

LES ESPACES PÉRIURBAINS : ENTRE POLLUTION DES VILLES ET POLLUTION DES CHAMPS AUX ÉCHELLES RÉGIONALE ET LOCALE

THE PERIURBAN AREAS: BETWEEN POLLUTION FROM CITIES AND FIELDS AT LOCAL AND REGIONAL SCALES

Patrick STELLA,
Caroline PETIT,
UMR SAD-APT, AgroParisTech, INRA, université Paris-Saclay, 75005, Paris, France

Carole BEDOS,
Sophie GENERMONT,
Benjamin LOUBET,
Erwan PERSONNE,
Sébastien SAINT-JEAN
UMR ECOSYS, AgroParisTech, INRA, université Paris-Saclay, 78850, Thiverval-Grignon, France

Résumé

Les territoires périurbains, zones de transition entre les zones urbaines et rurales, sont soumis à de nombreuses pollutions, à la fois gazeuses et particulaires. Ces pollutions proviennent de sources locales, comme les activités résidentielles, le trafic routier et les activités agricoles, mais également de sources régionales issues des activités urbaines et des émissions des zones (pseudo-)naturelles adjacentes. Cet article présente une synthèse des différentes sources de pollution affectant la qualité de l'air en milieu périurbain. Il est évident que les pollutions purement anthropiques ne peuvent être dissociées de celles issues du fonctionnement des écosystèmes (pseudo-)naturels dans ces espaces. Enfin, les enjeux vis-à-vis de l'agriculture périurbaine, fortement présente et en développement du fait d'une volonté de consommer des productions locales, sont discutés.

Mots-clés

Pollution atmosphérique, périurbain, agriculture

Abstract

Periurban areas, zone of transition between urban and rural areas, are submitted to several sources of pollution, both gaseous and particulate. These pollutions originate from local sources such as residential sector, traffic road and agricultural activities, but also from regional ones from adjacent urban and (pseudo-)natural areas. This paper presents a synthesis of the different sources affecting air quality in periurban areas. It is clear that pollutions from anthropogenic activities cannot be fully dissociated to those from (pseudo-)natural ecosystems functioning in these areas. Finally, the atmospheric pollution issues are discussed in emphasis with periurban agriculture, already present and under development in these areas due to the development of short food supply chains and local food consumptions.

Keywords

Atmospheric pollution, periurban, agriculture.

Introduction

Depuis 1950, la population n'a cessé de se concentrer au cœur des villes : alors que seulement 30 % de la population mondiale résidait dans les villes en 1950, la population urbaine a aujourd'hui atteint plus de 50 % à l'échelle mondiale (Grimm *et al.*, 2008). Cette tendance est particulièrement marquée en Europe, Amérique du Sud et Amérique du Nord, où la population urbaine représente respectivement 73 %, 80 % et 81 % de la population (United Nations, 2015). En outre, on suppose que cette augmentation du taux de population urbaine continuera dans les prochaines décennies, certaines projections estimant que 60 % de la population mondiale résidera en milieu urbain en 2030, 66 % en 2050 (Grimm *et al.*, 2008 ; United Nations, 2015). Ainsi, bien que ne représentant qu'une faible fraction de la surface continentale, entre 1 et 3 % (Potere et Schneider, 2007), l'espace urbain n'a cessé d'augmenter par le nombre de villes, mais également par la taille de celles-ci (United Nations, 2015). Ce phénomène d'urbanisation croissante est lié directement ou indirectement au processus de périurbanisation. Ce processus correspond à l'extension des zones bâties au-delà des limites de la ville, mais ce mode d'occupation des sols est difficile à délimiter du fait de la multitude d'usages et d'occupations qui y est présente. D'une manière générale, le territoire périurbain peut être défini comme la zone de transition entre les zones urbaines bâties continues et l'arrière-pays rural (Johnston *et al.* 2000). À titre d'exemple, en France, 22 % du territoire est urbain et concentre 77,5 % de la population (données 2010 ; Clanché et Rascol, 2011), et 38,1 % du territoire est périurbain (données 2008 ; Floch et Levy, 2011), selon la définition de l'INSEE des aires urbaines.

Allen (2003) décrit le territoire périurbain comme une mosaïque complexe constituée de sous-systèmes, qui sont à la fois des écosystèmes (pseudo-)naturels (i.e., forêts, prairies) et urbains mais également des agro-écosystèmes (i.e., écosystèmes agricoles), et qui sont à la fois affectés par les systèmes urbains et ruraux environnants. De plus, le territoire périurbain est caractérisé par la présence de voies de communication d'intérêt local ou interurbain.

De ces caractéristiques du territoire périurbain émerge donc une double problématique d'un point de vue de la pollution atmosphérique : d'une part, le milieu périurbain est affecté par la pollution

régionale issue des espaces urbains et ruraux (aussi bien des écosystèmes (pseudo-)naturels que des agro-écosystèmes) et, d'autre part, il est soumis à la pollution locale, principalement celle du trafic routier et des zones agricoles locales. En effet, les villes sont de forts émetteurs de polluants atmosphériques, à la fois gazeux et particulaires ; ces émissions affectant la qualité de l'air à l'échelle régionale de même que le trafic routier qui émet également des métaux lourds participant à des pollutions locales. En outre, les écosystèmes agricoles sont de forts émetteurs d'autres types de polluants, en particulier ceux en lien avec les apports d'intrants sur les parcelles cultivées (fertilisants et produits phytopharmaceutiques) et l'élevage, affectant également la qualité de l'air aux échelles régionale et locale.

Cet article s'attachera donc à l'analyse des différentes sources affectant la qualité de l'air en milieu périurbain, qui est soumis (i) à des pollutions régionales provenant des milieux urbains et ruraux environnants, mais également (ii) à des pollutions locales internes issues à la fois des activités anthropiques, en particulier le trafic routier, et des écosystèmes (pseudo-)naturels, dont l'agriculture. Pour cela, nous traiterons dans un premier temps l'impact des sources régionales sur la qualité de l'air en milieu périurbain puis celui des sources locales. Enfin, les enjeux vis-à-vis de l'agriculture périurbaine sont discutés.

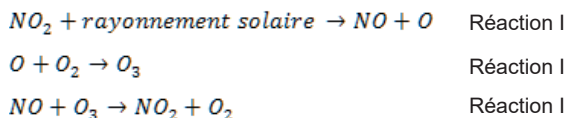
1. Pollution régionale et qualité de l'air en milieu périurbain

1.1. La pollution issue des milieux urbains

Bien qu'il n'existe pas d'inventaire sur la contribution spécifique des zones urbaines aux émissions globales de polluants, l'analyse sectorielle des émissions de polluants montre que le transport et les secteurs résidentiels/ tertiaires, fortement concentrés en milieu urbain, sont responsables de l'émission de nombreux polluants, comme les oxydes d'azote (NO_x) dont les émissions par ces secteurs représentent 59 % et 10 % des émissions totales de NO_x , respectivement (CITEPA, 2015). Ces polluants ont une implication majeure dans la qualité de l'air des milieux périurbains car ce sont des précurseurs de l'ozone (O_3), polluant secondaire

issu de réactions chimiques dans l'atmosphère. La formation de ce composé est complexe et fait intervenir plusieurs réactions et composés chimiques. En condition diurne et en atmosphère non polluée, un équilibre dynamique se crée entre le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO₂) et l'ozone, n'aboutissant pas à une formation nette d'ozone : d'une part, la photolyse du NO₂ par le rayonnement produit du NO et un atome d'oxygène (O) qui se recombine avec la molécule d'oxygène (O₂) pour former l'ozone (réactions I et II), d'autre part, le NO réagit avec l'ozone pour former du NO₂ (réaction III).

Cependant, en atmosphère polluée, la présence de Composés Organiques Volatils (COVs) déséquilibre cet équilibre dynamique entre NO_x et O₃. Le cycle schématisé de la formation d'ozone en présence de COVs est représenté sur la figure 1. Dans de telles conditions, le cycle est initié par la photolyse de l'ozone aboutissant, par réaction avec la molécule d'eau (H₂O), à la formation du radical hydroxyle (OH). Ce dernier initie le cycle d'oxydation des COVs qui permettent la production de NO₂ via le NO, mais sans consommation d'ozone (figure 1).



