Évaluation des services écosystémiques rendus par les arbres urbains

Étude de l'effet des arbres sur l'environnement urbain

Résultats de l'application du modèle i-Tree Eco
à la ville de Strasbourg

Wissal SELMI

Janvier, 2016

Évaluation des services écosystémiques rendus par les arbres urbains

Étude de l'effet des arbres sur l'environnement urbain

Résultats de l'application du modèle i-Tree Eco
à la ville de Strasbourg

Wissal SELMI

Janvier, 2016

Auteure

Wissal SELMI

Travail réalisé dans le cadre d'une thèse de doctorat en Géographie au laboratoire Image, Ville, Environnement à Strasbourg.

Remerciement

Je voudrais remercier toutes les personnes ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet :

Christiane Weber : directrice de recherche, LIVE;

David Nowak: Responsable du projet i-Tree-USDA;

Emmanuel Rivière: Directeur Adjoint de l'ASPA;

Christian Brucker: Responsable au département arbre-service des espaces verts de la ville de Strasbourg.

Je remercie également:

Mathieu Fortin, Al Zelaya, Valentin Sittler, Bob Hoehn, Satoshi Hirabayashi, Allison Bodine et toute l'équipe de l'USDA-Station Nord, Syracuse, NY; Mikaël Lux, Valérie Blot, Anne Rozan, etc.

Ce travail a été financé par :

L'institut de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur Agricoles de la Tunisie et l'Eurométropole de Strasbourg.

Résumé

Contrairement à l'évaluation des bienfaits des milieux naturels et agricoles, celle des espaces végétalisés urbains fait l'objet d'un nombre limité d'études. Certains travaux de recherche reconnaissent à la végétation urbaine de nombreux bienfaits en dépit d'un certain manque de connaissances (Arrif et al., 2011). Ces connaissances lacunaires empêchent de cerner le fonctionnement des espaces végétalisés urbains et d'étudier les interactions entre le fonctionnement de ces derniers et les services rendus à la société.

Le défi de ce travail réside dans l'application du modèle i-Tree Eco en France afin de quantifier les services écologiques rendus par les arbres urbains à Strasbourg. Fondé sur des indicateurs biophysiques, le modèle a fourni des informations sur le taux de stockage et de séquestration du carbone, le taux d'élimination des polluants atmosphériques et le taux d'émissions biogéniques par les arbres urbains. Bien que le recours au modèle soit empreint d'incertitude, il a permis de démontrer le rôle des arbres dans l'amélioration du cadre de vie urbain. Mais, pour parvenir à rendre efficacement ce service, la plantation et la gestion des arbres peuvent être intégrées dans une réflexion de planification plus globale. L'objectif opérationnel de cette étude ne se conçoit que par l'apport de connaissances concrètes à disposition des acteurs de terrain.

Introduction

Espaces végétalisés urbains : L'ensemble des espaces végétalisés publics ou privés, situés dans un périmètre urbain, regroupant des formations végétales très variées allant de quelques plantes isolées à des formations très développées (boisement, haies, friches, prairies, etc.) (Selmi, 2012; Mehdi et al., 2012)

Fonction écosystémique : l'ensemble des processus écologiques et des interactions entre les éléments biotiques et abiotiques permettant aux écosystèmes naturels et semi-naturels de produire des services à la société humaine (DeGroot, 2002).

Services écosystémiques / écologiques : l'ensemble des bénéfices directs et indirects rendus à la société et issus des fonctions des écosystèmes naturels et semi-naturels (Costanza et al., 1997)

Les services écosystémiques des arbres urbains incluent : production de l'oxygène, support de la biodiversité, séquestration de carbone, rétention de l'eau, élimination de polluants, etc.

Bien qu'ils apparaissent comme un champ de recherche embryonnaire, les espaces végétalisés urbains (EVU) ont fait leur chemin dans les théories urbanistiques depuis le début du XIX^{e} siècle. Sur la base de ces théories et de la recherche scientifique, la place du végétal dans le milieu urbain a évolué au fil du temps (Clergeau, 2007). En opposition avec les théories hygiénistes qui les perçoivent comme un décor urbain, les EVU sont actuellement imprégnés de valeurs écologiques. Cette prise de conscience doit son développement à l'application de l'approche systémique en milieu urbain et à l'émergence de l'écologie urbaine (Saint-Laurent, 2000). Par conséquent, de par leur valeur écologique, les espaces végétalisés urbains sont considérés comme un support de vie, voire un habitat, pour des espèces végétales et animales dans la ville. Dans ce contexte, ces espaces semblent être un moyen intéressant pour:

- « repenser la nature en ville » (Arnould, 2011), voire pour introduire de nouvelles « formes écologiques » d'urbanisme (Arrif et al., 2012 ; Clergeau, 2012);
- améliorer le bien-être humain (Chiesura, 2004);
- réduire les aléas environnementaux (Wania, 2007).

Ainsi, **la mise en valeur de ces espaces ne se limite plus à des attentes hygiénistes, esthétiques ou sociales, mais elle prend aussi en compte leur potentiel écologique** (Selmi, 2014 ; Clergeau, 2012).

Avec ce renouvellement des références écologiques, paysagères et urbanistiques ouvert par l'écologie urbaine, les études portées sur les EVU et notamment sur les arbres urbains s'investissent non seulement dans l'appréhension de leur fonctionnement, mais mettent aussi le point sur leurs interactions avec (1) l'environnement urbain (atmosphère, sol, etc.) et (2) les activités anthropiques qui modulent l'écosystème urbain (urbanisation et pratique de gestion). Par conséquent, de nouvelles questions se posent sur les rôles écologiques des arbres. Les arbres urbains assurent-t-ils des fonctions et des services de régulation au même titre que des forêts ? Quel est leur degré d'efficacité sur l'environnement urbain ? Bien que les fonctions et les services écologiques des arbres soient attestés, leur quantification demeure une piste de recherche récente (Yang et al., 2005).

Les espaces végétalisés publics sont définis comme l'ensemble des espaces végétalisés gérés par les services municipaux. Ils peuvent être sous forme de parcs, alignements d'arbres, squares, espaces naturels (Young, 2010).

Centre administratif et parc de Heyritz (http://www.clipimage.net)

Les espaces végétalisés publics de la ville de Strasbourg s'étalent sur une superficie de 2171 ha (en incluant les trois forêts rhénanes).

i-Tree Eco intègre à la fois des données physiques des arbres et des données climatologiques locales permettant d'étudier les interactions entre les arbres et leur environnement. Il est considéré comme l'outil le plus complet pour quantifier les services rendus à la société

Ce rapport traite les résultats de l'étude menée sur les arbres urbains de la ville de Strasbourg pendant l'été 2013. En appliquant pour la première fois en France le modèle i-Tree Eco, cette étude quantifie la structure de la végétation arborée strasbourgeoise ainsi que certains services rendus à la société. Ce travail a eu pour objectif d'apporter des connaissances concrètes aux gestionnaire sur les services et desservices rendus par les arbres dans le milieu urbain.

Rappelons que cette étude s'est focalisé uniquement sur les espaces végétalisés publics gérés par les services municipaux.

Le modèle i-Tree Eco est un modèle développé par le « US Forest service » dans les années 1990. Il consiste à quantifier d'une part la structure de la végétation arborée (pourcentage des espèces ; pourcentage de la population d'arbres par classe de DHP (diamètre à hauteur de poitrine); pourcentage de la population d'arbres selon l'état sanitaire, etc.). D'autre part, les services et desservices de régulation qu'elle rend à l'échelle de la ville (stockage et séquestration du carbone; élimination des polluants atmosphériques, production de l'oxygène, émissions des COV, etc.). En 2006, une nouvelle version plus développée (sous le nom de i-Tree Eco) a été mise en ligne. Cette dernière est paramétrée pour être appliquée à des contextes géographiques différents. Le modèle a été appliqué dans différentes villes européennes: Barcelone (Chapparo et Terradas, 2009) ; Torbay (Rogers et al., 2011) ; Zurich (Wälchli, 2008) ; etc.

