

Analyse multifractale de la pollution atmosphérique urbaine à partir de cartes d'immission, nouveaux indicateurs urbains

Multi-Fractal Analysis of Air Pollution from Immission Maps, New Urban Indicators

Gilles Maignant*

Résumé

La pollution atmosphérique urbaine est très hétérogène. Cette hétérogénéité, tant verticale qu'horizontale, ne peut être appréhendée que par des modèles numériques nécessairement complexes, complexité engendrée par les relations imbriquées qu'entretient la morphologie urbaine avec les flux de polluants. Pour connaître la pollution de l'air en tout point de l'espace urbain, des modèles numériques non hydrostatiques ont été construits ; ils reposent sur un ensemble de données aussi bien de morphologie urbaine, de trafic que de climatologie. Dans un premier temps, nous expliquons comment les modèles sont créés, quelles sont les hypothèses ainsi que les éléments de validation. Les modèles fournissent des cartes de concentrations qui donnent naissance dans un deuxième temps à un certain nombre d'indicateurs basés sur l'analyse spatiale, indicateurs qui font l'objet de la deuxième partie de cet article. Ces indicateurs sont de deux types, le premier tend à caractériser l'exposition moyenne annuelle des individus, le second, plus théorique, fondé sur la dimension fractale, apporte un nouveau regard sur l'impact des formes urbaines sur la répartition spatiale de polluants de l'air et conduit à réfléchir sur des formes urbaines optimales.

Mots-clés

pollution atmosphérique, ville, dimension fractale, morphologie urbaine, indicateurs

Abstract

Urban atmospheric pollution is heterogeneous. This spatial heterogeneity, both horizontal and vertical, can only be understood by complex numerical models. Complexity is produced by relations between urban morphology and pollutants flows. Numerical non hydrostatic models have been built to evaluate air pollution in all urban space. They are based on different data like urban morphology, traffic and climatology. Firstly, we explain how the models work, which are their underlying hypotheses and how they can be validated. Models give concentrations maps which allow, in a second time, indicators based on spatial analysis. These indicators can be classified in two types. The first group of indicators characterizes average individual exposure, the second one, which is more theoretical, is based on fractal dimension. These theoretical indicators allow a new way of understanding the impact of urban morphology on air pollutants spatial concentrations and introduce a new approach on optimal urban forms.

Keywords

air pollution, city, fractal dimension, urban morphology, indicators

(*) Chargé de recherche CNRS, UMR 6012 ESPACE, équipe de Nice – 98, bd Edouard Herriot, BP 3209, 06204 Nice

1. Introduction

La répartition spatiale de la pollution urbaine est complexe et encore insuffisamment connue. De plus, comme le précise le guide sur la classification et les critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air, publié par l'ADEME [1], « les concentrations en polluants atmosphériques sont extrêmement changeantes dans l'espace et le temps, en fonction des conditions météorologiques, topographiques et en fonction de la répartition des sources d'émission ». L'élaboration d'un réseau dense de stations contribue de manière efficace à l'évaluation globale de la pollution intra-urbaine et permet le calcul d'un indice global, l'indice ATMO. La zone de représentativité des différentes stations est définie par la classification du point de mesure et la description précise du territoire environnant.

Ces stations fournissent une information indispensable à la compréhension des phénomènes de pollution mais ne peuvent donner des informations en tout point de l'espace ; notre approche tend à les compléter. Les prémices de ce projet consistaient à étudier la faisabilité d'un outil de simulation, en temps quasi réel de la pollution à l'échelle d'une rue même en l'absence d'une station de proximité¹. En effet, un citoyen respire la pollution qui se trouve sur son axe de destination (somme de la pollution de fond et de la pollution de proximité). Des études réalisées sur des volontaires munis de capteurs (les « Sentinelles de l'air »²) ont montré que la charge polluante (CO et NO_x) effectivement respirée peut être différente des concentrations évaluées par les réseaux et varie considérablement d'un lieu de la ville à un autre. En effet, **la pollution urbaine est très hétérogène à l'échelle d'une agglomération**. De plus, suivant les villes, les normes d'implantation des stations peuvent ne pas être respectées totalement, du fait de la difficulté de trouver un site correspondant à l'ensemble des critères ; l'ADEME [1] précise que « sur le terrain, le choix d'un emplacement résulte le plus souvent de multiples compromis ». La morphologie du site, et en particulier la topographie peuvent avoir des influences notables et diminuer l'aire de représentativité des stations, ceci particulièrement dans les villes méditerranéennes. La ville ne peut être considérée comme un milieu homogène, des éléments comme les formes architecturales, la structure du réseau dépendant directement de la morphologie, ou la topographie³ rendent

chaotique toute vision synthétique de la ville. Trop peu d'études environnementales intègrent la morphologie urbaine. Pourtant comme le souligne Weber [2], il est nécessaire de caractériser la ville et ses formes dans la modélisation du processus de répartition des polluants. Ainsi, notre démarche consiste à intégrer dans les simulations un modèle de la morphologie urbaine en trois dimensions.

Les fractales : un outil spécifique pour l'étude de la complexité des formes

Selon Mandelbrot, les fractales sont définies comme « un ensemble qui présente des irrégularités à toutes les échelles. La notion de géométrie fractale est étroitement liée aux propriétés d'invariance par changement d'échelle : une structure fractale est la même de près comme de loin ». Ainsi, une fractale est caractérisée par trois propriétés : l'aspect sinueux, la dimension non entière et l'autosimilarité. Un objet est auto similaire s'il contient, sur une certaine gamme d'échelles, des motifs similaires au tout (invariance d'échelle de certains motifs au sein de l'objet). Une fractale est donc définie comme un objet indépendant de l'échelle, c'est-à-dire que chaque portion de courbe apparaît semblable à la courbe entière. Les fractales naturelles ne sont nécessairement auto similaires qu'entre deux échelles d'observation, tandis que les fractales construites par les mathématiciens sont auto similaires à toutes les échelles d'observation. En effet, elles sont le résultat d'un processus itératif. Leur utilisation dans des domaines variés est considérable. Les fractales et la dimension qui leur est associée permettent de caractériser l'hétérogénéité spatiale de certaines formes, elles sont des indicateurs de leur complexité. Ainsi, la dimension fractale permet notamment d'analyser l'hétérogénéité des concentrations de polluants atmosphériques au sein d'un quartier.

2. Caractérisation de la morphologie urbaine, modélisation tridimensionnelle

Cet article se propose d'analyser les immissions du paysage urbain, et de mettre en place des techniques capables de quantifier ces différenciations spatiales.

L'insuffisance du nombre de stations de mesure sur certaines villes, le choix d'implantation des stations dans des zones spécifiques (« bon compromis » en l'absence de zones idéales) et une pollution de l'air très hétérogène sur la ville rendent peu convaincantes les études globales menées sur la pollution urbaine. Ces propos pourraient bien être confirmés par l'anecdote de la ville de La Rochelle. En effet, le maire a

(1) Rapport final de l'étude de faisabilité, AIRPARIF, Kisters France – KTT-iMA, Behren-lès-Forbach, 2001 : 71 p.

(2) Ces études ont été réalisées à Grenoble sur trois populations types (cible : habitant directement sur les grands boulevards, témoin : habitant de l'agglomération grenobloise, et impactée : habitant dans l'agglomération grenobloise sur des axes routiers situés à proximité des boulevards).

(3) Une topographie accidentée rend difficile une interpolation entre les stations dites de fond.

Tableau 1. Zones de représentativité des stations.

