiltration et la percolation d'eau. Diminuer les entrées d'eau peut se faire en remodelant la surface du site et en créant des zones surélevées (monticules, bermes) et des zones basses (fossés, rigoles, ponceaux), qui dispersent, redirigent ou collectent l'eau, et évitent son accumulation. La plantation d'arbres ou d'arbustes sur des zones surélevées permet d'éviter l'immersion de leur système racinaire (Scharenbroch & Smiley, 2001).

Améliorer l'infiltration et la percolation d'eau peut se faire en brisant les couches imperméables ou en utilisant des dispositifs de drainage superficiels ou souterrains (Scharenbroch & Smiley, 2021). Pour briser une couche imperméable, intéressant s'il y a une couche perméable sous-jacente qui permet le drainage, on peut utiliser un labour mécanique, un forage à la tarière (5-10 cm de diamètre), un outil pneumatique ou d'hydroexcavation, un dispositif de fracturation sous pression, une trancheuse ou une excavatrice (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Quant aux dispositifs de drainage de surface, les drains français consistent en des tranchées remplies de gravier ou de roche, éventuellement associées à un tuyau perforé au fond et parfois recouvertes de paillis ou de gazon. Ils permettent à l'eau de s'infiltrer et de drainer à travers le profil du sol et donc de s'éloigner (Scharenbroch & Smiley,

2021). Enfin, il est possible de mettre en place des conduites de drainage souterraines, adaptées aux zones urbaines denses. Elles consistent en des tuyaux perforés vers le bas et entourés de gravier ou de sable grossier et de tissu filtrant adapté à la texture du sol. Elles sont installées avec une légère pente (au moins 1%) afin de diriger l'eau vers une zone de collecte ou un système de pompage qui évacue l'eau du sol (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Pour une gestion à long terme

Il est conseillé de choisir une espèce de plante pouvant supporter les conditions de climat et de sol, plus particulièrement en milieu urbain qui est plus chaud et sec que le milieu environnant (Scharenbroch & Smiley, 2021). Il est aussi conseillé de favoriser le maintien d'une bonne structure de sol avec de la matière organique, une bonne agrégation et une bonne porosité, en maintenant des racines en croissances, en ajoutant du paillage et en réduisant le travail du sol (Moebius-Clune *et al.*, 2016). Cela est particulièrement important pour les sols à texture grossière afin d'améliorer leur capacité de stockage pour l'eau et de diminuer l'évaporation (Moebius-Clune *et al.*, 2016).

e. Ajuster la fertilité et le pH d'un sol

Traiter les carences en nutriments

Il faut faire correspondre les apports en nutriments avec les prélèvements par les plantes et les pertes (Scharenbroch & Smiley, 2021). Pour compléter les apports, des fertilisants peuvent être appliqués sur le sol, le tronc ou le feuillage (Scharenbroch & Smiley, 2021). Les fertilisants peuvent être classés en fonction de la rapidité avec laquelle les ions nutritifs solubles dans l'eau sont libérés dans l'eau interstitielle du sol (Whalen *et al.*, 2021). Par ex., la dissolution du phosphate monoammoniaque granulaire (en NH_4^+ et H_2PO_4^- solubles dans l'eau) se produit généralement

plus rapidement que l'hydrolyse des composés phosphorés organiques (en HPO_4^{2-} par les enzymes phosphatases du sol) du fumier de poulet (contenant 4 % d'N total et 0.5 % de P total): les engrais à base de sel sont des engrais à « libération rapide » et le fumier est considéré comme un engrais à « libération lente » (Whalen *et al.*, 2021).

En cas de pH acides

On utilise des amendements à base de chaux (par ex., carbonate de calcium ou de magnésium), pulvérisée ou granulée, pour augmenter le pH du sol, notamment lorsqu'il devient inférieur à 6 (Kumaragamage *et al.*, 2021; Scharenbroch & Smiley, 2021). La chaux calcitique contenant surtout du carbonate de calcium peut être préférée à la chaux dolomitique contenant du magnésium et du calcium si le sol a suffisamment de magnésium (Scharenbroch & Smiley, 2021). On peut aussi utiliser de la cendre de bois, mais comme elle nécessite plus d'application que la chaux, cela peut générer des excès de potassium qui peut interférer avec le prélèvement de magnésium et de calcium (Scharenbroch & Smiley, 2021).

En cas de pH alcalins

Les amendements utilisés pour acidifier les sols alcalins nécessitent généralement plusieurs applications, notamment si le sol a un fort pouvoir tampon (par ex., argiles à texture fine et à forte CEC) ou si le matériel pourrait endommager les plantes (Scharenbroch & Smiley, 2021). Pour une action rapide, on peut utiliser les sulfates de fer et d'aluminium, mais le sulfate d'aluminium peut être toxique à long terme (Scharenbroch & Smiley, 2021). Le soufre élémentaire a un potentiel de combustion moins élevé que les sulfates, mais a une action plus lente (Kumaragamage *et al.*, 2021; Scharenbroch & Smiley, 2021). Les engrais à base d'ammonium, d'urée et de protéines et les amendements organiques acides peuvent aussi être utilisés mais ne sont pas aussi efficaces

et peuvent prendre plus de temps (Scharenbroch & Smiley, 2021). En cas de sols calcaires, il est difficile d'abaisser le pH (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Planter des espèces adaptées au pH

On distingue les neutrophiles, qui ne peuvent pas prospérer en milieu acide, et les acidophiles, qui fuient les sols saturés et résistent à l'acidité par complexation rhizosphérique d' Al^{3+} (Duchaufour, 2001).

f. Gérer la salinité et la sodicité d'un sol

Prévenir la salinisation

Plutôt que de laisser la salinité augmenter dans les sols et d'essayer ensuite de les restaurer, la prévention est une meilleure approche (Kumaragamage *et al.*, 2021). Elle se fait d'une part en limitant les entrées de sels, c'est-à-dire en utilisant des eaux d'irrigation, des fertilisants et des sels de déglacage ayant une faible salinité et sodicité (Urban, 2008). D'autre part, elle se fait en favorisant l'humidité et le drainage du sol, c'est-à-dire par l'irrigation, la mise en place d'un paillis, ou le drainage souterrain sous la zone racinaire (Urban, 2008). En effet, tant que le sol est bien drainé, le sodium et les sels étant très mobiles sont déplacés plus bas dans le solum, en dessous du niveau de développement des racines fines (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Dans les climats froids, où des sels de déglacage sont utilisés, on peut diminuer les quantités de sels, on peut opter pour des sels sans sodium ou des sels mélangés avec du sable, on peut rincer les sols au début du printemps avant que les températures n'atteignent 7°C, ou on peut changer au début du printemps le paillis contenant du sel par du nouveau paillis (Urban, 2008). En climat chaud et aride, on peut appliquer du paillis pour réduire l'évaporation, on peut maintenir l'irrigation pour garder les sols humides et éviter

le dessèchement, ou on peut éviter de planter sur les hauts des monticules dans lesquels les sels s'accumulent à cause de l'évaporation (Urban, 2008).

Restaurer

Afin d'identifier la technique de restauration appropriée, il est d'abord nécessaire de déterminer le type de sol affecté par les sels dans la zone d'enracinement (cf. Figure 2.8). Pour les sols salins, qui ont une bonne agrégation et une bonne infiltration, la méthode couramment utilisée consiste à effectuer directement un rinçage de surface avec des précipitations naturelles ou de l'eau d'irrigation de bonne qualité (Moebius-Clune *et al.*, 2016; Kumaragamage *et al.*, 2021; Scharenbroch & Smiley, 2021). Les sels étant très solubles, ce rinçage permet leur lixiviation efficace du sol de surface.

Pour les sols sodiques, caractérisés par une forte dispersion et un faible taux d'infiltration, l'application en surface d'amendements de Ca^{2+} tels que le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) est généralement nécessaire avant l'irrigation (Kumaragamage *et al.*, 2021; Scharenbroch & Smiley, 2021). Selon le type de sol et la concentration en sodium, le gypse doit être appliqué sous forme de poudre ou de granulés à un taux de 10 à 100 kg pour 100 m², suivi d'un labourage pour augmenter l'efficacité (Scharenbroch & Smiley, 2021). Avec ce procédé, le Ca^{2+} ajouté remplace le Na^+ monovalent sur le complexe d'échange, ce qui réduit le pH, favorise la floculation (l'agrégation) et améliore l'infiltration d'eau du sol (Moebius-Clune *et al.*, 2016; Kumaragamage *et al.*, 2021). L'irrigation subséquente avec de l'eau de bonne qualité permet de lixivier le Na^+ déplacé et les sels en excès (Kumaragamage *et al.*, 2021). Pour éviter que les sels lixiviés dans l'eau drainée ne s'accumulent dans les eaux souterraines, on peut détourner les eaux de drainage salines par des drains souterrains (Kumaragamage *et al.*, 2021).

Tableau 3.2 Classement des plantes selon leur sensibilité à la salinité du sol (modifié d'après Calvet, 2013; Dirr, 1976; et Kumaragamage *et al.*, 2021).

Les valeurs indiquées sont les conductivités électriques de l'extrait de pâte saturée.

Plantes très résistantes (EC toléré = 10-12 dS.m ⁻¹)	Plantes moyennement résistantes (EC toléré = 4-10 dS.m ⁻¹)	Plantes sensibles, peu résistantes (EC toléré < 4 dS.m ⁻¹)
Betterave maraîchère	Chou	Radis
Asperge	Laitue	Céleri
Épinard	Concombre	Haricot vert
Orge	Trèfle blanc	Trèfle rouge
Betterave à sucre	Ray-grass anglais	Érable
Colza	Luzerne	Pin blanc
Coton	Avoine	Thuya occidental
Saule	Riz	Sapin baumier
Amélanchier du Canada	Maïs	Épinette blanche
Mélèze laricin	Fétuque	
Pin gris	Soja	
Chêne rouge	Thuya occidental	
Tremble	Sapin baumier	
Bouleau à papier	Épinette blanche	
	Tremble	
	Bouleau à papier	

Alternativement, on peut incorporer du biochar au sol afin de réduire les dommages causés par les excès de sel ou ajouter des agents mouillants à l'eau d'irrigation pour améliorer la percolation (Scharenbroch & Smiley, 2021).

Planter des espèces tolérantes

On peut utiliser, voire assainir, les sols salins en installant des espèces tolérantes aux sels, comme des arbustes tolérants à faible consommation d'eau (Tableau 3.2; Scharenbroch & Smiley, 2021). Ces plantes peuvent améliorer les sols affectés par les sels en réduisant l'évaporation par leur ombrage, en augmentant l'infiltration et la percolation de l'eau par la formation de matière organique, d'agrégats et de larges pores et en absorbant les cations et les anions de la solution du sol (Kumaragamage *et al.*, 2021; Scharenbroch & Smiley, 2021). Par ex., les plantes halophytes *Suaeda maritima* et *Sesuvium portulacastrum* ont été capables en 4 mois d'extraire respectivement 504 et 474 kg de NaCl sur un hectare de sol salin (Ali *et al.*, 2013).

Remplacer

Une autre intervention possible consiste à excaver le sol de surface et à le remplacer par un sol de remplissage (Kumaragamage *et al.*, 2021).

g. Décontaminer un sol

Les méthodes de réhabilitation des terrains contaminés sont nombreuses et peuvent faire appel à des procédés biologiques (par des plantes ou des microorganismes), des procédés chimiques (par des substrats) ou des procédés physiques (par un courant électrique, de la chaleur, ou de la pression) (Korjus, 2014; Gouvernement du Canada, 2022, [https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/TechIst.aspx?lang=fra]). Pour choisir le type de réhabilitation et la méthode de décontamination, il faut préalablement caractériser :

- la contamination : nature et concentration des contaminants, étendue et profondeur de la contamination incluant la zone vadose (située au-dessus de la nappe phréatique) et la zone saturée (nappe phréatique), évolution potentielle;

- le sol : composition chimique, propriétés d'absorption, texture, pH, humidité, perméabilité, etc.;
- le site : accessibilité, infrastructures aériennes et souterraines, activités présentes et futures;
- le temps et le budget alloués au projet (Morel *et al.*, 2005; Zhioua, 2018).

Si la prévention des contaminations reste la solution la plus souhaitable, les contaminations des terrains sont très fréquentes. Au Québec, le système de gestion des terrains contaminés mis en place en 1991 recense en moyenne 364 nouvelles inscriptions chaque année (Hébert & Bernard, 2013). Dans ces cas, trois options sont possibles pour réhabiliter un terrain.

Prévenir la contamination

La prévention repose sur les bonnes pratiques visant à limiter, voire à supprimer les contaminations. Ces bonnes pratiques sont encadrées par divers réglementations relatives à la fabrication des produits potentiellement toxiques, à leur transport, à leur stockage, à leur utilisation et à l'élimination des produits résiduels (Calvet, 2013).

Tableau 3.3. Technologies utilisées pour décontaminer les sols (d'après Gouvernement du Canada, 2022, [<https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/Techlst.aspx?lang=fra>]).

	Traitement	<i>in situ</i> , ou <i>ex situ</i>	Composés organiques ou inorganiques	Dégradation, extraction, ou immobilisation
Physique	Séparation physique	<i>ex situ</i>	Inorganiques, Organiques	Extraction
	Désorption thermique	<i>ex situ</i>	Organiques	Extraction
	Incinération	<i>ex situ</i>	Organiques	Dégradation
	Pyrolyse	<i>ex situ</i>	Organiques	Dégradation
	Solidification	<i>in situ</i>	Inorganiques, Organiques	Immobilisation
	Électrocinétique	<i>in situ</i>	Inorganiques, Organiques	Extraction
	Barrière gelée	<i>in situ</i>	Inorganiques, Organiques	Immobilisation
	Systèmes de pompage et traitement	<i>in situ</i>	Organiques	Extraction
	Chauffage du sol (par résistance électrique, électromagnétique, injection d'air ou d'eau chaude)	<i>in situ</i>	Organiques	Extraction
	Vitrification	<i>ex situ</i> , <i>in situ</i>	Inorganiques, Organiques	Immobilisation
	Adsorption	<i>ex situ</i> , <i>in situ</i>	Organiques	Extraction
Chimique	Stabilisation	<i>in situ</i>	Inorganiques, Organiques	Immobilisation
	Oxydation	<i>ex situ</i> , <i>in situ</i>	Organiques	Dégradation
	Lavage, lessivage ou extraction chimique des sols	<i>ex situ</i> , <i>in situ</i>	Inorganiques, Organiques	Extraction
	Déshalogénéation	<i>ex situ</i> , <i>in situ</i>	Organiques	Dégradation
Biologique	Biopile aérobie	<i>ex situ</i>	Organiques	Dégradation
	Compostage aérobie	<i>ex situ</i>	Organiques	Dégradation
	Phytoimmobilisation	<i>in situ</i>	Inorganiques	Immobilisation
	Phytoextraction	<i>in situ</i>	Inorganiques	Extraction
	Bioventilation	<i>in situ</i>	Organiques	Dégradation
	Bioaugmentation	<i>in situ</i>	Organiques	Dégradation
	Phytodégradation	<i>in situ</i>	Organiques	Dégradation
	Rhizodégradation	<i>in situ</i>	Organiques	Dégradation

Remplacer

La première option de réhabilitation consiste à exporter la contamination en excavant les sols contaminés et en les remplaçant par des sols non contaminés. Cette option est souvent envisagée en cas de projet de construction résidentielle, et en cas d'absence de technique efficace de décontamination *in situ* des sols, par ex., les sols

impermeables ou très contaminés (Zhioua, 2018). Elle permet de réhabiliter le terrain rapidement mais elle est coûteuse et ne traite pas systématiquement la pollution (Zhioua, 2018). Le matériel exporté sera éventuellement traité par un traitement physique, chimique ou biologique *ex situ* (Tableau 3.3), puis enfoui ou valorisé (Hébert & Bernard, 2013). En effet, bien que l'enfouissement dans

les centres autorisés est la méthode la plus commune au Québec, les sols dont les concentrations en contaminants dépassent les valeurs limites fixées par l'annexe I du règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC) doivent être préalablement traités (article 4 du RESC; Hébert & Bernard, 2013; Zhioua, 2018).

Immobiliser

La deuxième option de réhabilitation consiste à confiner la pollution en l'immobilisant sur le site (Tableau 3.3). Cette option ne traite pas la pollution, mais protège l'environnement du terrain contaminé, notamment les eaux souterraines, et peut convenir aux sites d'enfouissement. On peut citer la solidification/stabilisation, et la phytoimmobilisation.

- **La solidification / stabilisation** consiste à mélanger des sols contaminés avec un agent liant ou stabilisant pour lier physiquement (solidification) ou chimiquement (stabilisation) les contaminants (Désilets *et al.*, 2017). Elle immobilise ainsi de façon *in situ* ou *ex situ* les contaminants des sols silteux, sablonneux ou graveleux, à faible ou forte profondeur, et empêche leur lixiviation ou leur migration (Désilets *et al.*, 2017; Ricciardi-Rigault *et al.*, 2017). Principalement utilisée pour les éléments traces, cette technique convient également aux radicaux libres, aux matières radioactives, aux composés organiques non volatils et semi-volatils (par ex., éthènes chlorés, composants d'hydrocarbure pétroliers, biphényles polychlorés, pesticides, dioxines, furannes) (Désilets *et al.*, 2017).
- **La phytostabilisation (ou phytoimmobilisation)** correspond à l'utilisation de certaines plantes pour stabiliser les contaminants dans les sols contaminés et réduire leur mobilité et leur biodisponibilité (Ali *et al.*, 2013). Les plantes en question peuvent immobiliser les éléments traces dans les racines par sorption, ou dans la rhizosphère par complexation, précipitation sous une forme insoluble ou réduction de valence (en excréant des enzymes redox) (Ali *et al.*, 2013). La phytostabilisation limite ainsi l'accumulation des éléments

traces dans la chaîne alimentaire et minimise leur lixiviation dans les eaux souterraines (Ali *et al.*, 2013).

Extraire ou dégrader

La troisième option de réhabilitation consiste à traiter *in situ* la pollution en utilisant des processus physiques, chimiques ou biologiques soit pour extraire la pollution soit pour la dégrader (Tableau 3.3). Cette option, permettant d'éviter les travaux d'excavation ou le démantèlement des infrastructures, est moins coûteuse mais peut être plus longue à mettre en œuvre (Zhioua, 2018). Ces méthodes sont généralement utilisées lorsque la zone contaminée n'est pas facilement accessible (sous un bâtiment ou un stationnement, accès empêché par une infrastructure comme une route, une voie ferrée ou un bâtiment, contamination trop en profondeur, ou espace trop restreint). Elles pourraient être développées davantage pour les projets d'espaces verts, notamment en utilisant les méthodes de phytoremédiation.