Le recours à ce modèle a permis de démontrer que:

- les espaces végétalisés gérés par la ville de Strasbourg comporte environ 588 000 arbres avec une densité de 271 arbre/ha;
- les arbres stockent environ 128 000 tonnes de carbone (tC) et séquestrent environ 4060 tC/an;
- les arbres éliminent 88 t/an de polluants;
- les arbres émettent environ 27 t/an de composés organiques volatils.

Dans ce rapport est présentée la méthode suivie pour la collecte de données ainsi que quelques résultats concernant la structure de la végétation arborée et quelques services rendus à la société.

La méthode ascendante, appelée aussi approche par habitat consiste à déterminer la répartition, à une échelle locale, des SE en fonction d'habitats définis au préalable. Le recours à cette approche contribue (1) à l'évaluation du potentiel écologique des habitats à produire des SE et (2) à l'orientation des pratiques d'aménagement et de gestion vers une optimisation des services écosystémiques (Haines-Young et Potschin, 2006).

I-Tree Eco: Méthode de quantification

La particularité d'i-Tree Eco réside dans son approche ascendante. En effet, il se base sur l'association des données climatologiques et atmosphériques et des mesures dendrométriques (nombre d'arbres, nombre d'espèces, diamètre, hauteur, dépérissement, état sanitaire, etc.) pour estimer les services énoncés ci-dessus. Le modèle fait le lien entre la structure de la communauté végétale étudiée, son fonctionnement et les services qu'elle procure à la société. Le tableau suivant résume les différentes données requises (Table 1):

Table 1. Différentes données requises pour le modèle i-Tree Eco

Données	Sources	Objectifs
Concentrations horaires des polluants (2012/2013)	Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace (ASPA)	Calcul du dépôt sec des polluants suivants: ozone (O_3) ; dioxyde de soufre (SO_2) ; dioxyde d'azote (NO_2) ; monoxyde de carbone (CO) ; particules fines (PM10) et (PM2.5)
Données climatologiques (2012/2013)	Météo France *National Oceanic and Atmospheric Administration (*NOAA)	Ajustement des algorithmes en fonction des conditions locales
Données phénologiques	L'Observatoire Des Saisons, GDR CNRS 2968	Détermination des événements périodiques de feuillaison et de la chute des feuilles qui définissent le cycle biologique des arbres
Données spatiales	BD TOPO 2008 BD CIGAL 2008 BD espaces verts 2010 BD SERTIT 2012	Délimitation du terrain d'étude et génération de l'échantillon Identification de l'occupation du sol Détermination du couvert arboré
Données dendrométriques	Campagne d'échantillonnage	Prise en compte des caractéristiques de la végétation arborée locale

Après la collecte des données numériques, la deuxième étape consiste à générer un échantillon représentatif de la végétation arborée et stratifié en fonction de huit classes d'occupation du sol afin d'étudier leur impact sur le potentiel des arbres à produire les SE.

Zone résidentielle: quartier pavillonnaire de la Meinau

Zone agricole: La Robertsau

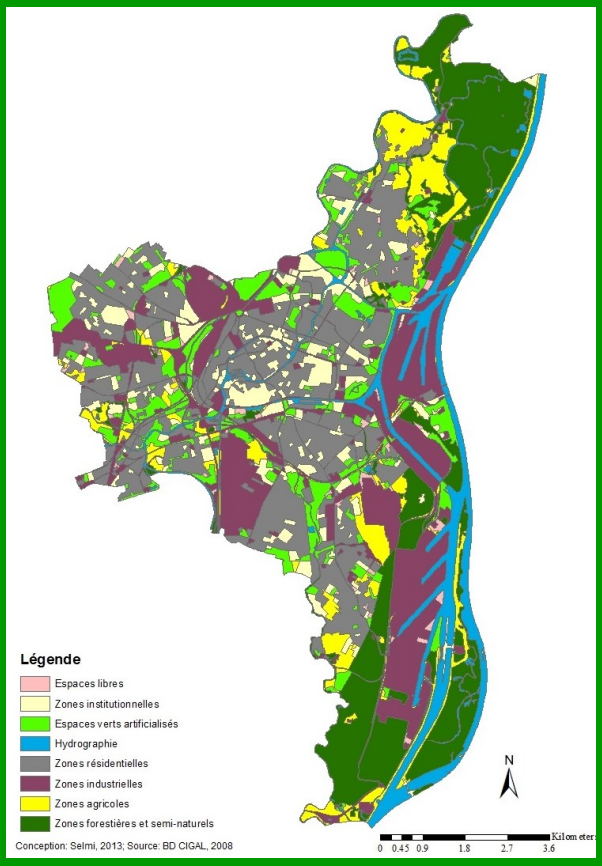
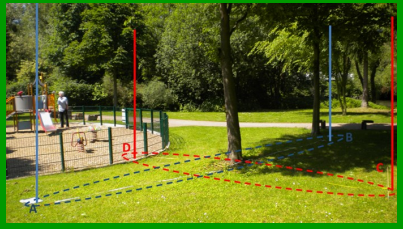


Figure 1. Stratification de la ville de Strasbourg en fonction de classes d'occupation du sol

Figure 2. Distribution des placettes d'échantillonnage

Identification de l'espèce



Mesure de la projection de la couronne

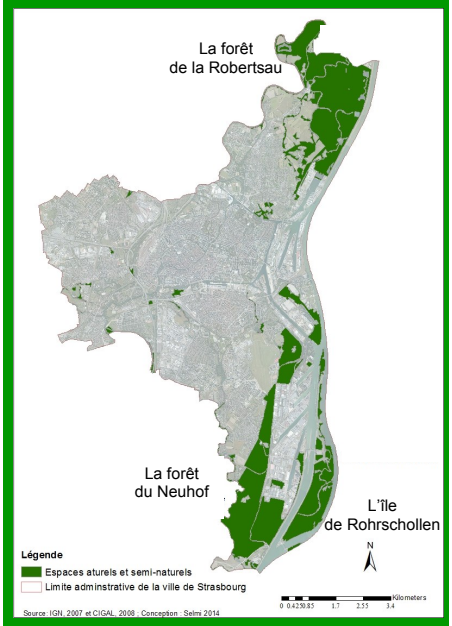
A l'issue de la superposition des jeux de données de l'occupation du sol avec la base de données du couvert arboré, 233 placettes de 400 m² de surface ont été distribuées aléatoirement au niveau des espaces végétalisés publics de la ville de Strasbourg (Figure 1 et Figure 2). Une fois localisées, à travers leurs coordonnées géographiques, les placettes ont fait l'objet d'une campagne d'échantillonnage qui s'est déroulée pendant la saison estivale de l'année 2013.

Les données collectées renseignent l'occupation du sol, le couvert végétal, la distance entre les pieds d'arbres et le centre de la placette. Pour chaque pied d'arbre localisé dans les placettes, l'espèce a été identifié puis une série de mesures dendrométriques a été effectuée : le diamètre, la hauteur, la projection de la couronne, le facteur d'exposition à la lumière, le pourcentage de dépérissement, etc. Les données collectées ont servi pour calculer la surface et la biomasse foliaire. L'ensemble de ces données permettent d'ajuster la modélisation en fonction des caractéristiques de la végétation locale.

A l'issue de ce travail, 2033 arbre ont été inventoriés au niveau des espaces végétalisés publics.