Zones of representativeness of stations.

Source : Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air. ADEME 2002 : 63 p. [1])

		Rayon de l'aire de représentativité
Stations de fond réalisant un suivi de l'exposition moyenne des personnes et de l'environnement	de fond urbaine	de 100 m à 2 km
	de fond régionale	de 5 km à 25 km
Stations de proximité	industrielle	de 100 m à 5 km
	trafic	de 10 m à 50 m

voulu se doter d'outils performants en matière de mesure de la pollution mais « les journalistes ne virent qu'une chose : La Rochelle est la deuxième ville la plus polluée de France. La ville n'était pas plus polluée qu'une autre, elle était simplement la première à poser un capteur de pollution à proximité d'un axe de circulation » [3]. Bien entendu, cette anecdote journalistique ne doit pas masquer les efforts réels réalisés dans le processus de connaissance de qualité de l'air urbain. Cependant cette tâche difficile est un leitmotiv qui se retrouve dans de nombreux ouvrages : « où faut-il installer les capteurs de mesure, et combien ? Peut-on véritablement mesurer un « bruit de fond » urbain caractéristique d'une agglomération particulière ? Convient-il plutôt de s'intéresser à l'exposition individuelle des habitants en fonction de leurs activités quotidiennes ? » [4].

Pour tenter de répondre en partie à ces questions, nous avons construit des modèles numériques tridimensionnels d'un quartier et étudié les répartitions spatiales des concentrations de polluants dans la zone considérée. Afin de construire ces modèles, nombre de données sont nécessaires : données de trafic sur la zone d'étude : trafic total journalier moyen ou horaire moyen (tendance générale et heures de pointe), pourcentages de véhicules particuliers, de poids lourds, de deux-roues, de véhicules utilitaires légers, de bus, de bouchons, pente des artères de la zone, type de circulation (vitesse moyenne de circulation dans la rue)⁴, largeur des rues, plan cadastral et hauteur associée du bâti, concentrations linéaires des différents polluants (concentrations théoriques fonction du trafic de l'artère et de la morphologie urbaine), données de climatologie (vitesse et direction du vent dans la zone non perturbée (au-dessus des toits), hauteur de la prise de vent, rugosité...

La trame des simulations est fondée sur le plan cadastral sur lequel sont rajoutées les hauteurs des immeubles. En effet, il est couramment admis que la

(4) Certaines émissions peuvent varier d'un facteur 1 à 5 entre un régime fluide et un régime congestionné.

hauteur des bâtiments est un facteur important dans le processus de dispersion des polluants. Les concentrations peuvent même varier énormément selon que le rapport de la hauteur des bâtiments sur la largeur des rues (indice de construction de Landsberg) est plus grand, ou plus petit que 1 ; les rues canyons (indice supérieur à 1) sont propices à l'accumulation. Pour de mêmes conditions de trafic, les immissions peuvent être amplifiées d'un facteur 2 entre une rue large (S2NB)⁵ et une rue canyon (S2GS)⁶. À titre d'exemple, nous avons calculé des immissions théoriques pour ces deux configurations spatiales, toutes choses égales par ailleurs (mêmes conditions météorologiques, topographiques et de trafic). L'auteur a montré qu'en faisant varier les autres paramètres, les valeurs des immissions changent mais le facteur d'amplification reste constant entre la meilleure et la pire configuration.

De plus, le toit des immeubles est supposé horizontal ; ce problème est dû à la discrétisation de l'immeuble en boîtes élémentaires rectangulaires (modèles eulériens) dans les logiciels de simulation de la dispersion. La hauteur des bâtiments est donc évaluée au faitage des toits. Cependant cette contrainte influence peu les résultats⁷, d'autant plus que les niveaux les plus intéressants sont ceux proches du sol où le citoyen respire. Nous verrons par la suite, que notamment dans le cadre de la ville de Paris, les modèles donnent des résultats très satisfaisants.

Le projet nécessite un certain nombre de données. Les premières concernent le trafic. Ces données étaient soit disponibles auprès des municipalités, soit des comptages routiers ont été effectués, soit des estimations basées sur les capacités de charge des infrastructures ont permis d'obtenir des tables sur l'ensemble de la zone. À partir

(5) S2NB : rue à deux voies – bâtiments alignés à moyennes distances et pare-bruits bilatéral.

(6) S2GS : rue à deux voies – bâtiments mitoyens, H/L = 1/1.

(7) Des simulations réalisées sur des villes allemandes montrent que les valeurs trouvées en prenant en compte le toit différent de moins de 10 % des valeurs trouvées en considérant le toit horizontal.

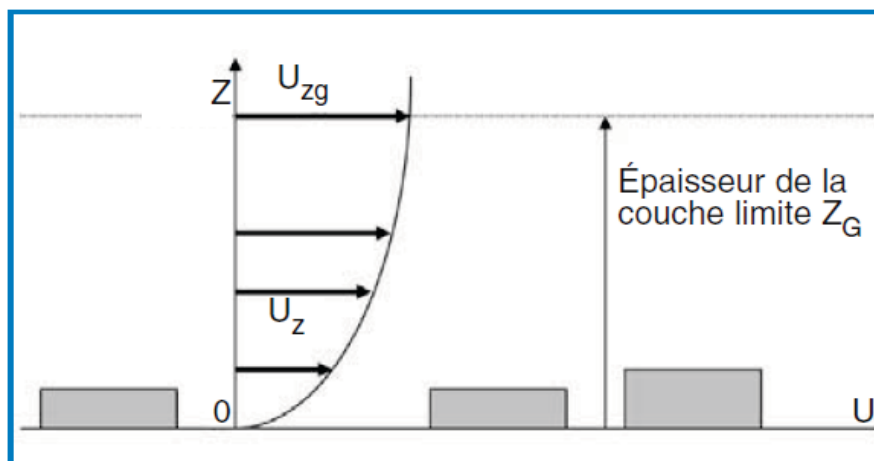


Figure 1. Profil de champ de vent en zone urbaine, épaisseur de la couche limite.
Wind profile in urban area, depth of the atmosphere limit layer.

Tableau 2. Polluants, configurations spatiales et facteurs d'amplification associés.
Pollutants, spatial configurations and amplification factors

Polluant	Configuration S2NB	Configuration S2GS	Facteur d'amplification
CO	659,3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1 201,4 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,8
NO _x	158,3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	288,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,8

des données collectées, des catégories de circulation ont été attribuées à chaque artère, dans le logiciel STREET. Par catégories de circulation, nous n'entendons pas répartition modale du trafic mais plutôt caractéristiques propres liées aux infrastructures. Selon la nomenclature STREET, plusieurs catégories de circulation en milieu urbain, intégrant les problèmes de gestion (pourcentage de bouchons) sont cataloguées :

- F0 : rue, stop & go⁸, vitesse moyenne de 5,3 km/h, rue 100 % bouchonnée ;
- F1 : voie secondaire, front continu de bâtiments, fortes perturbations, vitesse moyenne de 19 km/h ;
- F2 : voie principale avec feux, perturbations moyennes, vitesse moyenne de 28 km/h ;
- F3 : voie secondaire, bâtiments alignés à

(8) Une rue stop & go est une rue jalonnée de nombreux feux rouges, empêchant des vitesses importantes.

grandes distances, perturbations moyennes, vitesse moyenne de 32 km/h ;

- F4 : voie principale prioritaire, faibles perturbations, vitesse moyenne de 46 km/h ;
- F5 : voie traversée, sans perturbations, vitesse moyenne de 58 km/h.