- Parmi les techniques *in situ* adaptées aux contaminants organiques et inorganiques, **les systèmes de pompage** consistent à appliquer un vide à l'intérieur d'un puits avec une pression négative afin de pomper les liquides et les vapeurs, jusqu'à une profondeur de 10 m, voire plus (Désilets *et al.*, 2018a, 2018b, 2018c). Par ex., l'extraction multiphase permet de simultanément récupérer les liquides en phase non aqueuse (LPNA), contrôler la pollution dissoute dans les eaux souterraines et assainir l'eau et l'air des sols de la zone vadose. L'extraction multiphase peut se faire avec un seul tuyau d'aspiration dans le puits au niveau de l'interface air-liquide (bioaspiration), ou à l'aide de deux pompes, une pompe submersible dans le liquide contaminé (LPNA et eau souterraine) et une pompe

à vide dans la zone vadose pour extraire l'air uniquement (extraction double phase) (Désilets *et al.*, 2018c). L'extraction multiphase est adaptée en présence de LPNA légers comme le diesel et l'essence, mais aussi en présence de LPNA denses comme des solvants chlorés. L'extraction multiphase, adéquate dans les sols à perméabilité intermédiaire (entre 10^{-5} à 10^{-3} cm.s⁻¹), est très énergivore et coûteuse (Désilets *et al.*, 2018c).

- Également adéquat pour les contaminants organiques ou inorganiques, **le lavage** des sols consiste à utiliser une solution de lavage pour mobiliser les contaminants vers un système de récupération des eaux souterraines (Thibodeau *et al.*, 2019a). La solution de lavage est soit injectée de façon continue en amont de la contamination (pour une contamination en zone saturée), soit injectée directement à la surface du sol du secteur contaminé (pour une contamination en zone vadose), puis elle est récupérée en aval par pompage (Thibodeau *et al.*, 2019a). Cette solution est le plus souvent un surfactant ou un cosolvant, mais elle peut aussi être de l'eau, un acide, une base, un oxydant chimique, un agent chélateur, un polymère ou un solvant organique (Thibodeau *et al.*, 2019a). Certains de ces produits, connus pour leur forte acidité, peuvent affecter la fertilité ou la structure du sol, ou la qualité des eaux souterraines. Le lavage est efficace dans les sols perméables sablonneux ou graveleux et homogènes, avec une teneur en particules fines (argiles, limons) inférieure à 20 %, et une teneur faible ou modérée en matière organique (Thibodeau *et al.*, 2019a).
- Pour les composés organiques, **l'oxydation chimique** est la technique la plus répandue (Bathalon

et al., 2019; Delisle et al., 2019; Thibodeau et al., 2019b). Elle consiste à injecter une matière oxydante dans la zone vadose ou saturée, afin d'oxyder les contaminants et de les dégrader partiellement ou complètement en CO_2 , H_2O et ions inorganiques (comme le chlorure). Le permanganate de potassium ou de sodium en solution est souvent utilisé en raison de sa stabilité, mais il est très sélectif: il peut dégrader les éthènes chlorés, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, des composés aliphatiques chlorés (perchloréthylène; trichloréthylène; dichloréthylène; chlorure de vinyle), mais n'est pas efficace pour oxyder le benzène, les benzènes chlorés, le MTBE, le tétrachlorure de carbone ou les éthanes chlorés (Thibodeau et al., 2019b). L'ozone gazeux, plus oxydant, est efficace sur une plus large gamme de substances organiques toxiques ou difficilement biodégradables, mais est très réactif et plus difficile à utiliser (Bathalon et al., 2019). Le peroxyde d'hydrogène mélangé avec un catalyseur (fer ferreux $[\text{Fe}^{2+}]$) peut également servir d'oxydant (Delisle et al., 2019).

- **L'électrocinétique** est particulièrement intéressante pour extraire les éléments traces métalliques, même si elle peut aussi convenir aux contaminants organiques en utilisant un agent chimique (Ricciardi-Rigault et al., 2019). Il s'agit d'appliquer un courant électrique continu de faible intensité entre des paires d'électrodes (anodes et cathodes) situées au cœur et autour d'une zone contaminée (Ricciardi-Rigault et al., 2019). Le courant électrique induit l'électrolyse de l'eau, générant les ions H^+ et OH^- à l'anode et à la cathode, respectivement (Zhioua, 2018). Pour les métaux, le courant électrique permet leur solubilisation par le milieu acide créé à l'anode,

leur migration vers le compartiment cathodique et leur précipitation avec OH^- sous forme de sels d'hydroxydes (Zhioua, 2018). Plus généralement, les ions métalliques, l'ammonium et les composés organiques de charges positives se déplacent vers la cathode, tandis que les anions tels que les chlorures, les fluorures, les nitrates et les composés organiques de charges négatives se dirigent vers l'anode (Ricciardi-Rigault et al., 2019). L'électrocinétique peut être combinée à une autre technologie pour l'extraction des contaminants (par ex., pompage, Zhioua, 2018). La nature des électrolytes joue un rôle primordial dans l'efficacité du traitement électrocinétique. On peut augmenter la solubilité des métaux en utilisant des acides (par ex., acide citrique) ou des agents chélateurs (par ex., acide éthylène diaminetétraacétique), mais certains composés de faible biodégradabilité peuvent persister dans le sol (Zhioua, 2018). Bien qu'énergivore et coûteuse, elle peut être utile dans le cas des sols à texture fine (argile, silt argileux) pour lesquels peu de technologies de réhabilitation existent. Pour être efficace, les sols doivent avoir une teneur en eau supérieure à 10 % et être exempt de LPNA légers et denses (Ricciardi-Rigault et al., 2019).

- Les composés organiques peuvent aussi être dégradés par des traitements biologiques, c'est-à-dire en utilisant l'activité des microorganismes. Par ex., **la bioventilation** consiste à aérer les sols par injection ou extraction d'air via des puits, ou d'autres structures afin de stimuler l'activité biologique (Delisle et al., 2017). Utilisant les différentiels de pression (système passifs) ou l'énergie solaire, cette méthode convient pour dégrader les composés organiques en condition aérobie (surtout les hydrocarbures)

dans la zone vadose (Delisle et al., 2017). L'air est le gaz principalement injecté, mais le gaz méthane ou propane a également été utilisé pour la réhabilitation cométabolique des solvants chlorés (Delisle et al., 2017). L'injection plutôt que l'extraction d'air permet de réduire la volatilisation des contaminants mais est déconseillée s'il y a présence de bâtiments ou d'infrastructures souterraines (Delisle et al., 2017).

Alternativement, **la bioaugmentation** se fait avec l'introduction de microorganismes indigènes ou exogènes dans les sols par vaporisation en surface ou par des puits d'injection en profondeur afin de dégrader les contaminants, ou de réduire leur mobilité ou leur toxicité (Turgeon et al., 2019). L'inoculum est préparé en laboratoire à partir d'échantillons de sol d'un site contaminé ou apte à dégrader les composés ciblés (Turgeon et al., 2019). La bioaugmentation a été appliquée pour le traitement aérobie de carburants (par ex., diesel) et la réduction anaérobie de solvants chlorés. Les sols doivent être propice à l'activité des microorganismes, c'est-à-dire un pH idéalement situé entre 6 et 8, une concentration en contaminants ni trop élevée (toxique) ni trop faible (limitant), et une concentration en métaux modérée (Turgeon et al., 2019).

- La **phytoremédiation** utilise les plantes (et les microorganismes associés) pour réhabiliter des terrains contaminés par des composés organiques ou inorganiques. C'est une méthode écologiquement, économiquement et socialement adéquate dans le cadre d'un projet d'espace vert. Cependant, elle implique que les contaminants soient sur une grande surface et dans la couche superficielle (zone d'exploration des racines), que les

concentrations en contaminants soient relativement faibles, qu'il n'y ait pas d'infrastructure souterraine ou de bâtiment, et que le temps disponible soit long (> 5 ans) (Turgeon *et al.*, 2018b, 2018a). Le défi majeur de la phytoremédiation consiste à sélectionner les espèces de plantes appropriées (Dadea *et al.*, 2017; Nikolić & Stevović, 2015). Trois méthodes sont potentiellement intéressantes.

Premièrement, dans la **phytoextraction** (ou phytoaccumulation), les contaminants inorganiques (éléments traces) sont absorbés par les racines, transloqués dans la partie aérienne, où ils s'accumulent (Ali *et al.*, 2013). La récolte de la partie aérienne des plantes permet de récupérer les contaminants, de les disposer dans un endroit sécuritaire ou de les recycler après incinération ou compostage (Turgeon *et al.*, 2018a). Les plantes hypertolérantes et hyperaccumulatrices qui accumulent beaucoup d'éléments traces dans peu de biomasse sont particulièrement intéressantes pour la phytoextraction, par rapport aux plantes qui accumulent autant d'éléments traces dans beaucoup de biomasse (par ex., *Brassica juncea*) (Ali *et al.*, 2013). Les plantes qui génèrent plusieurs récoltes dans une saison de croissance ont un plus gros potentiel de phytoextraction d'éléments traces (par ex., *Trifolium* sp.). Les herbes sont préférables aux arbres ou arbustes, à cause de leur taux de croissance élevé, et de leur plus grande adaptabilité aux stress environnementaux (Ali *et al.*, 2013). Les métaux facilement biodisponibles pour l'absorption par les plantes incluent le cadmium, le nickel, le zinc, l'arsenic, le sélénium et le cuivre (Turgeon *et al.*, 2018a).

Deuxièmement, dans la **phytodégradation**, les plantes absorbent et métabolisent les contaminants organiques par les enzymes produites dans leurs tissus (racines, feuilles ou tiges) comme les déshalogénases et les oxygénases (Ali *et al.*, 2013; Turgeon *et al.*, 2018b). Les contaminants cibles

incluent les solvants chlorés, les herbicides, les insecticides, le pentachlorophénol, ou les biphényles polychlorés (Turgeon *et al.*, 2018b).

Troisièmement, dans la **rhizodégradation**, les racines des plantes en se développant excrètent des exsudats racinaires et forment des canaux préférentiels, ce qui engendre des apports en nutriments, en air et en eau et donc stimule l'activité d'une diversité de microorganismes de la rhizosphère (Ali *et al.*, 2013; Turgeon *et al.*, 2018b). Ces microorganismes, ainsi que les enzymes excrétées par les plantes, métabolisent les composés organiques, et peuvent dégrader certains contaminants, tels que les hydrocarbures, les pesticides, ou les solvants chlorés (Turgeon *et al.*, 2018b).

Choisir une méthode de réhabilitation parmi les différentes techniques est rendu complexe par l'hétérogénéité des sols et la diversité des contaminants. De plus, certaines techniques de réhabilitation génèrent une pollution additionnelle (utilisation de substrats polluants, dépenses en énergie et en ressources) ou déplacent la pollution existante dans l'eau ou l'atmosphère (Zhioua, 2018). Pour réhabiliter un terrain, il s'agit donc d'élaborer des plans et devis, de réaliser les travaux, d'effectuer un contrôle et un suivi, pour enfin fermer le dossier lorsque la situation sur le terrain répond aux exigences légales et réglementaires (Hébert & Bernard, 2013).

En France, la démarche d'interprétation de l'état des milieux a été mise en place pour assurer que l'état des milieux est compatible avec les usages fixés, en cohérence avec les dispositifs de gestion sanitaire et environnementale en place (MEDD, 2007). La méthodologie d'acquisition de l'état des milieux conduit à déterminer les usages réels des milieux, à connaître les modes de contaminations plausibles, et donc à identifier de manière précise les enjeux à protéger (MEDD,

2007). Elle se matérialise par des mesures qui comparent l'état des milieux d'exposition à l'état initial de l'environnement ou à l'état des milieux naturels voisins, ainsi qu'aux valeurs de gestion et aux dispositions réglementaires en vigueur (MEDD, 2007). Au final, la démarche vise à distinguer les milieux qui ne nécessitent aucune action particulière, c'est-à-dire ceux qui permettent une libre jouissance des usages constatés sans exposer les populations, des milieux qui sont susceptibles de poser un problème et de nécessiter des actions à envisager dans le cadre d'un plan de gestion (MEDD, 2007).

h. Cas des fosses de plantations : intégrer

Contraintes

Concilier les arbres avec le bâti et les activités urbaines de façon aussi intriquée que dans le cas des arbres isolés et alignés pose de grosses contraintes sur la gestion du sol et de l'espace aérien et souterrain. Les sols urbains étant compactés par les infrastructures et le trafic, le défi majeur consiste à insérer dans ce milieu défavorable un espace suffisamment grand de sol superficiel peu compacté, bien aéré et riche en nutriments pour l'arbre. Cet espace, appelé fosse de plantation, doit permettre le développement des racines, tout en cohabitant avec les réseaux souterrains et en étant résistant à la compaction générée par le trafic piétonnier et automobile. Une mauvaise gestion mène généralement à des dommages sur les arbres (blocages du développement racinaire par les infrastructures, incivilités) et sur les infrastructures (craquement et soulèvement du trottoir par les racines) (Mullaney *et al.*, 2015). La conception de la fosse va donc dépendre de l'espèce d'arbre, des conditions de sol environnant, des objectifs de l'implantation, de l'environnement urbain, des risques pris d'endommager l'arbre ou les infrastructures et du budget (Urban, 2008).

Végétation

L'espèce d'arbre doit être définie en adéquation avec les caractéristiques du site de plantation, c'est-à-dire avec le climat, le sol et l'espace aérien et souterrain disponible. Pour choisir l'espèce, il ne faut pas se fier à la forme de l'arbre jeune, mais caractériser l'arbre à maturité, notamment son collet et son système racinaire (Figure 3.3). Cependant, l'espace disponible en milieu urbain étant restreint, Urban (2008) conseille de ne pas choisir que des espèces d'arbres de petites tailles

adaptées à cet espace. Au contraire, choisir des espèces à large canopée qui peuvent survivre dans des petites fosses laisse une chance à l'arbre de se développer dans le sol environnant, de croître à une grande taille et de former une canopée étendue.

Fosse de plantation

Concevoir les fosses de plantation nécessite de définir son ouverture, son volume, sa forme, sa protection de surface, son sol et son intégration dans le sol environnant. Les conflits entre le développement de l'arbre et

le pavement étant inévitables dans les zones urbaines denses, la conception d'une fosse doit plutôt chercher à les minimiser en donnant un maximum de place à l'arbre, après avoir considéré le pavage minimum nécessaire à la circulation piétonnière et automobile et la présence des autres infrastructures aériennes et souterraines (Urban, 2008).

L'ouverture de la fosse doit être suffisamment grande pour permettre le développement du collet et de la plaque racinaire (Figure 3.4). Pour cela, il faut considérer la forme de l'évasement du tronc de l'arbre à maturité en observant une quinzaine d'arbres matures de la même espèce. Le collet peut avoir un diamètre jusqu'à trois fois, et la plaque racinaire jusqu'à 10 fois le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) de l'arbre à maturité, pouvant ainsi s'étaler sur un cercle de 4 m de diamètre environ (Urban, 2008). Bien qu'il soit difficile de créer une ouverture de fosse aussi grande en ville, il est important que celle-ci soit la plus grande possible (Urban, 2008). Dans le cas d'arbres alignés, on peut même concevoir une ouverture de fosse commune avec un espace non pavé entre les arbres (Urban, 2008).

Le volume de la fosse, qui en pratique est souvent entre 6 et 10 m³, devrait être bien plus grand, afin de donner un volume de sol suffisant aux racines pour répondre aux fonctions d'approvisionnement en eau, d'apport en nutriments et d'ancrage (Gillig *et al.*, 2008; Mullaney *et al.*, 2015; Urban, 2008). En France, le Cahier des clauses techniques générales (fascicule 35) fixe un minimum de 9 m³ pour les arbres à petit développement (hauteur entre 7 et 15 m), et de 12 m³ pour les arbres à moyen et grand développement (hauteur > 15 m) (Guinaudeau, 2010). Pour Guinaudeau (2010), le volume minimum requis serait de 15 m³ pour le développement durable d'un arbre. Sur le canton de Genève, on cite un volume supérieur à 9 m³ pour un arbre

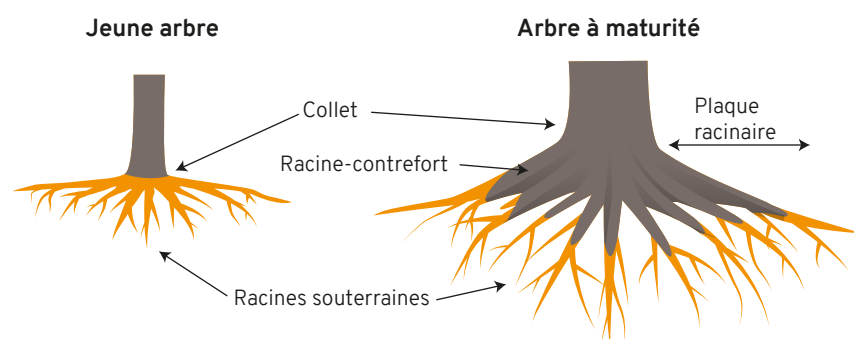


Figure 3.3. Développement du collet (zone d'évasement du tronc; *trunk flare*) et du système racinaire d'un arbre.

Le système racinaire est formé de racines-contreforts (au-dessus du sol, visibles) et de racines souterraines pouvant soulever le niveau du sol. Les racines initiales qui se développent sous le tronc se subdivisent et se rétrécissent rapidement (de 25-30 cm au niveau du tronc à 7-10 cm à 2 m du tronc) pour former le système racinaire de l'arbre: on parle de plaque racinaire (zone de conicité rapide; *zone of rapid taper*).

