

Impact de la végétation urbaine sur la qualité de l'air

Mestayer P.G.¹, Brunet Y.²

¹ Centre National de la Recherche Scientifique- Institut de recherche en sciences et techniques de la ville, IRSTV FR CNRS 248, BP 92101, F- 44321 Nantes cedex 03

² Institut National de la Recherche Agronomique - UMR 1391 Interaction Sol Plante Atmosphère (ISPA) 71, avenue Edouard Bourlaux, CS 20032, F-33882 Villenave d'Ornon Cedex

Correspondance : patrice.mestayer@ec-nantes.fr

Résumé

La végétation urbaine intervient directement sur la composition atmosphérique et le bilan des polluants selon cinq modes principaux : un mode physico-chimique d'absorption et adsorption des polluants principalement gazeux, un mode aérodynamique susceptible, notamment dans le cas d'écrans poreux, de retenir les polluants principalement particulaires et de modifier leur dispersion par les écoulements turbulents du vent, un mode chimique d'émission de composés organiques volatils, un mode biologique d'émission de pollens allergisants, enfin un mode photochimique par la photosynthèse consommatrice de CO₂. Les bilans, positifs ou négatifs, dépendent fortement des polluants, de la situation géographique, des saisons, de la morphologie urbaine, de la nature des dispositifs végétaux. Certains dispositifs ont également des effets indirects sur la qualité de l'air via, par exemple, les ombrages ou les parasites. En moyenne les impacts sont faibles, voire négligeables, et l'influence de la végétation urbaine sur la qualité de l'air des villes reste marginale.

Mots-clés : Végétation urbaine, Qualité de l'air, Pollution atmosphérique, Dispersion, Dépôt, Emissions

Abstract: Urban vegetation impact on air quality

Urban vegetation directly impacts the atmospheric composition and the budget of pollutants according to five principal modes: a physicochemical mode of absorption and adsorption of principally gaseous pollutants, an aerodynamic mode by which vegetation retains particulate pollutants and modifies pollutant dispersion by turbulent wind flows, especially in the case of porous barriers, a chemical mode of volatile organic compounds emission, a biological mode of allergenic pollen emission, and finally a photochemical mode through the CO₂-consuming photosynthesis. The positive or negative balances strongly depend on the pollutant species, the geographical situation, the seasons, the urban morphology, and vegetation infrastructures. Some infrastructures also have indirect impacts on air quality via, e.g., shadowing and parasites. On average, the impacts are weak or negligible, and the influence of urban vegetation on the air quality of cities remains marginal.

Keywords : Urban vegetation, Air quality, Atmospheric pollution, Dispersion, Deposition, Emissions

Introduction

La végétation urbaine peut-elle jouer un rôle régulateur de la qualité de l'air des villes ? On sait que les végétaux absorbent certains polluants atmosphériques par des processus qui peuvent provoquer leur dégradation, à tel point que des dispositifs végétaux ont été proposés comme marqueurs de la qualité de l'air, des lichens notamment. La végétation participe par ailleurs à la séquestration du carbone en absorbant le dioxyde de carbone (CO₂) par le processus de la photosynthèse ; l'oxydation de ses

métabolites conduit, à l'inverse, à une émission de CO₂ par respiration. Enfin, on observe que la qualité de l'air est généralement meilleure hors des villes et dans les environnements végétalisés tels que les forêts, parcs et autres « poumons verts ». Mais est-ce dû au pouvoir épurateur des végétaux ou seulement à l'éloignement des sources de pollution ? L'introduction de la végétation dans les nouveaux dispositifs hors-sol (toitures, façades, jardins suspendus, bacs sur dalles, etc.) est-elle à même de réduire la pollution atmosphérique ? La végétation urbaine peut-elle avoir un rôle de phytoremédiation de la qualité de l'air au même titre que la végétation des dispositifs humides pour la qualité de l'eau ? Risque-t-elle au contraire d'introduire de nouvelles nuisances ?

La pollution atmosphérique urbaine primaire, gazeuse et particulaire, est majoritairement générée par les carburants et les processus de combustion (notamment les oxydes d'azote, NO, NO₂, NO_x, le monoxyde de carbone CO), et par les émissions de composés organiques volatiles (COV) d'origine pétrolière ou biogénique. Les polluants secondaires sont issus de processus photochimiques mettant en jeu certains de ces polluants primaires et des composants plus « naturels » provenant de zones agricoles ou forestières, parfois lointaines, processus dans lesquels l'ozone (O₃) joue un rôle clef. L'intensité de la pollution photochimique dépend des conditions météorologiques, notamment l'ensoleillement et la stratification thermique, et de la concentration d'ozone et de ses précurseurs (COV). La photochimie des zones urbaines est un processus complexe qui consomme de l'ozone dans la conversion NO–NO₂, généralement au cœur des agglomérations, puis en produit en plus grandes quantités en générant des polluants secondaires gazeux et particulaires, acides et oxydants. Si les pollutions industrielles traditionnelles, telles que les oxydes de soufre, sont de plus en plus contrôlées et en nette régression en France, les émissions diffuses de la petite industrie, du chauffage des bâtiments et des transports sont en augmentation avec la population et l'étalement urbain.