Comme le précise AIRPARIF, « la catégorie de circulation peut être définie par la succession de vitesses et d'états de marche différents (point mort, accélération, vitesse constante). À chaque catégorie de circulation est assimilée un pourcentage de bouchons. Ce pourcentage correspond au temps moyen pendant lequel des bouchons peuvent être observés ».

De plus, des données morphologiques (direction, pente et largeur de l'artère, état de la route, hauteur et

espacement des constructions) permettent de définir une configuration spatiale d'artères parmi une liste de 98 configurations représentant l'ensemble des morphologies urbaines présentes en Europe. Les données morphologiques ont été produites à partir des plans cadastraux et topographiques des villes.

Enfin, des données de climatologie et de pollution de fond sont nécessaires. La direction et la vitesse du vent, le nombre de jours de pluie sont requis. En ce qui concerne les données de pollution de fond, deux possibilités d'attribution de valeurs existent, soit prendre des valeurs moyennes de centres-ville, soit entrer des données de pollution de fond spécifiques⁹ à chaque ville, ce qui permet d'intégrer les spécificités de chaque site. Ce dernier est le choix fait par l'auteur.

MISKAM (*Mikroskaliges Klima-und Ausbreitungsmodell*, modèle à échelle locale du climat et de la diffusion) est un modèle tridimensionnel non hydrostatique pour la modélisation des champs de vitesse du vent et des concentrations de polluants à proximité de bâtiments, dans les rues et au niveau d'un quartier. Le mot non hydrostatique signifie que le modèle est capable d'appréhender les phénomènes de turbulence créés par les bâtiments eux-mêmes. Le programme comporte deux parties : dans la première les champs de vent sont évalués, tandis que dans la seconde, les concentrations de polluants sont calculées à partir du champ de vent obtenu au préalable.

Ce logiciel a été développé par J. Eichhorn du groupe de travail « Climat urbain » de l'Institut pour la physique de l'atmosphère de l'université Johannes Gutenberg de Mayence. Continuellement amélioré, MISKAM représente aujourd'hui le condensé d'une expérience de terrain de plus de 10 années. Il est l'outil de référence dans ce domaine en Allemagne. Il a été testé, avec succès, en de nombreuses situations [5].

MISKAM fonctionne sur un espace pourvu de bâtiments, c'est un modèle pronostique tridimensionnel d'écoulement de micro-échelle, couplé à un modèle de dispersion eulérien. La base physique est constituée des équations à trois dimensions complètes du mouvement du champ d'écoulement et de l'équation d'advection-diffusion pour déterminer les concentrations de substances. L'espace est découpé en mailles élémentaires, régulières horizontalement (espacées de 5 m, soit environ la taille d'une voiture selon les normes allemandes) et variables verticalement, ceci afin d'avoir une maille suffisamment fine pour les niveaux proches du sol, tout en diminuant le temps de calcul sur les mailles supérieures. La propriété physique, considérée sur chaque maille, est constante sur celle-ci, ce qui signifie que l'entité calculée satisfait à une valeur moyenne de champ. Ainsi, plus la maille

(9) Valeurs issues des stations de mesures de pollution de fond.

est fine, plus la valeur de l'entité se rapprochera de la valeur ponctuelle. Le découpage vertical est donné par le tableau ci-dessous.

La base physique de MISKAM est un ensemble d'équations tridimensionnelles complètes de la mécanique des fluides et d'équations d'advection-diffusion de substances inertes pour le calcul de la diffusion. Dans le cas d'une simulation sur une rue spécifique, et en particulier pour « valider » une station de mesures existante, il peut être conseillé de prendre une grille à maille variable (entrée manuellement), permettant un resserrement sur l'artère choisie (résolution fine sur la rue et résolution suffisante ailleurs).

MISKAM est doté d'une interface utilisateur entièrement graphique pour la saisie des données d'entrée et la présentation des résultats. Outre les données de trafic et de climatologie déjà citées auparavant, de nombreux paramètres sont nécessaires pour faire tourner les simulations, à savoir :

- le choix de la grille du modèle : nombre et taille des cellules selon les trois directions représentant l'espace (x, y et z). Techniquement, il est conseillé de prendre au moins 20 niveaux pour l'axe vertical, avec un découpage tous les 2 m pour les premiers niveaux (résolution fine pour les premiers mètres, au sein de la rue, à hauteur d'homme et au niveau du trafic, là où la turbulence est la plus importante), ensuite les niveaux de maille doivent être croissants, afin de diminuer les temps de calcul (Figure 5) ;
- le choix de la rugosité du bâti, variable selon les types de matériaux des bâtiments. De nombreux auteurs, comme Stull [7], fournissent des tables de rugosité. Comme le précise Peneau [8], « si l'on est confronté au problème de reconstitution des mouvements aérodynamiques en milieu urbain, on n'échappe pas à la nécessité de caractériser l'écoulement par une grandeur correspondant à la rugosité. » La rugosité du quartier va dépendre du type de sol, de la hauteur des bâtiments, des rapports entre hauteurs du bâti et largeurs des rues (indice de construction de Landsberg), des espaces vides, c'est-à-dire de toutes les notions de densité et de porosité ;
- la connaissance de la direction (par rapport au nord) et de la vitesse du vent unique pour l'ensemble du projet. La direction du vent doit être prise dans la zone non perturbée (au-dessus des toits). Elle est une valeur moyenne exprimée en m/s.

Le champ d'une grandeur mesurable (ici le vent) est défini dans un domaine de l'espace ou d'un milieu matériel, lorsqu'en tout point de ce domaine, il existe une détermination de cette grandeur. Pour évaluer le champ de vent en tout point du domaine tridimensionnel, deux types de modèles de turbulence sont disponibles : le K-modell et le E-ε-

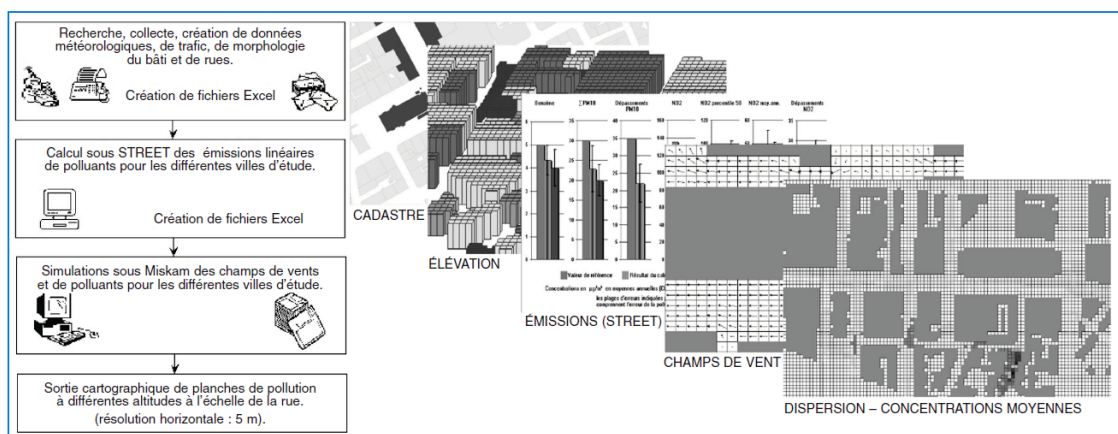


Figure 2. Principe de construction des modèles de simulation de dispersion de polluants.
Principles for building air pollutants simulation models.