La production d'ozone est donc fortement liée aux quantités de NO_x et COVs dans l'atmosphère, mais la relation entre ces trois composés est non linéaire. Cette complexité est illustrée par les courbes d'isoconcentrations d'ozone (figure 2) qui représentent les pics d'ozone pour différentes concentrations de NO_x et COVs. Ces courbes d'isoconcentrations montrent que la production d'ozone est maximale pour des ratios COVs/NO_x de l'ordre de 8. Lorsque les concentrations en COVs sont faibles par rapport à celles des NO_x, la formation d'ozone est limitée par les COVs (situation « COVs-limitées »), et une augmentation des concentrations en COVs aboutit à l'augmentation des concentrations en ozone. Inversement, quand les concentrations en NO_x sont faibles par rapport à celles des COVs, la production d'ozone est dans une situation « NO_x-limitées », et une augmentation des concentrations de NO_x aboutit à une augmentation des concentrations en ozone.

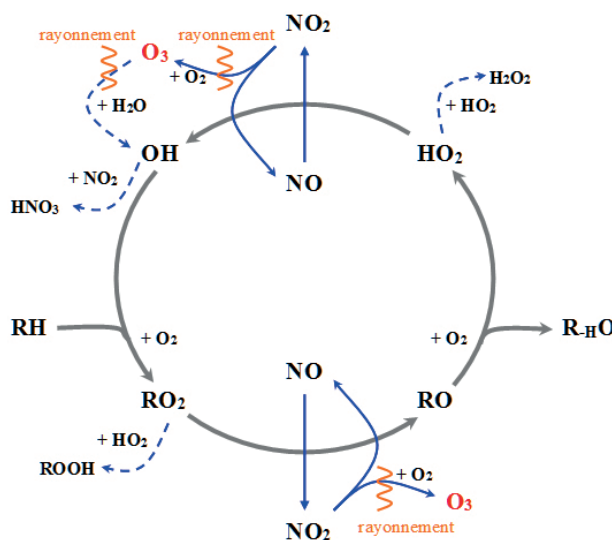


Figure 1. Représentation schématique de la production d'O₃ par oxydation de COVs en milieu pollué. OH est le radical hydroxyle, RH est un hydrocarbure (un COV), RO₂ est le radical peroxyde, RO est le radical alkoxyde, R_HO est un produit carbonylé, et HO₂ est le radical hydroperoxyde (adapté de Fowler *et al.*, 1998, 1999).

*Schematic representation of O₃ production by VOC oxidation in polluted atmosphere. OH is the hydroxyl radical, RH an hydrocarbon (i.e., a VOC), RO₂ the peroxy radical, RO the alkoxy radical, R_HO a carbonyl product, and HO₂ the hydroperoxy radical (adapted from Fowler *et al.*, 1998, 1999).*

En passant au-dessus des villes, les masses d'air se chargent en NO_x, principalement du fait du trafic routier. Ces masses d'air, en régimes « COVs-limitées » car fortement chargées en NO_x, sont transportées en milieu périurbain où, au contact d'une source de COVs (des forêts, par exemple), elles aboutissent à la formation d'ozone et donc à l'augmentation des concentrations de ce polluant (figure 2). Cette influence du milieu urbain sur la qualité de l'air dans les milieux périurbains est rapportée dans de nombreuses études. Par exemple, Banan *et al.* (2013) rapportent que les niveaux d'ozone le long d'un gradient urbain/périurbain/rural en Malaisie sont plus élevés en milieu périurbain, où les concentrations d'ozone moyennes journalières varient entre 2 et 54 ppb, du fait de l'advection des masses d'air issues du milieu urbain. En Chine, Zheng *et al.* (2010) montrent également que l'émission de précurseurs à l'ozone dans les zones urbaines affecte négativement la qualité de l'air en aval des villes. Cette tendance se retrouve également en Europe (Klump *et al.* 2006), et notamment en France. Par exemple,

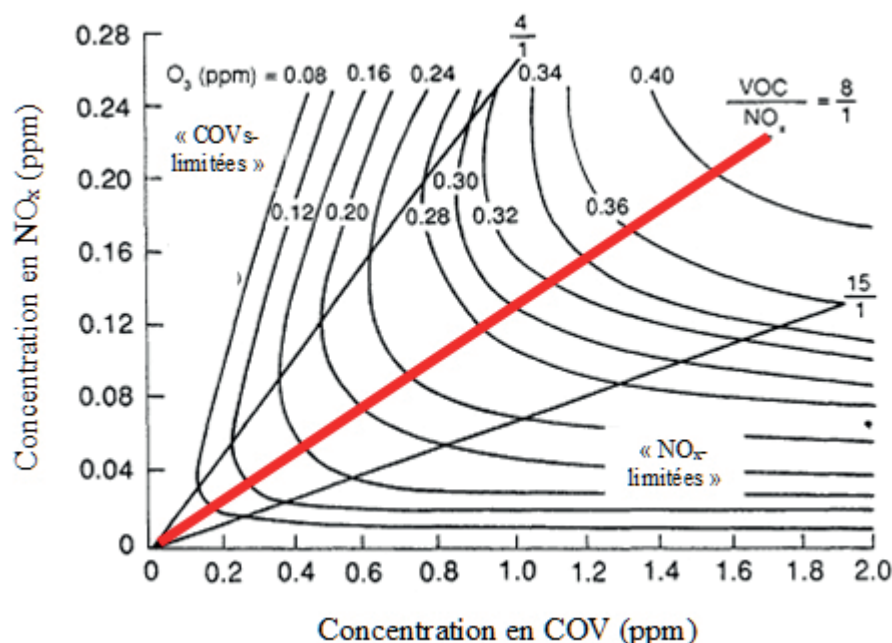


Figure 2. Isoconcentrations d'O₃ en fonction des concentrations en COVs et NO_x. La ligne rouge indique le ratio COV/NO_x = 8 pour lequel la production d'O₃ est optimale. Sont également indiquées les situations « NO_x-limitées » et « COVs-limitées » (adapté de Committee on Tropospheric Ozone Formation and Measurements, 1991).

O₃ Isoleths as a function of VOC and NO_x mixing ratios. The red line indicates the ratio VOC/NO_x = 8 for which O₃ production is optimum. Are also indicated "NO_x-limited" and "VOC-limited" situations (Adapted from Committee on Tropospheric Ozone Formation and Measurements, 1991).

en Midi-Pyrénées les concentrations d'ozone sont plus élevées en milieu périurbain qu'en milieu urbain (ORAMIP, 2009), et en Ile-de-France, les concentrations d'ozone sont plus élevées dans les zones autour de Paris que dans Paris même (AIRPARIF, 2013a). Il est cependant important de noter que d'une manière générale l'impact des zones urbaines sur les concentrations en ozone est plus marqué dans les zones rurales, même si les espaces périurbains sont également affectés (cf. ci-dessus).

Bien que le rôle des zones urbaines sur les concentrations d'ozone régionales ait reçu beaucoup d'attention de la part de la communauté scientifique, d'autres composés issus des zones urbaines affectent la qualité de l'air à l'échelle régionale, et donc celle des espaces périurbains. Ainsi, le monoxyde de carbone (CO) émis par les secteurs résidentiels/tertiaires et les transports (ces deux secteurs sont responsables de 63 % des émissions totales de CO en France ; CITEPA, 2015) peut être transporté sur quelques dizaines de kilomètres en milieu périurbain (Lee et Fernando, 2013). De même, Xu *et al.* (2011)

rapportent l'influence négative de Pékin et Taijin, deux mégacités distantes d'environ 100 km, sur les niveaux de CO et de dioxyde de soufre (SO₂) en milieu périurbain entre ces deux villes. Enfin, le transport de particules fines issues des activités urbaines (en France, les émissions de PM₁₀ (diamètre inférieur à 10µm), PM_{2,5} (diamètre inférieur à 2,5µm) et PM₁ (diamètre inférieur à 1µm) par les secteurs résidentiels et les transports représentent respectivement 44.5 %, 61.5 % et 74.3 % des émissions totales) dégrade la qualité de l'air en milieu périurbain, comme l'ont montré He *et al.* (2015) lors d'une étude menée en milieu périurbain proche de Pékin, ou encore Royer *et al.* (2011) en Ile-de-France.