Occupation du sol et espaces végétalisés publics

La ville de Strasbourg dispose en sa périphérie de trois massifs forestiers alluviaux : la forêt de la Robertsau au nord (493 ha), la forêt du Neuhof (757 ha) et l'île de Rohrschollen (309 ha) au sud de la ville (CUS, 2013). Ces trois forêts sont considérées dans notre étude.



Au niveau des zones institutionnelles et industrielles, les espaces végétalisés gérés par les entrepreneurs privés ne sont pas considérés dans l'étude.

Environ 15 % de la surface de la ville de Strasbourg est susceptible d'accueillir des nouvelles plantations. Cette estimation a été réalisée pendant la campagne de terrain avec estimation dans chaque placette de la superficie des zones qui ne sont ni plantées ni minéralisées. Cet espace (à planter) s'étale sur 38% de la surface des zones libres, 12% de la surface des zones résidentielles et 41% au niveau des zones agricoles (les espaces cultivés ne sont pas inclus dans les estimations).

A Strasbourg, l'espace résidentiel s'étale sur une superficie de 1902 ha, soit 24% de la superficie totale. En deuxième position se trouve la zone industrielle suivie par la zone forestière et les espaces verts artificialisés (respectivement 21%, 19% et 10% de la superficie totale de la ville). Le reste (27%) se répartit sur la zone institutionnelle (8%) ; la zone agricole (8%) ; le réseau hydrographique (10%) et les espaces libres (1%) (Figure 3).

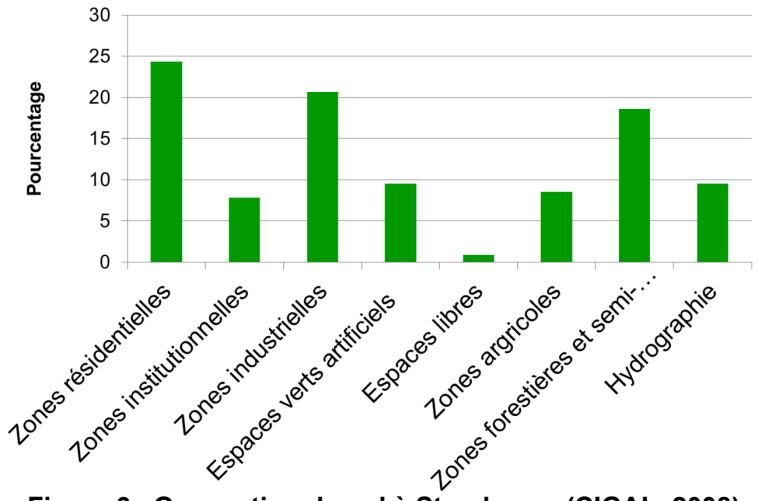


Figure 3. Occupation du sol à Strasbourg (CIGAL, 2008)

Les espaces végétalisés publics s'étalent sur une superficie de 2171 ha soit 27 % de la surface totale de la ville de Strasbourg. 54% de ces espaces sont localisés dans les zones forestières et semi-naturelles suivis par les classes d'espaces verts artificiels (23%) et les zones institutionnelles (9%) (Figure 4).

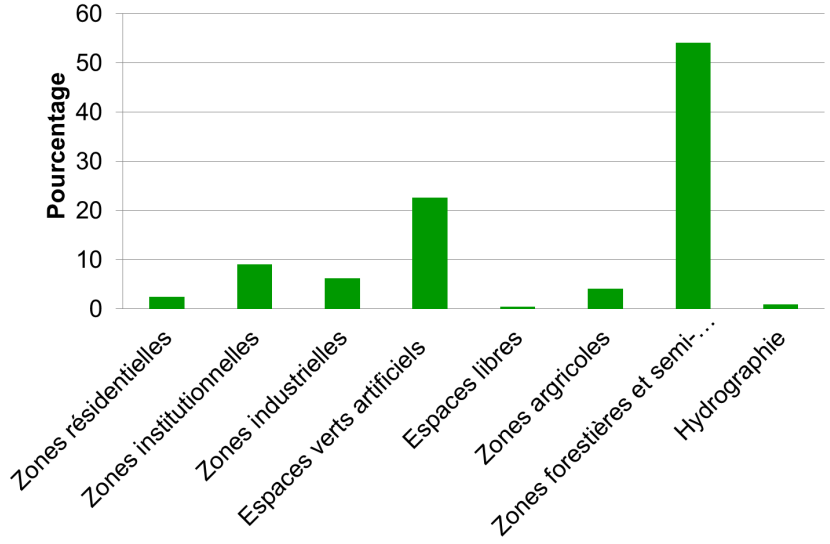


Figure 4. Distribution des espaces végétalisés publics dans les différentes classes d'occupation du sol (CIGAL, 2008; CUS, 2010)

La densité d'arbres varie en fonction de l'occupation du sol : elle est de l'ordre de 406 arbres/ha au niveau des espaces forestiers et semi-naturels et de 70 arbres/ha dans les zones agricoles

Environ 35 % des arbres d'alignement dans les zones agricoles sont composés de marronnier commun tandis que les zones industrielles et institutionnelles sont dominées respectivement par le poirier d'ornement (45%) et le chêne pédonculé fastigié (34 %). Ces espèces sont couramment utilisées pour orner les différentes voies de circulation (routes, rues, pistes cyclables, tramway, etc.) en raison de leur aspect esthétique ou bien leur contribution dans la structuration du paysage (Pradines, 2009).

Structure de la végétation arborée strasbourgeoise

Le modèle rapporte que la ville de Strasbourg compte environ 588 000 arbres (en incluant les trois forêts rhénanes) avec une densité de 271 arbres/ha d'espaces végétalisés gérés par les services municipaux de la ville. Les espaces forestiers et semi-naturels renferment 80% du nombre total des arbres, suivis par les espaces verts (10%) et les espaces institutionnels (3%).

L'espèce la plus commune à l'échelle de la ville est le hêtre commun (12%) suivi par le noisetier commun (11%) et le frêne élevé (Figure 5). En revanche, en excluant les trois forêts rhénanes, l'érable sycomore arrive au premier rang suivi par l'érable plane et le frêne élevé.

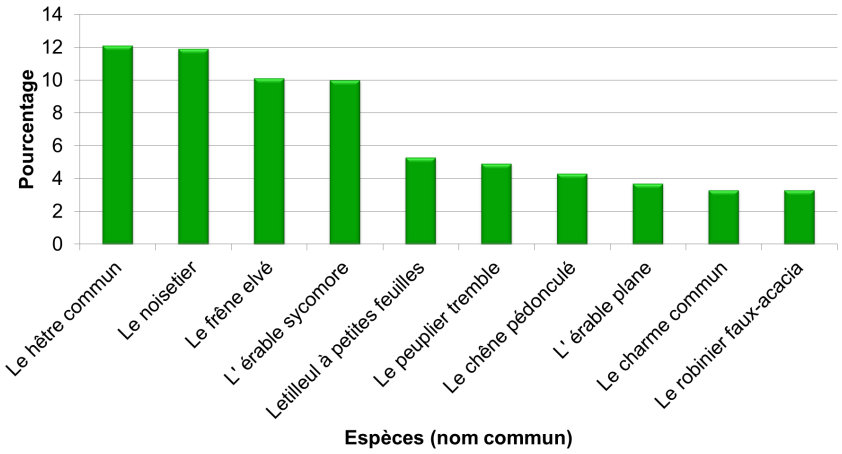


Figure 5. Les espèces les plus communes dans les espaces végétalisés publics de Strasbourg

La composition des espèces varie en fonction des classes d'occupation du sol, au moment où le marronnier commun présente 18 % de la végétation arborée agricole, le saule blanc, quant à lui, présente environ 17 % des arbres occupant les zones libres. Les espèces dominantes au niveau des zones résidentielles, institutionnelles et des espaces verts artificialisés sont respectivement le platane commun (13 %) ; le poirier d'ornement (20 %) et l'érable plane (16%).