Tableau 3. Discretisation verticale de l'espace (correspondance niveau-altitude).
Vertical space discretisation (one-to-one mapping level height).

Niveau	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Hauteur (en m)	2	4	6	8	10	12	14	16	18	21	24	27	30	40	60	80	110	140	170	200

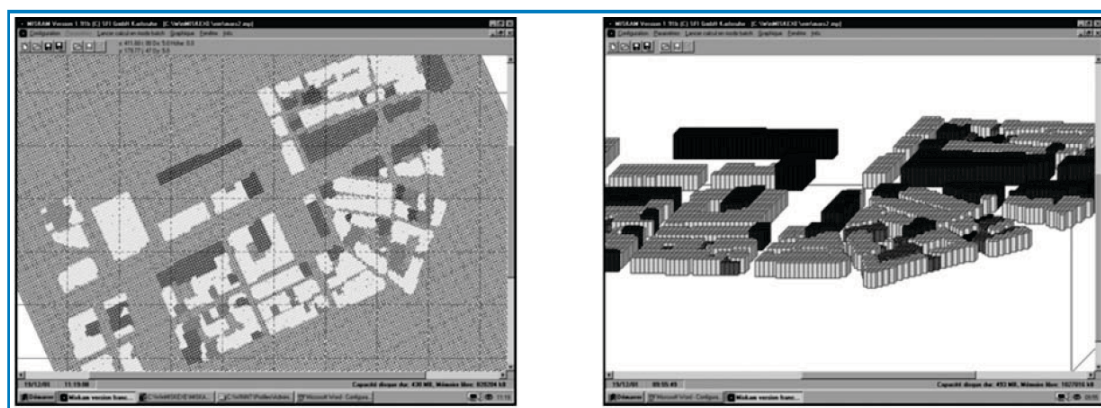


Figure 3. Bâti de Marseille recréé sous MISKAM (la grille est réorientée selon l'axe de la rue afin de diminuer le temps de calcul) et zoom sur la configuration pour Marseille, les différents niveaux de gris correspondent aux hauteurs variables des immeubles.

Buildings of Marseille created using MISKAM interface (the grid has been reoriented to be parallel to the street axis so as to reduce time processing) and zoom on the resulting model, different grey levels refer to different buildings heights. (Source : Pollution et développement durable des villes françaises, étude de cas : Nice, Marseille, Lyon et Paris. Thèse de Doctorat en géographie de l'université de Nice Sophia-Antipolis : 2002 ; (3 volumes) : 460 p. + 1 atlas 135 p. [6]

modell, ce dernier est le meilleur choix. En effet, il n'existe, dans la littérature, essentiellement que trois modèles de turbulence qui se différencient par le nombre d'équations entrant dans chaque modèle. Les physiciens les classent en deux grands types

(les modèles du premier ordre et les modèles du second ordre). Les premiers sont des modèles à viscosité turbulente. Ils sont plus stables et sont particulièrement bien adaptés aux géométries complexes tridimensionnelles. Le K-modell est un

modèle sans équation tandis que le E- ε -modèle en compte deux. C'est pourquoi, il décrit mieux les phénomènes de turbulence engendrés par les bâtiments (obstacles).

Le critère d'arrêt du modèle peut être temporel (nombre d'itérations fixé) ou une condition de stationnarité (différences entre deux valeurs successives inférieures à un seuil fixé au préalable : $x_{i+1} - x_i < 10^{-6}$). Afin d'obtenir des résultats satisfaisants, il est préférable d'utiliser la stationnarité car, sous cette hypothèse, le temps n'est plus qu'un paramètre. En effet, le critère d'arrêt temporel n'assure pas la convergence du processus et les résultats des simulations risquent de diverger fortement des valeurs réelles, particulièrement en l'absence d'éléments de comparaison comme une station ou une campagne de mesures.

MISKAM évalue la répartition spatiale des concentrations de polluants par cellule (après dispersion), en s'appuyant sur les champs de vent et sur les émissions linéaires théoriques.

Les concentrations de polluants dans la rue dépendent essentiellement des champs de vent. Les résultats obtenus sont en général très satisfaisants à l'exception des bords de la grille car, dans ce cas, les conditions aux limites sont erronées (problèmes classiques des modèles de mécanique des fluides). En effet, il n'y a alors plus assez de bâtiments autour de la rue étudiée, pour initier correctement les champs de vent. Toutefois, ceci n'est pas gênant car dans toutes les études réalisées, le choix s'est porté sur une artère particulière centrée sur la grille.

3. Validation des modèles

MISKAM est un modèle qui a été testé avec succès sur un très grand nombre de configurations en Allemagne et dans d'autres pays d'Europe (pays scandinaves notamment). Pour expliquer la validation des modèles, nous avons choisi de traiter, dans cet article, le cas de la rue Bonaparte à Paris.

La première étape de validation du modèle concerne les champs de vent. Les champs de vent ont été validés à partir de données collectées pour la période du 4 au 7 décembre 2000 (campagne de mesures réalisée grâce à un mât météo implanté dans la rue Bonaparte¹⁰ à l'endroit de la station de mesure de la pollution). Le vecteur vitesse possède trois composantes spatiales notées u , v , w . En combinant ces trois composantes, on obtient le vecteur

résultant qui est comparé à la valeur obtenue par le mât météo.

La conclusion est que le modèle construit pour la rue Bonaparte à Paris retrace de manière satisfaisante la situation réelle de la campagne de mesures. Toutefois, on observe une direction de vent légèrement différente de la direction mesurée par le mât, ce qui est caractéristique de la zone de fortes turbulences locales d'implantation du mât. Pour prendre en compte de manière réaliste ces phénomènes de turbulence à micro-échelle, il faudrait pouvoir disposer d'une maille plus fine, ce qui, compte tenu de la puissance des ordinateurs, est trop coûteux tant en temps qu'en ressources informatiques.

Pour la même période, des comptages routiers ont été effectués. Connaissant avec précision les données climatologiques et les données de trafic, les émissions ont été calculées par AIRPARIF à l'aide du logiciel EMITRA, semblable à STREET. La simulation tourne à partir des données réelles d'émission pour obtenir les concentrations de polluants à l'échelle de la rue. Ces résultats sont confrontés aux valeurs de la station Bonaparte. Comme dans tout processus de modélisation, il y a des écarts entre la réalité (les concentrations mesurées par les stations) et les sorties de simulation. L'étude des résidus permet non seulement d'améliorer les modèles mais aussi de comprendre pourquoi, certains polluants, par exemple, sont sur-ou sous-estimés.

Les résultats des simulations pour les journées du 22 au 24 novembre 2000 montrent une bonne cohérence entre les valeurs mesurées par la station et celles produites par simulation. Mais le résidu est plus important pour certaines heures que d'autres, notamment à cause de conditions météorologiques changeantes. Si l'on prend l'exemple de la journée du 22 novembre 2000, la situation météorologique est caractérisée par une stabilité relative de la direction du vent, et une grande variabilité de la vitesse. Les résultats sont satisfaisants pour le monoxyde de carbone avec un écart moyen sur la journée de 0,5 %, en revanche pour les oxydes d'azote la sous-estimation est de l'ordre de 44 %.

Les courbes des écarts de CO et de NO_x suivent la même tendance. Cette tendance se retrouve dans le comportement des écarts pour la vitesse de vent. Les écarts de concentrations sont étroitement corrélés aux variations météorologiques. Pour améliorer les simulations, il faudrait introduire dans les modèles une vitesse décimale instantanée (moyennes réelles horaires). Dans le cadre de ce projet, les valeurs communiquées par Météo-France n'étaient pas des valeurs moyennes horaires mais des valeurs moyennes effectuées sur les 10 dernières minutes de l'heure pleine.