On peut considérer que la présence de la végétation dans les zones urbaines intervient sur la distribution spatiale des concentrations de polluants atmosphériques selon cinq modes principaux : (i) l'absorption/adsorption des polluants, principalement gazeux, sur les feuilles et leur dégradation ; (ii) la modification des écoulements turbulents du vent par la végétation, qui se présente parfois sous forme d'écrans poreux menant à un accroissement du dépôt des polluants, principalement particulaires ; (iii) l'émission de composés organiques volatils ; (iv) l'émission de pollens générateurs d'allergies, que l'on considérera ici, par extension, comme des polluants atmosphériques ; (v) le bilan photosynthèse–respiration, généralement consommateur de CO₂, qui ne peut être assimilé à un polluant mais dont la surproduction participe à l'accroissement de l'effet de serre. Certains dispositifs végétaux ont également des effets indirects sur la qualité de l'air.

La liste de références bibliographiques de cette présentation reste volontairement limitée : pour de plus nombreuses références, on pourra se reporter à l'état de l'art bibliographique (Mestayer, 2014) réalisé à l'issue du programme ANR VegDUD – Le rôle du végétal dans le développement urbain durable, une approche par les enjeux liés à la climatologie, l'hydrologie, la maîtrise de l'énergie et les ambiances.

1. Mode physico-chimique : absorption/adsorption des polluants

Les plantes jouent un rôle épurateur vis-à-vis de l'air car elles sont capables de capter un certain nombre de polluants gazeux, par absorption dans les stomates et adsorption par la cuticule des feuilles (Figure 1). Les stomates, ouvertures situées généralement à la surface inférieure des feuilles, mettent en contact les cavités internes de ces dernières avec l'air extérieur. C'est par eux que se produisent les échanges d'oxygène et de gaz carbonique de la photosynthèse et de la respiration végétale ; mais par cette voie d'autres gaz tels que les oxydes d'azote, l'ozone et d'autres polluants peuvent pénétrer directement à l'intérieur de la feuille. Certains de ces polluants gazeux peuvent s'accumuler dans les tissus foliaires puis sont métabolisés, ou transportés vers d'autres tissus, ou encore biodégradés. La présence des polluants ou des produits de métabolisation a généralement un impact physiologique sur les plantes, provoquant des dysfonctionnements nuisibles à leur santé. Les stomates sont fermés la nuit

et ouverts le jour, en fonction principalement de l'ensoleillement mais aussi de la température et de l'humidité de l'air et du sol : les échanges gazeux plantes-atmosphère, diurnes pour leur grosse partie, dépendent donc des saisons et des conditions atmosphériques. S'ils sont très variables selon les polluants et selon les espèces et leur densité foliaire, ils s'avèrent maximaux pour les arbres denses à feuilles caduques larges et plates dont les stomates sont situés directement à la surface.

La cuticule est une structure lipidique qui recouvre les surfaces foliaires et les protège notamment du dessèchement. Pour de nombreux COV comme les polychlorobiphényles (PCB), les dioxines et les furanes, la cuticule constitue la voie la plus importante de pénétration par adsorption. Ces matières ne sont souvent pas solubles dans l'eau, mais le sont dans les lipides de la cuticule. L'adsorption par cette dernière continue durant la nuit, lorsque les stomates sont fermés, et pendant les mois d'hiver, lorsque les plantes vertes sont moins actives. Cependant, l'accumulation au niveau des surfaces foliaires est limitée, car au bout d'un certain temps un équilibre, fonction des niveaux de pollution, s'installe entre la capture permanente de polluants sur ces surfaces et des pertes continues. Ces pertes ont de multiples origines : les frottements, la volatilisation, la production permanente de cires, la croissance des feuilles, le lessivage par la pluie. Après l'adsorption au niveau de la cuticule, les composés organiques volatils pénètrent peu à peu dans la partie interne de la feuille. Les feuilles à cuticule grasseuse épaisse sont les plus efficaces pour la capture de ce type de composés organiques ; c'est notamment le cas des épines de conifères (Hiemstra et al., 2008).

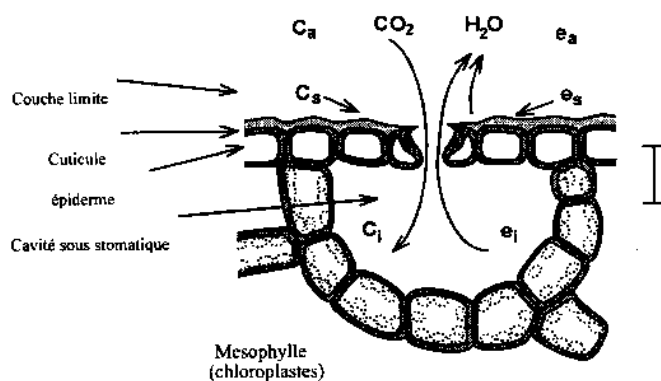


Figure 1: Schéma de fonctionnement des échanges atmosphère-végétation par les stomates et la cuticule des feuilles (<http://www.fao.org/docrep/w5183f/w5183f07.htm>)

Les études montrent en général des effets positifs de la végétation sur la qualité de l'air par réduction des concentrations en polluants chimiques. Cependant les évaluations quantitatives de Nowak et al. (2006) pour 55 villes américaines montrent que si les diminutions de concentration peuvent atteindre parfois, momentanément, jusqu'à 16 % pour O₃ et SO₂, 9 % pour NO₂ et 8 % pour les particules (PM), elles sont en règle générale au mieux de 1 à 4 %, et en moyenne nettement inférieures à 1 % pour les polluants réglementés (0,03 % pour CO).

2. Mode aérodynamique : surfaces captatrices et écrans poreux

Face au vent et à la turbulence atmosphérique, deux catégories d'effets dus à la végétation ont des impacts sur la pollution particulaire : le dépôt et la protection.