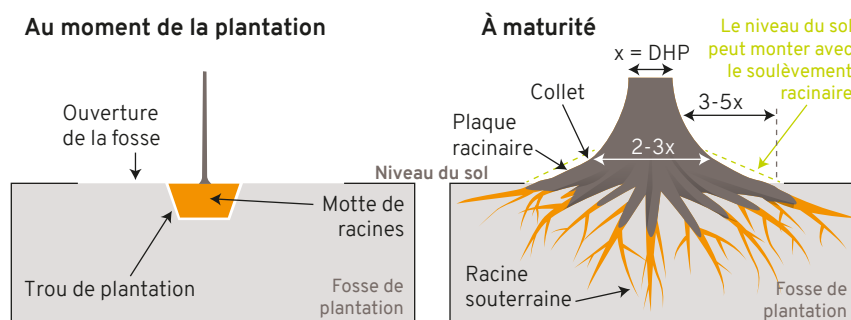


Figure 3.4. Conception de la fosse en considérant le futur développement de la base du tronc entre un arbre au moment de la plantation et un arbre à maturité.

L'ouverture de la fosse, initialement recouverte de sol nu et d'une motte de racines, va en 30-40 ans se remplir de matière ligneuse du collet et de la plaque racinaire. Les relations allométriques entre le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) et les diamètres du collet et la plaque racinaire sont indiquées (modifié d'après Urban, 2008).

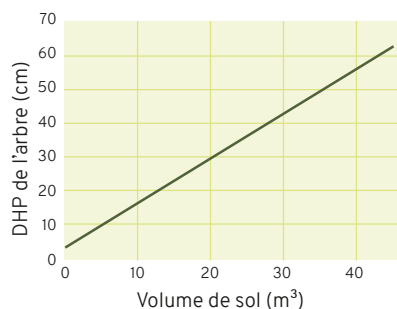


Figure 3.5. Relation entre le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) de l'arbre à maturité et le volume de sol requis dans la fosse de plantation (d'après Urban, 2008).

de hauteur entre 15 et 20 m dans une fosse aux parois latérales ouvertes, et à 15 m³ pour un arbre à grand développement (hauteur > 20 m). Aux États-Unis, Urban (2008) conseille même une fosse de diamètre supérieure à 6 m (~30 m³) pour supporter un arbre fonctionnel à grande canopée.

Pour définir précisément le volume adéquat, Urban (2008) propose une relation entre la taille de l'arbre et le volume minimal de la fosse nécessaire à son développement (Figure 3.5). Apporter un volume de sol aussi grand impliquera dans la majorité des cas d'intégrer le sol environnant la fosse (voir plus loin). Dans les cas exceptionnels où les parois de la fosse sont fermées et bloquent le développement racinaire (par ex., les voûtes), le volume total de sol doit être fourni au sein de la fosse (Urban, 2008).

La forme de la fosse doit être adaptée au système racinaire de l'arbre, au sol et à la configuration spatiale du site de plantation. Ainsi, on peut concevoir une surface de fosse ronde, ovale, carrée, rectangulaire ou autre. Une fosse allongée au détriment de la largeur permet d'agrandir la zone de plantation favorable au développement du système racinaire tout en maintenant une zone de circulation piétonnière suffisamment large (Urban, 2008). Cependant,

on ne peut pas compenser un manque de volume en augmentant la profondeur; celle-ci devrait se situer entre 1 et 1.5 m, au-delà de laquelle les conditions d'oxygénation ne permettent pas un bon développement des racines (Gillig *et al.*, 2008). Pour les arbres alignés, concevoir une fosse de plantation continue (tranchée) permet de maximiser le volume disponible aux racines (Gillig *et al.*, 2008).

Une protection de surface est généralement utilisée pour recouvrir l'ouverture de la fosse avant la plantation et après lorsque l'arbre est jeune, afin d'éviter la compaction par le trafic piétonnier et automobile. Cette protection ne sera plus nécessaire lorsque le tronc et les racines de l'arbre mature auront recouvert l'ouverture de la fosse. La meilleure pratique consiste à couvrir la surface du sol de l'ouverture de la fosse avec du paillis organique (par ex., copeaux de bois), qui, en plus de protéger de la compaction, va empêcher l'évaporation de l'eau, modérer la température, fournir de la matière organique et améliorer la reprise après la transplantation, sans provoquer de dommage à l'arbre (Urban, 2008). Le paillis peut être réapprovisionné régulièrement jusqu'à la dixième année après la plantation, mais ne doit pas accumuler une épaisseur supérieure à 5-7 cm pour éviter une forte rétention d'eau (le haut du paillis doit rester en dessous du pavage) (Urban, 2008).

D'autres matériaux peuvent être utilisés pour le paillage des arbres: gravier naturel, AAS expansé, caoutchouc émietté, poussière de pierres, granit décomposé (Urban, 2008). Ils ont des fonctions similaires au paillis organique, excepté le fait qu'ils ne contribuent pas à la couche organique du sol. Les agrégats plus fins sont plus stables au mouvement que le paillis de pierres de plus grande taille (Urban, 2008).

Les grilles d'arbre de différentes matières (fonte, acier, plastique, béton) sont traditionnellement utilisées pour

recouvrir l'ouverture des fosses (Urban, 2008). Cependant, les grilles d'arbre ont de nombreux inconvénients: en plus d'être coûteuses, elles peuvent ceinturer le tronc et étrangler l'arbre quand il croît; elles peuvent être soulevées par les racines et créer des risques de trébuchement; et elles exigent un abaissement de la motte de l'arbre sous le niveau du pavage (Urban, 2008). Si les concepteurs insistent pour utiliser une grille d'arbre, il faut choisir un modèle ayant une grande prise centrale (> 60 cm de diamètre), et agrandir le trou ou retirer la grille quand l'arbre s'est bien développé (Urban, 2008). Au moment de la plantation, Urban (2008) conseille même d'élever la motte au niveau de la chaussée pour que les racines en croissant soulèvent la grille et force son retrait. Une fois enlevée, on peut remplir l'espace restant de paillis (Urban, 2008).

Les plantations couvre-sol (arbustes, vivaces, annuelles, bulbes, pelouse) sont des alternatives au paillis pour éviter le piétinement de l'ouverture de la fosse (Urban, 2008). Cependant, lorsque l'arbre est nouvellement installé, ces plantes peuvent entrer en compétition avec les racines de l'arbre pour l'eau et les nutriments à un moment critique pour sa croissance, et les pousser à se développer plus profondément (Urban, 2008). Il n'est donc pas recommandé de planter dans la motte de racines de l'arbre nouvellement planté (mettre du paillis dans cette zone). De plus, il peut être nécessaire d'apporter un arrosage supplémentaire ou des fertilisants organiques (Urban, 2008). Au fur et à mesure que l'arbre se développe, les changements des conditions microclimatiques au sol (dépendant de l'espacement avec les autres arbres) impliquent de remplacer les espèces couvre-sol, ou de choisir des plantes pouvant tolérer des conditions ensoleillées à la plantation et ombragées à la maturité de l'arbre (par ex., liriopie, lierre) (Urban, 2008). La plantation d'annuelles (ou autres)

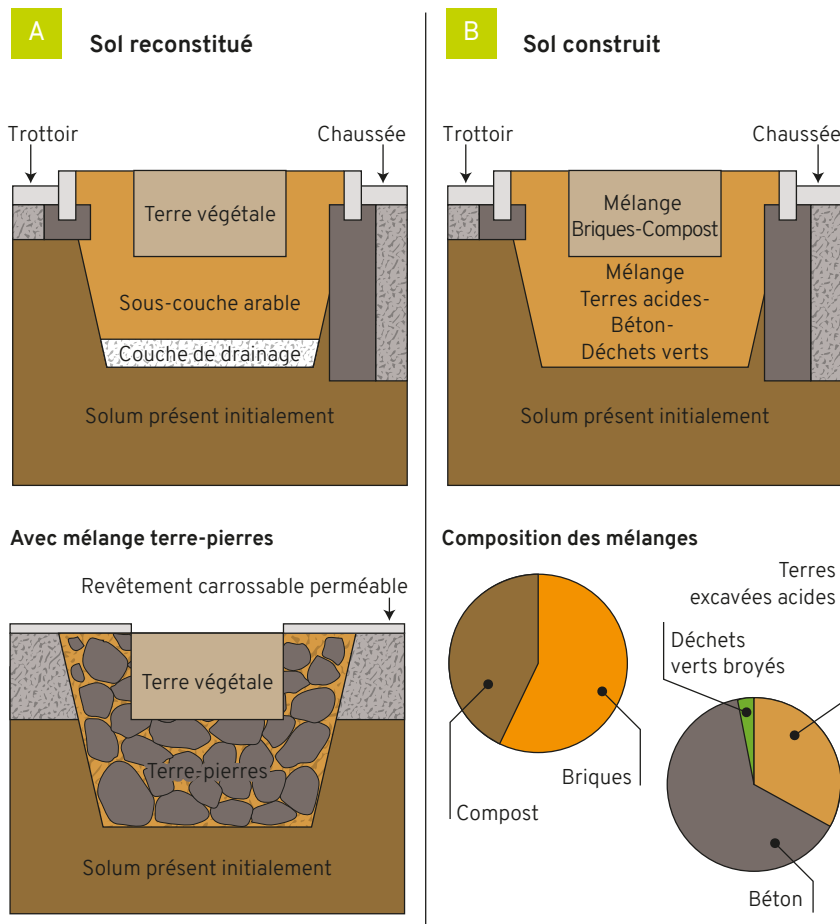


Figure 3.6. Profils de sols dans une fosse de plantation de berme latérale, avec: (A) un sol reconstitué (incluant un exemple avec mélange terre-pierres); et (B) un sol construit (incluant la composition en volume des mélanges) (A, modifié d'après Gillig *et al.*, 2008; B, modifié d'après Damas & Coulon, 2016)

sous un arbre établi peut se faire en utilisant un outil de creusement pneumatique pour ne pas endommager ses racines absorbantes et structurales (Urban, 2008).

Dans les zones achalandées, on peut utiliser une bordure ou une clôture autour de l'ouverture de fosse pour empêcher la circulation des piétons et des véhicules, notamment lorsqu'il y a des plantations de couverture (Urban, 2008). Les bordures et les clôtures doivent reposer sur la base du pavement et non sur la fosse, au risque de diminuer le volume de sol disponible à l'arbre. Pour minimiser

leur utilisation, on peut les installer seulement sur les côtés de la fosse perpendiculaire à la circulation (Urban, 2008). Les bordures bloquent l'entrée d'eau et de sels du trottoir dans la fosse. Les clôtures, pour les mêmes raisons que les grilles d'arbres, doivent être évitées; si on les utilise, elles doivent être suffisamment hautes (45 à 60 cm) pour éviter le trébuchement (Urban, 2008).

Lorsque l'utilisation de l'espace par les piétons est trop intense et nécessite la surface additionnelle de l'ouverture de fosse, on peut requérir une surface

de pavement flexible autour de l'arbre, qui s'adapte à la circulation des piétons (éviter les trébuchements) et à l'expansion des racines (permettre le soulèvement) (Urban, 2008). Ce pavement flexible inclut:

- Les pavés en pierre ou en brique (10 x 10 cm), posés en vrac ou sur un lit de 2.5 cm d'épaisseur fait de sable ou de poussière de pierre, avec des joints de sable de 1 cm (Urban, 2008). Ce lit de pose et ces joints, pour assurer les flux d'air et d'eau, ne doivent pas être faits en mortier ou en ciment (Urban, 2008). Les pavés ne doivent pas être posés sur la motte de racines et devront être progressivement réinstallés ou retirés pour agrandir l'ouverture de la fosse au fur et à mesure que l'arbre se développe et que les racines soulèvent la surface, ceci afin d'éviter d'étrangler l'arbre (Urban, 2008).
- L'asphalte, le gravier et la poussière de pierre sont assez flexibles face aux soulèvements racinaires et nécessitent moins de réparations que les pavés unitaires (Urban, 2008).
- Des briques en caoutchouc pour paver les trottoirs près des arbres ont aussi été testées afin de s'adapter au soulèvement des racines et réduire les conflits avec les usagers (Urban, 2008).
- Le pavage suspendu au-dessus du sol de la fosse est un moyen efficace de faire pousser des grands arbres et d'éviter les conflits entre les racines, le pavage et les usagers (Urban, 2008).

Le sol de la fosse est conçu à partir de différents matériaux formant des horizons (couches superposées) et des volumes (zones juxtaposées) pour répondre aux fonctions assignées (cf. Figure 3.1.A). Selon que les matériaux anthropiques ajoutés sont terreux ou technologiques, on forme un sol reconstitué (Figure 3.6.A) ou un sol construit (Figure 3.6.B), respectivement.

Les sols reconstitués sont généralement formés d'une couche de terre végétale, d'une sous-couche arable, et éventuellement d'une couche de drainage (Figure 3.6.A). La terre végétale et la terre arable sont idéalement de texture loameuse (loam, loam sableux, loam sablo-argileux, loam argileux, loam limoneux; cf. Figure 2.2), avec un enrichissement en matière organique dans la terre végétale (Gillig *et al.*, 2008; Urban, 2008).

Les sols sableux, qui ont un bon drainage et tolèrent des niveaux de compaction élevés, peuvent aussi être utilisés, mais, ayant une faible capacité de rétention en éléments nutritifs et en eau, ils doivent être enrichis en matière organique et associés aux sites ayant de bonnes précipitations ou une nappe phréatique superficielle (Gillig *et al.*, 2008; Urban, 2008). À Amsterdam, un mélange de sol spécial (sable moyen à grossier, avec 2-4 % d'argile et 4-5 % de matière organique) a été conçu pour être compacté à un taux élevé (80 % de la densité maximale) tout en permettant aux racines de croître (Urban, 2008). En revanche, il faut éviter les sols argileux et les limons lourds (Urban, 2008).

Le mélange terre-pierres, étant un matériau propice au développement racinaire et incompressible face aux contraintes physiques des voiries, peut être utilisé dans les fosses continues et parfois dans les fosses individuelles (celles ayant un volume supérieur à 12 m³), ainsi que dans le sol environnant les fosses (Gillig *et al.*, 2008). Il est néanmoins nécessaire d'apporter un volume minimum de 4 m³ de terre végétale au pied de l'arbre (Figure 3.6.A). Le mélange n'est recommandé que si les contraintes du site le justifient, c'est-à-dire s'il est nécessaire d'étendre la fosse de plantation sous une surface carrossable (Gillig *et al.*, 2008). Les 2/3 de son volume étant constitué de pierres, il faut prévoir, en fonction des besoins de l'arbre, que seul 1/3 est disponible aux racines (Gillig *et al.*, 2008).

Pour un sol construit, Damas & Coulon (2016) ont testé un sol formé d'un horizon de croissance (mélange Briques - Compost) et d'un horizon squelette (mélange Terres acides - Béton - Déchets verts) (Figure 3.6.B). Les fonctions et services rendus par ces matériaux de substitution étaient aussi performants que ceux du mélange terre-pierres, exceptés ceux de support de voiries (Damas & Coulon, 2016).

Comme intermédiaire entre matériaux terreux et technologiques, on peut citer le mélange de sol structurel CU développé par l'Université Cornell. Il s'agit d'un mélange d'agrégats de pierre et de terre, avec une petite quantité de gel polymère pour les maintenir ensemble. Il peut être compacté à 95 % de la densité maximale tout en favorisant la croissance des racines (Urban, 2008).

L'intégration du sol environnant à la fosse est généralement nécessaire afin d'apporter un volume de sol suffisant à la croissance des arbres à long terme (cf. Figure 3.5). Cela consiste à anticiper et favoriser le développement des racines à l'extérieur de la fosse en vue d'augmenter le volume de sol exploité (Urban, 2008). Pour ce faire, le sol de la fosse doit être mis en contact avec le sol environnant, sans barrière d'infrastructures qui empêcherait la sortie des racines ou les entrées d'eau (Urban, 2008). Il faut aussi s'assurer que la qualité du sol aux abords des parois de la fosse soit propice au développement racinaire (aéré, drainant, nutritif, réalimenté en eau) (Gillig *et al.*, 2008; Urban, 2008). La fosse deviendra ainsi le support des grosses racines structurales, tandis que les racines fines absorbantes rechercheront leurs sources d'air, d'eau et de nutriments sous la chaussée et le trottoir (Urban, 2008). Selon la qualité du sol autour de la fosse et la configuration de l'espace, plusieurs options seules ou combinées existent pour intégrer le sol environnant à la fosse. Cette extension sous le pavement est souvent la partie la plus coûteuse de la plantation d'un arbre en ville (Urban, 2008).

La première option est, en cas de sous-sol compact, d'ameublir (décompacter) les parois et le fond de la fosse de façon à permettre la croissance des racines latérales et des racines pivots (Figure 3.7.A).

Deuxièmement, la mise en place d'un cadre ajouré (volume > 10 m³; largeur > 2m; profondeur > 1m; décompaction du fond sur 30 cm), avec les ouvertures sur le côté pour l'exploration racinaire, permet de résoudre les problèmes de stabilité des bords de chaussées (Gillig *et al.*, 2008). On peut également installer des drains d'arrosage, d'évacuation et d'aération si le sol environnant est compact (Figure 3.7.B).

Une troisième option, lorsque la fosse est à proximité de la voirie, est d'étendre la fosse par un mélange terre-pierres (ou autre mélange structural) sous la chaussée et le trottoir (Figure 3.7.C). Cela permet d'agrandir le volume de sol propice à l'extension des racines, tout en répondant aux contraintes physiques de stabilité des voiries (Gillig *et al.*, 2008). Il est nécessaire de mettre en place un revêtement perméable à l'eau sur le mélange pour que sa partie terre soit fertile (Gillig *et al.*, 2008).