(10) Station Bonaparte : 16 rue Bonaparte, 75006 Paris, h = 1,7 m, catégorie STREET : S2GS (rue canyon).

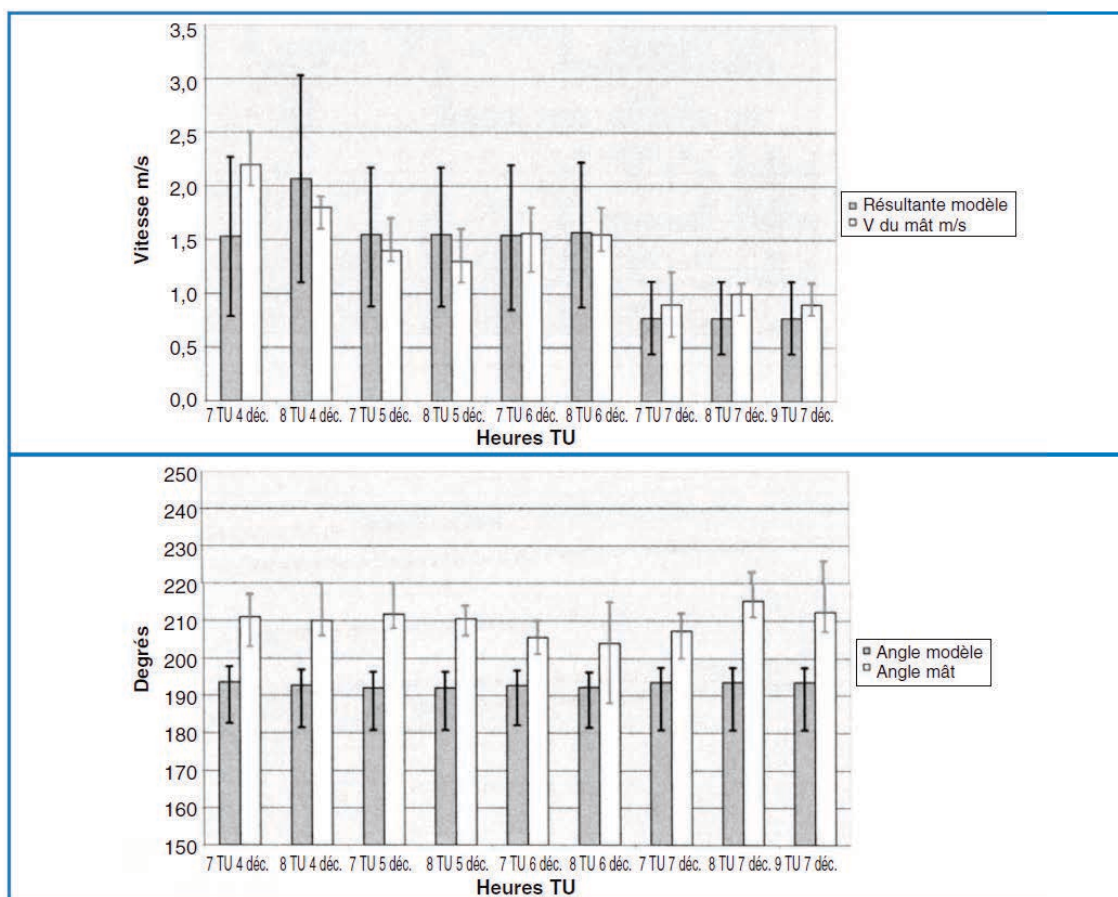


Figure 4. Comparaison de la vitesse et de la direction du vent du modèle et du mât météo, les histogrammes montrent la variabilité des résultats observés dans les quatre cellules du modèle entourant la station (barre gris foncé) et celle de la mesure (variabilité des résultats sur 10 minutes ; barre gris clair).

Comparison of wind speed and direction between model and meteorologic pole, histograms show the variability of the results observed in four cells surrounding the station (dark grey line) and the variability of measurement (variability of the results considering the last 10 minutes; light grey line).

Source : AIRPARIF, Kisters France SAS-KTT-IMA, Behren-lès-Forbach, avec l'aimable autorisation d'AIRPARIF

4. Exploitation des cartes de concentrations à l'échelle de la rue

Les simulations fournissent des éléments permettant de caractériser la dispersion de polluants dans l'espace intra-urbain. Les cartes obtenues sont des cartes au format RASTER (résolution 5 m), disponibles pour chaque niveau de discrétisation verticale. Les simulations, ayant été réalisées pour des valeurs moyennes des différents paramètres, produisent des cartes de concentrations en moyennes annuelles. Premièrement, ces cartes permettent d'apprécier visuellement les différenciations spatiales (aspect qualitatif) et les zones fortement polluées ; deuxièmement, de nombreux traitements d'analyse spatiale peuvent être développés pour évaluer ces différenciations (aspect quantitatif). Sans occulter l'intérêt visuel des cartes, il est nécessaire de mettre en place des outils mathématiques permettant d'évaluer ces diffé-

renciations spatiales et ainsi dépasser le niveau de la simple description.

En complément des indicateurs de formes urbaines, notamment l'indice de construction de Landsberg, nous avons élaboré des indicateurs de vulnérabilité face à la pollution. À l'exception du cas de la ville de Paris, où l'objectif était de valider un modèle en quasi-temps réel, à partir d'une campagne de mesures sur une période donnée, les indicateurs construits pour les autres villes sont basés sur des conditions moyennes annuelles, et soulignent les « points noirs »¹¹ de la pollution atmosphérique. Ils ne doivent pas refléter un pic ponctuel, pour lequel il est impossible d'agir efficacement. Les simulations, ayant été établies pour des conditions moyennes de trafic et pour des situations météorologiques moyennes, les cartes illustrent les zones permanentes de dépassement de seuil. Le

(11) Zones permanentes de dépassement de seuil.