Les particules se déposent sur toutes les surfaces, mais la végétation présente une exceptionnelle efficacité vis-à-vis du dépôt des particules du fait de la somme des surfaces de feuilles en contact avec l'atmosphère, de leurs multiples orientations et de leurs mouvements. Plusieurs processus aérodynamiques contribuent au dépôt particulaire, dont le plus important est en général la sédimentation gravitationnelle sur les surfaces horizontales ou inclinées, même en l'absence de vent. Mais la végétation présente aussi de nombreuses surfaces verticales ou mouvantes qui provoquent, en

présence de vent et de mouvements turbulents, l'impaction des particules due à leur inertie relative. Dans ce processus, les particules doivent entrer en contact direct avec les feuilles ou s'approcher suffisamment de leur surface pour être attirées par électricité statique. Sur les feuilles, l'efficacité de ce processus dépend de la rugosité des surfaces, de la présence de poils et de matière adhérente, ainsi que du degré d'humidité. D'autres processus contribuent à la captation des particules par la végétation : diffusion moléculaire, transfert turbulent, interception, thermophorèse, électrophorèse, etc. L'ensemble des processus en jeu entraîne, de manière générale, des vitesses de dépôt beaucoup plus fortes sur la végétation que sur les autres types de surfaces urbaines.

Même basse, la végétation exerce ainsi un rôle important sur la réduction de la pollution, notamment à proximité des sources (Janhäll, 2015). Les structures arborées sont particulièrement efficaces pour capter les particules, notamment les conifères en raison de la structure et de la forme relativement pointue de leurs épines. Ce sont d'ailleurs non seulement les épines et les feuilles qui participent à la capture des poussières mais aussi les troncs, les branches et les tiges. Une structure de branches enchevêtrées a une fonction très positive car les particules restent agglomérées sur les surfaces et ne pénètrent pas dans la structure interne de la feuille ; la plante n'a donc pas besoin de les traiter, métaboliser ou évacuer comme les composés gazeux. À l'opposé, une configuration très dense (brise-vent) ou de grande étendue (forêt) peut réduire l'infiltration de l'air et l'efficacité de la filtration.

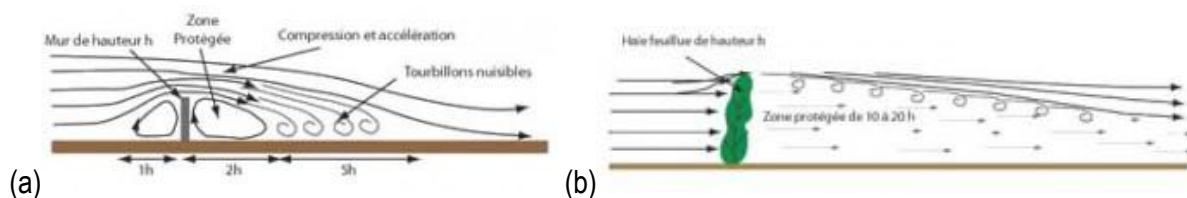


Figure 2 : Schéma de l'écoulement et de la zone protégée par une haie solide (a) et une haie végétale semi-poreuse (b) (d'après www.promhaies.net)

Les particules déposées s'agglutinent généralement en masses plus importantes qui sont évacuées vers le sol par le vent, par chute gravitationnelle, ou par rinçage par la pluie ; elles sont alors neutralisées par le sol ou évacuées dans les réseaux d'eau pluviale. Cependant, selon les conditions de surface, certaines particules sèches rebondissent ou ne s'agglutinent pas et ne se collent pas sur la végétation : elles peuvent alors repartir vers l'atmosphère sous l'effet du vent (processus dit de « resuspension ») en diminuant l'efficacité de collecte à long terme. L'efficacité globale à l'échelle d'une agglomération a généralement été évaluée par simulation numérique ; pour les PM₁₀ ($\leq 10\mu\text{m}$) la revue de Becket et al. (1998) fait apparaître des réductions ponctuelles spectaculaires mais cite des améliorations moyennes des concentrations de l'ordre de 1 % ou moins. L'étude plus récente de Tallis et al. (2011) portant sur le Grand Londres évalue la réduction des concentrations entre 0,7 et 1,4 % en moyenne annuelle pour la situation actuelle (taux de couverture des sols par la végétation de 20 %). Leurs simulations pour 2050 montrent que des abattements beaucoup plus substantiels pourraient être obtenus en accroissant le niveau de végétalisation urbaine à un taux de 30 % : entre 1,1 et 2,6 % des concentrations selon les choix de localisation (distances des sources) et des essences (conifères ou feuillus). L'étude de Nowak et al. (2013) pour dix villes américaines évalue la réduction moyenne annuelle des concentrations de fines particules PM_{2.5} ($\leq 2,5\mu\text{m}$) entre 0,1 % pour Syracuse (NY) et 0,24 % pour Atlanta (GA), dont les taux de couverture des sols par des arbres sont respectivement de 27 % et de 52 %. On notera enfin que, sur la base de leurs analyses chimiques des feuilles, certains auteurs considèrent que la capture des particules par la végétation est un important processus de réduction de la pollution atmosphérique par les métaux lourds (Gratani et al., 2008 ; Speak et al., 2012).