La quatrième option consiste, en cas de sol adjacent inadéquat, à mettre en place une structure contenant du sol fertile qui connecte le sol de la fosse à la fosse d'un autre arbre ou à un espace vert plus important (par ex., jardin), ce qui peut augmenter l'efficacité du sol sous la voirie de 20 à 30 % (Urban, 2008). On présente ici les chemins racinaires, les tranchées et les structures cellulaires :

- Les chemins racinaires (*root paths*) consistent en des tranchées étroites (10 x 30 cm) qui guident les racines hors de la fosse, et si possible les dirigent vers les fosses ou les espaces verts contigus (en moyenne, trois tranchées espacées de 120 cm entre deux arbres contigus) (Figure

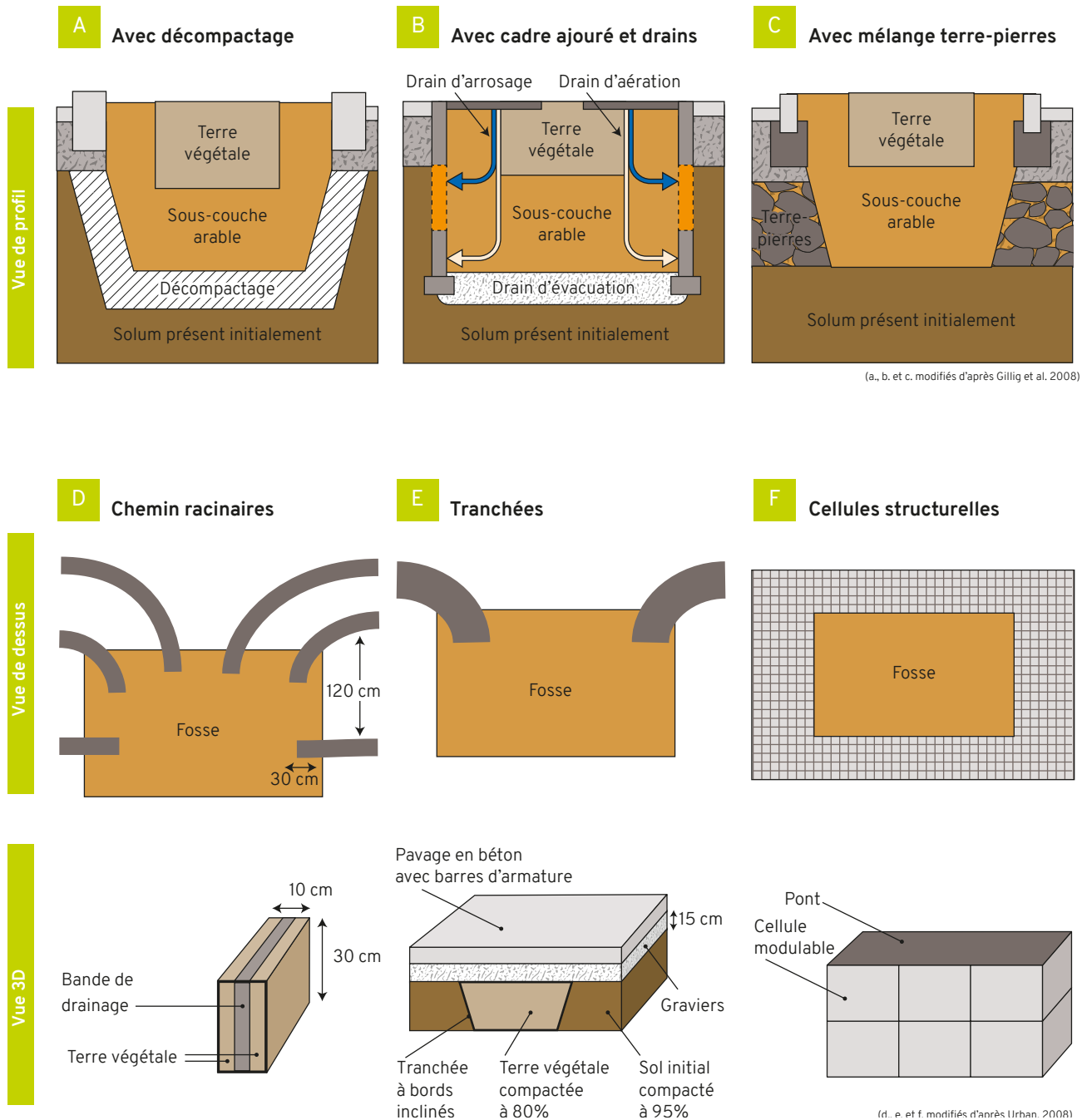


Figure 3.7. Techniques d'intégration du sol environnant à la fosse afin d'augmenter le volume exploitable par les racines : (A) par le décompactage du fond et des parois de la fosse; (B) par la mise en place d'un cadre ajouré et de drains; (C) par un mélange terre-pierres; (D) par l'installation de chemins racinaires; (E) par l'installation de tranchées; et (F) par l'utilisation de cellules structurales (A, B, C, modifiés d'après Gillig *et al.*, 2008; D, E, F, modifiés d'après Urban, 2008)

3.7.D). Les tranchées sont creusées avec une trancheuse, remplies d'une bande de drainage et de terre végétale de texture loameuse, puis compactées avec un compacteur à plaque vibrante (Urban, 2008). Bien que de volume faible, les chemins racinaires permettent d'élargir le volume disponible aux racines pour l'exploitation des ressources du sol et leur développement. La bande de drainage augmente l'aération et la rétention d'eau du sous-sol (grâce à sa couche de géotextile non tissé), ce qui forme des conditions propices au développement des racines sur 15 cm de chaque côté de la tranchée.

- Les tranchées de sol, comme les chemins racinaires, connectent la fosse à une fosse voisine ou à un sol au-delà du pavage, mais étant plus larges (1.5-1.8 m de largeur; ~14 m³ avec des arbres espacés de 10 m) que les chemins racinaires, elles agrandissent significativement par elles-mêmes le volume de sol disponible aux racines (Figure 3.7.E; Urban, 2008). Les tranchées sont creusées à bords inclinés pour maintenir l'intégrité structurelle du matériau de fondation, puis remplies de terre végétale de texture loameuse compactée au niveau maximal de support des racines pour soutenir aussi le pavage en béton; ensuite, elles sont recouvertes d'une couche de gravier pour faciliter les échanges d'air et d'eau et réduire l'incidence des conflits entre la chaussée et les racines; enfin, elles sont surmontées de dalles de béton assez larges pour couvrir la largeur de la tranchée et 50 cm de chaque côté sur le sol adjacent compacté.
- Les systèmes de cellules modulaires consistent à suspendre la structure du trottoir au-dessus du sol par une structure modulaire constituée de cellules ouvertes (dont on choisit la disposition pour former la largeur et la hauteur du

système) et surmontée d'un pont (Figure 3.7.F). Ce système apporte un grand volume de sol propice à l'enracinement tout en protégeant de la compaction et des dommages causés par les racines et en s'adaptant à l'espace disponible et aux infrastructures sous le pavage.

Enfin, pour protéger la voirie de conflits avec les racines qui se développent en-dessous, des couches de transition entre le pavage et les racines peuvent être ajoutées. Par ex., la pose d'une couche de géotextile ou de géo-grille sous le pavage ou l'asphalte permet d'uniformiser l'élévation du pavage par les racines et de former une surface plus lisse (Urban, 2008). De plus, mettre une couche en granulats (~15 cm), sans particules fines, sous le pavage en béton crée un espace sec et répartit la force de soulèvement des racines, ce qui favorise un enracinement plus profond et réduit la pénétration des racines sous la chaussée (Urban, 2008). Cela peut être combiné à un épaissement en béton comme bordure solide autour de l'ouverture de la fosse, qui peut être légèrement surélevée au-dessus de la surface du sol (Urban, 2008).

Même si ces différents systèmes permettent à l'arbre d'utiliser le volume de sol sous la voirie, cela ne suffit pas toujours dans les zones urbaines denses. En conséquence, le manque de volume pourra endommager le pavage et limiter le développement de l'arbre (croissance plus lente, taille plus petite et espérance de vie plus courte) (Urban, 2008).

Gestion de l'eau

Dans les fosses de plantation, le volume d'eau disponible pour l'arbre est limité. Il peut donc être nécessaire, après avoir estimé les flux d'entrées (précipitations et irrigation), les flux de sorties (évapotranspiration et drainage), et le RUM du sol (en moyenne, 10 % du volume de sol, d'après Gillig

et al., 2008), de mettre en place des dispositifs de drainage et d'irrigation adaptés à la situation pour une gestion optimale des flux.

Lorsqu'il y a des risques d'excès d'eau et d'hydromorphie, des dispositifs qui augmentent le drainage (couche de granulats, conduite de drainage en fond de fosse, réseau de fossés) peuvent être mis en place (Gillig *et al.*, 2008; Urban, 2008).

L'arrosage pendant la saison de croissance est souvent nécessaire pour la reprise et le développement des jeunes arbres pendant les premières années après leur plantation (~3 ans), et également pour l'arbre adulte en cas de sécheresse extrême, notamment si le drainage mis en place favorise l'assèchement de la fosse (Gillig *et al.*, 2008; Urban, 2008). Pour ce faire, l'essentiel est de bien humidifier la motte sans infiltrer l'eau trop rapidement. Des arrosages manuels répétés dans une cuvette d'arrosage à partir d'un camion-citerne ou des systèmes d'arrosage intégré avec goutteurs autorégulés peuvent être utilisés (Gillig *et al.*, 2008; Urban, 2008). Les systèmes souterrains (tuyaux, fils et vannes) sont difficiles et coûteux à entretenir dans les zones urbaines (Urban, 2008). Quel que soit le dispositif utilisé, il faut le garder hors de la motte, et même de l'ouverture de la fosse (Urban, 2008). Pour un arrosage rationnel, il est possible de suivre la teneur en eau du sol et l'état hydrique de l'arbre pendant la saison de croissance (Gillig *et al.*, 2008).

Après l'établissement de l'arbre, les apports d'eau par précipitations naturelles, sans irrigation, devraient être suffisants à l'arbre (Gillig *et al.*, 2008; Urban, 2008). Si l'eau apportée par l'ouverture de la fosse n'est pas suffisante, on peut mettre en place un dispositif autour de la fosse pour permettre à l'eau d'entrer dans le sol et d'atteindre les racines, par ex., un dispositif de collecte d'eau souterraine ou un

pavage perméable (Gillig *et al.*, 2008; Urban, 2008). Plus généralement, avec un bon choix d'espèce, une bonne évaluation des potentialités en eau du site et une bonne conception du sol et de la collecte en eau de la fosse, les précipitations naturelles devraient suffire à la croissance de l'arbre (Gillig *et al.*, 2008).

Protection des réseaux

Lorsque l'installation de réseaux souterrains (tuyaux, câbles) et la plantation d'arbres se font à proximité l'une de l'autre (< 1.50 m du tronc ou < 3 m de l'axe des plantations), les gestionnaires des réseaux et ceux du projet de plantation doivent se concerter sur les procédures de protection mutuelle à mettre en œuvre (Certu, 2002; Gillig *et al.*, 2008; Guinaudeau, 2010). Pour protéger les réseaux, il faut favoriser leur regroupement, leur localisation et leur marquage, et les couvrir par un film plastique, une coque ou une cloison géotextile afin d'empêcher les racines de les atteindre (Gillig *et al.*, 2008; USDA, 2000). On peut aussi adapter la forme de la fosse, la position de l'arbre et l'espèce d'arbre (éviter les essences à enracinement puissant ou susceptible de produire une importante masse de racinelles; par ex., *Acer saccharinum*; Guinaudeau, 2010). Pour protéger les arbres, les excavations et la mise en place de tranchées doivent se faire avec les moyens appropriés pour ne pas endommager les racines, tels qu'une mini pelle, un terrassement hydraulique, ou une intervention manuelle (Gillig *et al.*, 2008). Si un décapage du sol est prévu au voisinage des plantations pour en abaisser le niveau, il faudra maintenir le sol situé au-dessus de la zone racinaire grâce à un talus ou un muret.

i. Cas des toitures végétalisées : alléger et tempérer

Contraintes

Pour concevoir le sol d'une toiture végétalisée, deux contraintes majeures sont à considérer. D'abord, la masse de la toiture végétalisée ne doit pas

excéder la charge limite de la structure du bâtiment, ce qui limite le volume et la profondeur de sol et donc la réserve en eau et en nutriments du sol et l'extension des racines (Cao *et al.*, 2013; Papafotiou *et al.*, 2013). Ensuite, les conditions microclimatiques en hauteur sur la toiture sont caractérisées par une plus forte exposition au soleil, au froid et au vent et des fluctuations de températures plus importantes que celles au niveau du sol (Papafotiou *et al.*, 2013). Ces deux contraintes entraînent un risque de dessiccation du sol et de stress hydrique des plantes, d'autant plus fort que la profondeur du sol est faible, ce qui rend la croissance et la survie des plantes plus difficiles (Boivin *et al.*, 2001; Dunnett *et al.*, 2008; Nagase & Dunnett, 2010).

La mise en place d'une toiture végétalisée nécessite donc d'évaluer ces deux paramètres et de déterminer les fonctions et services souhaités avant de sélectionner le couple végétation-sol adapté à la capacité du bâtiment et aux conditions microclimatiques de température et d'humidité (Papafotiou *et al.*, 2013).

Végétation

Les plantes adaptées aux toitures végétalisées sont donc tolérantes au stress hydrique, comme les plantes à croissance faible ou compacte, à feuilles persistantes ou succulentes, ou ayant une capacité de stockage d'eau ou une physiologie de type CAM (crassulacean acid metabolism). Par ex., les espèces de *Sedum* sont souvent utilisées pour performer sur les toitures végétalisées peu profondes (< 20 cm), dites extensives (Durhman *et al.*, 2007; Oberndorfer *et al.*, 2007; Rowe *et al.*, 2012; VanWoert *et al.*, 2005). À côté, les toitures végétalisées plus profondes (>20 cm), qualifiées d'intensives, peuvent recevoir des mélanges plus divers, incluant des arbustes et des arbres (Oberndorfer *et al.*, 2007; Sutton, 2015).

Sol

Pour répondre aux contraintes précédemment citées, la conception du sol d'une toiture végétalisée fait plutôt appel à des matériaux technologiques et au procédé de construction de sol, même si des matériaux terreux peuvent être utilisés. Il s'agit donc de définir la profondeur et la composition initiale d'un horizon de croissance et d'un horizon technique (Figure 3.8).

Pour l'horizon de croissance, la profondeur est un facteur très influent sur la croissance et la survie des plantes (Dunnett *et al.*, 2008; Nektarios *et al.*, 2011; Ondoño *et al.*, 2016; Papafotiou *et al.*, 2013). Augmenter la profondeur permet d'accroître le volume de sol disponible aux racines, la réserve en eau, et la disponibilité en nutriments, ce qui a une incidence sur la survie des plantes, notamment dans des climats secs et chauds (Nektarios *et al.*, 2011; Papafotiou *et al.*, 2013; Thuring *et al.*, 2010). Dans le climat froid du Québec, l'étude de Boivin *et al.* (2001) montrait que la profondeur permettait une protection contre les dommages du froid. En revanche, la profondeur augmente la charge sur le bâtiment (Thuring *et al.*, 2010). Pour limiter cette charge, on peut adopter une disposition modulaire en utilisant des bacs ou des jardinières (Figure 3.8), ce qui diminue la surface végétalisée au profit de la profondeur de sol, ou on peut opter pour des matériaux de constitution plus légers (DEVE *et al.*, 2017).

Pour sélectionner la matière minérale de l'horizon de croissance, les principales propriétés à considérer sont la densité et la porosité. En effet, il est important de connaître la distribution des tailles de pores inter et intra-particules, de façon à maximiser les larges pores (pour la circulation de l'eau de pluie et de l'air) et le RUM (pour le prélèvement par les plantes), tout en minimisant l'eau liée (porosité fine) inutilisable qui alourdit inutilement la toiture végétalisée (Best *et al.*, 2015; Graceson *et al.*, 2013). De

par leur densité faible et leur porosité et capacité de drainage élevées, certains substrats grossiers naturels (lave, pierre ponce) ou artificiels (AAS expansé, laine de verre, vermiculite, perlite) ont l'avantage d'être légers, mais ils retiennent peu l'eau (Best *et al.*, 2015). Les composants plus fins, comme certains sols naturels, le limon ou l'argile, ont des pores plus petits, drainent plus lentement et retiennent mieux l'eau, mais ils sont sujets à engorgement, colmatage et compaction et ils sont lourds, notamment dans des conditions saturées (Kazemi & Mohorko, 2017). Le sable a une bonne capacité de drainage mais il est lourd (Ampim *et al.*, 2010). Les matériaux recyclés ou de démolition tels que la brique concassée ou la terre cuite sont aussi communément utilisés dans les substrats, ce qui permet de les valoriser, mais ils peuvent contenir des produits toxiques (Carson *et al.*, 2012; Kazemi & Mohorko, 2017; Molineux *et al.*, 2009; Razzaghmanesh *et al.*, 2014).

Ajouter des matériaux holorganiques dans l'horizon de croissance permet d'augmenter la capacité de stockage pour l'eau, de fournir des nutriments

et d'apporter des microorganismes, ce qui favorise la croissance et la survie des plantes (Molineux *et al.*, 2009; Nagase & Dunnett, 2011; Papafotiou *et al.*, 2013). Mais il faut veiller à apporter une matière organique stable, pour éviter une forte décomposition, surtout dans les climats chauds et humides, et une compétition entre les plantes et les microorganismes (Best *et al.*, 2015; Emilsson *et al.*, 2007; Rowe *et al.*, 2006; Simmons, 2015). Le guide de la mairie de Paris recommande de 10 à 30 % en volume de matière organique dans l'horizon de croissance (DEVE *et al.*, 2017).

Pour générer une rétention en eau plus stable qu'avec la matière organique, il est possible d'utiliser des additifs ou super-absorbants, comme les « hydrogels » (Olszewski *et al.*, 2010; Savi *et al.*, 2014; Simmons, 2015). Mais les résultats montrent des réactions chimiques et une diminution de leur efficacité dans le temps (Kazemi & Mohorko, 2017; Nektarios *et al.*, 2003; Olszewski *et al.*, 2010; Savi *et al.*, 2014).

Pour l'horizon technique situé sous l'horizon de croissance, il s'agit principalement d'ajuster la composition et

la profondeur d'une couche drainante, pour favoriser un drainage efficace des excès d'eau vers les dispositifs d'évacuation des eaux de pluie (Simmons, 2015). Cette couche est constituée de matériaux légers, granuleux (graviers, briques concassées, pierre ponce, AAS expansé, etc.) ou autres (tapis de drainage, plaques en polystyrène alvéolé, etc.) (DEVE *et al.*, 2017).

Au-dessus de la couche drainante, on peut poser une couche filtrante pour éviter le transfert de particules de l'horizon de croissance, et donc le colmatage de la couche drainante. Elle doit avoir une forte perméabilité, être imputrescible et avoir une grande résistance aux déchirements, comme une nappe de fibres synthétiques (polypropylène ou polyester non-tissé) (DEVE *et al.*, 2017).