Bien que qualitativement il reste clair que le milieu urbain affecte la qualité de l'air périurbain, son impact quantitatif reste plus incertain du fait de la complexité des processus mis en œuvre et de leur variabilité spatio-temporelle. En effet, l'intensité et la nature de la source urbaine déterminent dans quelle mesure le milieu périurbain est affecté. Ainsi, la qualité de l'air en milieu périurbain est d'autant plus dégradée

que la source émettrice est importante. En outre, cela dépend également du type des activités qui s'y concentrent et de son fonctionnement en général (par exemple, développement ou non des transports en commun, type de chauffage, présence d'activités industrielles, etc.). Néanmoins, peu de travaux font la description simplifiée de la zone urbaine étudiée en fonction des caractéristiques émettrices des polluants atmosphériques. Par ailleurs, le processus de transport et de dispersion des polluants fait intervenir de nombreuses variables météorologiques, en particulier la vitesse et la direction du vent, mais également la température, l'humidité ou encore le rayonnement (Royer *et al.*, 2011 ; Xu *et al.*, 2011). De plus, la nature du polluant considéré influe également sur la distance de transport : d'une manière générale, les polluants réactifs primaires comme les NO_x ou le CO ont des distances de dispersion plus restreintes que les polluants secondaires comme l'ozone, et la distance de dispersion des particules est fortement conditionnée par leur taille. Enfin, la complexité des processus chimiques dans la production/destruction des polluants atmosphériques a été montrée précédemment pour l'ozone, dont les niveaux dépendent non seulement des conditions météorologiques (rayonnement, température) mais également des quantités absolues et relatives de ses précurseurs, ce qui renforce la variabilité des niveaux de pollution. L'impact quantitatif des zones urbaines sur les milieux périurbains est donc fortement variable d'une zone géographique à une autre, mais également variable dans le temps, en fonction de l'heure, du jour, du mois, de l'année, etc.

1.2. La pollution issue des espaces ruraux

La formation d'ozone en milieu périurbain n'est pas seulement due aux émissions de précurseurs en zone urbaine, mais également à celles issues des zones rurales et naturelles. En effet, les COVs sont principalement issus des écosystèmes naturels (IPCC, 2001), notamment des forêts (Simpson *et al.*, 1995). Les espaces ruraux intégrant une mosaïque d'écosystèmes émettant des COVs biogéniques, ils sont ainsi principalement en régime « NO_x-limitées » (Sillman, 1999) (*cf.* ci-dessus). Les masses d'air fortement chargées en COVs provenant des zones rurales sont transportées vers les milieux périurbains où, au contact des sources de NO_x que sont l'agriculture (environ 10 % des émissions nationales de NO_x proviennent de ce

secteur ; CITEPA, 2015) et les transports (59 % des émissions nationales de NO_x ; CITEPA, 2015), l'ozone peut être produit, aboutissant donc à une augmentation des concentrations en ozone (figure 2). L'impact des COVs biogéniques est d'autant plus important que leur réactivité est beaucoup plus élevée que les COVs d'origine anthropique, ce qui engendre une production d'ozone plus élevée (Sillman, 1999). Jiang et Fast (2004) montrent ainsi que les plus fortes concentrations en ozone sont situées en aval, sous le vent des fortes sources d'émissions de COVs. Mendoza-Dominguez *et al.* (2000) montrent quant à eux que l'impact des émissions biogéniques de COVs sur les niveaux d'ozone est plus fort à proximité des villes, et Geng *et al.* (2011) rapportent que la production d'ozone en aval des zones forestières augmente de 6-8 ppb h⁻¹ du fait de l'advection de ces masses d'air chargées en COVs vers des zones à forte émission de NO_x d'origine anthropique.

L'utilisation par l'agriculture de produits phytopharmaceutiques (PPP) afin de protéger les cultures de divers ravageurs engendre une contamination de l'atmosphère par ces produits. Un bref historique du développement de ces produits, de leur niveau d'utilisation, des différentes voies de transfert vers l'atmosphère (pendant et après l'application) ainsi que leur devenir dans l'atmosphère sont présentés dans Millet *et al.* (dans ce numéro).

Ainsi que présenté ci-dessus, le milieu périurbain est une zone sous différentes influences, ce qui est clairement illustré dans le cas de la contamination aux produits phytopharmaceutiques par les mesures réalisées par Air Paris lors d'une première campagne menée au printemps 2006 (sur 6 sites répartis pour couvrir les territoires urbains, périurbains et ruraux d'Ile de France) et lors d'une seconde campagne sur une année d'août 2013 à août 2014 sur 2 sites (un urbain et un rural) (AIRPARIF, 2007 ; AIRPARIF, 2016). Tout comme le territoire urbain, le territoire périurbain peut faire l'objet, après transport atmosphérique, d'une contamination aux composés utilisés par l'agriculture. Le niveau de concentration est alors plus faible que celui observé sur le site rural agricole lui-même. Cependant, l'impact de ces zones rurales agricoles sur la qualité de l'air dépend de nombreux facteurs, en particulier météorologiques.

L'agriculture est aussi la source de composés

azotés : l'azote est contenu dans les effluents d'élevage et dans les engrais minéraux apportés en fertilisation des cultures. Un chapitre de ce numéro de la revue est consacré aux pertes gazeuses associées à l'utilisation de l'azote en agriculture (Génermont). L'ammoniac atmosphérique d'origine anthropique, produit à 98 % par l'agriculture (CITEPA, 2015), est un composé gazeux très réactif qui reste très peu longtemps dans l'atmosphère. C'est un gaz basique majeur qui joue un rôle important dans la chimie atmosphérique et dans les processus de transport et de dépôt (Adams *et al.*, 1999 ; Sharma *et al.*, 2007) : il réagit avec les acides sulfurique et nitrique pour former des sulfates d'ammonium ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ou NH_4HSO_4) et du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) contribuant ainsi à la formation de particules secondaires $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} , responsables d'effets nocifs sur la santé humaine (Barrett *et al.*, 2008 ; Pope III *et al.*, 2009). En zone périurbaine et sous des conditions météorologiques anticycloniques, la concomitance de l'accumulation des précurseurs issus à la fois des sources agricoles (NH_3) et du trafic routier (NO_x) a généré des épisodes d'ampleur nationale de pollution en particules qui ont sévi au mois de mars 2014 et 2015. En effet, les fertilisations azotées sont particulièrement concentrées en fin d'hiver-début de printemps, en relation avec la reprise de végétation et la croissance des cultures. Le nitrate d'ammonium constitue alors l'élément majeur des $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} (Walker *et al.*, 2004 ; Hamaoui-Laguél *et al.*, 2014), confirmant l'importance des émissions d'ammoniac d'origine agricole à cette période de l'année.