La végétation à fort développement vertical (arbres, haies...) peut constituer des barrières poreuses créant des effets de protection ou de brise-vent (Figure 2). Les écrans végétaux réduisent la vitesse du vent et filtrent les structures turbulentes. Ces effets aérodynamiques peuvent être considérables et, en règle générale, ils ont pour principale conséquence d'altérer la répartition des concentrations de polluants, en créant des zones abritées. De nombreux auteurs rapportent l'effet de protection des écrans végétaux, d'autant plus efficaces qu'ils sont proches des sources de pollution. Cependant, cette protection en aval de la barrière (sous le vent) se manifeste au détriment des zones situées en amont des écrans où les polluants s'accumulent et les résultats globaux sont très variables (Di Sabatini et al., 2010). La ventilation des rues est largement différente avec et sans alignements d'arbres, avec des résultats très dépendants du rapport d'aspect (largeur/hauteur) de la rue, de la direction du vent, de la densité d'arbres et de leur porosité (Figure 3). La présence de la végétation diminue l'intensité de turbulence, ce qui minimise la dilution des polluants émis dans la rue et augmente les concentrations de CO et de NOx par accumulation sous le niveau des arbres et au niveau des piétons. Dans une rue étroite à faible trafic, des rangées d'arbres ont un effet protecteur vis-à-vis de la pollution provenant des rues voisines ; à l'inverse, si le trafic est important dans cette rue, les arbres ont pour effet d'en réduire la ventilation et donc d'y laisser s'accumuler les gaz d'échappement. Les arbres en ligne tendent ainsi à protéger les rues peu polluées et à pénaliser les rues les plus polluées. Par exemple les simulations numériques et en soufflerie de Vranckx et al. (2015) d'une rue à fort trafic d'Anvers de rapport d'aspect de 2 montrent que l'installation d'arbres en ligne provoque des augmentations moyennes des concentrations entre 0,2 et 2,6 % pour les PM10, et entre 1 et 13 % pour le carbone élémentaire (ensemble des particules), selon le type de végétation.

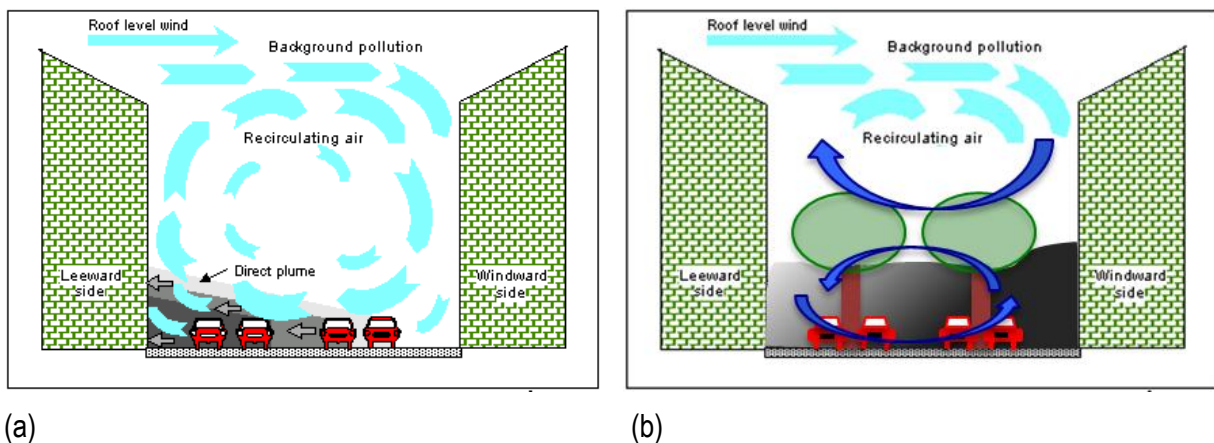


Figure 3 : Schéma, adapté de Berkowicz (2000), de la ventilation d'une rue de rapport d'aspect voisin de 1 (a); schéma de l'altération de l'écoulement par 2 alignements d'arbres et de l'accumulation des polluants dans la partie inférieure de la rue (b).

3. Mode chimique : émission de composés organiques volatils

Un grand nombre d'espèces végétales sont émettrices de composés organiques volatiles biogéniques (COVB). Certaines d'entre elles le sont en grande quantité, comme les bouleaux, mahonias, liquidambers, platanes, saules, peupliers, chênes et chênes verts, ainsi que la plupart des conifères. Ces COVB étant des précurseurs de l'ozone, ces espèces favorisent ainsi la photochimie des oxydes d'azote génératrice de polluants secondaires acides et oxydants. Certains de ces polluants secondaires créés par nucléation homogène apparaissent sous la forme de particules ultrafines particulièrement nocives pour la santé. Ces espèces peuvent donc à la fois absorber l'ozone et émettre des composés générateurs ou précurseurs de l'ozone, avec un bilan variable. Ce bilan est souvent négatif (diminution de la concentration en O₃) d'après Hiemstra et al. (2008) qui présentent un tableau compilant différentes espèces observées dans les villes européennes, avec une évaluation de leurs capacités épuratrices et émettrices.