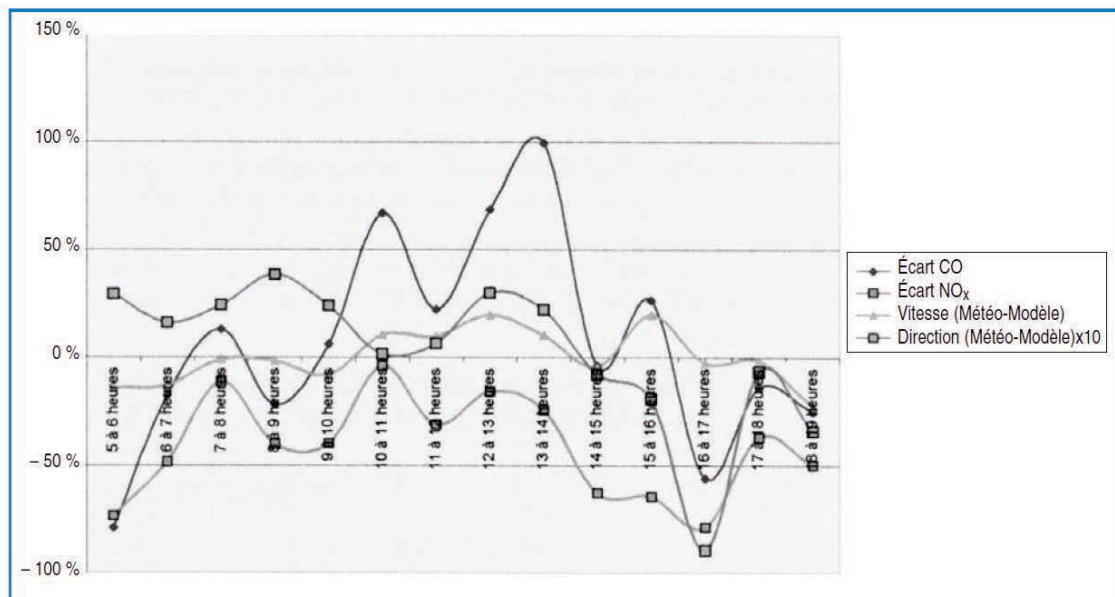


Figure 5. Écarts constatés pour le monoxyde de carbone et les oxydes d'azotes le 22 novembre 2000 en fonction de la différence entre les données météorologiques fines (direction et vitesse du vent, valeurs 2 minutes) et les valeurs des 10 dernières minutes de l'heure obtenues par Météo-France. Les écarts (en ordonnée) pour les polluants sont définis comme la différence entre la valeur moyenne horaire mesurée (en abscisse : le temps) et le résultat de la modélisation.

Differences observed for carbon monoxide and nitrogen oxides on November, 22nd, 2000, as a function of the difference between high precision meteorological data (wind direction and speed, 2 minutes value) and values of the last 10 minutes of the hour produced by Météo-France. The gaps for the pollutants (in y direction) are defined as the differences between average values measured for an hour (in x direction) and modelling results.

Source : AIRPARIF, Kisters France SAS-KTT-IMA, Behren-lès-Forbach, avec l'aimable autorisation d'AIRPARIF

seuil est une valeur moyenne annuelle fixée au préalable, il est fonction du polluant considéré. Il pourra être défini comme une valeur limite, une valeur guide ou tout autre valeur pertinente.

L'indice mis en place, appelé « indice surfacique de dépassement de seuil » représente le pourcentage de la surface du réseau dépassant une valeur seuil¹² (SD_i) par rapport à la surface totale du réseau (SR_i) ; il est inspiré d'une méthode percentile :

$$I_{D_i} = \frac{\text{surface de dépassement du seuil}}{\text{surface totale du réseau urbain}} = \frac{SD_i}{SR_i}$$

Il est bien évident que cet indice est fortement corrélié aux résultats des capteurs mais son avantage réside dans la possibilité de le calculer même en l'absence de station dans un environnement proche. Il permet de classer les quartiers ou villes en fonction du degré de vulnérabilité de chaque axe.

Cet indice, dont l'intérêt est d'être facilement calculable, présente toutefois une contrainte, car une zone de dépassement dans une artère de fréquentation

(12) Valeurs limites, guides ou autres.

piétonnière importante aura le même poids qu'une artère de faible fréquentation. Or, un dépassement de seuil dans une rue fréquentée semble davantage préoccupant que dans une rue qui ne l'est pas, même si l'intensité du dépassement est équivalente. De plus, la durée d'exposition au dépassement est à introduire. En l'absence de suivi précis de trajectoires de mobilité (« Sentinelles de l'air », par exemple) il est très difficile d'évaluer, avec précision, le temps passé dans les différents lieux. C'est pourquoi, un nouvel indice conceptuel appelé **indice d'exposition individuelle annuelle moyenne** est introduit. Il est défini comme la moyenne temporelle des expositions :

$$Exp_j = \frac{\sum_i t_i I_{D_i}}{\sum_i t_i}$$

Où I_{D_i} désigne l'indice surfacique de dépassement de seuil sur la rue n° i, t_i désigne la durée d'exposition (temps passé sur l'artère n° i). L'indice ainsi défini, est compris entre 0 et 1. Il peut donc s'exprimer comme un pourcentage. Une valeur proche de 1 signifie que l'individu est annuellement très fortement exposé.

L'indice informe sur l'exposition moyenne des citoyens en fonction de leur mobilité.

Dans l'hypothèse où l'ensemble des mobilités et des temps passés dans chaque lieu, pour chaque individu, serait connu (comme lors d'une campagne de type « Sentinelles de l'air »), il est possible de définir un indice global pour la ville entière ou un quartier (indice d'exposition annuelle moyenne). Il est défini par la formule suivante, où N désigne le nombre d'individus considérés :

$$Exp_m = \frac{\sum_{j=1}^N exp_j}{N}$$

Cet indice permet l'élaboration d'une grille de lecture de la dégradation de la qualité de l'air urbain et de l'impact de cette pollution sur la population. En effet, il représente la part de la population touchée par un dépassement de seuil à l'échelle de la ville, en considérant la ville non pas comme un tout mais comme une « somme » d'artères. Il constitue un élément supplémentaire de classement des villes par rapport au problème de la pollution en milieu urbain. **Il possède l'avantage d'être une mesure spatiale et temporelle à la fois qualitative et quantitative.** Notons que la spécificité de chaque ville (pollution de fond et morphologie urbaine) est bien introduite dans cet indice car, par principe même, il est construit sur la base des simulations réalisées qui tiennent compte de la pollution de fond et de la morphologie de chaque site d'étude.

5. Analyse multifractale des amas de polluants

Une fractale est une figure géométrique possédant trois caractéristiques essentielles : une forme irrégulière, une autosimilarité et une dimension fractionnaire. L'autosimilarité signifie que la partie ressemble au tout, soit exactement (fractale déterministe), soit en moyenne (fractale statistique). La dimension fractionnaire rend compte de l'irrégularité de ces formes, ainsi une côte échantrée occupe davantage d'espace qu'une ligne et moins d'espace qu'une surface, sa dimension fractionnaire est donc comprise entre 1 et 2.

La notion de fractale est particulièrement bien adaptée à l'analyse des concentrations de polluants atmosphériques en milieu urbain. En effet, ces concentrations sont fractales, elles ont une forme irrégulière, des parties qui ressemblent au tout et une dimension non entière comme nous allons le montrer. À partir des cartes produites après simulations et validées, les dimensions sont calculées à l'aide d'un logiciel de morphologie mathématique et de traitement d'images.

On constate que l'on obtient des dimensions fractionnaires pour tous les niveaux de discrétisation verticale. L'analyse de ces dimensions fractales n'est pas sans poser de problèmes ; en effet, il n'existe pas une dimension fractale mais des dimensions fractales et il est impossible de les comparer car elles n'ont pas la même signification. Cependant, une fois la définition choisie, cet indicateur permet de suivre l'évolution de cette valeur selon l'altitude. **L'approche multifractale consiste à suivre l'évolution de la dimension fractale des niveaux de concentrations des polluants selon l'échelle de discrétisation verticale, et d'en déduire un comportement.**

Deux méthodes essentielles permettent de calculer la dimension fractale : la première s'applique davantage aux fractales mathématiques (processus déterministes) tandis que la seconde permet d'obtenir une approximation de la dimension pour tout type de fractale.

5.1 Méthode n° 1 : Dimension de Hausdorff Besicovitch (ou dimension de masse)

On définit la **dimension de masse** comme étant le quotient du logarithme du rapport de masse (ou nombre d'éléments égaux) et du logarithme du facteur d'échelle de l'itération :

$$D = \log(N) / \log(1/r)$$

À l'itération zéro, on dispose d'un élément appelé initiateur, l'objet obtenu à l'issue de la première itération est appelé générateur et permet déjà de calculer la dimension. Effectivement, dans le cas d'une fractale mathématique, le rapport de masse et le facteur d'échelle sont les mêmes entre deux itérations successives du processus de création de la fractale.