2. Les pollutions locales en milieu périurbain

2.1. La pollution de proximité issue du trafic routier

Le trafic routier est omniprésent dans cet espace périurbain, fortement dépendant des transports puisqu'une majorité de la population est appelée à rejoindre la ville voisine, à la fois pour des raisons professionnelles mais également pour des activités récréatives. En outre, cet espace, interface entre le monde urbain et rural, est un lieu de passage obligé pour les échanges économiques et manufacturiers qui s'effectuent principalement par la route. Ainsi, la mobilité motorisée quotidienne s'ajoute aux transports

routiers qui constituent ainsi une des sources principales de NO_x , de COVs et de particules (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ et PM_1) vers l'atmosphère. En effet, 53 % des émissions de NO_x , 14 % des émissions de COVs, 16 % du CO, et 5 % des émissions de PM (13 % des PM_{10} , 16 % des $\text{PM}_{2,5}$ et 15 % des PM_1) sont liées au transport routier en France (CITEPA, 2015). De plus, bien que les quantités de particules émises soient faibles, comparées aux NO_x , elles peuvent être importantes en nombre (Weijers *et al.*, 2004). Par ailleurs, la composition chimique des particules émises par le transport révèle la présence de métaux lourds et d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), toxiques et persistants. Le transport routier représente 13 % des émissions de HAP en France. En termes de quantités émises, le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) sont les principaux métaux émis par le transport routier : 68 % des émissions de Cu et 60 % de celles de Zn en France viennent des transports routiers (CITEPA, 2015). Le cuivre et le zinc proviennent essentiellement des pièces d'usure (freins, plaquettes) et du revêtement de la route, et ne constituent pas une pollution problématique pour l'environnement. Les autres métaux dont les émissions sont significatives et problématiques sont le cadmium (Cd, 16 %), l'arsenic (As, 25 %), le platine (Pt), le palladium (Pd), le rhodium (Rh), et le plomb (Pb, 45 %) plutôt issus de l'échappement, et notamment des pots catalytiques. Si les quantités de Cd, As, Pt, Pd et Rh sont très faibles, leur toxicité comme celle des HAP est grande.

Les polluants émis par le transport routier sont dispersés par la turbulence atmosphérique qui diminue la concentration de façon approximativement inverse à la distance à la route. Cependant, cette décroissance est différente selon le composé. Ainsi, les concentrations de CO, de NO, des métaux lourds ou encore de certains COVs ont une décroissance très rapide, alors que d'autres éléments (NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ ou PM_{10}) voient leurs concentrations décroître de façon très graduelle avec la distance à la route (Karner *et al.*, 2010). De même, les conditions météorologiques influencent fortement les profils de concentrations, en particulier la vitesse et la direction du vent : des vitesses de vent élevées et perpendiculaires à la route provoquent une dispersion à plus grande distance, et inversement (Hitchins *et al.*, 2000 ; Venkatram *et al.*, 2013). L'intensité du trafic et sa variabilité influencent fortement l'émission des polluants et donc leur concentration à proximité des axes routiers (Lin et Ge, 2006 ; Amirjamshidi *et al.*, 2013 ; Ducret-

Sitch *et al.*, 2013), ainsi que les aménagements de la route à proprement parler (surélévée ou en dépression) et des bordures (présence de barrière anti-bruit, de végétation) (Heist *et al.*, 2009 ; Steffens *et al.*, 2014 ; Baldauf *et al.*, 2016). D'une manière générale, l'étude synthétisant les résultats scientifiques concernant la dispersion de polluants à proximité des axes routiers menée par Karner *et al.* (2010) révèle que les polluants émis par le transport routier atteignent les concentrations de fond à des distances à la route de 115-570 mètres. Cette forte variabilité reflète la complexité des processus et des paramètres exposés précédemment qui gouvernent la dispersion des polluants à proximité des axes routiers. Avant d'atteindre ces distances, il est courant que les niveaux de concentration dépassent les seuils de qualité couramment admis.

2.2. La pollution des espaces résidentiels et des activités en milieu périurbain

Si plusieurs agences françaises (ADEME, CITEPA, INERIS, DRIEE, AASQA...) établissent des bilans d'émission et de dépôt par secteur d'activités (par exemple, secteur de l'énergie, industriel, tertiaire/résidentiel, transport, etc.), ces bilans ne sont pas répertoriés par type de territoire (urbain, périurbain, rural). Selon l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques effectués par le CITEPA, le secteur résidentiel, tout du moins en France, est principalement une source de COVs (40 % des émissions totales), de CO (43 % des émissions totales), d'hydrofluorocarbures (HFC ; 58 % des émissions totales), des polluants organiques persistants, notamment les dioxines et furanes (45 % des émissions totales), de HAP (69 % des émissions totales) et enfin de particules (33 %, 49 % et 63 % des émissions totales de PM₁₀, PM_{2,5} et PM₁ respectivement) (CITEPA, 2015). Pour tous ces composés, le secteur résidentiel est aujourd'hui le premier contributeur aux émissions dans l'atmosphère (CITEPA, 2015) selon le cadre du Système National d'Inventaires d'Émissions et de Bilans dans l'Atmosphère (SNIEBA – arrêté du 24 août 2011), en application des conventions des Nations unies, des directives de la Commission européenne et des dispositions nationales. Comparativement aux autres secteurs d'activité, ce secteur résidentiel joue donc un rôle important dans la thématique de la pollution atmosphérique liée (i) à l'acidification, à l'eutrophisation des milieux et à

la pollution photochimique pour les COVs et le CO, (ii) à la contamination des milieux par les polluants organiques persistants et (iii) aux pollutions particulaires, tandis qu'ils ont un rôle modéré dans le secteur de l'augmentation des gaz à effet de serre, et un rôle faible pour la contamination des milieux par les métaux lourds.

Comme précisé précédemment, ces estimations représentent les émissions totales du secteur résidentiel, et non pas seulement celles issues spécifiquement du milieu périurbain. Afin de proposer au moins une analyse globale nationale des émissions du secteur résidentiel dans les territoires périurbains, il est proposé ici un essai simplifié pour quantifier cette source sur la base de quelques hypothèses. Avec 23,8 % de la population française localisée sur les territoires périurbains (Floch et Levy, 2011) et sous l'hypothèse que la typologie de la pollution atmosphérique résidentielle des territoires périurbains soit identique à celle des zones urbaines, alors, par exemple, avec une contribution nationale de 33 % du secteur résidentiel aux PM₁₀, le territoire périurbain, pour son activité résidentielle exclusivement, ne contribuerait nationalement qu'à 7,9 % de la pollution aux PM₁₀. Ramené à la spécificité des territoires périurbains et sous l'hypothèse d'une contribution proportionnelle au nombre d'habitants, le secteur résidentiel périurbain ne contribuerait en effet qu'à 23,8 % des émissions totales nationales de ce secteur. Ces contributions du milieu périurbain estimées selon les hypothèses ci-dessus sont données dans le tableau 1.

Cette approche très simplifiée peut *a minima* et plus vraisemblablement se concevoir selon deux types d'organisation des territoires périurbains sur le plan de la contribution à la pollution atmosphérique. On peut en effet imaginer une typologie réduite à deux types de cas. Le premier concerne les périmètres résidentiels des territoires périurbains faiblement ou modérément dépendants du transport routier et avec une activité industrielle faible (*cas 1*), le deuxième cas concerne les périmètres résidentiels des territoires périurbains très dépendants du transport routier et fortement imbriqués dans un tissu industriel local en proximité des surfaces résidentielles (*cas 2*). Le premier cas (*cas 1*) se simplifierait à l'étude de la contribution du secteur résidentiel *stricto-sensu* selon le cadre du SNIEBA (CITEPA, 2015), les autres secteurs étant négligeables, tandis que le deuxième cas intégrerait l'imbrication des composantes des secteurs du transport et de l'industrie compte tenu de l'importance et de la

Substance	%	Substance	%	Substance	%
SO ₂	3.1	As	4.8	Dioxines et furanes	10.7
NO _x	2.4	Cd	1.9	HAP	16.4
COV _s	9.5	Cr	6.9	PCB	5.5
CO	10.2	Hg	1.4	PM ₁₀	7.9
HFC	13.8	Ni	1.9	PM _{2,5}	11.7
SF ₆	1.4	Pb	2.1	PM ₁	15.2
Zn	4	Se	2.1		

Tableau 1. Contributions du secteur résidentiel périurbain aux émissions nationales de polluants atmosphériques. Voir texte pour l'estimation de ces contributions.