Le bilan d'ozone de la « forêt urbaine » a fait l'objet de nombreuses études, reposant principalement sur des travaux de simulation numérique à l'échelle de grandes villes ou agglomérations, ainsi que de parcs urbains, notamment avec le modèle Urban Forest Effects (UFORE) créé par Nowak et al. (1998). Ce modèle n'est pas limité à l'ozone mais comprend les interactions de la végétation urbaine avec les principaux polluants et d'autres effets de la végétation permettant des évaluations socio-économiques. En règle générale, ces études font apparaître une réduction des concentrations d'ozone à proximité des zones à forte densité de végétation (grands parcs), mais des bilans mitigés et incertains à l'échelle des agglomérations, avec des réductions de concentrations de quelques pourcents voire inférieures à 1 %. Les incertitudes proviennent notamment de la grande variabilité temporelle des émissions et des absorptions, fortement dépendantes de la phénologie et de la physiologie des plantes, elles-mêmes dépendantes de l'ensoleillement et de la météorologie (Nowak et al., 2000). Par exemple, Leuchner et Rappenglück (2010) montrent que le rapport entre les quantités d'hydrocarbures non-méthaniques d'origine biogénique (principalement isoprènes) et d'origine anthropique est assez faible en moyenne, de l'ordre de 4,4 % du total, mais peut atteindre 27 % l'après-midi, période de la plus intense activité photochimique. Paoletti (2009) rapporte en outre que ces COVB sont deux à trois fois plus réactifs que la moyenne des hydrocarbures provenant de la combustion de l'essence (selon Carter 1994).

4. Mode biologique : émission de pollens allergisants

Certaines espèces de plantes émettent également des pollens sous forme de particules génératrices d'allergies respiratoires chez les personnes prédisposées. Ces particules ont des dimensions variables de 1 à 100 μm mais le plus souvent dans la gamme 10–50 μm . Plus les particules sont petites, plus elles sont transportées à grande distance par le vent et la turbulence, moins elles sont retenues par la végétation par impaction (Dupont et al., 2006) et plus elles pénètrent dans les voies respiratoires. Si les pollinoses sont en général dues aux substances (protéines ou glycoprotéines) disponibles à la surface des particules de pollen entrant en contact avec les muqueuses respiratoires, elles sont également renforcées par l'accrétion à la surface des pollens de particules ultrafines (≤ 100 nm) provenant des moteurs Diesel et des processus de nucléation des polluants secondaires issus de la photochimie ; ces particules ultrafines sont mal filtrées par les voies respiratoires supérieures et pénètrent très profondément dans l'appareil respiratoire jusque dans les tissus des alvéoles pulmonaires. Le Réseau National de Surveillance Aérobiologique (RNSA) mesure la présence de pollens, moisissures et bactéries dans l'air à l'aide d'un réseau de capteurs à impaction répartis sur 70 sites français. En développement depuis 2004, les Pollinariums sentinelles® observent l'émergence régionale de pollens d'arbres (saules, cyprès), de graminées (dactyle, fromental, fléole, houlque, flouve, ray-grass), de dicotylédones (armoise, plantain) et espèces envahissantes (ambroisie), afin de produire des « Alertes pollens » dès la première émission locale, voire à l'avance.

Pour les plantes d'intérieur ou de proximité (balcons, terrasses, etc.), il convient d'ajouter aux impacts allergiques les impacts fongiques : le substrat des plantes en pot est un réservoir de moisissures. Divers composants fongiques sont à l'origine d'une variété de réactions humaines, l'exposition se faisant par ingestion, inhalation et contact cutané. Ce sont des COV qui sont responsables de l'odeur de moisi. En milieu professionnel, l'exposition à de fortes teneurs cause des irritations respiratoires, des maux de tête, des déficits d'attention, des difficultés de concentration. Dans des conditions environnementales spécifiques, quelques espèces produisent des mycotoxines provoquant des réponses toxiques (*Acremonium*, *Alternaria*, *Aspergillus*, *Chaetomium*, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Paecilomyces*, *Penicillium*, *Stachybotrys* et *Trichoderma*) mais leur impact sanitaire n'est pas actuellement validé. En raison de la présence d'allergènes dans les spores, de nombreuses moisissures sont susceptibles de déclencher des réactions allergiques au niveau des voies respiratoires supérieures, sinusite et asthme. Enfin, les moisissures sont à l'origine d'infections. Diverses études indiquent que la présence de plantes en pot dans l'environnement des personnes souffrant de mucoviscidose ou présentant des troubles sévères du système immunitaire (chimiothérapie,

transplantations d'organe ou de moelle osseuse, sida...) constitue un risque sérieux de colonisation respiratoire. Seize espèces potentiellement pathogènes ont été isolées dans la terre des plantes en pots, notamment *Aspergillus fumigatus* et *Scedosporium apiospermum*. Quelques études indiquent également la possible dispersion de champignons pathogènes opportunistes à partir du sol des plantes (Bruneton et Déoux, 2010).

5. Séquestration du carbone

La photosynthèse de la végétation absorbe du dioxyde de carbone CO₂ et émet du dioxygène O₂, transformant le carbone séquestré en matériau solide dans les branches, le tronc et les racines. Si le CO₂ n'est pas à proprement parler un polluant atmosphérique, c'est le gaz à effet de serre (GES) de référence et la séquestration du carbone par les plantes représente l'un de leurs plus évidents bienfaits.

La végétation urbaine représente un facteur de réduction des émissions de CO₂ à proximité des principales émissions dues aux processus de combustion de carburants fossiles (transports, chauffage). On peut donc considérer *a priori* que la (re)végétalisation des villes (entretien et nouvelles plantations) représente un effort important dans la lutte contre l'augmentation des GES et le réchauffement climatique.