5.2 Méthode n° 2 : Dimension de quadrillage (ou méthode des boîtes)

La méthode consiste à recouvrir l'élément dont on veut mesurer la dimension, par un quadrillage dont la taille de la maille notée ε est variable. On fait varier la valeur de ε et on comptabilise le nombre de carrés ($N(\varepsilon)$) recouvrant la structure. On obtient une relation de la forme : $N(\varepsilon) \cdot \varepsilon^{2-D} = \text{constante}$. En utilisant la fonction logarithme¹³, on obtient une relation linéaire : $\ln N(\varepsilon) = \ln(\text{constante}) - (2-D) \cdot \ln \varepsilon$ qui est de la forme $y = a \cdot x + b$. Le coefficient « a » donne la pente et donc la dimension fractale.

Dans le cas des concentrations de polluants (concentrations fractales statistiques), il est nécessaire de mettre

(13) Le logarithme permet de rendre linéaires des phénomènes qui sont initialement représentés par une courbe exponentielle.

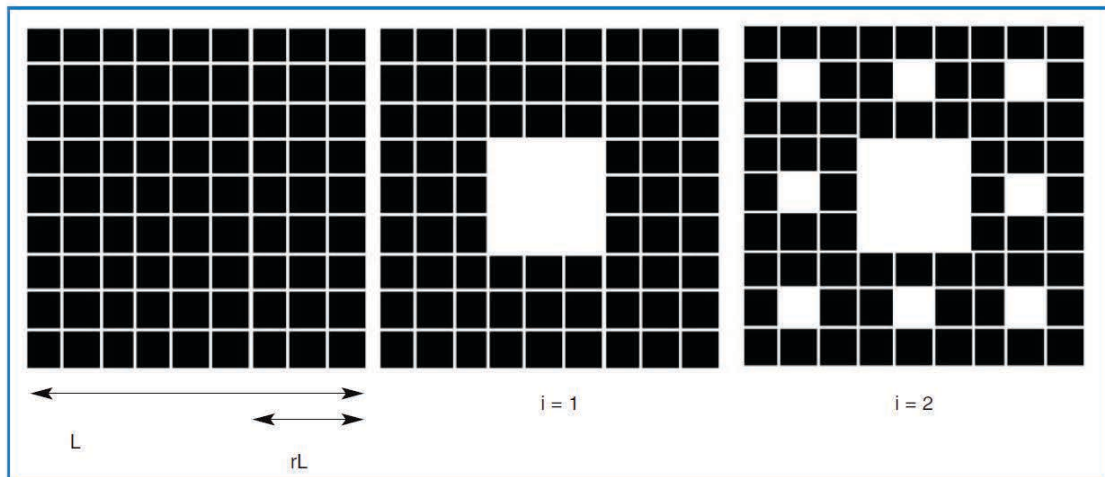


Figure 6. Exemple de fractale déterministe : le tapis de Sierpinski. À chaque itération, reproduction de N motifs de taille réduite par un facteur linéaire r (initiateur $n = 9$, $r = 1/3$; générateur $N = 8$). La dimension fractale, calculée par la méthode d'Hausdorff-Besicovitch est $D = \text{Log}8/\text{Log}3 = 1,89$.

Example of deterministic fractals: the Sierpinski's carpet. At each step of the iteration, we reproduce N patterns of small size, through a linear factor of reduction r (initiator $n = 9$, $r = 1/3$; generator $N = 8$). The fractal dimension, calculated by Hausdorff-Besicovitch method is $D = \text{Log} 8/\text{Log} 3 = 1,89$.

Réalisation: G. Maignant, UMR 6012 ESPACE



Figure 7. Évolution de la dimension fractale des concentrations de benzène à Marseille en fonction de l'altitude ; pour les deux autres polluants considérés (oxydes d'azote et monoxyde de carbone), la tendance est la même.

Evolution of the fractal dimension of benzene concentrations in Marseille, as a function of the altitude; the trend is the same for the two others pollutants (nitrogen oxides and carbon monoxide).

en place une méthode informatique semi-automatisée permettant de calculer cette dimension, cette méthode est basée sur des traitements d'analyse d'images. La dimension fractale est calculée sur les résultats des simulations validés car il est impossible en l'état actuel des connaissances, de tester les dimensions fractales sur des mesures d'immission car il faudrait disposer d'un cadastre d'immissions à 5 m, ce qui n'est pas le cas.

Une image n'est rien d'autre qu'un ensemble de pixels, à maille carrée ou hexagonale, noirs et blancs ou colorés. Comme le précise Christine Voiron [9], « l'information géographique réside dans la valeur de pixels noirs, plus ou moins espacés, accolés ou isolés, dans le cas d'une image binaire, et les configurations spatiales qui peuvent sembler évidentes à percevoir pour un œil, ne le sont pas forcément pour un ordinateur. »

La morphologie mathématique, qui est un ensemble de méthodes théoriques et expérimentales destinées à caractériser quantitativement et qualitativement des images ou des objets tridimensionnels, permet d'organiser l'information contenue dans les pixels. Ce traitement est réalisé sur des images en niveaux de gris.

Le calcul de la dimension fractale est effectué à l'aide d'érosions et de dilatations successives. L'érosion est la première transformation en tout ou rien qui ait été créée. Elle résulte de décalages et d'intersections. La dilatation est le résultat de décalages et d'unions. Le volume de l'image, après dilatation ou érosion, est évalué. Le terme volume n'est pas à comprendre au sens physique ; pour des images binaires, cette fonction mesure l'aire, et pour des images en niveaux de gris, elle calcule l'intégrale, depuis la valeur minimale, sur la zone de traitement. La fractalité d'une fonction est une valeur numérique définie comme la pente de la courbe $\ln V(\lambda)$ en fonction de $\ln(\lambda)$.

Pour des images numériques, c'est-à-dire en niveaux de gris, on calcule $V(\lambda)$ par la formule $v(\lambda) = v[X \oplus \lambda H] - v[X \ominus \lambda H]$ v désignant le volume en

pixels). L'expression $v[X \oplus \lambda H]$ signifie le volume du dilaté d'ordre λ de l'image X , tandis que l'expression $v[X \ominus \lambda H]$ signifie le volume de l'érodé d'ordre λ de l'image X . Le volume v est défini comme étant la somme des valeurs de chaque pixel, valeurs appartenant à l'intervalle [0-255]. Les calculs sont stoppés lorsque le volume de l'érodé arrive à zéro. Les images (cartes de polluants), transformées en niveaux de gris sont des fonctions sur lesquelles il est possible d'appliquer de tels opérateurs. Ces fonctions sont donc des applications dans un espace tridimensionnel. À chaque pixel de coordonnées (x,y) correspond un z appartenant à l'intervalle [0-255], représentant les 256 niveaux de gris.

La courbe $\ln(v(\lambda))$ en fonction de $\ln(\lambda)$ permet de déduire la dimension fractale, caractérisant la complexité de la répartition spatiale. En effet, cette courbe est une droite, dont la pente est 2-D, ce qui permet d'en déduire la dimension d'auto-homothétie D.