*Contributions of periurban residential activities to national emissions of atmospheric pollutants.
See text for details concerning these estimates.*

proximité de ces secteurs pour ces territoires (cas 2). Alors, avec cette simplification du territoire périurbain résidentiel en deux catégories, à la contribution résidentielle *stricto-sensu* qui comptabilise exclusivement le secteur résidentiel (cas 1, tableau 1), il pourrait être adjoint une fraction importante de la contribution des activités industrielles souvent localisées en pourtour des villes et donc en territoire périurbain et une fraction importante du transport. Cette approche géographique n'est aujourd'hui pas établie mais elle aurait le mérite d'établir une approche croisée entre des bilans globaux par secteur d'activité et approche géographique par type de territoire. En complément de cette variabilité organisationnelle des territoires périurbains, il est également important de souligner que les émissions du secteur résidentiel rapportées ci-dessus sont fortement variables dans le temps. En effet, le chauffage au bois résidentiel en Ile-de-France représente 23 % des émissions totales régionales de PM₁₀ (AIRPARIF, 2013b), mais celles-ci varient fortement au cours d'une année comme d'une année sur l'autre en fonction des conditions climatiques. De même, il est fort probable que les émissions du secteur résidentiel varient fortement d'un pays à l'autre, en fonction des choix de développement et d'énergie effectués (par exemple, chauffage au bois vs. chauffage électrique).

2.3. La pollution locale provenant des écosystèmes (pseudo-)naturels et des agro- écosystèmes

Comme décrit précédemment, les écosystèmes agricoles contribuent aux émissions d'ammoniac, d'oxydes d'azotes et d'autres

polluants, qui peuvent dégrader la qualité de l'air localement. Ceci étant détaillé dans les autres articles du présent numéro spécial, ce point ne sera pas repris ici.

En ce qui concerne les produits phytopharmaceutiques, les usages non agricoles (par les collectivités locales pour la gestion des parcs et jardins publics ou par les privés) peuvent être significatifs bien que difficiles à évaluer précisément. Ainsi, l'étude menée par AIRPARIF (2007) rapporte que le site périurbain montre une contamination à un herbicide et un insecticide non agricoles du même ordre que le site urbain, et en 2014, une signature claire de l'usage non agricole a été retrouvée, avec un nombre d'insecticides l'été plus important qu'en zone rurale (AIRPARIF, 2016). Toutefois, la loi Labbé, de par la mise en place de l'objectif zéro pesticide dans l'ensemble des espaces publics à compter du 1^{er} janvier 2017 ainsi que l'interdiction de la commercialisation et la détention de produits phytosanitaires à usage non professionnel à partir du 1^{er} janvier 2019 devraient tendre à diminuer cette signature urbaine. Enfin, le maraîchage peut s'y trouver concentré localement, dans un souci d'alimenter les villes avec une production de proximité. Ainsi, les composés utilisés en maraîchage sont observés en concentrations plus importantes sur ce site périurbain lors de la campagne du printemps 2006.

3. Les enjeux pour l'agriculture périurbaine

Historiquement, la présence de l'agriculture aux portes des villes était justifiée pour assurer l'approvisionnement alimentaire des citoyens.

Aujourd'hui, les systèmes de production et les structures d'exploitations en milieu périurbain sont assez hétérogènes, ils dépendent tout naturellement des conditions pédoclimatiques locales mais aussi des choix humains. Les agricultures périurbaines sont ainsi marquées par une diversité régionale, mais deux grosses tendances sont à noter. D'une part, les villes se sont bien souvent implantées et étendues au sein de bassins et plaines, là où les sols présentent une grande qualité agronomique (Bryant et Johnston, 1992), ainsi en est-il du Bassin parisien, de la Beauce, des plaines d'Alsace, de Toulouse ou de Clermont-Ferrand. Selon le recensement agricole de 2010, les grandes cultures sont ainsi majoritairement présentes dans les couronnes des pôles urbains où la qualité des sols favorise l'obtention de bons rendements céréaliers. D'autre part, les systèmes horticoles (maraîchage, fruits et viticulture) sont davantage présents dans les territoires périurbains proches des villes. À titre d'exemple, des systèmes viticoles sont ainsi aujourd'hui enclavés dans l'agglomération bordelaise. La pression exercée sur la terre, en tant que premier facteur de production, incite certains agriculteurs à opter pour des productions à forte valeur ajoutée comme les productions maraîchères, fruitières et viticoles. Les agriculteurs périurbains exploitent ainsi la proximité à la ville comme une rente de localisation, d'autant plus que le contexte sociétal s'y prête avec l'adhésion d'une part croissante des populations urbaines à des formes de consommation de proximité. La proximité de la ville génère ainsi des atouts mais aussi des contraintes pour l'agriculture, parmi lesquelles le morcellement et l'enclavement des parcelles, notamment au sein des réseaux routiers, ainsi qu'une exposition aux nombreuses pollutions locales et régionales, comme expliqué précédemment.

La pollution atmosphérique a potentiellement deux effets sur l'agriculture. D'une part, celle-ci va affecter les rendements, effet qui concerne les polluants gazeux que sont l'O₃ ou le SO₂. L'effet de l'O₃ sur les rendements des cultures céréaliers a attiré l'attention de la part de la communauté scientifique et est largement documenté. Ainsi, les pertes de rendements liées à l'O₃ sont estimées à 3,9-15 % pour le blé, 2,2-5,5 % pour le maïs ou encore 8,5-14 % pour le soja à l'échelle mondiale (Avnery *et al.*, 2011). Les légumes tels que les salades, les pommes de terre, les tomates, les brocolis ou encore les oignons et les haricots subissent également des pertes de rendement liées à l'O₃ (Ferretti *et al.*, 2007 ; Mills *et al.*,

2007, 2011). Par exemple, Ferretti *et al.* (2007) estiment que les pertes de rendement liées à l'O₃ sont de 28 % pour les tomates et entre 29 et 59 % pour les haricots en Italie. Cependant, les études s'attachant spécifiquement aux pertes de rendement liées à l'O₃ en milieu périurbain restent rares, mais les concentrations en O₃ suggèrent des impacts possibles. En effet, AIRPARIF (2013a) indique que le seuil critique d'AOT40 (exposition d'ozone cumulée au-dessus du seuil de 40 ppb) de 3 ppm.h, au-delà duquel des pertes de rendement sont attendues pour les grandes cultures (UN/ECE, 2004), est dépassé partout en Ile-de-France. Ainsi, Castell et Lebard (2003) rapportent des pertes de rendement pour le blé en milieu périurbain d'Ile-de-France de l'ordre de 5-15 %, et Stella *et al.* (2013) estiment des pertes de rendement liées à l'ozone variant entre 1,5 et 4,2 % pour une culture de blé d'hiver à 40 km de Paris. Il est tout de même important de noter que le seuil critique d'AOT40 de 6 ppm.h au-delà duquel des pertes de rendement sont attendues pour les cultures maraîchères (UN/ECE, 2004) n'est, quant à lui, que très peu dépassé en milieu périurbain, même si beaucoup de zones s'en rapprochent, au moins en France (AIRPARIF, 2013a). Bien que les pertes de rendements liées au dioxyde de soufre soient moindres que celles attribuées à l'ozone, son impact n'est tout de même pas négligeable. En effet, Loucks et Armentano (1982) estiment les pertes de rendements probables pour le blé, le maïs et le soja dans la vallée de l'Ohio, USA, variant entre 0 et 6 % en fonction des expositions et des cultures. De même, Pande et Mansfield (1985) rapportent que le tallage de l'orge d'hiver est réduit de 13 % lorsqu'il est exposé à des concentrations moyennes en SO₂ de 177 µg.m⁻³. Van der Erden *et al.* (1988) estiment les pertes de rendements entre 0 et 2,5 % pour 14 cultures différentes aux Pays-Bas. Bien que les niveaux actuels de dioxyde de soufre en France (ORAMIP, 2009 ; AIRPARIF, 2013) soient très largement inférieurs au seuil critique de 30 µg.m⁻³ au-delà duquel des impacts sont attendus (UN/ECE, 2004), d'autres régions périurbaines dans le monde sont concernées par ces impacts comme, par exemple, le centre du Chili (Garcia-Huidobro *et al.*, 2001), le Nord-Est de l'Inde (Agrawal *et al.*, 2003) ou encore le Nord de la Chine (Lin *et al.*, 2012).