Autres éléments

Il est nécessaire d'ajouter entre la structure du bâtiment et la toiture végétalisée une membrane d'étanchéité pour éviter les infiltrations d'eau et une couche d'isolation (Andenæs *et al.*, 2018; DEVE *et al.*, 2017). Idéalement, le

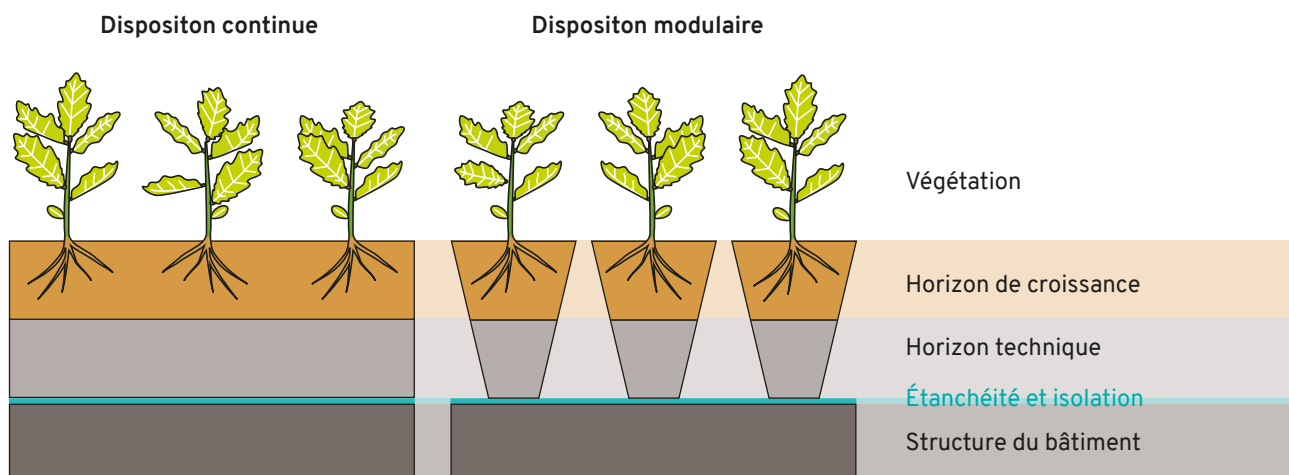


Figure 3.8. Superposition de couches pour former une toiture végétalisée en disposition continue ou modulaire, placée sur un bâtiment protégé par une membrane d'étanchéité et une couche d'isolation. L'horizon de croissance doit assurer les fonctions d'approvisionnement en eau, d'apport de nutriments et de support physique aux plantes, tandis que l'horizon technique doit assurer un drainage efficace de l'eau.

bâtiment doit également être équipé d'un point d'eau, d'un dispositif d'évacuation des eaux, d'un accès (échelle ou escaliers), d'un dispositif de sécurité (par ex., garde-corps) et de zones sans végétation (DEVE *et al.*, 2017). Enfin, utiliser des intrants, comme de l'irrigation ou de la fertilisation, permet de s'ajuster plus précisément aux conditions présentes sur la toiture végétalisée (Emilsson *et al.*, 2007; Nektarios *et al.*, 2011; Papafotiou *et al.*, 2013; Rowe *et al.*, 2006).

Selon le climat

Pour adapter une toiture végétalisée à un climat chaud et sec, on peut choisir une plante adaptée au climat (par ex., *Sedum* sp.), on peut augmenter la profondeur du sol, on peut sélectionner des composés qui améliorent la capacité de stockage pour l'eau (porosité moyenne, ajout de matière organique ou

d'additif de rétention d'eau) ou on peut irriguer (Graceson *et al.*, 2013; Nagase & Dunnett, 2011; Papafotiou *et al.*, 2013; Savi *et al.*, 2014; Thuring *et al.*, 2010). De plus, les matériaux comme la lave, la pierre ponce, les briques, les tuiles, ou l'AAS expansé qui ont une haute conductivité thermique doivent dans un climat chaud être surmontés ou remplacés par une couche de matière organique ou minérale à faible conductivité thermique comme la vermiculite (Simmons, 2015).

j. Augmenter le carbone d'un sol

L'urbanisation modifiant la dynamique de carbone, gérer les sols dans le but d'y séquestrer davantage de carbone (Figure 3.9) peut être un moyen efficace de lutter contre les changements climatiques (Lal, 2004; Pouyat *et al.*, 2002). La principale stratégie consiste à végétaliser les espaces nus, ces derniers ayant des concentrations

en carbone faibles et étant sujets à l'érosion (Bae & Ryu, 2015; Monteiro, 2017). La végétalisation, en favorisant la production d'exsudats racinaires, de litières de racines et de feuillages, et de débris ligneux, permet une entrée de carbone dans les sols (Bae & Ryu, 2015; Lal, 2004). Par ailleurs, décompacter, irriguer, fertiliser ou toute pratique rendant les sols fertiles, c'est-à-dire propices à la végétalisation, favoriseraient indirectement la séquestration de carbone (Jarecki & Lal, 2003). Par ex., l'étude de Bae et Ryu (2015) a constaté une relation négative entre la compaction et le stock de carbone du sol.

L'afforestation, c'est-à-dire la formation par plantation ou semis d'un espace forestier sur un espace non forestier, est souvent citée comme un moyen de séquestrer du carbone dans les sols (Jandl *et al.*, 2007; Mayer *et al.*,

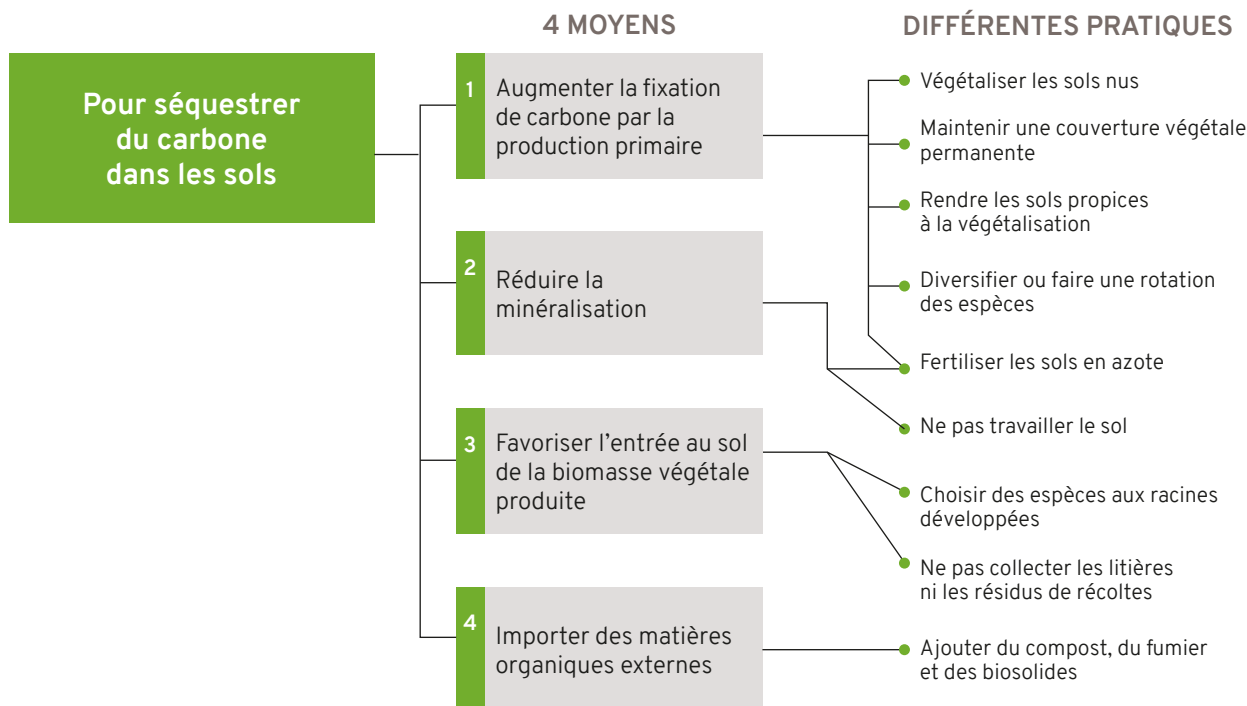


Figure 3.9. Pratiques utilisées pour séquestrer du carbone dans les sols

2020). Le stockage de carbone se faisant surtout dans la couverture morte pendant les 30 premières années, puis transitant dans le sol minéral, l'afforestation sera particulièrement efficace si les chutes de litières sont laissées sur place (Mayer *et al.*, 2020). Cependant, elle génère une séquestration effective sur les sols nus et les terres cultivées, tandis qu'elle montre des effets variables sur des prairies ou des pâturages (Guo & Gifford, 2002; Korkanç, 2014; Laganière *et al.*, 2010; Mayer *et al.*, 2020). Les plantations d'arbres ne stockent donc pas systématiquement plus de carbone dans les sols que les plantes herbacées, même s'ils en séquestrent davantage dans la biomasse (Gibbon *et al.*, 2010). Choisir entre une plante arborée ou herbacée pour végétaliser un espace devrait donc dépendre des autres services écosystémiques souhaités.

Les feuillus et les conifères stockent une quantité équivalente de carbone dans les sols, bien que la distribution et la stabilité des composés organiques diffèrent (Mayer *et al.*, 2020). L'utilisation de feuillus pourrait convenir davantage aux sols riches, tandis que les conifères seraient plus efficaces dans les sols pauvres (Mayer *et al.*, 2020). Augmenter la diversité des espèces d'arbres ou de plantes herbacées permettrait de séquestrer davantage de carbone dans les sols, en raison de la complémentarité entre espèces (Bae & Ryu, 2015; Lange *et al.*, 2015; Mayer *et al.*, 2020). De plus, les espèces aux racines plus profondes et développées permettent une plus

grande stabilisation du carbone dans les sols (Poirier *et al.*, 2018; Rasse *et al.*, 2005). Bien qu'une plus grande densité de tiges pourrait être favorable à une plus grande production de litières et donc plus de carbone dans les sols, les effets ne sont pas clairement établis (Mayer *et al.*, 2020).

Une fertilisation azotée, qu'elle soit réalisée par des fertilisants, des plantes fixatrices d'azote ou des dépôts urbains, entraîne un accroissement des stocks de carbone du sol (Mayer *et al.*, 2020; Nave *et al.*, 2009). Cela s'explique d'une part par l'augmentation de la production de biomasse et donc de litières, notamment dans des forêts déficientes en azote (Mayer *et al.*, 2020). D'autre part, la décomposition diminue en raison (1) de la suppression de l'activité des enzymes de dégradation de la lignine (par ex., peroxidases) en présence d'azote inorganique; (2) de la récalcitrance des composés phénoliques liés à l'azote, et (3) de la production de composés microbiens stables riches en azote (Mayer *et al.*, 2020). Considérant le coût environnemental de la production, du transport et de l'application de fertilisants, l'utilisation de plantes fixatrices pourrait être plus avantageuse, même si la quantité de carbone séquestré peut être légèrement inférieure à celle avec les fertilisants (Mayer *et al.*, 2020; Nave *et al.*, 2009). Les plantes fixant l'azote sont certaines espèces de légumineuses (famille Leguminosae ou Fabaceae) et le genre *Parasponia* en symbiose avec les bactéries rhizobia, les plantes actinorhiziennes (réparties sur 8

familles: Casuarinaceae, Coriariaceae, Eleagnaceae, Datisticaceae, Myricaceae, Betulaceae, Rhamnaceae et Rosaceae) en symbiose avec les bactéries *Frankia*, et plusieurs plantes (dont les Cycadophytes et les genres *Gunnera* et *Azolla*) qui font des symbioses avec les cyanobactéries *Nostoc* ou *Anabaena* (Franche *et al.*, 2009). Comme arbres et arbustes fixateurs d'azote, on peut citer les espèces d'*Alnus* et de *Ceanothus* dans les forêts tempérées, et les espèces de *Leucaena*, de *Falcataria*, de *Casuarina*, et d'*Acacia* dans les tropiques (Binkley, 2005). Les plantes fixatrices d'azote peuvent être mélangées à d'autres espèces non fixatrices pour séquestrer du carbone (Forrester *et al.*, 2013; Vidal *et al.*, 2019).

Enfin, plusieurs pratiques agricoles pourraient être utilisées dans les espaces verts (notamment les espaces d'agriculture urbaine) pour séquestrer davantage de carbone dans les sols. Parmi ces pratiques, on peut citer le semis direct sans travail du sol, le maintien d'une couverture végétale permanente morte (paillis, débris de récoltes) ou vivante (culture intercalaire [dans l'espace] ou intermédiaire [dans le temps], haie ou agroforesterie), ou la diversification des cultures (rotation) (Chenu *et al.*, 2014; Jarecki & Lal, 2003; Metay *et al.*, 2007; Pellerin *et al.*, 2020). Enfin, ne pas collecter les litières ou les résidus de récolte, et ajouter du compost, du fumier ou des biosolides favorisent le carbone des sols (Follett, 2001; Jarecki & Lal, 2003).

k. Préserver la biodiversité d'un sol

La biodiversité des sols, incluant les microorganismes (bactéries, champignons) et la micro, méso et macrofaune, assure la réalisation de plusieurs fonctions écosystémiques, en particulier celles de décomposition et de recyclage des nutriments (Delgado-Baquerizo *et al.*, 2020; Swift *et al.*, 1979). Préserver la biodiversité en milieux urbains, c'est-à-dire la diversité des gènes, des espèces, des écosystèmes et des interactions, implique de mettre en place des approches par filtre brut et par filtre fin (Dunne *et al.*, 2002; Hunter, 2005; Mace *et al.*, 2005). Les approches par filtre brut visent à conserver les structures et les fonctions des écosystèmes de façon à répondre aux besoins de la majorité

des espèces, tandis que les approches par filtre fin ciblent des besoins spécifiques d'espèces en particulier (par ex., espèces clés, espèces parapluies, espèces porte-drapeau, espèces ingénieuses, espèces vulnérables) (Figure 3.10).

Comme approches par filtre brut, les trois moyens de préserver la biodiversité dans un contexte urbain sont de maintenir les sols vivants, diversifier les habitats et connecter ces habitats. Les organismes du sol étant principalement hétérotrophes et se nourrissant de matières organiques vivantes ou mortes, le premier moyen pour préserver la biodiversité des sols consiste à maintenir des sols vivants. Cela se fait en végétalisant les sols nus, en maintenant une couverture végétale, en ajoutant des amendements

de matières organiques, et en conservant ou restaurant les sols pour qu'ils restent propices à cette végétalisation (Moebius-Clune *et al.*, 2016; Swift *et al.*, 1979; Vukicevich *et al.*, 2016; Zhao *et al.*, 2012). Il faut aussi éviter l'utilisation de biocides (pesticides, fongicides, herbicides) et les interventions qui altèrent les propriétés du sol (travail du sol, circulation, compactage, contamination avec des éléments traces ou des sels) (Moebius-Clune *et al.*, 2016). De plus, il peut être nécessaire d'inoculer des microorganismes qui promeuvent la croissance des plantes (mycorhizes, bactéries fixatrices d'N) ou qui les protègent en contrôlant des pathogènes (*Trichoderma*, *Pseudomonas*, *Bacillus*) (Scharenbroch & Smiley, 2021). La relation surface-diversité étant bien connue, maintenir une couverture végétale sur au moins 10 % de la surface

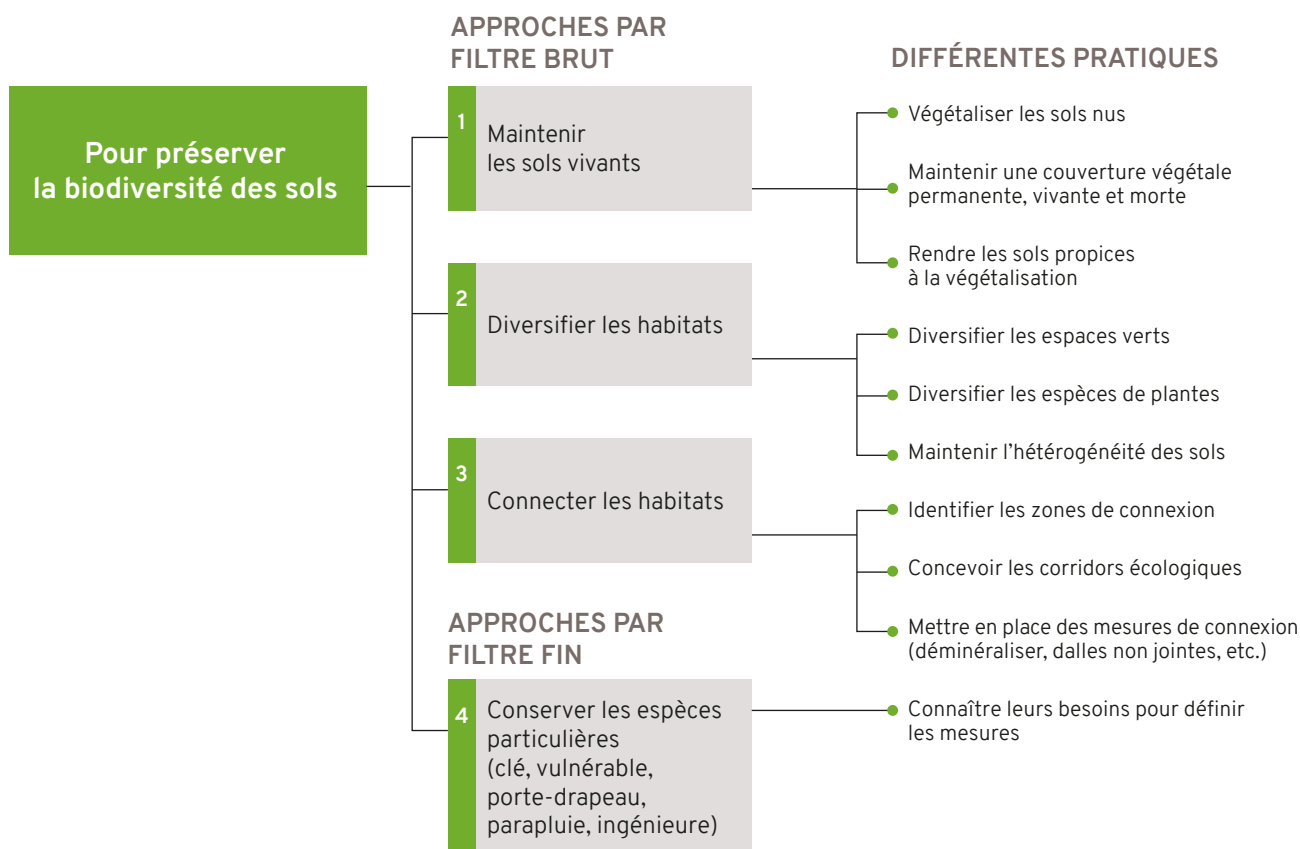


Figure 3.10. Pratiques utilisées pour préserver la biodiversité dans les sols

de la ville serait nécessaire pour préserver la biodiversité urbaine (Beninde *et al.*, 2015).