Cependant l'évaluation quantitative relativise le rôle réel de la végétation urbaine. Il faut en effet mettre en perspective les quantités d'émission de CO₂ par les habitants des villes et les capacités de séquestration par la végétation urbaine. La séquestration est presque exclusivement réalisée par les arbres puisqu'on estime que la végétation basse n'en représente au mieux que 4 %. Elle est très variable d'une espèce à une autre ainsi que selon la taille, l'âge et l'état de santé des arbres, ce qui rend l'évaluation quantitative globale assez difficile, d'autant plus que l'inventaire des arbres présents dans une agglomération est le plus souvent lui-même imprécis. L'évaluation un peu ancienne mais assez exhaustive de Nowak (1994) pour l'agglomération de Chicago (5,88 millions d'habitants) peut servir d'exemple : en conclusion de son étude l'auteur évaluait entre 14 et 18 tonnes de carbone par hectare la séquestration moyenne (permanente) dans cette zone d'étude, soit 1,4–1,8 kg C/m² (pour comparaison, dans une étude récente, Davies et al. (2011) l'estiment à 3,2 kg C/m² pour Leicester, UK). En regard de ces chiffres, Nowak (1994) estimait que les émissions de carbone atteignaient 2,24 tonnes par personne et par an dans l'Illinois en 1991, dont 1,30 tonne pour ses transports. Même si ces estimations méritent révision pour la période actuelle et pour les modes de vie et de déplacements des habitants des villes non-américaines, notamment en ce qui concerne le taux moyen d'émission des véhicules (63,6 g C/km), la mise en perspective de Nowak (1994) reste très éclairante : *« La quantité totale de carbone séquestré dans les arbres de la zone d'étude (5,6 millions de tonnes), qui prit des années à stocker, égale la quantité de carbone émise par le secteur résidentiel (incluant les transports) de la zone d'étude durant une période de 5 mois. Le taux annuel de séquestration de tous les arbres de la zone d'étude (140 000 tonnes de carbone) égale la quantité de carbone émise par les transports dans cette zone en une semaine. La quantité de carbone séquestré par un petit arbre (diamètre inférieur à 8 cm) en un an est équivalente à l'émission de carbone d'une voiture sur 16 km. La séquestration annuelle d'un gros arbre de diamètre supérieur à 77 cm est équivalente à l'émission d'une voiture sur environ 1500 km ».*

Encore faut-il prendre en compte la santé et la mortalité des arbres urbains : (i) sous stress hydrique un arbre absorbe beaucoup moins de carbone qu'un arbre sain, (ii) le carbone ne reste séquestré que tant que l'arbre est vivant, (iii) le taux de séquestration d'un gros arbre est 90–100 fois supérieur à celui d'un petit arbre et le remplacement d'un vieil arbre par un jeune se traduit par une nette diminution de la séquestration de carbone, voire des émissions supérieures à la séquestration dans l'immédiat (environ cinq ans), au profit du futur. Dans une perspective de bilan de carbone complet, il faut également considérer les pollutions générées par les coûts environnementaux et les consommations de carburants liés aux opérations de pépinières, maintenance, arrosage, taille ou tonte, évacuation des déchets, etc.

(Escobedo et al., 2011). La récente revue bibliographique de Boudes et al. (2014) évoque des bilans nets (séquestration moins émissions) inférieurs à 0,5 kg C/m²/an.

Si dans la lutte contre le réchauffement climatique la végétation joue un rôle crucial et indéniablement positif, l'impact de la végétation urbaine reste ainsi très limité face aux émissions de GES et notamment de CO₂ par l'activité humaine concentrée dans les villes. La végétation urbaine est un moyen de remédiation d'une efficacité discutable par rapport aux dispositions de réduction des émissions du secteur résidentiel et des transports urbains.

6. Effets indirects

Parmi les effets indirects de la végétation sur la qualité de l'air, outre ceux qui ont déjà été remarqués plus haut, il faut noter les conséquences de l'influence des arbres sur la climatologie locale. Par exemple sur les parkings et en bordure de voie l'ombrage des voitures par les arbres réduit l'évaporation de COV des réservoirs de carburant. En été, l'ombrage des bâtiments peut également contribuer à réduire la dépense énergétique de climatisation, et par conséquent les émissions de polluants associées à la production d'énergie.

De plus, comme les émissions de COVB dépendent de la température, la réduction de l'effet d'îlot de chaleur urbain par la végétation induit aussi une diminution de la photochimie urbaine. La baisse de température induite génère une baisse des taux de photolyse et se traduit donc par une baisse des concentrations d'ozone.

À l'opposé, il ne faut pas oublier les travaux et les consommations d'énergie induits par les nouveaux dispositifs végétaux pour leur entretien (jardinage, pompage d'eau, etc.) et la pollution de l'air et de l'eau par les produits phytosanitaires (que la loi Labbé interdira aux collectivités et établissements publics à partir de 2020, et aux particuliers à partir de 2022).