D'autre part, la pollution peut affecter la qualité sanitaire des productions. Souvent abordée dans la littérature au regard des difficultés de circulation vécues par les agriculteurs, la question de l'impact des émissions du trafic routier sur les cultures en

bord de route et des liens entre dépôt de polluant, transfert vers les végétaux et risque pour la santé humaine reste encore peu renseignée. Plusieurs études montrent cependant que les substances toxiques émises par les réseaux routiers (métaux lourds, ETM, hydrocarbures aromatiques polycycliques, particules fines, etc.) se déposent à proximité des axes routiers et affectent ces écosystèmes (Crepineau-Ducoulombier, 2004 ; Kalavrouziotis *et al.*, 2006 ; Dan-Badjo *et al.*, 2007 ; Feng *et al.*, 2011). Les polluants métalliques et les HAP peuvent s'accumuler dans le sol et les végétaux et entrer dans la chaîne alimentaire (Dan-Badjo *et al.*, 2008). Par exemple, les cires cuticulaires à la surface des feuilles s'avèrent être de très bons accumulateurs de composés lipophiles comme les HAP. Le plomb a également tendance à se déposer et s'accumuler dans les organes végétatifs, d'autant plus que les feuilles sont rugueuses, gaufrées, cireuses ou pourvues d'une pilosité. Les feuilles présentant de larges surfaces d'échange atmosphérique interceptent plus de polluants. La concentration à la surface des feuilles dépend à la fois de la durée de la culture (les plantes à cycle long exposées durant une longue période présentant potentiellement des concentrations plus élevées), mais aussi des épisodes pluvieux, les particules métalliques pouvant être facilement lavées au moins partiellement. L'extension de l'emprise routière et autoroutière et l'augmentation du parc automobile, constatées à travers le monde (Colville *et al.*, 2001), contribuent au dépôt de

substances toxiques sur les écosystèmes en bord de route. Ces risques sont toutefois peu évoqués, à la fois par les agriculteurs qui mettent en avant d'autres contraintes dans l'exercice de leur métier, mais également par les acteurs concernés par les systèmes alimentaires. On constate cependant depuis les années 90 que des acteurs des filières imposent dans certains cahiers des charges techniques de production agricole des distances de sécurité autour des routes à grande circulation. La distance de 250 mètres, couramment respectée, repose sur des fondements scientifiques instables (Petit *et al.*, 2009). Cette distance a toutefois été prise en compte pour réaliser une simulation spatiale à l'échelle de la région Ile-de-France, qui est à la fois la première région urbaine de France (11 millions d'habitants), fortement maillée par des axes routiers très circulants, et un grand territoire agricole. Une zone tampon de 250 mètres autour des axes routiers inclut 54 500 ha, soit environ 10 % de la SAU régionale. 48 % des exploitations possèdent au moins un îlot dans la zone des 250 mètres. Parmi celles-ci, 24 % sont touchées à plus de 30 % de leur parcellaire et 8 % le sont à plus de 50 %. Les exploitations de la ceinture verte, situées entre 10 et 30 km autour de Paris, sont particulièrement concernées (figure 3). Ces zones sont des secteurs privilégiés de cultures spécialisées, interrogeant dès lors les conditions et modalités d'une agriculture de proximité.

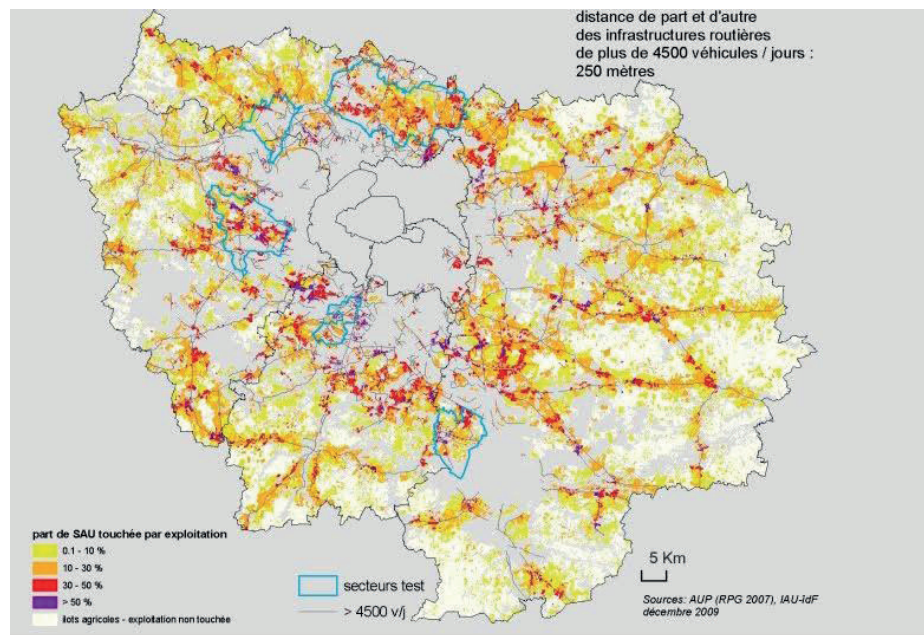


Figure 3. Surfaces agricoles concernées par une distance de sécurité de 250 mètres autour des principaux axes routiers dans la région Ile-de-France (Petit *et al.*, 2013).

Agricultural surfaces concerned by a buffer zone of 250 meters around main traffic axis in the Ile-de-France region (Petit et al., 2013).

Conclusion

Les territoires périurbains, zones de transition entre les zones urbaines et rurales, sont donc soumis à de nombreuses pollutions, à la fois gazeuses et particulaires. Ces pollutions proviennent de sources locales, activités résidentielles, agricoles et trafic routier mais également de sources régionales issues des activités urbaines et des émissions des zones (pseudo-)naturelles et des agro-écosystèmes adjacents. En outre, la complexité des processus physico-chimiques mis en œuvre dans la dispersion de ces polluants, leurs dépendances aux conditions (micro-)climatiques telles que la vitesse et la direction du vent, la température ou encore l'humidité, mais également aux activités anthropiques comme l'intensité du trafic, les pratiques agricoles ou les modes de vie, rendent la caractérisation de la pollution périurbaine extrêmement difficile. Dans ces espaces, la qualité de l'air et la pollution atmosphérique ne dépendent donc pas seulement des activités humaines urbaines, mais aussi des activités agricoles et des émissions naturelles, et ceci à des échelles plus ou moins grandes allant du

local au régional. De nombreuses recherches sont encore nécessaires afin de définir l'impact de la dégradation de la qualité de l'air sur les populations en territoire périurbain. Bien que de nombreuses études aient déjà été menées sur l'impact de la pollution sur la santé humaine, en particulier vis-à-vis de l'ozone (Rastogi *et al.*, 1991 ; Uysal et Schapira, 2003 ; Bell *et al.*, 2005 ; Ito *et al.*, 2005 ; Levy *et al.*, 2005 ; Targer *et al.*, 2005 ; Hazucha et Lefohn, 2007) ou des particules fines (Englert, 2004 ; De Kok *et al.*, 2006 ; Anderson *et al.*, 2012), d'autres substances restent peu étudiées. C'est en particulier le cas pour les produits phytosanitaires, pour lesquels l'exposition des riverains à ces produits utilisés en agriculture fait l'objet d'inquiétudes croissantes de la part de la population, ainsi qu'en témoigne un récent colloque sur le sujet, organisé dans le cadre de la mise en place par l'Anses du dispositif de surveillance dit « phytopharmacovigilance ».

En dehors des enjeux liés à la santé humaine, l'impact de la pollution atmosphérique sur l'agriculture reste l'enjeu environnemental principal en milieu périurbain. L'agriculture périurbaine doit faire face à une double

problématique : (i) augmenter sa productivité pour répondre à une demande croissante de consommer des produits locaux alors que la pollution atmosphérique affecte les rendements et (ii) assurer aux consommateurs une qualité sanitaire des productions alors que celles-ci sont exposées à de nombreuses sources de pollutions, notamment aux métaux lourds, aux polluants organiques persistants et aux HAP. Néanmoins, il importe de garder à l'esprit qu'une forte exposition ne signifie pas forcément que les cultures soient affectées, les dommages étant liés aux doses absorbées ou accumulées dans les plantes, ainsi que leur sensibilité à ces polluants. De nombreuses recherches doivent donc être menées afin de définir la sensibilité des végétaux aux polluants tels que l'ozone ou le dioxyde de soufre ou encore leur capacité à assimiler et accumuler les polluants tels que les métaux lourds, dans l'optique de proposer des espèces, des variétés et des itinéraires techniques limitant l'impact de la pollution atmosphérique sur les cultures en milieu périurbain.