Le deuxième moyen de favoriser la biodiversité des sols est de diversifier leurs habitats à l'échelle de la ville, en concevant des espaces verts différenciés par leur microclimat, leur végétation et leur sol (Beninde *et al.*, 2015; De Deyn & Van der Putten, 2005; Nielsen *et al.*, 2010; Tews *et al.*, 2004). Cela consiste à mettre en place des espaces verts dans des zones de la ville distinctes par leur microclimat (en fonction des caractéristiques géométriques des infrastructures et des activités humaines) (Dimoudi *et al.*, 2013). Cela consiste aussi à favoriser une diversité de types de végétation, de groupes fonctionnels et d'espèces de plantes, à l'échelle de l'espace vert et à celle de la ville. Diversifier les plantes peut entraîner un effet ascendant sur la diversité des organismes des sols, même si ce n'est pas systématique (De Deyn & Van der Putten, 2005; Hooper *et al.*, 2000; Korboulewsky *et al.*, 2016; Scherber *et al.*, 2010; Vukicevich *et al.*, 2016). En outre, les espaces verts formés par une végétation distincte vont impacter différemment la température, l'humidité, la quantité de matière organique, la structure et la chimie des sols (Eviner & Chapin, 2003). Enfin, pour favoriser

la biodiversité des sols, on peut créer ou maintenir l'hétérogénéité des sols en microhabitats et en ressources, via la mise en place d'une diversité d'espaces verts et via une gestion laissant au sol les éléments structuraux (litières, débris de bois mort, creux et monticules).

Les corridors écologiques constituent pour les espèces des zones de refuges, de déplacement et de dispersion, et leur permettent d'accomplir leur cycle de vie, de recoloniser facilement des zones isolées et de réduire les extinctions locales (MacDonald, 2003). Créer des corridors écologiques pour connecter les espaces végétalisés urbains à différentes échelles (périurbaine, urbaine, quartier) est essentielle pour le maintien de la biodiversité dans un contexte de changements climatiques, bien que leurs effets sur les communautés des sols ne soient pas clairement établis (Beninde *et al.*, 2015; Damschen *et al.*, 2006; MacDonald, 2003; Rantalainen *et al.*, 2008; Savard *et al.*, 2000). Pour ce faire, la première étape est d'identifier aux échelles précédemment mentionnées des espaces végétalisés (par ex., parcs, jardins) et des zones potentielles de connexion (par ex., boulevards) (Savard *et al.*, 2000). Peng *et al.* (2017) proposent différentes

méthodes, comme l'analyse de réseau (mesure de la connectivité d'un réseau modélisé par des points, des lignes et des surfaces, basée sur la théorie des graphes), ou l'analyse de résistance cumulative minimum (mesure de la résistance rencontrée par la faune sauvage en déplacement dans le paysage). La deuxième étape consiste à concevoir les corridors, c'est-à-dire déterminer leur configuration spatiale, leur contexte paysager, leur type d'habitat et la nature des espaces connectés (MacDonald, 2003). Dans la troisième étape, il s'agit plus concrètement de mettre en place les mesures pour créer le réseau. Déminéraliser (désasphalter) les rues, installer des dalles non jointes, installer des sols fertiles et non pollués ou végétaliser sont quelques exemples de mesures permettant de créer une «trame brune», à l'image de la «trame verte et bleue» (Joimel *et al.*, 2021; Savard *et al.*, 2000).

Enfin, comme approche par filtre fin, il peut être important de mettre en place des dispositifs pour des espèces en particulier (Hunter, 2005). Pour cela, il est nécessaire de connaître la niche écologique de l'espèce, son habitat et sa vulnérabilité aux perturbations et changements environnementaux.

Conclusion

La conception des sols en milieu urbain est une étape essentielle à la gestion et la préservation des espaces verts, et à leur cohabitation avec la population et les infrastructures urbaines. Comme le précisent Gillig *et al.* (2008), «concepteurs et praticiens s'accordent à affirmer que 80 % des problèmes rencontrés par l'arbre en ville trouvent leurs causes dans le sol». Adopter les bonnes pratiques est donc indispensable pour apporter les services écosystémiques

à la population, tout en respectant l'ensemble des contraintes, incluant le budget et le temps alloués au projet. Les techniques présentées ici sont diverses et permettent de s'adapter aux différentes situations rencontrées en ville.

En outre, la conception des sols est complexe et fait intervenir une multitude d'acteurs, qui ont des responsabilités et des rôles variés, et qui doivent

travailler en cohérence avec les objectifs à atteindre (Figure 4.1).

Ainsi, les sols urbains doivent être abordés à travers une approche multidisciplinaire et une innovation permanente afin de répondre aux futurs défis environnementaux, sociaux et économiques des villes et des sociétés urbaines.

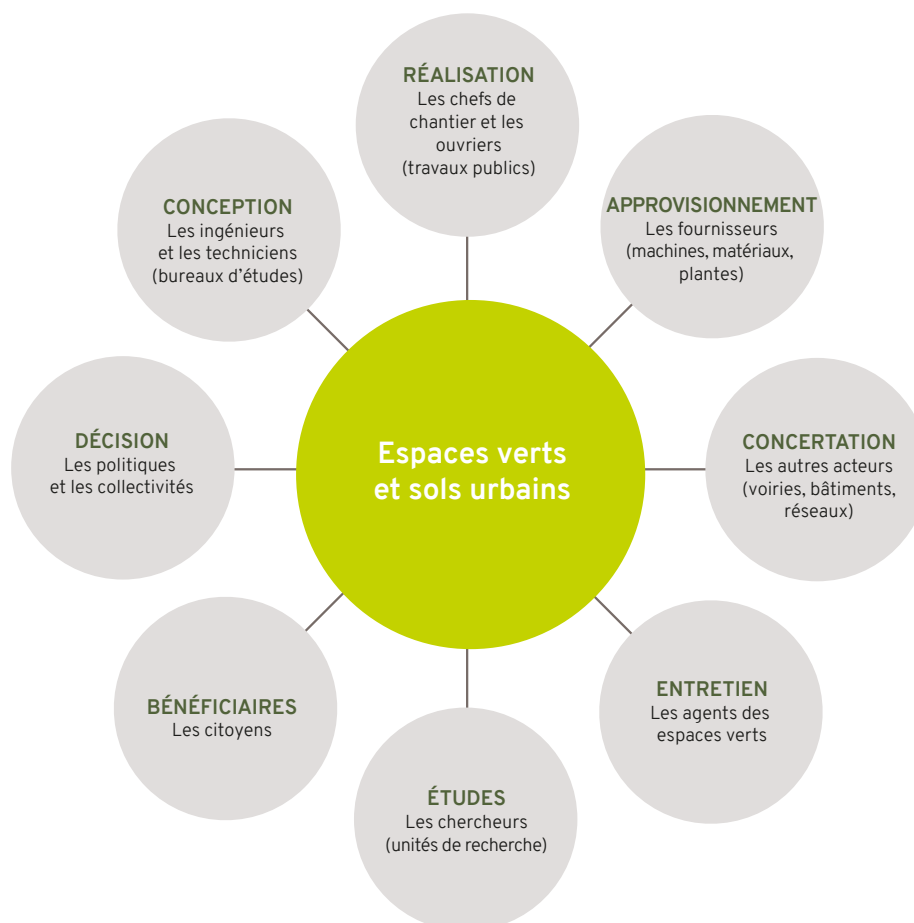


Figure 4.1. Les différents acteurs participant à la gestion des espaces verts et des sols urbains

Références

- Abrahams, P. W. (2002). Soils : Their implications to human health. *Science of The Total Environment*, 291(1), 1-32.
- Alexandri, E., & Jones, P. (2008). Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Building and Environment*, 43(4), 480-493.
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881.
- Amacher, M. C., O'Neill, K. P., & Perry, C. H. (2007). *Soil vital signs : A new soil quality index (SQI) for assessing forest soil health* (p. 12) [Res. Pap. RMRS-RP-65WWW]. United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Ampim, P. A. Y., Sloan, J. J., Cabrera, R. I., Harp, D. A., & Jaber, F. H. (2010). Green roof growing substrates : Types, ingredients, composition and properties. *Journal of Environmental Horticulture*, 28(4), 244-252.
- Andenæs, E., Kvande, T., Muthanna, T. M., & Lohne, J. (2018). Performance of blue-green roofs in cold climates : A scoping review. *Buildings*, 8(4), 55.
- Angold, P. G., Sadler, J. P., Hill, M. O., Pullin, A., Rushton, S., Austin, K., Small, E., Wood, B., Wadsworth, R., Sanderson, R., & Thompson, K. (2006). Biodiversity in urban habitat patches. *Science of The Total Environment*, 360(1), 196-204.
- Bae, J., & Ryu, Y. (2015). Land use and land cover changes explain spatial and temporal variations of the soil organic carbon stocks in a constructed urban park. *Landscape and Urban Planning*, 136, 57-67.
- Baer, S. G., Collins, S. L., Blair, J. M., Knapp, A. K., & Fiedler, A. K. (2005). Soil heterogeneity effects on tallgrass prairie community heterogeneity : An application of ecological theory to restoration ecology. *Restoration Ecology*, 13(2), 413-424.
- Bailey, V. L., Bolton, H. Jr., & Smith, J. L. (2007). Substrate-induced respiration and selective inhibition as measures of microbial biomass in soils. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 515-526). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Baize, D., & Girard, M.-C. (2009). *Référentiel pédologique 2008*. Association française pour l'étude du sol. Éditions Quae.
- Baize, D., & Jabiou, B. (2011). *Guide pour la description des sols*. Éditions Quae.
- Balestrini, R., Lumini, E., Borriello, R., & Bianciotto, V. (2015). Plant-soil biota interactions. Chapter 11. In E. A. Paul (Éd.), *Soil microbiology, ecology, and biochemistry* (4^e éd., p. 311-338). Academic Press, Elsevier Inc.
- Barker, A. V., & Pilbeam, D. J. (2006). *Handbook of plant nutrition*. CRC Press, Taylor&Francis Group, LLC.
- Basiliko, N., Dunfield, K., & Tenuta, M. (2021). Soil biodiversity and ecology. Chapter 6. In M. Krzic, F. L. Walley, A. Diochon, M. C. Paré, & R. E. Farrell (Éds.), *Digging into Canadian soils. An introduction to soil science* (p. 194-233). Canadian Society of Soil Science.
- Bathalon, M., Drouin, K., Brien, M., & Gosselin, C. (2019). *Fiche descriptive : Oxydation chimique—Traitement à l'ozone—In situ*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=15&lang=fra>
- Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space : A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18(6), 581-592.
- Berg, B., & McClaugherty, C. (2020). *Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration* (4^e éd.). Springer Nature.
- Besir, A. B., & Cuce, E. (2018). Green roofs and facades : A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 915-939.
- Best, B. B., Swadek, R. K., & Burgess, T. L. (2015). Soil-based green roofs. Chapter 6. In R. K. Sutton (Éd.), *Green roof ecosystems* (Vol. 223, p. 139-174). Springer International Publishing Switzerland.
- Beyaert, R. P., & Fox, C. A. (2007). Assessment of soil biological activity. Chapter 40. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 527-545). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Binkley, D. (2005). How nitrogen-fixing trees change soil carbon. Chapter 8. In D. Binkley & O. Menyailo (Éds.), *Tree species effects on soils : Implications for global change* (Vol. 55, p. 155-164). Kluwer Academic Publishers, Springer.
- Blanco, H., & Lal, R. (2008). *Principles of soil conservation and management*. Springer Science + Business Media B. V.
- Boivin, M.-A., Lamy, M.-P., Gosselin, A., & Dansereau, B. (2001). Effect of artificial substrate depth on freezing injury of six herbaceous perennials grown in a green roof system. *HortTechnology*, 11(3), 409-412.
- Bounoua, L., Zhang, P., Mostovoy, G., Thome, K., Masek, J., Imhoff, M., Shepherd, M., Quattrochi, D., Santanello, J., Silva, J., Wolfe, R., & Toure, A. M. (2015). Impact of urbanization on US surface climate. *Environmental Research Letters*, 10(8), 084010.
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal*, 54(5), 464-465.
- Brevik, E. C. (2013). Soils and human health : An overview. Chapter 2. In E. C. Brevik & L. C. Burgess (Éds.), *Soils and human health* (p. 29-58). Taylor&Francis Group.
- Brown, S., Biswas, A., Caron, J., Dyck, M., & Si, B. (2021). Soil physics. Chapter 4. In M. Krzic, F. L. Walley, A. Diochon, M. C. Paré, & R. E. Farrell (Éds.), *Digging into Canadian soils. An introduction to soil science* (p. 100-149). Canadian Society of Soil Science.
- Brusseau, M. L., Pepper, I. L., & Gerba, C. P. (2019). *Environmental and pollution science* (3^e éd.). Academic Press, Elsevier Inc.
- Burton, A. J., & Pregitzer, K. S. (2008). Measuring forest floor, mineral soil, and root carbon stocks. Chapter 10. In C. M. Hoover (Éd.), *Field measurements for forest carbon monitoring. A landscape-scale approach* (p. 129-142). Springer Science + Business Media B. V.
- Byomkesh, T., Nakagoshi, N., & Dewan, A. M. (2012). Urbanization and green space dynamics in Greater Dhaka, Bangladesh. *Landscape and Ecological Engineering*, 8(1), 45-58.
- Calvet, R. (2013). *Le sol* (2^e éd.). Éditions France Agricole.
- Campbell, C. D., Chapman, S. J., Cameron, C. M., Davidson, M. S., & Potts, J. M. (2003). A rapid microtiter plate method to measure carbon dioxide evolved from carbon substrate amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(6), 3593-3599.
- Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. B., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E.-D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, 108(4), 583-595.
- Cao, J., Tamura, Y., & Yoshida, A. (2013). Wind tunnel investigation of wind loads on rooftop model modules for green roofing systems. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 118, 20-34.
- Carson, T., Hakimdavar, R., Sjoblom, K., & Culligan, P. (2012). Viability of recycled and waste materials as green roof substrates. *Geotechnical Engineering*, 3644-3653.

- Carter, M. R., & Gregorich, E. G. (2007). *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd.). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Certu. (2002). *Les plantations d'arbres en ville. Le long des rues et sur les places*. Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement. Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques.
- Charzyński, P., Hulisz, P., Piotrowska-Długosz, A., Kamiński, D., & Plak, A. (2018). Sealing effects on properties of urban soils. In R. Lal & B. A. Stewart (Éds.), *Urban Soils* (p. 155-174). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Chenu, C., Klumpp, K., Bispo, A., Angers, D., Colenne, C., & Metay, A. (2014). Stocker du carbone dans les sols agricoles : Évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques*, 37, 23-37.
- Churkina, G. (2012). Carbon cycle of urban ecosystems. Chapter 16. In R. Lal & B. Augustin (Éds.), *Carbon sequestration in urban ecosystems* (p. 315-330). Springer Science + Business Media B. V.
- Cimon-Morin, J., Darveau, M., & Poulin, M. (2013). Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning : A review. *Biological Conservation*, 166, 144-154.
- Coleman, D. C., & Wall, D. H. (2015). Soil fauna : Occurrence, biodiversity, and roles in ecosystem function. Chapter 5. In E. A. Paul (Éd.), *Soil microbiology, ecology, and biochemistry* (4^e éd., p. 111-150). Academic Press, Elsevier Inc.
- Combs, G. F. Jr. (2013). Geological impacts on nutrition. Chapter 8. In O. Selinus, B. Alloway, J. A. Centeno, R. B. Finkelman, R. Fuge, U. Lindh, & P. Smedley (Éds.), *Essentials of medical geology. Revised edition* (p. 179-194). Springer Science+Business Media.
- Comerford, N. B., Franzluebbers, A. J., Stromberger, M. E., Morris, L., Markewitz, D., & Moore, R. (2013). Assessment and evaluation of soil ecosystem services. *Soil Horizons*, 54(3), 1-14.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.
- Craul, P. J. (1982). *Urban forest soils. A reference workbook*. University of Maryland.
- Craul, P. J. (1985). A description of urban soils and their desired characteristics. *Journal of Arboriculture*, 11(11), 330-339.
- Craul, P. J. (1991). Urban soil : Problems and promise. *Arnoldia*, 51(1), 23-32.
- Craul, T. A., & Craul, P. J. (2006). Introduction to the soil. In *Soil design protocols for landscape architects and contractors* (p. 1-28). John Wiley & Sons.
- Czerniel Berndtsson, J. (2010). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality : A review. *Ecological Engineering*, 36(4), 351-360.
- Dadea, C., Russo, A., Tagliavini, M., Mimmo, T., & Zerbe, S. (2017). Tree species as tools for biomonitoring and phytoremediation in urban environments : A review with special regard to heavy metals. *Arboriculture & Urban Forestry*, 43(4), 155-167.
- Dalpé, Y., & Hamel, C. (2007). Arbuscular Mycorrhizae. Chapter 30. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 355-377). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Damas, O., & Coulon, A. (2016). *Créer des sols fertiles. Du déchet à la végétalisation urbaine*. In C. De Gramont, T. Kremer, & D. Galtier (Éds.). Éditions du Moniteur.
- Damschen, E. I., Haddad, N. M., Orrock, J. L., Tewksbury, J. J., & Levey, D. J. (2006). Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*, 313(5791), 1284-1286.
- Danquechin Dorval, A. (2015). *Architecture racinaire et stabilité chez le pin maritime (Pinus pinaster Ait.) au stade jeune* [Doctorat en Sciences et environnements]. Université de Bordeaux.
- Day, S. D., Wiseman, P. E., Dickinson, S. B., & Harris, J. R. (2010). Tree root ecology in the urban environment and implications for a sustainable rhizosphere. *Arboriculture & Urban Forestry*, 36(5), 193-205.
- De Deyn, G. B., & Van der Putten, W. H. (2005). Linking aboveground and belowground diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(11), 625-633.
- Delgado-Baquerizo, M., Reich, P. B., Trivedi, C., Eldridge, D. J., Abades, S., Alfaro, F. D., Bastida, F., Berhe, A. A., Cutler, N. A., Gallardo, A., García-Velázquez, L., Hart, S. C., Hayes, P. E., He, J.-Z., Hseu, Z.-Y., Hu, H.-W., Kirchmair, M., Neuhauser, S., Pérez, C. A., ... Singh, B. K. (2020). Multiple elements of soil biodiversity drive ecosystem functions across biomes. *Nature Ecology & Evolution*, 4(2), 210-220.
- Delisle, S., Drouin, K., Brien, M., & Gosselin, C. (2019). *Fiche descriptive : Oxydation chimique avec peroxyde d'hydrogène (réaction de Fenton)—In situ*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=30&lang=fra>
- Delisle, S., Drouin, K., Charette, D., & McNicoll, J. (2017). *Fiche descriptive : Bioventilation*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=10&lang=fra>
- Désilets, M., Charette, D., & McNicoll, J. (2017). *Fiche descriptive : Solidification/stabilisation in situ*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=43&lang=fra>
- Désilets, M., Holdner, J., Brien, M., & Gosselin, C. (2018a). *Fiche descriptive : Pompes et traitement*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=44&lang=fra>
- Désilets, M., Holdner, J., Brien, M., & Gosselin, C. (2018b). *Fiche descriptive : Pompes et traitement des liquides denses en phase non aqueuse (LDPNA)*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=45&lang=fra>
- Désilets, M., Holdner, J., Brien, M., & Gosselin, C. (2018c). *Fiche descriptive : Système d'extraction multiphase pour liquides en phase non aqueuse (LPNA)*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=36&lang=fra>
- DEVE (Direction des Espaces verts et de l'Environnement), Direction du Patrimoine et de l'Architecture, & Direction de l'Urbanisme. (2017). *Guide des toitures végétalisées et cultivées. Toutes les étapes pour un projet de qualité* (Végétalisons Paris, p. 100). Mairie de Paris.
- Dimoudi, A., Kantzioura, A., Zoras, S., Pallas, C., & Kosmopoulos, P. (2013). Investigation of urban microclimate parameters in an urban center. *Energy and Buildings*, 64, 1-9.
- Dirr, M. A. (1976). Selection of trees for tolerance to salt injury. *Journal of Arboriculture*, 2(11), 209-216.
- Dominati, E., Patterson, M., & Mackay, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69(9), 1858-1868.
- Douglas, I. (2011a). Urban geomorphology. Chapter 14. In I. Douglas, D. Goode, M. C. Houck, & R. Wang (Éds.), *The routledge handbook of urban ecology* (p. 159-163). Routledge.
- Douglas, I. (2011b). Urban hydrology. Chapter 13. In I. Douglas, D. Goode, M. C. Houck, & R. Wang (Éds.), *The routledge handbook of urban ecology* (p. 148-158). Routledge.
- Duchauffour, P. (2001). *Introduction à la science du sol. Sol, végétation, environnement* (6^e éd.). Dunod.
- Dunfield, K. E. (2007). Lipid-based community analysis. Chapter 42. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 557-566). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.