7. Discussion et conclusion

Les évaluations quantitatives reposent majoritairement sur des modélisations et très peu sur des études expérimentales, qui restent difficiles à mener en site réel urbain. En popularisant le concept de « forêt urbaine », Nowak et al. (1998) imposèrent en fait deux conceptions de la végétation urbaine : l'une selon laquelle la végétation peut être considérée dans son ensemble, globalement à l'échelle de l'agglomération, comme un bloc végétal composite mais unique ; l'autre où elle est assimilable à la forêt, avec un fonctionnement des arbres et arbustes urbains identique à celui de leurs pendants forestiers. Il en résulte que les évaluations des capacités de la végétation urbaine avec des modèles numériques comme UFORE reposent en fait sur des modélisations et des valeurs des paramètres de fonctionnement déduites d'observations d'arbres de pleine terre dans des dispositifs forestiers, sans prendre en compte les conditions de vie, notamment de stress hydrique, rencontrées par les arbres urbains. Par exemple, si les vitesses de dépôt des grosses particules de suie sont relativement bien estimées, ainsi que celles des PM₁₀, celles des particules fines et ultrafines sont en revanche très incertaines (Litschke et Kuttler, 2008). D'autre part, ces évaluations font souvent l'impasse sur certains processus, comme la resuspension qui réduit considérablement l'efficacité des dispositifs. Wuytack et al. (2010) remarquent par exemple que la conductance stomatique est significativement plus faible dans les atmosphères polluées : les plantes s'adaptent en formant des stomates plus nombreux mais plus petits, provoquant une nette diminution de la conductance stomatique. Cette influence de la pollution urbaine sur le dépôt n'est pas prise compte dans les modélisations actuelles.

S'il est clair que la qualité de l'air est meilleure dans les parcs et à leur proximité immédiate, les évaluations à l'échelle de l'agglomération masquent les effets de l'hétérogénéité du tissu urbain et devraient donc être menées à plus fine échelle, en tenant compte d'une part de la distribution spatiale

de la végétation et de ses caractéristiques locales, et d'autre part de celle des sources et concentrations de pollution. Mais les études à petite échelle, celle d'une rue ou d'un square, font apparaître des résultats contradictoires fortement dépendants des conditions locales (ventilation, matériaux, espèces) et géométriques (rapport d'aspect, densité, porosité) qui rendent difficile leur généralisation à l'échelle d'une agglomération. De plus, l'extrapolation à l'échelle de l'agglomération des résultats de l'observation de ces échantillons (individus ou quartiers) repose soit sur des méthodes purement statistiques, soit sur des cartographies des modes d'occupation des sols. Les bases de données urbaines de la végétation étant très incomplètes, ces évaluations reposent souvent sur des analyses d'images de télédétection satellitaire, qui reposent elles-mêmes sur des indices spectraux qui n'ont pas été validés pour les tissus urbains et qui ne permettent guère de distinguer les différentes espèces.

Tous les arbres, arbustes et haies ont des capacités filtrantes vis-à-vis de la pollution gazeuse et particulaire, mais pas tous de la même façon ni pour chaque composant. Pour affronter un cocktail de pollution, il est nécessaire de disposer d'une bonne mixité d'arbres et d'arbustes différents. Les gaz comme le dioxyde d'azote et l'ozone sont surtout bien absorbés par les feuillus qui possèdent des feuilles larges et lisses. Pour les composants organiques, la cuticule est le principal moyen d'adsorption : les feuilles munies d'une cuticule épaisse comme les épines des conifères le font très bien. Les feuillus qui possèdent des feuilles rugueuses, poilues et collantes sont bien adaptés pour capturer les particules de poussière. Toutefois, ce sont les conifères qui captent le mieux les particules d'autant qu'ils ont souvent un feuillage persistant, efficace également pendant les mois d'hiver. Il convient toutefois de veiller à deux effets susceptibles de générer une pollution de l'air urbain : l'émission de composés organiques volatiles biogéniques et l'émission de pollens allergisants ; on pourra se reporter aux recommandations de Hiemstra et al. (2008) pour les COVB et au guide d'information du RNSA (2013) pour les pollens.

Pour les dispositifs en formes de haies, brise-vents, barrières antibruit, mais aussi pour les alignements denses d'arbres de rues, il faut prendre en compte les effets de barrière simultanément à ceux de filtration et d'épuration. Ils ont pour effet d'altérer la distribution spatiale des concentrations de polluants, rarement de les diminuer efficacement. De manière contre-intuitive, les arbres en ligne situés dans les rues les plus polluées ont des impacts négatifs : en diminuant la dispersion des polluants ils augmentent les concentrations au niveau des piétons et des habitants.

Les dispositifs de toitures végétalisées ont déjà donné lieu à de nombreuses études sur leurs propriétés thermiques et climatologiques, voire leur impact sur la biodiversité, mais les données sur leurs qualités épuratrices restent rares et incertaines. Les dispositifs « intensifs » composés d'herbes sur un substrat épais (*Agrostis stolonifera* et *Festuca rubra*) sont plus efficaces pour collecter les particules que les dispositifs « extensifs » à base de sedum (*S. album*), ou que le plantain (*Plantago lanceolata*), espèce invasive colonisant spontanément les toitures. Speak et al. (2012) notent que le potentiel épurateur des toitures végétalisées reste nettement inférieur à celui des arbres mais qu'il n'est pas négligeable. Cependant, comme pour les arbres, l'émission de pollens doit également être considérée avec soin pour ces dispositifs, le guide RNSA (2013) relevant le fort potentiel allergisant de certaines graminées ou poacées ornementales ou sauvages, en particulier le ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.), lorsqu'elles ne sont pas fauchées fréquemment. Il relève également le risque de voir apparaître spontanément deux espèces envahissantes à fort potentiel allergisant, l'ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) et l'armoise commune (*Artemisia vulgaris*), ainsi que certaines plantes spontanées des espaces urbains en friche telles que la pariétaire diffuse (*Parietaria judaica*) ou le plantain. Sur les toitures à dispositif de végétation intensive, il est donc risqué de laisser la végétation se développer sans surveillance ni sans entretien.