D'une manière générale, le milieu périurbain reste peu étudié sur le plan de la pollution atmosphérique dans sa spécificité « structurelle », c'est-à-dire sous l'angle d'une mosaïque incluant des surfaces bâties mais souvent peu denses, des surfaces agricoles productives et des écosystèmes naturels parfois très enclavés (parcs et bois). La communauté scientifique s'est principalement focalisée sur les zones rurales et naturelles, et plus récemment sur le milieu urbain. Cependant, le développement rapide des territoires périurbains ainsi que les enjeux inhérents à cet espace montrent clairement qu'une imbrication plus étroite entre ville, qualité de l'air et agriculture va faire l'objet de questionnements spécifiques sur le sujet dans les prochaines années.

Ce travail a bénéficié d'une aide de l'État, gérée par l'Agence Nationale de la Recherche, au titre du programme Investissements d'Avenir (LabEx BASC ; ANR-11-LABX-0034).

Références

- Adams PJ, Seinfeld JH, Koch DM. (1999). Global concentrations of tropospheric sulphate, nitrate and ammonium aerosol simulated in a general circulation model, *Journal of Geophysical Research*, n° 104, p. 791-813.
- Agrawal M, Singh B, Rajput M *et al.* (2003). Effect of air pollution on peri-urban agriculture : a case study, *Environmental Pollution*, n° 126, p. 323-329.
- AIRPARIF. (2016). Pesticides des villes, Pesticides des champs. *AirParif Actu*.
- AIRPARIF. (2013a). Rapport d'activité et bilan de la qualité de l'air.
- AIRPARIF. (2013b). Bilan des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en Ile-de-France pour l'année 2010 et historique 2000/2005.
- AIRPARIF. (2007). Évaluation des concentrations en pesticides dans l'air ambiant francilien : campagne exploratoire.
- Allen A. (2003). Environmental planning and management of the peri-urban interface : perspectives on an emerging field, *Environment and Urbanization*, n° 15, p. 135-148.
- Amirjamshidi G, Mostafa TS, Misra A *et al.* (2013). Integrated model for microsimulating vehicle emissions, pollutant dispersion and population exposure, *Transportation Research Part D*, n° 18, p. 16-24.
- Anderson JO, Thundiyil JG, Stolbach A. (2012). Clearing the air : a review of the effects of particulate matter air pollution on human health, *Journal of Medical Toxicology*, n° 8, p. 166-175.
- Avnery S, Mauzerall DL, Liu J *et al.* (2011). Global crop yield reductions due to ozone exposure : 1. Year 2000 crop production losses and economic damages, *Atmospheric Environment*, n° 45, p. 2284-2296.
- Baldauf RW, Isakov V, Deshmukh P *et al.* (2016). Influence of solid noise barriers on near-road and on-road air quality, *Atmospheric Environment*, n° 129, p. 265-276.
- Banan N, Latif MT, Juneng L *et al.* (2013). Characteristics of surface ozone concentrations at stations with different backgrounds in the Malaysian Peninsula, *Aerosol and Air Quality Research*, n° 13, p. 1090-1106.

- Barrett K, de Leeuw F, Fiala, J *et al.* (2008). Health impacts and air pollution. An exploration of factors influencing estimates of air pollution impact upon the health of European citizens. ETC/ACC Technical paper 2008/13. European Topic Centre on Air and Climate Change.
- Bell ML, Dominici F, Samet JM. (2005). A meta-analysis of time series studies of ozone and mortality with comparison to the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study, *Epidemiology*, n° 16, p. 436-445.
- Bryant CR et Johnston TR. (1992). *Agriculture in the City's countryside*, Belhaven Press.
- Castell JF et Lebard S. (2003). Impacts potentiels de la pollution par l'ozone sur le rendement du blé en Ile-de-France : analyse de la variabilité spatio-temporelle, *Pollution atmosphérique*, n° 179, p. 405-418.
- CITEPA. (2015). Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Format SECTEN.
- Clanché F, Rascol O. (2011). Le découpage en unités urbaines de 2010, *INSEE Première*, n° 1364.
- Colvile RN, Hutchinson EJ, Mindell JS *et al.* (2001). The transport sector as a source of air pollution, *Atmospheric Environment*, n° 35, p. 1537-1565.
- Committee on Tropospheric Ozone Formation and Measurements. (1991). *Rethinking the ozone problem in urban and regional air pollution*, National Academy Press, Washington D.C., USA.
- Crepineau-Ducoulombier C, Dan-Badjo AT, Rychen G. (2004). PAH contamination of the grass *Lolium perenne* exposed to vehicular traffic, *Agronomie*, n° 24, p. 503-506.
- Dan-Badjo AT, Ducoulombier-Crepineau C, Soligot C *et al.* (2007). Deposition of platinum group elements and polycyclic aromatic hydrocarbons on ryegrass exposed to vehicular traffic, *Agronomy for Sustainable Development*, n° 27, p. 261-266.
- Dan-Badjo AT, Rychen G, Ducoulombier C. (2008). Pollution maps of grass contamination by platinum group elements and polycyclic aromatic hydrocarbons from road traffic, *Agronomy for Sustainable Development*, n° 28, p. 457-564.
- De Kok TM, Driese HA, Hogervorst JG *et al.* (2006). Toxicological assessment of ambient and traffic-related particulate matter : A review of recent studies, *Mutation Research*, n° 613, p. 103-122.
- Ducret-Sitch RE, Tsai MY, Ragetti M *et al.* (2013). Role of highway traffic on spatial and temporal distributions of air pollutants in a Swiss Alpine valley, *Science of the Total Environment*, n° 456-457, p. 50-60.
- Englert N. (2004). Fine particles and human health – a review of epidemiological studies, *Toxicology Letters*, n° 149, p. 235-242.
- Feng J, Wang Y, Zhao J *et al.* (2011). Source attributions of heavy metals in rice plant along highway in Eastern China, *Journal of Environmental Sciences*, n° 23, p. 1158-1164.
- Ferretti M, Fagnano M, Amoriello T *et al.* (2007). Measuring, modelling and testing ozone exposure, flux and effects on vegetation in southern European conditions – What does not work ? A review from Italy, *Environmental Pollution*, n° 146, p. 648-658.
- Floch JM et Levy D. (2011). Le nouveau zonage en aires urbaines de 2010, *INSEE Première*, n° 1375.
- Fowler D, Cape JN, Coyle M *et al.* (1999). Modelling photochemical oxidant formation, transport, deposition and exposure of terrestrial ecosystems, *Environmental Pollution*, n° 100, p. 43-55.
- Fowler D, Flechard C, Skiba U *et al.* (1998). The atmospheric budget of oxidized nitrogen and its role in ozone formation and deposition, *New Phytologist*, n° 139, p. 11-23.
- Garcia-Huidobro T, Marshall FM, Bell JNB. (2001). A risk assessment of potential agricultural losses due to ambient SO₂ in the central regions of Chile, *Atmospheric Environment*, n° 35, p. 4903-4915.
- Geng F, Tie X, Guenther A *et al.* (2011). Effect of isoprene emissions from major forests on ozone formation in the city of Shanghai, China, *Atmospheric Chemistry and Physics*, n° 11, p. 10449-10459.
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE *et al.* (2008). Global change and the ecology of cities, *Sciences*, n° 319, p. 756-760.
- Hamaoui-Laguel L, Meleux F, Beekmann M *et al.* (2014). Improving ammonia emissions in air quality modelling for France, *Atmospheric Environment*, n° 92, p. 584-595.
- Hazucha MJ et Lefohn AS. (2007). Nonlinearity in human health response to ozone : Experimental laboratory considerations, *Atmospheric Environment*, n° 41, p. 4559-4570.
- He N, Kawamura K, Kanaya Y *et al.* (2015). Diurnal variations of carbonaceous components, major ions, and stable carbon and nitrogen isotope ratios in suburban aerosols from northern vicinity of Beijing, *Atmospheric Environment*, n° 123, p. 18-24.