Le diamètre à la hauteur de la poitrine (DBH) : c'est le diamètre du tronc à 1.37 m au-dessus du sol

Grand arbre situé dans une zone résidentielle (marronnier commun)

Densité et taille des arbres dans les zones forestières

Le patrimoine arboré strasbourgeois est composé d'arbres de différentes tailles avec un diamètre à la hauteur de la poitrine (DBH) très varié. Le DBH peut atteindre une valeur minimale de 1,6 cm et dépasse dans certains cas les 100 cm. Les arbres dont le DBH est inférieur à 15.2 cm occupent environ 44 % de la population d'arbres (Figure 6).

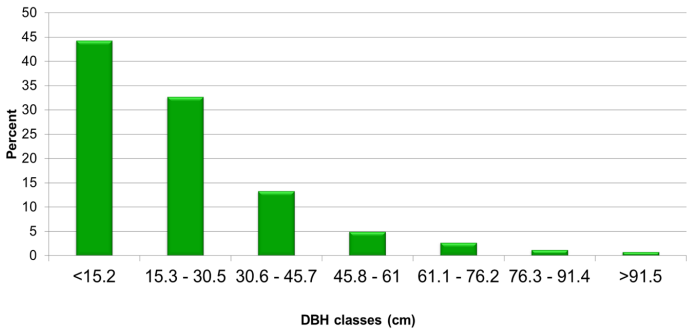


Figure 6. Distribution des classes de DBH

La majorité des arbres larges (dont le diamètre est supérieur ou égal à 54 cm) sont rencontrés au niveau des zones agricoles (30%) et libres (22%) tandis que 49 % des arbres localisés dans les forêts ont un DBH inférieur ou égal à 15.2 cm. Le graphique suivant (Figure 7) montre que la distribution des fréquences des classes de DBH varie d'une façon significative selon le type d'occupation du sol.

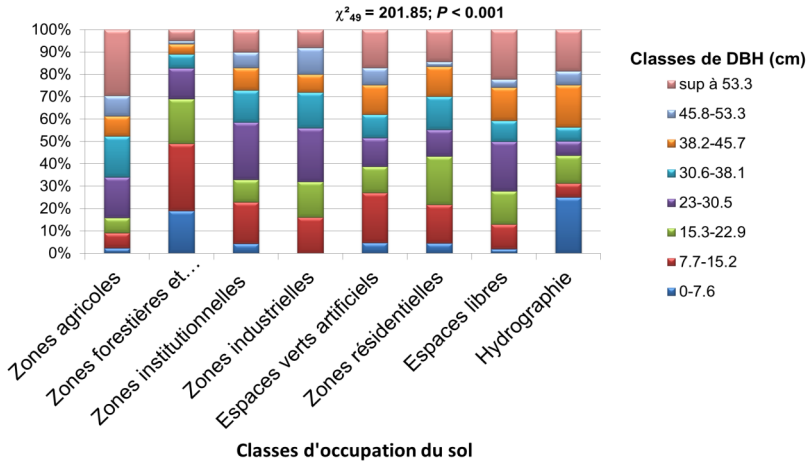


Figure 7. Variation de la composition de la végétation par classe de DBH et par classe d'occupation du sol

L'ensemble de ces variations s'explique par la densité des arbres qui change d'une classe d'occupation du sol à une autre; elle est plus importante au niveau des forêts ce qui favorise la compétition entre les différents pieds d'arbre et réduit l'accès à la lumière qui est un des facteurs déterminants dans la croissance des arbres.

L'indice de surface foliaire (LAI) est décrit comme *« une grandeur sans dimension, qui exprime la surface foliaire d'un arbre, d'un peuplement, d'un écosystème ou d'un biome par unité de surface de sol. Selon l'échelle à laquelle on s'intéresse, l'unité de surface de sol peut être en m² ou en km². Pour un arbre, la surface de référence retenue est la surface de projection horizontale de son houppier »* (Breda, 1999:135).

La biomasse d'un arbre est *« le poids ou la masse de son tissu vivant, elle est généralement exprimée en unités de tonnes métriques (t). Une biomasse vivante peut être séparée en composantes aériennes (feuilles, branches et tiges) et en sous-sol (racines)»* (ILWAC , 2013)

Surface et biomasse foliaires

A l'échelle des espaces végétalisés gérés par la ville de Strasbourg, le modèle i-Tree Eco estime que la surface foliaire représente environ 91 km² et la biomasse foliaire est de l'ordre de 6 560 tonnes. Les résultats obtenus dans ce travail montrent que ces deux variables changent en fonction des classes d'occupation du sol, elles correspondent respectivement à : 51.5 km² et 3 700 t au niveau des forêts et des espaces semi-naturels, 26 km² et 1 864 t au niveau des espaces verts artificialisés, 1 km² et 61 t dans les zones résidentielles et 0.32 km² et 24 t au niveau des espaces libres.

A Strasbourg, le hêtre commun (14%), le frêne élevé (14%) ainsi que l'érable sycomore (8%) sont les espèces les plus dominantes en termes de surface foliaires (Figure 8).

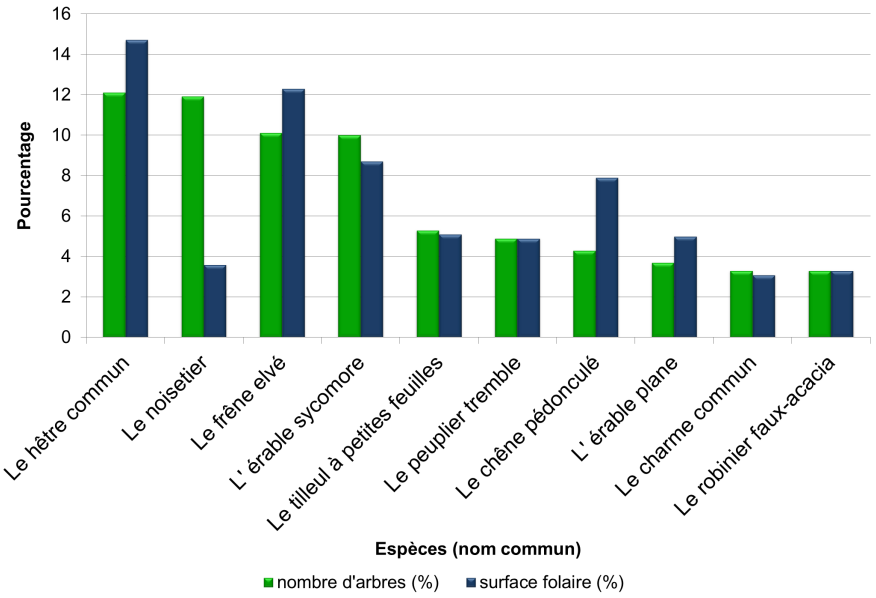


Figure 8. Pourcentage de Surface foliaire par espèce

Bien qu'il soit classé en deuxième position en termes de nombre de pieds d'arbres, le noisetier a un faible pourcentage de surface foliaire car 84 % de la population de noisetier a un diamètre qui ne dépasse pas 15 cm. Signalons que les arbres de grande taille ont une surface foliaire plus importante que les petits arbres. A titre d'exemple, les arbres ayant un DBH qui dépassent 38 cm présentent 49% de la surface foliaire totale estimée par le modèle i-Tree Eco.