En ce qui concerne les façades végétalisées et murs végétaux, leur pouvoir épurateur reste inférieur à celui des toitures végétales et leur évaluation reste très incertaine du fait des fortes incertitudes de la modélisation et du manque de données expérimentales sur le fonctionnement de la végétation et les effets aérodynamiques des dispositifs en écran que nous avons vus ci-dessus. On notera de plus

l'absence à ce jour de données permettant de quantifier l'influence des façades végétales sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments, et leur incidence sur l'entrée d'insectes et de parasites.

Références bibliographiques

- Becket K.P., Freer-Smith P.H., Taylor G., 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 99, 347–360.
- Boudes P., Gutleben C., Provendier D., 2014. Empreinte carbone. In : M. Musy (coordin.), *La ville verte. Les impacts du végétal en ville*, Éditions Quæ, Versailles, France, pp. 139–159.
- Berkowicz R., 2000. OSPM – a parameterised street pollution model. *Environmental Monitoring and Assessment* 65, 323–331.
- Bruneton J., Déoux S., 2010. Impact toxique et allergique des plantes d'intérieur. In : Actes de la Journée Technique "L'épuration de l'air intérieur par les plantes", OQAI-ADEME-Univ. Lille 2, 6 mai 2010, Paris. Observatoire de la qualité de l'air intérieur, pp. 11–16.
- Carter W.P.L., 1994. Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds. *Journal of the Air Waste Management Association* 44, 881–899.
- Davies Z.G., Edmondson J.L., Heinemeyer A. Leake J.R., Gaston K.J., 2011. Mapping an urban ecosystem service: Quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology* 48, 1125–1134.
- Di Sabatini S., Buccolieri R., Gromke C., 2010. CFD modelling of tree-atmosphere interaction and assessment of air quality in street canyons. In: Proceedings of the CLIMAQS Workshop "Local Air Quality and its Interactions with Vegetation", January 21–22,, 2010, Antwerp, Belgium, pp. 83–87.
- Dupont S., Brunet Y., Jarosz N., 2006. Eulerian modelling of pollen dispersal over heterogeneous vegetation canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* 141, 82–104.
- Escobedo F.J., Kroeger T., Wagner J.E., 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159, 2078–2087.
- Gratani L., Crescente M.F., Varone L., 2008. Long-term monitoring of metal pollution by urban trees. *Atmospheric Environment* 42, 8273–8277.
- Hiemstra J.A., Schoenmaker E., Tonneijk A.E.G., 2008. Les arbres une bouffée d'air pur pour les villes. Publications Cité Verte (www.faitesrespirerlaville.com).
- Janhäll S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment* 105, 130–137.
- Leuchner M., Rappenglück B., 2010. The role of biogenic and anthropogenic NMHCs in the local air quality of a highly polluted urban area. In: Proceedings of the CLIMAQS Workshop "Local Air Quality and its Interactions with Vegetation", January 21–22, 2010, Antwerp, Belgium, pp. 75-79.
- Litschke T., Kuttler, W., 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation: a review. *Meteorologische Zeitschrift* 17, 229–240.
- Mestayer P., 2014. Influence de la végétation sur la qualité de l'air. In : M. Musy (coordin.), *Une ville verte. Les rôles du végétal en ville*, Éditions Quæ, Versailles, France, pp. 121–134.
- Nowak D.J., 1994. Atmospheric Carbon Dioxide Reduction by Chicago's Urban Forest. In: E.G. McPherson, D.J. Nowak, R.A. Rowntree (Eds), *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*, Gen. Tech. Rep. NE-186. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, pp. 83–94.
- Nowak D.J., Civerolo K.L., Rao S.T., Sistla G., Luley C.J., Crane D.E., 2000. A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment* 34, 1601–1613.
- Nowak D.J., Crane D.E., Stevens J.C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening* 4, 115–123.

- Nowak D.J., Hirabayashi S., Bodine A., Hoehn R., 2013. Modelled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution* 178, 395–402.
- Nowak D.J., McHale P.J., Ibarra M., Crane D., Stevens J., Luley C., 1998. Modeling the effects of urban vegetation on air pollution. In: Gryning S.E. and Chaumerliac N. (Eds.) 'Air Pollution Modelling and Its Application XII'. Plenum Press, New York, NY, pp. 399–407
- Paoletti E., 2009. Ozone and urban forests in Italy. *Environmental Pollution* 157, 1506–1512.
- RNSA, 2013. Guide d'information Végétation en ville. Le réseau national de Surveillance Aérobiologique (www.vegetation-en-ville.org/)
- Speak A.F., Rothwell J.J., Lindley S.J., Smith C.L., 2012. Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment* 61, 283–293
- Tallis M., Taylor G., Sinnett D., Freer-Smith P., 2011. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landscape and Urban Planning* 103, 129–138.
- Vranckx S., Vos P., Maiheu B., Janssen S., 2015. Impact of trees on pollutant dispersion in street canyons: A numerical study of the annual average effects in Antwerp, Belgium. *Science of the Total Environment* 532, 474–483
- Wuytack, T., Verheyen K., Wuyts K., Kardel F., Adriaenssens S., Samson R., 2010. The potential of bio-monitoring of air quality using leaf characteristics of white willow (*Salix alba* L.). In: Proceedings of the CLIMAQS Workshop "Local Air Quality and its Interactions with Vegetation", January 21–22,, 2010, Antwerp, Belgium, pp. 36-40.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0)



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « Innovations Agronomiques », la date de sa publication, et son URL)