- Heist DK, Perry SG, Brixey LA. (2009). A wind tunnel study of the effect of roadway configurations on the dispersion of traffic-related pollution, *Atmospheric Environment*, n° 43, p. 5101-5111.
- Hitchins J, Morawska L, Wolff R *et al.* (2000). Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near major roads, *Atmospheric Environment*, n° 34, p. 51-59.
- IPCC. (2001). Climate Change 2001 : The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton, JT, Ding Y, Griggs DJ *et al.* (dir.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881 p.
- Ito K, De Leon SF, Lippmann M. (2005). Associations between ozone and daily mortality : Analysis and meta-analysis, *Epidemiology*, n° 16, p. 446-457.
- Jiang G, Fast JD. (2004). Modeling the effects of VOC and NOx emission sources on ozone formation in Houston during the TexAQS 2000 field campaign, *Atmospheric Environment*, n° 38, p. 5071-5085.
- Johnston RJ, Gregory D, Pratt G, *et al.* (2000). *The dictionary of human geography*, Malden, MA, Blackwell Publishers Ltd., 4th Edition.
- Kalavrouziotis IK, Carter J, Varnavas SP *et al.* (2006). Towards an understanding of metal contamination in food crops and soil related to road traffic, *Fresenius Environmental Bulletin*, n° 15, p. 170-175.
- Karner AA, Eisinger DS *et al.* (2010). Near-roadway air quality : synthesis the findings from real-world data, *Environmental Science and Technology*, n° 44, p. 5334-5344.
- Klumpp A, Ansel W, Klumpp G *et al.* (2006). Ozone pollution and ozone biomonitoring in European cities. Part I : Ozone concentrations and cumulative exposure indices at urban and suburban sites, *Atmospheric Environment*, n° 40, p. 7963-7974.
- Lee SM *et al.* (2013). Dispersion of an urban photochemical plume in Phoenix metropolitan area, *Atmospheric Environment*, n° 80, p. 152-160.
- Levy JI, Chemerynski SM *et al.* (2005). Ozone exposure and mortality : an empiric Bayes metaregression analysis, *Epidemiology*, n° 16, p. 458-468.
- Lin J *et al.* (2006). Impacts of traffic heterogeneity on roadside air pollution concentration, *Transportation Research Part D*, n° 11, p. 166-170.
- Lin W, Xu X, Ma Z *et al.* (2012). Characteristics and recent trends of sulfur dioxide at urban, rural, and background sites in North China : effectiveness of control measures, *Journal of Environmental Sciences*, n° 24, p. 34-49.
- Loucks OL *et al.* (1982). Estimating crop yield effects from ambient air pollutants in the Ohio river valley, *Journal of the Air Pollution Control Association*, n° 32, p. 146-150.
- Mendoza-Dominguez A, Wilkinson JG, Yang YJ *et al.* (2000). Modeling and direct sensitivity analysis of biogenic emissions impacts on regional ozone formation in the Mexico-U.S. border area, *Journal of the Air and Waste Management Association*, n° 50, p. 21-31.
- Mills G, Buse A, Gimeno B *et al.* (2007). A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops, *Atmospheric Environment*, n° 41, p. 2630-2643.
- Mills G, Pleijel H, Braun S *et al.* (2011). New stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation, *Atmospheric Environment*, n° 45, p. 5064-5068.
- ORAMIP. (2009). Rapport d'activité – La qualité de l'air en région Midi-Pyrénées.
- Pande PC, Mansfield TA. (1985). Responses of winter barley to SO₂ and NO₂ alone and in combination, *Environmental Pollution Series A*, n° 39, p. 281-291.
- Petit C, Loubet B, Rémy E *et al.* (2013). Dépôt de polluants sur les espaces agricoles à proximité des voies de transport en Ile-de-France. Quantification, perception et adaptation des acteurs, *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série n° 15.
- Petit C, Rémy E, Aubry C. (2009). Trafic routier et distances de sécurité : le dilemme de l'agriculture en Ile-de-France, *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, n° 9.
- Pope III CA, Ezzati M, Dockery DW. (2009). Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. *New England Journal of Medicine* n° 360, p. 376-386. [En ligne] : <http://www.santepubliquefrance.fr/Accueil-Presses/Tous-les-communications/Impacts-sanitaires-de-la-pollution-de-l-air-en-France-nouvelles-donnees-et-perspectives>
- Potere D *et al.* (2007). A critical look at representations of urban areas in global maps, *GeoJournal*, n° 69, p. 55-80,
- Rastogi SK, Gupta BN, Husain T *et al.* (1991). A cross-sectional study of pulmonary function among workers exposed to

multimetals in the glass bangle industry, *American Journal of Industrial Medicine*, n° 20, p. 391-399.

- Royer P, Chazette P, Sartelet K *et al.* (2011). Comparison of lidar-derived PM₁₀ with regional modeling and ground-based observations in the frame of MEGAPOLI experiment, *Atmospheric Chemistry and Physics*, n° 11, p. 10705-10726.
- Sharma M, Kishore S, Tripathi SN *et al.* (2007). Role of atmospheric ammonia in the formation of inorganic secondary particulate matter : A study at Kanpur, India, *Journal of Atmospheric Chemistry*, n° 58, p. 1-17.
- Sillman S. (1999). The relation between ozone, NOx and hydrocarbons in urban and polluted rural environments, *Atmospheric Environment*, n° 33, p. 1821-1845.
- Simpson D, Guenther A, Hewitt C *et al.* (1995). Biogenic emissions in Europe : 1. Estimates and uncertainties, *Journal of Geophysical Research*, n° 100, p. 22875-22890.
- Steffens JT, Heist DK, Perry SG *et al.* (2014). Effects of roadway configurations on near-road air quality and the implications on roadway designs, *Atmospheric Environment*, n° 94, p. 74-85.
- Stella P, Personne E, Lamaud E *et al.* (2013). Assessment of the total, stomatal, cuticular, and soil 2 year ozone budgets of an agricultural field with winter wheat and maize crops, *Journal of Geophysical Research – Biogeosciences*, 118, p. 1-13, doi :10.1002/jgrg.20094.
- Targer IB, Balmes J, Lurmann F *et al.* (2005). Chronic exposure to ambient ozone and lung function in young adults, *Epidemiology*, n° 16, p. 751-759.
- UN/ECE. (2004). Manual on the methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Revision 2004.
- United Nations. (2015). Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World Urbanization Prospects : The 2014 Revision, 517 p.
- Uysal N, Schapira RM. (2003). Effects of ozone on lung function and lung diseases, *Current Opinion in Pulmonary Medicine*, n° 9, p. 144-150.
- Van der Eerden LJ, Tonneijck AEG, Wijnands JHM. (1988). Crop loss due to air pollution in the Netherlands, *Environmental Pollution*, n° 53, p. 365-376.
- Venkatram A, Snyder M, Isakov V *et al.* (2013). Impact of wind direction on near-road pollutant concentrations, *Atmospheric Environment*, n° 80, p. 248-258.
- Walker JT, Whittall DR, Robarge W *et al.* (2004). Ambient ammonia and ammonium aerosol across a region of variable ammonia emission density. *Atmospheric Environment* n° 38, p. 1235-1246.
- Weijers EP, Khlystov AY, Kos GPA *et al.* (2004). Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit, *Atmospheric Environment*, n° 28, p. 2993-3002.
- Xu WY, Zhao CS, Ran L *et al.* (2011). Characteristics of pollutants and their correlation to meteorological conditions at a suburban site in the North China Plain, *Atmospheric Chemistry and Physics*, n° 11, p. 4353-4369.
- Zheng J, Zhong L, Wang T *et al.* (2010). Ground-level ozone in the Pearl River Delta region : Analysis of data from a recently established regional air quality monitoring network, *Atmospheric Environment*, n° 44, p. 814-823.