Le stockage du carbone : c'est le mécanisme d'accumulation de la biomasse durant la phase de croissance des arbres.

La séquestration du carbone : c'est le taux annuel d'élimination du carbone pendant une seule saison de croissance. Il est influencé par le taux de croissance, la mortalité, l'espèce et l'âge des arbres. Il s'agit du taux de séquestration brut. Quant au taux de séquestration net, il est égal à la différence entre le taux de séquestration brut et le taux de carbone émis par la décomposition (lors de la sénescence ou bien lors d'une taille sévère)

Stockage et séquestration de carbone

L'arbre, à travers le processus de photosynthèse, séquestre le carbone de l'atmosphère et le stocke pour produire une nouvelle biomasse végétale (Lessard et Boulfroy 2008). D'une manière générale, la séquestration du carbone augmente avec la croissance de l'arbre jusqu'à ce que ce dernier arrive à maturité. A partir de ce stade et pendant toute la phase de sénescence, l'arbre commence à émettre des quantités de carbone (Dubé et al., 2006). A travers le processus de photosynthèse, les arbres peuvent atténuer l'effet de serre en absorbant le gaz carbonique de l'atmosphère.

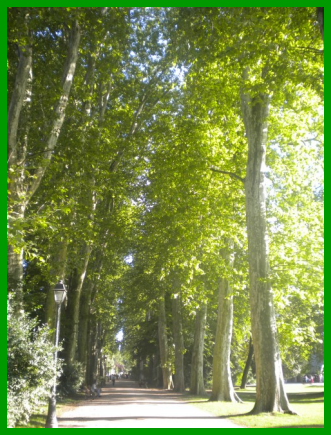
Les arbres gérés par les services techniques de la ville de Strasbourg stockent environ 128 000 tonnes de carbone. Ils ont séquestré entre Juillet 2012 et Juin 2013 4 059.75 tC/an. Le taux total de stockage du carbone et le taux annuel de séquestration du carbone atteignent respectivement 82 652.20 tC et 2841.75 tC/an dans les zones forestières alors qu'ils ne dépassent pas 1 550 tC et 60 tC/an dans les zones résidentielles (Table 3).

Table 3. Stockage et séquestration de carbone par classe d'occupation du sol

Classes d'occupation du sol	Stockage (Cst en tC)	Séquestration annuelle (Cseq en tC/an)	
	Total	Brute	Nette
Espaces agricoles	3859.4	93.9	89.6
Zones forestières et semi-naturelles	82652.2	2841.7	2660.1
Zones institutionnelles	6005.3	200.1	174.6
Zones industrielles	2253.4	110.6	101.8
Espaces verts artificialisés	29912.4	726.8	641.3
Zones résidentielles	1548	59.4	50.9
Espaces libres	732.6	9.4	8.9
Cours d'eau	931.7	17.85	17.2
Total	127895	4059.7	3744.5

La séquestration nette de carbone qui est d'environ 3700 tC/an prend en compte la quantité de carbone émise par les arbres dépérissants (Rogers et al., 2011).

Tulipe de Virginie, un des plus petits arbres échantillonnées



Alignement de platane. Une des plus grandes espèces échantillonnés

Pour optimiser la séquestration du carbone, la sélection des espèces à planter doit dépendre de leur adaptation aux conditions locales. Dans le cas contraire, les arbres présentent des symptômes de stress empêchant leur croissance et favorisant une sénescence précoce (McPhearson et Simpson, 1999)

Différents facteurs peuvent expliquer la variation de stockage et de séquestration de carbone selon les espèces : la vitesse de la croissance, la taille, l'état sanitaire, etc.

A l'échelle de la ville de Strasbourg, **la moyenne du stockage du carbone** est de l'ordre de 5700 kg pour un arbre ayant un DBH compris entre 106 et 114 cm et de 19 kg pour un arbre ayant un DBH compris entre 7.6 et 15.2 cm. **La séquestration annuelle brute** pour les mêmes dimensions est de l'ordre de 51 kg/an et 2 kg/an (Figure 9).

La figure suivante montre la différence de stockage total et la séquestration annuelle (brute et nette) du carbone par arbre en fonction du DBH. Les deux services augmentent avec l'accroissement de la taille des arbres c'est-à-dire pendant la phase de la croissance. Etant plus sensible à l'âge et à la taille des arbres (Nowak, 1994), le taux de séquestration annuelle du carbone commence à baisser à partir d'un DBH égal à 99 cm alors que le taux de stockage diminue à un DBH de 129 cm.

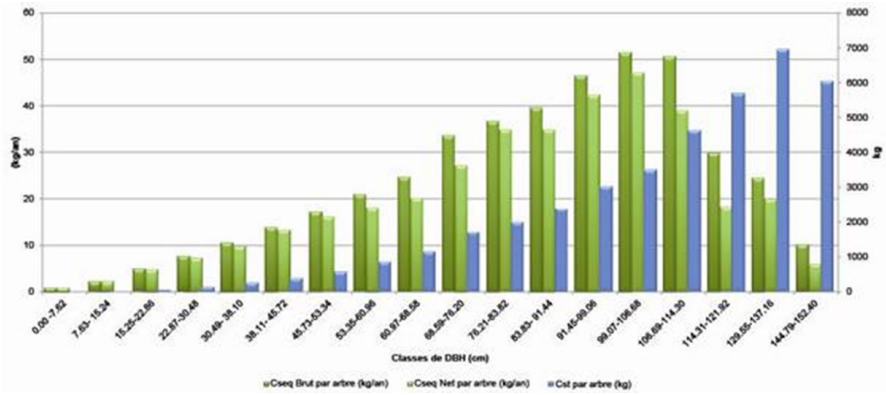


Figure 9. Stockage et séquestration de carbone par classe de DBH

Le stockage et la séquestration du carbone sont influencés par la taille et l'état sanitaire du patrimoine arboré. Un pourcentage élevé du couvert arboré et/ou des arbres en phase de croissance et/ou en bon état sanitaire conduisent à un stockage et une séquestration du carbone assez considérable (Nowak et Crane, 2000). Dans le même contexte, un taux de mortalité qui dépasse 5 % convertit le rôle de l'arbre d'un puits de carbone en une source d'émission de carbone (Nowak, 1994).

A l'échelle de la ville de Strasbourg, la population d'hêtre commun stocke environ 22000 t de carbone et séquestre 749 t/ an soit environ 17% et 19% du taux total de carbone stocké et séquestré, suivi par le chêne pédonculé (Cst = 21 806.59 t et Cseq = 490 t/an) et le frêne élevé (Cst = 13 400.8 t et Cseq = 432 t/an).

Élimination de la pollution atmosphérique

En 2011, environ 458 000 de décès prématurés sont liés à la pollution par les PM2.5 dans 40 pays européens (EEA, 2014)[1].

En 2012, environ 42% des émissions des particules fines proviennent du secteur résidentiel à Strasbourg (ASPA, 2014).

Le dépôt sec est considéré comme le seul mécanisme d'élimination des polluants en l'absence de précipitation (Cavanagh, 2006; Schlesinger, 1979). Ce phénomène dépend de (1) la nature (gaz ou particules) et les propriétés des polluants (densité, diamètre ; etc.), (2) la nature et les caractéristiques de la surface de dépôt (superficie, rugosité, nature physicochimique, etc.) et (3) les facteurs climatologiques (vitesse et direction du vent, température, rayonnement solaire, turbulence, etc.) (Roupsard, 2013).