- Dunne, J. A., Williams, R. J., & Martinez, N. D. (2002). Network structure and biodiversity loss in food webs : Robustness increases with connectance. *Ecology Letters*, 5(4), 558-567.
- Dunnett, N., Nagase, A., & Hallam, A. (2008). The dynamics of planted and colonising species on a green roof over six growing seasons 2001-2006 : Influence of substrate depth. *Urban Ecosystems*, 11(4), 373-384.
- Dupuy, L., Fourcaud, T., & Stokes, A. (2005). A numerical investigation into the influence of soil type and root architecture on tree anchorage. *Eco-and ground bio-engineering: The use of vegetation to improve slope stability*, 278, 119-134.
- Durham, A. K., Rowe, D. B., & Rugh, C. L. (2007). Effect of substrate depth on initial growth, coverage, and survival of 25 succulent green roof plant taxa. *HortScience*, 42(3), 588-595.
- Emilsson, T., Czemieli Berndtsson, J., Mattsson, J. E., & Rolf, K. (2007). Effect of using conventional and controlled release fertiliser on nutrient runoff from various vegetated roof systems. *Ecological Engineering*, 29(3), 260-271.
- Eviner, V. T., & Chapin, F. S. I. (2003). Functional matrix : A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 455-485.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2006). *Guidelines for soil description* (4^e éd., p. 97). FAO.
- Follett, R. F. (2001). Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil & Tillage Research*, 61(1), 77-92.
- Forrester, D. I., Pares, A., O'Hara, C., Khanna, P. K., & Bauhus, J. (2013). Soil organic carbon is increased in mixed-species plantations of Eucalyptus and nitrogen-fixing Acacia. *Ecosystems*, 16(1), 123-132.
- Franché, C., Lindström, K., & Elmerich, C. (2009). Nitrogen-fixing bacteria associated with leguminous and non-leguminous plants. *Plant and Soil*, 321(1), 35-59.
- Gaston, K. J., Ávila-Jiménez, M. L., & Edmondson, J. L. (2013). Managing urban ecosystems for goods and services. *Journal of Applied Ecology*, 50(4), 830-840.
- Gibbon, A., Silman, M. R., Malhi, Y., Fisher, J. B., Meir, P., Zimmermann, M., Dargie, G. C., Farfan, W. R., & Garcia, K. C. (2010). Ecosystem Carbon Storage Across the Grassland-Forest Transition in the High Andes of Manu National Park, Peru. *Ecosystems*, 13(7), 1097-1111.
- Gillig, C.-M., Bourger, C., & Amann, N. (2008). *L'arbre en milieu urbain. Conception et réalisation de plantations*. Infolio éditions.
- Girard, M.-C., Schwartz, C., & Jabioli, B. (2011). *Étude des sols. Description, cartographie, utilisation*. Dunod.
- Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2010). Scaling up from gardens : Biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(2), 90-98.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-245.
- Goode, D. (2011). Planning for nature in towns and cities : A historical perspective. Chapter 8. In I. Douglas, D. Goode, M. C. Houck, & R. Wang (Éds.), *The routledge handbook of urban ecology* (p. 84-92). Routledge.
- Graceson, A., Hare, M., Monaghan, J., & Hall, N. (2013). The water retention capabilities of growing media for green roofs. *Ecological Engineering*, 61, 328-334.
- Gregorich, E. G., & Beare, M. H. (2007). Physically uncomplexed organic matter. Chapter 47. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 607-616). Taylor&Francis Group, LLC.
- Gregory, P. J. (2006). *Plant roots : Growth, activity and interactions with soils*. Blackwell Publishing.
- Grimmond, C. S. B. (2011). Climate of cities. Chapter 10. In I. Douglas, D. Goode, M. C. Houck, & R. Wang (Éds.), *The routledge handbook of urban ecology* (p. 103-119). Routledge.
- Guilland, C., Maron, P. A., Damas, O., & Ranjard, L. (2018). Biodiversity of urban soils for sustainable cities. *Environmental Chemistry Letters*, 16(4), 1267-1282.
- Guinaudeau, C. (2010). *L'arbre en milieu urbain. Choix, plantation et entretien*. Centre Scientifique et Technique du Bâtiment.
- Güneralp, B., & Seto, K. C. (2013). Futures of global urban expansion : Uncertainties and implications for biodiversity conservation. *Environmental Research Letters*, 8(1), 014025.
- Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change : A meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4), 345-360.
- Haaland, C., & van den Bosch, C. K. (2015). Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification : A review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 760-771.
- Hanski, I., von Hertzen, L., Fyhrquist, N., Koskinen, K., Torppa, Laatikainen, T., Karisola, P., Auvinen, P., Paulin, L., Mäkelä, M. J., Vartiainen, E., Kosunen, T. U., Alenius, H., & Haahela, T. (2012). Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are interrelated. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(21), 8334-8339.
- Hao, X., Ball, B. C., Culley, J. L. B., Carter, M. R., & Parkin, G. W. (2007). Soil density and porosity. Chapter 57. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 743-759). Taylor&Francis Group, LLC.
- Harris, J. A. (1991). The biology of soils in urban areas. In P. Bullock & P. J. Gregory (Éds.), *Soils in the urban environment* (p. 139-152). Blackwell Scientific Publications.
- Hartig, T., Mitchell, R., de Vries, S., & Frumkin, H. (2014). Nature and health. *Annual Review of Public Health*, 35(1), 207-228.
- Hébert, J., & Bernard, J. (2013). *Bilan sur la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010*. Gouvernement du Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.
- Hendershot, W. H., Lalonde, H., & Duquette, M. (2007). Soil reaction and exchangeable acidity. Chapter 16. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 173-178). Taylor&Francis Group, LLC.
- Hess, G. R., Moorman, C. E., Thompson, J., & Larson, C. L. (2014). Integrating wildlife conservation into urban planning. Chapter 12. In R. A. McCleery, C. E. Moorman, & M. N. Peterson (Éds.), *Urban wildlife conservation. Theory and practice* (p. 239-278). Springer Science + Business Media, LLC.
- Hooper, D. U., Bignell, D. E., Brown, V. K., Brussaard, L., Dangerfield, J. M., Wall, D. H., Wardle, D. A., Coleman, D. C., Giller, K. E., Lavelle, P., Van Der Putten, W. H., De Ruiter, P. C., Rusek, J., Silver, W. L., Tiedje, J. M., & Wolters, V. (2000). Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems : Patterns, mechanisms, and feedbacks. *BioScience*, 50(12), 1049-1061.
- Horneck, D. A., Sullivan, D. M., Owen, J. S., & Hart, J. M. (2011). *Soil test interpretation guide* (E. C. N° 1478). Oregon State University.
- Hunter, M. L. Jr. (2005). A mesofilter conservation strategy to complement fine and coarse filters. *Conservation Biology*, 19(4), 1025-1029.
- IUSS Working Group WRB. (2006). *World Reference Base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication* (World Soil Resources Reports N° 103). Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D. W., Minkinen, K., & Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3), 253-268.
- Jarecki, M. K., & Lal, R. (2003). Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(5), 471-502.

- Jiang, Y., Fu, P., & Weng, Q. (2015). Assessing the impacts of urbanization-associated land use/cover change on land surface temperature and surface moisture : A case study in the Midwestern United States. *Remote Sensing*, 7(4), 4880-4898.
- Joergensen, R. G., & Emmerling, C. (2006). Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169(3), 295-309.
- Joimel, S., Grard, B., Gonod, L. V., & Chenu, C. (2021). Le fonctionnement écologique des villes : Et si on pensait aux sols? *Métropolitiques*, 1-8.
- Karberg, N. J., Scott, N. A., & Giardina, C. P. (2008). Methods for estimating litter decomposition. In C. M. Hoover (Éd.), *Field measurements for forest carbon monitoring. A landscape-scale approach* (p. 103-111). Springer Science + Business Media B. V.
- Kazemi, F., & Mohorko, R. (2017). Review on the roles and effects of growing media on plant performance in green roofs in world climates. *Urban Forestry & Urban Greening*, 23, 13-26.
- Kooch, Y., Zaccone, C., Lamersdorf, N. P., & Tonon, G. (2014). Pit and mound influence on soil features in an Oriental Beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forest. *European Journal of Forest Research*, 133(2), 347-354.
- Korboulewsky, N., Perez, G., & Chauvat, M. (2016). How tree diversity affects soil fauna diversity : A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 94, 94-106.
- Korjus, H. (2014). Polluted soils restoration. Chapter 7. In *Climate change and restoration of degraded land* (p. 413-480). Colegio de Ingenieros de Montes.
- Korkanç, S. Y. (2014). Effects of afforestation on soil organic carbon and other soil properties. *Catena*, 123, 62-69.
- Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8), 1974-1983.
- Kranz, C. N., McLaughlin, R. A., Johnson, A., Miller, G., & Heitman, J. L. (2020). The effects of compost incorporation on soil physical properties in urban soils – A concise review. *Journal of Environmental Management*, 261, 110209.
- Kroetsch, D., & Wang, C. (2007). Particle size distribution. Chapter 55. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 713-725). Taylor&Francis Group, LLC.
- Kumaragamage, D., Warren, J., & Spiers, G. (2021). Soil chemistry. Chapter 5. In M. Krzic, F. L. Walley, A. Diochon, M. C. Paré, & R. E. Farrell (Éds.), *Digging into Canadian soils. An introduction to soil science* (p. 150-193). Canadian Society of Soil Science.
- Laganière, J., Angers, D. A., & Paré, D. (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation : A meta-analysis. *Global Change Biology*, 16(1), 439-453.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1), 1-22.
- Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875-5895.
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C. A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R. I., Mellado-Vázquez, P. G., Malik, A. A., Roy, J., Scheu, S., Steinbeiss, S., Thomson, B. C., Trumbore, S. E., & Gleixner, G. (2015). Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6(1), 6707.
- Lapointe, M., Gurney, G. G., Coulthard, S., & Cumming, G. S. (2021). Ecosystem services, well-being benefits and urbanization associations in a Small Island Developing State. *People and Nature*, 3(2), 391-404.
- Laroche, B., Thorette, J., & Lacassin, J.-Cl. (2006). L'artificialisation des sols : Pressions urbaines et inventaire des sols. *Étude et Gestion des Sols*, 13(3), 223-235.
- Lehmann, A., & Stahr, K. (2007). Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4), 247-260.
- Li, G., Sun, G.-X., Ren, Y., Luo, X.-S., & Zhu, Y.-G. (2018). Urban soil and human health : A review. *European Journal of Soil Science*, 69(1), 196-215.
- Li, Z., Zhang, G., Liu, Y., Wan, K., Zhang, R., & Chen, F. (2013). Soil nutrient assessment for urban ecosystems in Hubei, China. *Plos One*, 8(9), e75856.
- Liang, L., Wang, Z., & Li, J. (2019). The effect of urbanization on environmental pollution in rapidly developing urban agglomerations. *Journal of Cleaner Production*, 237, 117649.
- Livingston, N. J., & Topp, G. C. (2007). Soil water potential. Chapter 71. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 963-979). Taylor&Francis Group, LLC.
- MacDonald, M. A. (2003). The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes : A literature review. *Tasforests*, 14, 41-52.
- Mace, G., Masundire, H., Baillie, J., Ricketts, T., Brooks, T., Hoffmann, M., Stuart, S., Balmford, A., Purvis, A., Reyers, B., Wang, J., Revenga, C., Kennedy, E., Naeem, S., Alkemade, R., Allnutt, T., Bakarr, M., Bond, W., Chanson, J., ... Williams, P. (2005). Biodiversity. Chapter 4. In R. Hassan, R. Scholes, & N. Ash (Éds.), *Ecosystems and human well-being : Current state and trends* (Vol. 1, p. 77-122). Millennium Ecosystem Assessment. Island Press.
- Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E. A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W. D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J. A., Vangelova, E. I., & Vesterdal, L. (2020). Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks : A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466, 118127.
- McDonald, R. I., Mansur, A. V., Ascensão, F., Colbert, M., Crossman, K., Elmqvist, T., Gonzalez, A., Güneralp, B., Haase, D., Hamann, M., Hillel, O., Huang, K., Kahnt, B., Maddox, D., Pacheco, A., Pereira, H. M., Seto, K. C., Simkin, R., Walsh, B., ... Ziter, C. (2020). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 3(1), 16-24.
- McGranahan, G., Marcotullio, P., Bai, X., Balk, D., Braga, T., Douglas, I., Elmqvist, T., Rees, W., Satterthwaite, D., Songsore, J., & Zlotnik, H. (2005). Urban systems. Chapter 27. In R. Hassan, R. Scholes, & N. Ash (Éds.), *Ecosystems and human well-being : Current state and trends* (Vol. 1, p. 795-825). Millennium Ecosystem Assessment. Island Press.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness : A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161-176.
- MEDD. (2007). *La démarche d'interprétation de l'état des milieux*. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (MEDD).
- Menefee, D. S., & Hettiarachchi, G. M. (2018). Contaminants in urban soils : Bioavailability and transfer. Chapter 8. In R. Lal & B. A. Stewart (Éds.), *Urban soils* (p. 175-198). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Metay, A., Moreira, J. A. A., Bernoux, M., Boyer, T., Douzet, J.-M., Feigl, B., Feller, C., Maraux, F., Oliver, R., & Scopel, E. (2007). Storage and forms of organic carbon in a no-tillage under cover crops system on clayey Oxisol in dryland rice production (Cerrados, Brazil). *Soil and Tillage Research*, 94(1), 122-132.
- Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D. J., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Schindelbeck, R. R., Ristow, A. J., van Es, H. M., Thies, J. E., Shayler, H. A., McBride, M. B., Kurtz, K. S. M., Wolfe, D. W., & Abawi, G. S. (2016). *Comprehensive assessment of soil health. The Cornell framework* (3^e éd.). Cornell University.