La courbe précédente montre une décroissance linéaire quasi parfaite de la dimension fractale en fonction de l'altitude. Ainsi, la dimension fractale permet d'analyser l'hétérogénéité des concentrations de polluants au sein du quartier. **Elle diminue linéairement au fur et à mesure que l'on s'élève en altitude, ce qui signifie que les concentrations tendent à s'uniformiser au niveau des toits, validant ainsi l'hypothèse de l'influence de la morphologie urbaine sur la diffusion.**

De plus, les dimensions fractales obtenues pour les concentrations de polluants sont toutes comprises entre

1 et 2. Elles représentent donc un mouvement qui fait qu'un point¹⁴ s'écarte dans des directions privilégiées de l'espace, phénomène correspondant à une dispersion. Mandelbrot [10] précise qu'une dimension fractale comprise entre 1 et 2 est caractéristique du déplacement d'un corps (ici les émissions qui se dispersent). Ainsi, comme toutes les dimensions fractales des concentrations de polluants sont comprises entre 1 et 2, la partie entière de la dimension fractale, à savoir 1, ne fournit pas d'information sur la déformation dans l'espace. En revanche, **la partie décimale indique comment varie l'intensité de la déformation selon chacune des directions de l'espace.** Ainsi, plus la partie décimale est importante, plus la déformation, par rapport à un flux homogène, est conséquente. Ce qui signifie que la déformation est plus grande pour de faibles altitudes. La cause principale de cette déformation est la morphologie urbaine. En effet, initialement, le flux de polluants émanant des pots d'échappement est homogène, puis la diffusion spatiale a lieu en fonction des paramètres météorologiques (essentiellement vitesse et direction du vent) et de la morphologie urbaine. Cette différenciation est mesurée par la dimension fractale des concentrations de polluants qui « colonisent » plus ou moins les espaces offerts, selon des directions privilégiées.

Insistons sur le fait qu'une dimension fractale, qui possède une partie entière égale à 1 est particulièrement adaptée à décrire le mouvement d'un corps (trajet) ; la partie décimale renseigne sur l'intensité de la déformation du flux. Mais la diffusion de polluants est un trajet continu (déplacement de matière), c'est-à-dire un trajet qui ne fait pas de sauts brusques. Les polluants ne disparaissent pas subitement d'un endroit pour réapparaître dans un endroit plus éloigné l'instant d'après. Ils sont dispersés selon certains critères jusqu'à ce que les concentrations ne soient plus détectables ou soient devenues homogènes.

Cette nouvelle vision des dimensions fractales apporte deux éléments de compréhension de la pollution de l'air intra-urbaine. Outre la variation des niveaux de polluants lorsqu'on s'élève dans la rue, on déduit de ce calcul que plus la dimension fractale est importante, plus les concentrations de polluants sont hétérogènes (grande variabilité spatiale). De plus, la dimension fractale informe de manière indirecte sur les formes urbaines optimales, notamment en mesurant l'étalement des polluants. Une étude prospective pourrait être lancée en calculant les dimensions fractales de plusieurs configurations spatiales urbaines (disposition, formes et écartement du bâti). Plus la dimension fractale est élevée plus les polluants colonisent l'espace. Cet indicateur simple est un outil d'aide à la décision précieuse, surtout dans les projets de réhabili-

(14) Ce point correspond à une configuration initiale de l'air. Par configuration initiale, il ne faut pas sous-entendre air non pollué, mais configuration à l'instant t (avant dispersion).

tation de certains quartiers. C'est pourquoi, cet aspect devrait être pris en compte dans les outils de planification urbaine, particulièrement dans les villes méditerranéennes où la « reconstruction de la ville sur la ville » notamment par le comblement des vides interstitiels, et le gain en hauteur des nouvelles constructions modifie de manière irrévocable les champs de vent et agit sur les niveaux de polluants respirés par tout individu.

6. Conclusion

Comme le précise AIRPARIF [11], « chaque portion de voirie représente un cas particulier en terme de caractérisation de la qualité de l'air et il est donc illusoire de vouloir caractériser de manière exhaustive la qualité de l'air à proximité du trafic automobile, uniquement par les techniques de surveillance classiques (mise en place de capteurs permanents, utilisation de camions-laboratoires, campagnes à tubes de diffusion) », ce qui signifie qu'il est très difficile de connaître les expositions réelles de chaque citoyen. Bien entendu, tout le processus classique d'évaluation de la pollution de l'air est nécessaire à la compréhension des phénomènes à l'échelle urbaine, nationale et mondiale mais ce dispositif n'est pas suffisant pour traiter l'échelle intra-urbaine. En effet, la pollution de l'air dans les rues est trop hétérogène et ne peut être appréhendée que par des modèles numériques dynamiques et non hydrostatiques inté-

grant un certain nombre de paramètres aussi bien de trafic que météorologiques. Les modèles construits dans cet article reposent sur la résolution des équations tridimensionnelles de la mécanique des fluides et requièrent des informations spécifiques de morphologie (typologie urbaine : largeur de rue, hauteur de bâti, continuité ou discontinuité des façades), de trafic et de conditions météorologiques. Ces simulations sont nécessaires à la connaissance de la pollution de l'air en milieu urbain, elles sont à la base de la création de nouveaux indicateurs. L'indice d'exposition potentielle informe sur le degré d'exposition moyen de chaque individu. Il possède l'avantage d'être une mesure à la fois spatiale (superficie de dépassement de seuil) et temporelle (temps d'exposition sur chaque artère). La nouvelle approche des dimensions fractales souligne l'hétérogénéité des concentrations de polluants à l'échelle urbaine et informe sur l'impact de la morphologie urbaine sur la redistribution des flux de polluants. Enfin, les résultats fournissent des informations essentielles à l'identification des axes urbains les plus pollués (axes noirs) et sont un outil précieux d'aménagement du territoire pour les collectivités territoriales et les décideurs publics. Ils contribuent à une réflexion sur les liens existant entre la compacité des villes et les charges polluantes supportées par les artères. La densification architecturale modifie les conditions de dispersion et crée des zones propices à l'accumulation de polluants atmosphériques.

Références bibliographiques

1. Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air. ADEME 2002 : 63 p.
2. Weber C. Formes urbaines et répartition des polluants, V^e rencontre de Théo Quant, Besançon 2001.
3. Tarnier P. Le scandale de l'air contaminé. Mango 2001 : 196 p.
4. Dab W, Roussel I. L'air et la ville. Hachette 2001 : 219 p.
5. Zenger A, Weibenmayer. Datensatz zur Veffizierung mikroskaliger atmosphärischer Ausbreitungsmodelle, Immissionsschutz 2001 ; 4.
6. Maignant G. Pollution et développement durable des villes françaises, étude de cas : Nice, Marseille, Lyon et Paris. Thèse de Doctorat en géographie de l'université de Nice Sophia-Antipolis : 2002 ; (3 volumes) : 460 p. + 1 atlas 135 p.
7. Stull R. An introduction to Boundary Layer Meteorology. Kluwer Academic Publishers : 380 p.
8. Peneau J-P. Des densités aux rugosités, les modalités instrumentales d'une transposition, site Internet : <http://www.cybergeopresse.fr/pirvil/peneau.htm> 190 ; DOI : <http://dx.doi.org/10.4000/cybergeop.301>
9. Voiron C. Analyse spatiale et analyse d'images. Coll. Espaces modes d'emploi. Éd. Reclus, Montpellier 1995 : 192 p.
10. Mandelbrot B. Les objets fractals. Coll. Nouvelle bibliothèque scientifique, 2e édition. Flammarion, Paris 1984 : 204 p.
11. Évaluation des concentrations moyennes annuelles en polluants atmosphériques à proximité du trafic routier en Ile-de-France. AIRPARIF 2002 : 33 p.