La mauvaise qualité de l'air est un problème commun dans de nombreuses zones urbaines. Elle peut conduire à des dommages sanitaires, physiques (dégradation des matériaux de construction et des façades des bâtiments) et écologiques (altération des processus écosystémiques). Les arbres urbains peuvent contribuer à améliorer la qualité de l'air en réduisant la température de l'air, en éliminant les polluants de l'air et en réduisant la consommation d'énergie par les bâtiments (Nowak et Dwyer 2007). La dépollution par les arbres a été estimée à l'aide des données de terrain, des données climatologiques (météo France 2013 ; NOAA, 2013) et la concentration des différents polluants dans l'air (ASPA, 2013).

Entre Juillet 2012 et Juin 2013, les arbres gérés par les services municipaux de la ville de Strasbourg ont éliminé environ 1.2 t/an de CO ; 13.84 t/an de NO_2; 55.87 t/an de O_3 ; 11.76 t/an de PM_{10}; 4.5 t/an de $PM_{2.5}$ et 1.03 t/an de SO_2. (Figure 10).

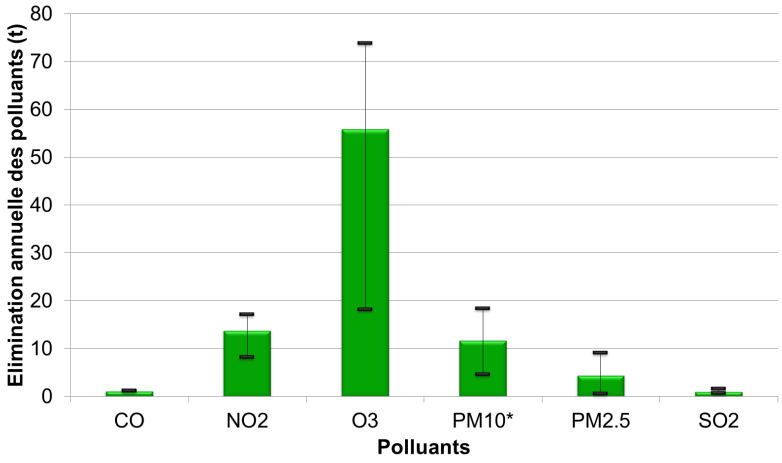


Figure 10. Élimination annuelle des polluants à Strasbourg, les barres correspondent à l'erreur standard

En termes d'élimination annuelle des polluants par m² de couvert arboré, les arbres publics de Strasbourg ont éliminé environ 0.08 g/m²/an de CO ; 0.92 g/m²/an de NO_2, 3.73 g/m²/an de O_3, 0.78 g/m²/an de PM_{10}, 0.30g/m²/an de $PM_{2.5}$ et 0.07 g/m²/an de SO_2.

[1] http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2014

Le taux d'élimination des polluants par les arbres publics à Strasbourg (6 g/m²/an) est comparable à celui enregistré à New York (6.7 g/m²/an). En revanche, il est plus faible que les taux d'élimination estimés dans d'autres villes américaines : Los Angeles (23.1 g/m²/an) ; Washington (11.3 g/m²/an), New York (13.5 g/m²/an) and Minneapolis (6.2 g/m²/an) (Nowak et al, 2006). Cette différence est liée à différents facteurs: les concentrations des polluants atmosphériques, les conditions météorologiques locales, l'indice de surface foliaire, la surface foliaire, le pourcentage du couvert arboré persistant, la durée de la saison de croissance, etc. (Nowak 2006, 2013, 2014).

Cette comparaison ne prend pas en considération la répartition spatiale des émissions et de l'élimination des polluants à l'échelle de la ville de Strasbourg.

Le taux d'élimination des polluants varie en fonction des mois, les pics d'élimination ont été atteints en Septembre pour le CO (0.26 t/an) et le NO_2 (1.7 t/an), en juin pour l'O_3 (11 t/an), le SO_2 (0.17 t/an) et les PM_{10} (2.4 t/an) et en Juillet pour les $PM_{2.5}$ (1.02 t/an) (Figure 11). Ces variations s'expliquent par la phénologie des arbres car la surface d'échange gazeux entre l'atmosphère et les arbres est plus importante pendant la saison estivale ce qui correspond à une hausse de dépôt sec des polluants. Par ailleurs, l'augmentation des concentrations des polluants dans l'atmosphère pendant l'été peut aussi expliquer l'accroissement d'élimination des polluants pendant cette période.

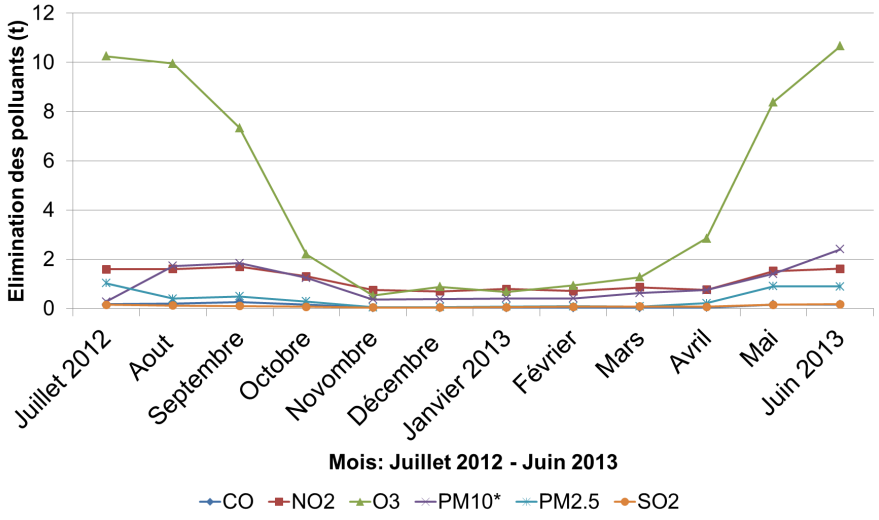


Figure 11. Elimination mensuelle des polluants à Strasbourg

Une comparaison entre le taux d'élimination des polluants par les arbres et le taux d'émissions des polluants atmosphériques à Strasbourg montre que la végétation arborée gérée par les services municipaux ont éliminé environ 0.03% du CO émis, 7 % des PM_{10}, 1.5% des $PM_{2.5}$ et de 0.5% du SO_2 (Table 4).

Table 4. Comparaison entre les émissions atmosphériques et l'élimination des polluants par les arbres à l'échelle de la ville de Strasbourg

Polluants	Taux d'élimination des polluants (R: t/an)	Emission des polluants (E : t/an) (ASPA, 2014)	Ratio (R/E × 100) (%)
CO	1.2	3,910	0.03
NO_2	13.84	Les émissions du NO_2 ne sont pas estimées . NO_x = 2633	0.5
$PM_{10coarse}$	11.76	177	6.6
$PM_{2.5}$	4.5	308	1.5
SO_2	1.03	209	0.5

Les émissions des composés organiques volatils (COV)

Bien qu'ils contribuent à l'amélioration de la qualité de l'air, les arbres ont aussi quelques effets négatifs connus sous le terme de desservices. Parmi ces effets nous pouvons cités l'émissions des COV. Ces derniers interviennent dans la production d'ozone troposphérique (O_3). Rappelons que les composés organiques volatils émis par les arbres ne participent à la formation de polluants secondaires nocifs qu'en présence d'autres polluants primaires.

Il existe différents types de composés, dont les plus volatils sont émis vers l'atmosphère (Baghi, 2013). Les deux familles les plus répandues sont l'isoprène (C_5H_8) et le monoterpène (C_{10}).

Entre Juillet 2012 et Juin 2013, les arbres gérés par les services municipaux ont émis environ 27 t/an de COV. Les isoprènes sont les composés les plus dominants en terme d'émissions (18 t/an soit 67 % du taux total) suivi par les monoterpènes (9 t/an ; 33%).