- Molineux, C. J., Fentiman, C. H., & Gange, A. C. (2009). Characterising alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the U.K. *Ecological Engineering*, 35(10), 1507-1513.
- Monteiro, J. A. (2017). Ecosystem services from turfgrass landscapes. *Urban Forestry & Urban Greening*, 26, 151-157.
- Moore, M., Gould, P., & Keary, B. S. (2003). Global urbanization and impact on health. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 206(4), 269-278.
- Morel, J.-L., Schwartz, C., Florentin, L., & de Kimpe, C. (2005). Urban soils. In *Encyclopedia of Soils in the Environment* (p. 202-208). Elsevier.
- Mullaney, J., Lucke, T., & Trueman, S. J. (2015). A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments. *Landscape and Urban Planning*, 134, 157-166.
- Müller, N., Ignatieva, M., Nilon, C. H., Werner, P., & Zipperer, W. C. (2013). Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design. Chapter 10. In T. Elmqvist, M. Fragkias, J. Goodness, B. Güneralp, P. J. Marcotullio, R. I. McDonald, S. Parnell, M. Schewenius, M. Sendstad, K. C. Seto, & C. Wilkinson (Éds.), *Urbanization, biodiversity and ecosystem services : Challenges and opportunities* (p. 123-174). Springer.
- Naeth, M. A., Archibald, H. A., Nemirsky, C. L., Leskiw, L. A., Brierley, A. J., Bock, M. D., VandenBygaart, A. J., & Chanasyk, D. S. (2012). Proposed classification for human modified soils in Canada : Anthroposolic order. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(1), 7-18.
- Nagase, A., & Dunnett, N. (2010). Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs : Effects of watering and diversity. *Landscape and Urban Planning*, 97(4), 318-327.
- Nagase, A., & Dunnett, N. (2011). The relationship between percentage of organic matter in substrate and plant growth in extensive green roofs. *Landscape and Urban Planning*, 103(2), 230-236.
- Nave, L. E., Vance, E. D., Swanston, C. W., & Curtis, P. S. (2009). Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. *Geoderma*, 153(1), 231-240.
- Nektarios, P. A., Amountzias, I., Kokkinou, I., & Ntoulas, N. (2011). Green roof substrate type and depth affect the growth of the native species *Dianthus fruticosus* under reduced irrigation regimens. *HortScience*, 46(8), 1208-1216.
- Nektarios, P. A., Tsiotsiopolou, P., & Chronopoulos, I. (2003). Soil amendments reduce roof garden weight and influence the growth rate of *Lantana*. *HortScience*, 38(4), 618-622.
- Nielsen, U. N., Osler, G. H. R., Campbell, C. D., Burslem, D. F. R. P., & van der Wal, R. (2010). The influence of vegetation type, soil properties and precipitation on the composition of soil mite and microbial communities at the landscape scale. *Journal of Biogeography*, 37(7), 1317-1328.
- Niemuth, N. D., Estey, M. E., & Pritchert, R. D. (2021). Developing useful spatially explicit habitat models and decision-support tools for wildlife management. Chapter 12. In W. F. Porter, C. J. Parent, R. A. Stewart, & D. M. Williams (Éds.), *Wildlife management and landscapes. Principles and applications* (p. 173-193). Johns Hopkins University Press.
- Nikolić, M., & Stevović, S. (2015). Family Asteraceae as a sustainable planning tool in phytoremediation and its relevance in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 782-789.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K. K. Y., & Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems : Ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57(10), 823-833.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). (2015). *The metropolitan century : Understanding urbanisation and its consequences*. OECD Publishing.
- Oliver, M. A. (1997). Soil and human health : A review. *European Journal of Soil Science*, 48(4), 573-592.
- Olsewski, M. W., Holmes, M. H., & Young, C. A. (2010). Assessment of physical properties and stonecrop growth in green roof substrates amended with compost and hydrogel. *HortTechnology*, 20(2), 438-444.
- Ondoño, S., Martínez-Sánchez, J. J., & Moreno, J. L. (2016). The composition and depth of green roof substrates affect the growth of *Silene vulgaris* and *Lagurus ovatus* species and the C and N sequestration under two irrigation conditions. *Journal of Environmental Management*, 166, 330-340.
- O'Riordan, R., Davies, J., Stevens, C., Quinton, J. N., & Boyko, C. (2021). The ecosystem services of urban soils : A review. *Geoderma*, 395, 115076.
- Osman, K. T. (2014). *Soil degradation, conservation and remediation*. Springer Science+Business Media.
- Pallardy, S. G. (2008). *Physiology of woody plants*. Academic Press.
- Papafotiou, M., Pergialioti, N., Tassoula, L., Massas, I., & Kargas, G. (2013). Growth of native aromatic xerophytes in an extensive mediterranean green roof as affected by substrate type and depth and irrigation frequency. *HortScience Horts*, 48(10), 1327-1333.
- Pataki, D. E., Alig, R. J., Fung, A. S., Golubiewski, N. E., Kennedy, C. A., McPherson, E. G., Nowak, D. J., Pouyat, R. V., & Romero Lankao, P. (2006). Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biology*, 12(11), 2092-2102.
- Pataki, D. E., Carreiro, M. M., Cherrier, J., Grulke, N. E., Jennings, V., Pincetl, S., Pouyat, R. V., Whitlow, T. H., & Zipperer, W. C. (2011). Coupling biogeochemical cycles in urban environments : Ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 27-36.
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., ... Réchauchère, O. (2020). *Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût?* [Rapport scientifique de l'étude]. INRAE; Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME); Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MAA).
- Peng, J., Zhao, H., & Liu, Y. (2017). Urban ecological corridors construction : A review. *Acta Ecologica Sinica*, 37(1), 23-30.
- Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M., & Brevik, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 7-13.
- Poirier, V., Roumet, C., & Munson, A. D. (2018). The root of the matter : Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 246-259.
- Pouyat, R., Groffman, P., Yesilonis, I., & Hernandez, L. (2002). Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environmental Pollution*, 116, S107-S118.
- Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Yesilonis, I. D., Groffman, P. M., & Schwarz, K. (2010). Chemical, physical, and biological characteristics of urban soils. In J. Aitkenhead-Peterson & A. Volder (Éds.), *Urban ecosystem ecology* (p. 119-152). American Society of Agronomy; Crop Science Society of America; Soil Science Society of America.
- Prévost, D., & Antoun, H. (2007). Root nodule bacteria and symbiotic nitrogen fixation. Chapter 31. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 379-397). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Quideau, S., Simpson, M., & Gillespie, A. (2021). Soil organic matter. In M. Krzic, F. L. Walley, A. Dionch, M. C. Paré, & R. E. Farrell (Éds.), *Digging into Canadian soils. An introduction to soil science* (p. 66-99). Canadian Society of Soil Science.

- Rantalainen, M.-L., Haimi, J., Fritze, H., Pennanen, T., & Setälä, H. (2008). Soil decomposer community as a model system in studying the effects of habitat fragmentation and habitat corridors. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(4), 853-863.
- Rasse, D. P., Rumpel, C., & Dignac, M.-F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269(1), 341-356.
- Razzaghamanesh, M., Beecham, S., & Kazemi, F. (2014). The growth and survival of plants in urban green roofs in a dry climate. *Science of The Total Environment*, 476-477, 288-297.
- Reis, C., & Lopes, A. (2019). Evaluating the cooling potential of urban green spaces to tackle urban climate change in Lisbon. *Sustainability*, 11(9), 2480.
- Reynolds, W. D., & Topp, G. C. (2007). Soil water analyses : Principles and parameters. Chapter 69. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 913-937). Taylor&Francis Group, LLC.
- Ricciardi-Rigault, M., Désilets, M., Charette, D., & Kimmerly, C. T. (2017). *Fiche descriptive : Solidification/stabilisation ex situ*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=24&lang=fra>
- Ricciardi-Rigault, M., Holdner, J., Arel, N., Gosselin, C., & Hains, S. (2019). *Fiche descriptive : Électrocinétique—In situ*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=49&lang=fra>
- Richards, D. R., & Thompson, B. S. (2019). Urban ecosystems : A new frontier for payments for ecosystem services. *People and Nature*, 1(2), 249-261.
- Rietra, R. P. J. J., Heinen, M., Dimkpa, C. O., & Bindraban, P. S. (2017). Effects of nutrient antagonism and synergism on yield and fertilizer use efficiency. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 48(16), 1895-1920.
- Rizwan, A. M., Dennis, Y. C. L., & Liu, C. (2008). A review on the generation, determination and mitigation of Urban Heat Island. *Journal of Environmental Sciences*, 20(1), 120-128.
- Rossignol, J.-P. (2012). *Les sols dans les plantations arborées urbaines*. Académie d'Agriculture de France.
- Rowe, D. B., Getter, K. L., & Durhman, A. K. (2012). Effect of green roof media depth on Crassulacean plant succession over seven years. *Landscape and Urban Planning*, 104(3), 310-319.
- Rowe, D. B., Monterusso, M. A., & Rugh, C. L. (2006). Assessment of heat-expanded slate and fertility requirements in green roof substrates. *HortTechnology*, 16(3), 471-477.
- Rubino, F. M., Florida, L., Tavazzani, M., Fustinoni, S., Giampiccolo, R., & Colombi, A. (1998). Height profile of some air quality markers in the urban atmosphere surrounding a 100m tower building. *Atmospheric Environment*, 32(20), 3569-3580.
- Saint Cast, C. (2019). *Modélisation du développement architectural, de l'acclimatation au vent dominant et de l'ancrage du système racinaire du pin maritime* [Doctorat en Science de l'Environnement]. Université de Bordeaux.
- Savard, J.-P. L., Clergeau, P., & Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48(3), 131-142.
- Savi, T., Marin, M., Boldrin, D., Incerti, G., Andri, S., & Nardini, A. (2014). Green roofs for a drier world : Effects of hydrogel amendment on substrate and plant water status. *Science of the Total Environment*, 490, 467-476.
- Scharenbroch, B. C., & Smiley, E. T. (2021). *Soil management for urban trees* (2^e éd.). International Society of Arboriculture.
- Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W. W., Schmid, B., Voigt, W., Fischer, M., Schulze, E.-D., Roscher, C., Weigelt, A., Allan, E., Beßler, H., Bonkowski, M., Buchmann, N., Buscot, F., Clement, L. W., Ebeling, A., Engels, C., Halle, S., Kertscher, I., ... Tschantke, T. (2010). Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature*, 468(7323), 553-556.
- Scheyer, J. M., & Hipple, K. W. (2005). *Urban soil primer* (National Soil Survey Center) [Natural Resources Conservation Service]. United States Department of Agriculture.
- Schulze, E.-D., Beck, E., Buchmann, N., Clemens, S., Müller-Hohenstein, K., & Scherer-Lorenzen, M. (2019). *Plant ecology* (2^e éd.). Springer-Verlag GmbH.
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutya, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088.
- Seto, K. C., Parnell, S., & Elmqvist, T. (2013). A global outlook on urbanization. Chapter 1. In T. Elmqvist, M. Fragkias, J. Goodness, B. Güneralp, P. J. Marcotullio, R. I. McDonald, S. Parnell, M. Schewenius, M. Sendstad, K. C. Seto, & C. Wilkinson (Éds.), *Urbanization, biodiversity and ecosystem services : Challenges and opportunities* (p. 1-12). Springer.
- Shober, A. L., Denny, G. C., Reisinger, A. J., & Bean, E. Z. (2018). Soil compaction in the urban landscape. *Series of the Soil and Water Science Department*, SL 317, 1-4.
- Simmons, M. T. (2015). Climates and microclimates : Challenges for extensive green roof design in hot climates. Chapter 3. In R. K. Sutton (Éd.), *Green roof ecosystems* (Vol. 223, p. 63-80). Springer International Publishing Switzerland.
- Skjemstad, J. O., & Baldock, J. A. (2007). Total and organic carbon. Chapter 21. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 225-237). Taylor&Francis Group, LLC.
- Somerville, P. D., May, P. B., & Livesley, S. J. (2018). Effects of deep tillage and municipal green waste compost amendments on soil properties and tree growth in compacted urban soils. *Journal of Environmental Management*, 227, 365-374.
- Steffan, J. J., Brevik, E. C., Burgess, L. C., & Cerdà, A. (2018). The effect of soil on human health : An overview. *European Journal of Soil Science*, 69(1), 159-171.
- Stokes, A., & Mattheck, C. (1996). Variation of wood strength in tree roots. *Journal of Experimental Botany*, 47(298), 693-699.
- Susca, T., Gaffin, S. R., & Dell'Osso, G. R. (2011). Positive effects of vegetation : Urban heat island and green roofs. *Environmental Pollution*, 159(8), 2119-2126.
- Sutton, R. K. (2015). Introduction to green roof ecosystems. Chapter 1. In R. K. Sutton (Éd.), *Green roof ecosystems* (Vol. 223, p. 1-25). Springer International Publishing Switzerland.
- Swann, C. (2016). The compaction of urban soil. *Technical Note #107 from Watershed Protection Techniques*, 3(2), 661-665.
- Swift, M. J., Heal, O. W., Anderson, J. M., & Anderson, J. (1979). *Decomposition in terrestrial ecosystems* (Vol. 5). University of California Press, Blackwell Scientific Publications.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity : The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79-92.
- Thibodeau, J., Drouin, K., Arel, N., Gosselin, C., & Hains, S. (2019a). *Fiche descriptive : Lavage, lessivage ou extraction chimique des sols—In situ*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=31&lang=fra>
- Thibodeau, J., Drouin, K., Brien, M., & Gosselin, C. (2019b). *Fiche descriptive : Oxydation chimique—Traitement au permanganate—In situ*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=29&lang=fra>

- Thies, J. E. (2015). Molecular approaches to studying the soil biota. Chapter 6. In E. A. Paul (Éd.), *Soil microbiology, ecology, and biochemistry* (4^e éd., p. 151-185). Academic Press, Elsevier Inc.
- Thuring, C. E., Berghage, R. D., & Beattie, D. J. (2010). Green roof plant responses to different substrate types and depths under various drought conditions. *HortTechnology*, 20(2), 395-401.
- Topp, G. C., Parkin, G. W., & Ferré, T. P. A. (2007). Soil water content. Chapter 70. In M. R. Carter & E. G. Gregorich (Éds.), *Soil sampling and methods of analysis* (2^e éd., p. 939-961). Taylor&Francis Group, LLC.
- Trammell, T. L. E., Day, S., Pouyat, R. V., Rosier, C., Scharenbroch, B., & Yesilonis, I. (2018). Drivers of urban soil carbon dynamics. Chapter 4. In R. Lal & B. A. Stewart (Éds.), *Urban soils* (p. 93-120). CRC Press, Taylor&Francis Group, LLC.
- Turgeon, M., Drouin, K., Brien, M., & Gosselin, C. (2019). *Fiche descriptive : Bioaugmentation—In situ*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=3&lang=fra>
- Turgeon, M., Holdner, J., Brien, M., & Gosselin, C. (2018a). *Fiche descriptive : Phytoremédiation des composés inorganiques*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=33&lang=fra>
- Turgeon, M., Holdner, J., Brien, M., & Gosselin, C. (2018b). *Fiche descriptive : Phytoremédiation des composés organiques*. Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada. <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=16&lang=fra>
- United Nations. (2019). *World urbanization prospects. The 2018 revision* (ST/ESA/SER.A/ N° 420). United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- Urban, J. (2008). *Up by roots. Healthy soils and trees in the built environment*. International Society of Arboriculture.
- USDA (United States of Department of Agriculture). (1999). *Soil quality test kit guide*. USDA, Agriculture Research Service, Natural Resources Conservation Service, Soil Quality Institute.
- USDA. (2000). *Urban soil compaction* (Urban Technical Note N° 2; Soil quality, p. 4). USDA, Natural Resources Conservation Service, Soil Quality Institute.
- Van Renterghem, T., Hornikx, M., Forssen, J., & Botteldooren, D. (2013). The potential of building envelope greening to achieve quietness. *Building and Environment*, 61, 34-44.
- VanWoert, N. D., Rowe, D. B., Andresen, J. A., Rugh, C. L., & Xiao, L. (2005). Watering regime and green roof substrate design affect Sedum plant growth. *HortScience*, 40(3), 659-664.
- Vasenev, V. I., Stoorvogel, J. J., Dolgikh, A. V., Ananyeva, N. D., Ivashchenko, K. V., & Valentini, R. (2018). Changes in soil organic carbon stocks by urbanization. In R. Lal & B. A. Stewart (Éds.), *Urban soils* (p. 61-91). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Verma, P., Singh, R., Singh, P., & Raghubanshi, A. S. (2020). Urban ecology—Current state of research and concepts. In P. Verma, P. Singh, R. Singh, & A. S. Raghubanshi (Éds.), *Urban ecology. Emerging patterns and social-ecological systems* (p. 3-16). Elsevier.
- Vidal, D. F., Trichet, P., Puzos, L., Bakker, M. R., Delerue, F., & Augusto, L. (2019). Intercropping N-fixing shrubs in pine plantation forestry as an ecologically sustainable management option. *Forest Ecology and Management*, 437, 175-187.
- Vodyanitskii, Y. N. (2015). Organic matter of urban soils : A review. *Eurasian Soil Science*, 48(8), 802-811.
- von Hertzen, L., & Haahela, T. (2006). Disconnection of man and the soil : Reason for the asthma and atopy epidemic? *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 117(2), 334-344.
- Vukicevich, E., Lowery, T., Bowen, P., Úrbez-Torres, J. R., & Hart, M. (2016). Cover crops to increase soil microbial diversity and mitigate decline in perennial agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(3), 48.
- Whalen, J., Ziadi, N., Schoenau, J., Paré, M. C., Burton, D., & Bruulsema, T. (2021). Soil nutrient cycling. Chapter 7. In M. Krzic, F. L. Walley, A. Diochon, M. C. Paré, & R. E. Farrell (Éds.), *Digging into Canadian soils. An introduction to soil science* (p. 234-277). Canadian Society of Soil Science.
- Whittinghill, L. J., & Rowe, D. B. (2012). The role of green roof technology in urban agriculture. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 27(4), 314-322.
- Williams, N. S. G., Lundholm, J., & Scott MacIvor, J. (2014). Do green roofs help urban biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology*, 51(6), 1643-1649.
- Yang, J.-L., & Zhang, G.-L. (2015). Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils – A review. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(sup1), 30-46.
- Yang, M. (2014). *Ancrage racinaire des arbres : Modélisation et analyses numériques des facteurs clés de la résistance au vent du Pinus pinaster* [Doctorat en Sciences et Environnements]. Université de Bordeaux.
- Yang, Y., Campbell, C. D., Clark, L., Cameron, C. M., & Paterson, E. (2006). Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils. *Chemosphere*, 63(11), 1942-1952.
- Zhang, S., Howard, K., Otto, C., Ritchie, V., Sililo, O. T. N., & Appleyard, S. (2004). Sources, types, characteristics and investigation of urban groundwater pollutants. In D. N. Lerner (Éd.), *Urban groundwater pollution* (Vol. 24, p. 53-107). Swets & Zeitlinger B.V.
- Zhao, J., Chen, S., Jiang, B., Ren, Y., Wang, H., Vause, J., & Yu, H. (2013). Temporal trend of green space coverage in China and its relationship with urbanization over the last two decades. *Science of The Total Environment*, 442, 455-465.
- Zhao, Y., Sun, Y., Cai, X., Liu, H., & Lammers, P. S. (2012). Identify plant drought stress by 3D-based image. *Journal of Integrative Agriculture*, 11(7), 1207-1211.
- Zhioua, M. (2018). *Décontamination électro-cinétique des sols principalement contaminés par du Zinc et du Chrome* [Maîtrise en Sciences de la terre]. Université du Québec.
- Zhu, W., Egitto, B. A., Yesilonis, I. D., & Pouyat, R. V. (2018). Soil carbon and nitrogen cycling and ecosystem service in cities. Chapter 5. In R. Lal & B. A. Stewart (Éds.), *Urban soils* (p. 121-136). CRC Press, Taylor&Francis Group, LLC.