Le taux d'émission annuel des COV varie en fonction des classes d'occupation du sol, 54% et 33% des émissions sont respectivement produites dans les zones forestières et semi-naturels et la classe des espaces verts artificialisés (Figure 12).

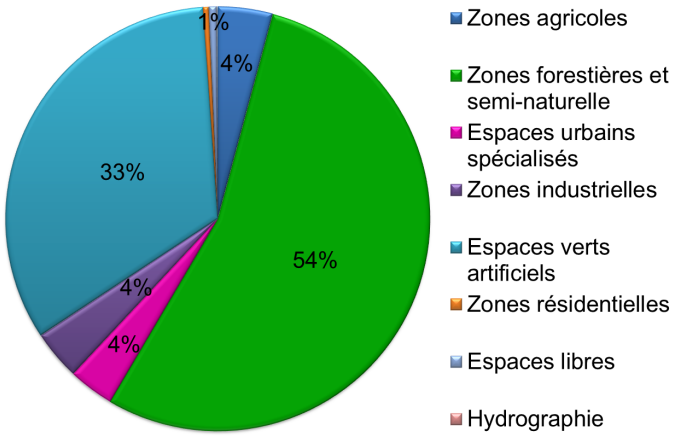


Figure 12. Emissions des COV par classe d'occupation du sol

Ce sont les feuillus qui émettent plus de COV (23393 kg/an) à l'échelle des espaces végétalisés gérés par la ville. Le chêne pédonculé émet environ 7931 kg/an (7772 d'isoprènes et 159 kg/an de monoterpènes) suivi par le peuplier tremble 2712 kg/an (2685 kg/an d'isoprènes et 27 kg/an de monoterpènes) et le saule blanc (2484 kg/an (2249 kg/an d'isoprènes et 235 kg/an de monoterpènes). Nos résultats vont dans le même sens que ceux de Lindfors et Laurila (2000) qui estiment que le chêne, le saule et le peuplier sont les espèces feuillues les plus émettrices de COV.

Les persistants quant à eux émettent 3423 kg/an de COV (228 t/an d'isoprènes et 3195 kg/an de monoterpènes). L'if commun arrive au premier rang (766 kg/an dont 7 kg/an isoprènes et 759 kg/an de monoterpènes) suivi par le pin noir (733 kg/an dont 3 kg/an d'isoprènes et 730 kg de monoterpènes) et le cèdre du Liban (591.76 kg/an dont 5.08 kg/an d'isoprènes et 586.68 kg/an de monoterpènes).

Discussions

Le modèle a évalué à 38% les espaces libres qui peuvent accueillir des nouvelles plantations. Ces espaces qui sont le support de nouveaux projets d'urbanisation peuvent jouer le rôle de sites d'expérimentation à ciel ouvert pour examiner les interactions entre les pratiques de gestion, la structure de la végétation arborée mise en place et son effet physique. Une telle procédure, se focalisant à une échelle locale, n'introduit pas tous les facteurs agissant sur l'environnement urbain certes, mais elle permet de:

- modéliser la structure arborée en fonction des attentes et des services écosystémiques à valoriser
- identifier l'impact de ces activités sur le potentiel des arbres à produire les services écosystémiques.

Cette procédure a été souvent soutenue par les chercheurs car elle met en place une évaluation diachronique des conséquences de l'urbanisation et des nouveaux projets de planification sur le bien-être humain (Haase et al., 2014).

La faculté des arbres à stocker et séquestrer le carbone dépend de facteurs tant environnementaux (exposition à la lumière, distribution, etc.) que structuraux (âge et taille, état sanitaire, densité des arbres, surface foliaire, etc.). Les deux facteurs structuraux prépondérants dans le stockage et la séquestration du carbone sont l'âge et la taille. Comme l'ont suggéré les résultats, les arbres stockent et séquestrent le carbone pendant toute la phase de croissance durant laquelle les taux stockés et séquestrés ne cessent de s'accroître. Arrivés à maturité, l'aptitude des arbres à stocker le carbone diminue et ils commencent à émettre du dioxyde de carbone à long et à court terme.

Signalons que les pratiques de gestion influencent aussi le taux de carbone émis par les arbres. Pour stabiliser le flux de carbone, les gestionnaires doivent agir par exemple sur le choix des espèces rustiques, tolérantes aux conditions du milieu urbain et qui n'exigent pas un entretien intensif (Ginkgo, Micocoulier, Metasequoia, etc.) (Balez, 2008)[1]. En outre, ils peuvent éviter les espèces sensibles à la pollution et favoriser les espèces ayant une bonne qualité de bois qui pourrait être la matière première pour des équipements à base de bois (Sophora du Japon ; Noisetier ; Châtaignier, Frêne, etc.) (Chapparo et Terrades, 2009). Des solutions peuvent aussi concerner les outils d'entretien et de suivi en limitant le recours aux énergies fossiles.

Un bois mort transformé en équipement (banc, table, chaise, etc.) garde son stock de carbone jusqu'à sa destruction tandis qu'un bois mort recyclé sous forme de papier ou brulé émet rapidement le carbone vers l'atmosphère durant tout le processus de recyclage ou de destruction (Massolia, 2011)[2].

---

1 http://www.grenoble.archi.fr/cours-en-ligne/balez/M1CV-SB06-Le%20vegetal%20dans%20les%20espaces%20publics%20urbains.pdf

2 http://www.massolia.com/environnement1/les-arbres-peuvent-ils-compenser-les-emissions-de-co2-des-voitures/

Les arbres contribuent, même modestement, à réduire la pollution de l'air, mais ils ne sont pas la seule solution pour remédier à ce problème.

Les gestionnaires pourraient améliorer le service d'élimination des polluants en adoptant des techniques de gestion appropriées. A titre d'exemple, les pratiques de l'art topiaire (la taille des arbres pour un but esthétique) entraînent non seulement l'augmentation des émissions des composés organiques volatils par les arbres (une taille intensive soumet les arbres à un stress qui induit une augmentation des émissions des COV) et les émissions des polluants (émis par les machines de gestion) mais aussi la réduction de la surface foliaire qui est l'interface des échanges gazeux de prédilection. En outre, il est recommandé de privilégier les espèces qui tolèrent la pollution (Bouleau, Tilleul, Frêne, etc.) et d'éviter le recours à des plantations denses dans les rues étroites qui empêchent la dispersion des polluants (Wania, 2007). D'autres études ont aussi démontré la possibilité de réduire la pollution atmosphérique à l'aide de nouveaux matériaux de construction (Boonen et al, 2015; Angelo et al, 2013; etc.)

A travers les différents résultats issus de notre approche d'évaluation écologique, quelques recommandations opérationnelles peuvent être dressées (Table 5):

Figure 7. Quelques recommandations issues de l'application du modèle i-Tree

	Recommandations
Pour la planification	Prendre en considération le fonctionnement écologique du patrimoine arboré et respecter les conditions de son développement afin d'optimiser son rôle en tant que purificateur d'air.
	Proposer des plans d'action pour réduire les émissions des polluants à partir des sources locales et pour réduire la consommation d'énergie car les arbres ne sont pas la seule solution pour purifier l'air. Une telle démarche permet aussi de réduire les impacts négatifs de la pollution sur les arbres.
	Proposer des plans de plantation dans les zones carencées pour accorder à la population un accès équitable aux services de régulation de la qualité de l'air.
Pour la gestion	Maintenir le patrimoine arboré actuel afin de stabiliser l'élimination des polluants et la séquestration du carbone.
	Choisir des arbres en fonction de leur longévité et en fonction de leur capacité à s'adapter aux conditions locales et réduire l'utilisation des combustibles fossiles lors de l'entretien pour réduire les émissions des polluants dues à la gestion.
	Satisfaire le besoin des arbres en eau pour maximiser l'élimination des polluants à travers la croissance des arbres.
	Protéger les arbres de grande taille car ils ont un effet plus important sur la qualité de l'air.
	Planter des arbres persistants pour éliminer une partie des particules en suspension toute l'année.
	Utiliser le bois mort ou bien issu de l'élagage pour la création des équipements urbains permettant de maintenir le stock de carbone à moyen terme.
	Favoriser les espèces les moins émettrices en matière de composés organiques volatils.

Conclusion

Le modèle a fourni une évaluation quantitative concrète de l'effet des arbres sur l'environnement urbain et de leur potentiel dans la production des services au profit de la société. Cette étude n'a pas eu pour but de présenter ce modèle comme étant « Le » modèle authentique. Elle propose une approche préliminaire qui conduit à quantifier l'impact de la végétation arborée sur l'environnement urbain en l'absence d'une telle démarche à l'échelle des villes françaises.

L'étude de l'architecture du modèle a montré qu'il regroupe et articule des modèles numériques de nature différente. De ce fait, il initie à une approche interdisciplinaire visant à appréhender la complexité des interactions entre végétation arborée et environnement urbain.

Le projet s'est intéressé au patrimoine arboré se trouvant au sein des espaces végétalisés gérés par les services municipaux parce que nous estimons que ce sont les espaces sur lesquels les gestionnaires peuvent intervenir pour maintenir leur fonctionnement écologique et améliorer le bien-être humain. Il serait donc intéressant d'étudier la strate arborée de l'ensemble de la ville de Strasbourg (y compris les jardins privatifs) pour estimer l'effet global du patrimoine arboré à l'échelle de la ville de Strasbourg.

Dans un contexte de connaissances lacunaires, l'étude de la structure du patrimoine arboré apporte un éclairage sur l'efficacité de ces derniers à produire des services et des desservices à la société humaine locale. En comparant les taux des émissions anthropiques et les taux d'élimination des polluants par les arbres, les arbres urbains n'apparaissent pas comme « la » solution miraculeuse pour pallier aux problèmes environnementaux au sein des villes. Ils ont un impact sur l'environnement urbain mais leur fonctionnement doit être soutenu par une planification et une gestion globale visant à appréhender l'ensemble des facteurs concernés comme les sources d'émissions des polluants, la morphologie urbaine, la densité urbaine ainsi que d'autres facteurs environnementaux.

Néanmoins, comme toutes les approches de modélisation, le recours au modèle i-Tree Eco présente un certain nombre de limites. La principale source d'incertitude concerne son adaptation au contexte français. Or cette limite peut être contournée car l'ensemble des algorithmes sont ajustés en fonctions des données climatologiques et de la qualité de l'air locales et des données dendrométriques collectées sur le terrain.

Le recours à ce modèle permet de définir des nouvelles stratégies de gestion et de planification afin de contribuer à réduire la pollution atmosphérique à travers les arbres urbains.

Références

Angelo, J., Andrade, L., Madeira, L.M., Mendes, A., 2013. An overview of photocatalysis phenomena applied to NO_x abatement. Journal of environmental management 129, 522-539.

Arnould, P., et al., 2011. La nature en ville : l'improbable biodiversité. Géographie, économie, société 13, 45–68.

Arrif, T., Blanc, N., Clergeau, P., 2011. Trame verte urbaine, un rapport Nature – Urbain entre géographie et écologie. Cybergeo : European Journal of Geography.

Boonen, E., et al., 2015. Construction of a photocatalytic De-polluting field site in the Leopold II tunnel in Brussels. Journal of Environmental Management 155, 136-144

Bréda, N., 1999. L'Indice foliaire des couverts forestiers : mesure, variabilité et rôle fonctionnel. RFF 2, 135–150.

Chaparro, L., Terradas, J., 2009. Ecological Services of Urban Forest in Barcelona. Centre de Recerca Ecològica, Barcelone.

Chiesura, A., 2004. The role of urban parks for the sustainable city. Landscape and Urban Planning 68, 129–138.

Clergeau, P., 2007. Une écologie du paysage urbain. Ed. Apogée, DL 2007, Rennes, France

Clergeau, P., 2012. Services écologiques et Trame Verte Urbaine. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.

Costanza, R., al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. nature 387, 253–260.

de Groot, R., et al., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41, 393–408.

Dubé, A., et al., 2006. Penser le renouvellement de la politique de conservation de la forêt urbaine à l'ère du réchauffement climatique. Institut national de la recherche scientifique, Québec.

Haase, D., et al., 2014. A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments: Concepts, Models, and Implementation. AMBIO 43, 413–433.

Haines-Young, R., Potschin, M., 2006. Defining and identifying environmental limits for sustainable development (No. NR0102). Nottingham.

ILWAC, 2013. Guide Méthodologique, Estimation du potentiel de séquestration du carbone au mali.

Lessard, G., Boulfroy, E., 2008. Les rôles de l'arbre en ville. CERFO, Québec.

McPherson, E., Simpson, 1999. Carbon Dioxide Reduction Through Urban Forestry: Guidelines for Professional and Volunteer Tree Planters, Pacific Southwest Research Station. ed. Berkeley, Californie.

Mehdi, L.., et al., 2012. Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert a la trame verte. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.

Nowak, D., 1994. Atmospheric Carbon Dioxide Reduction by Chicago's Urban Forest, in: Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. McPherson et al, pp. 83–94.

Nowak, D., Crane, D.., 2000. The Urban Forest Effects (UFORE) model: quantifying urban forest structure and functions, in: Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century. Hansen, Mark; Burk, Tom, pp. 714–720.

Nowak, D.J., et al., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. Urban Forestry and Urban Greening 4, 115 -123.

Nowak, D.J., Dwyer, J. F., 2007. Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems, pp. 25–46. In Kuser, J. (Ed.). Urban and Community Forestry in the Northeast. Springer Science and Business Media, New York, NY.

Nowak, D. J., et al., 2013. Modeled $PM_{2.5}$ removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. Environmental pollution 178, 395-402.

Nowak, D.J., et al., 2014.Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. Environmental Pollution 193, 119-129.

Pradines, C., 2009. Infrastructures routieres : les allees d'arbres dans le paysage (CEP-CDPATEP -15F). Strasbourg.

Rogers, K., et al., 2011.Torbay's Urban forest: Assessing urban forest effects and values from http://www.itreetools.org/resources/reports/Torbay_UF_Report.pdf.

Rouspard, P., 2013. Etude phénoménologique du dépôt sec d'aérosols en milieu urbain : Influence des propriétés des surfaces, de la turbulence et des conditions météorologiques. INSA de Rouen, Rouen.

Saint-Laurent, D., 2000. Approches biogéographiques de la nature en ville : parcs, espaces verts et friches. Cahiers de géographie du Québec 44, 147–166.

Selmi, W., 2014. Evaluation des services écosystémiques rendus par la végétation urbaine. Application d'approches d'évaluations à la ville de Strasbourg, Université de Strasbourg

Selmi, W., et al., 2013. Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.

Wania, A., 2007. Urban vegetation – detection and function evaluation for air quality assessment, Université Louis-Pasteur, Strasbourg.

Yang, J., et al., 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. Urban Forestry & Urban Greening 3, 65–78.

Young, R.F., 2010. Managing municipal green space for ecosystem services. Urban Forestry and urban greening 9, 313–321.

UNIVERSITÉ DE STRASBOURG

IRESA

Image
Ville
Environnement

Zone
Atelier
LTER FRANCE
ENVIRONNEMENTALE URBAINE

Strasbourg.eu
& COMMUNAUTÉ URBAINE

FOREST SERVICE
US
DEPARTMENT OF AGRICULTURE