SPATIALISATION DE L'OZONE EN MILIEU URBAIN ET PÉRIURBAIN

Nicolas Martin, Cyriel Adnès

▶ **To cite this version:**

Nicolas Martin, Cyriel Adnès. SPATIALISATION DE L'OZONE EN MILIEU URBAIN ET PÉRI-URBAIN. XXVIIe colloque de l'Association Internationale de Climatologie, Jul 2014, Dijon, France. hal-01132718

HAL Id: hal-01132718
https://hal.science/hal-01132718

Submitted on 18 Mar 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

SPATIALISATION DE L'OZONE EN MILIEU URBAIN ET PÉRIURBAIN

MARTIN N., ADNÈS C.

Université de Nice-Sophia, équipe G.V.E. de l'UMR Espace 7300 du CNRS, 98 bd Edouard Herriot, 06204 Nice cedex 3, France [nicolas.martin@unice.fr ; cyriel.adnes@unice.fr]

Résumé – *Malgré les réseaux de mesures gérés par les associations agréées à la surveillance de la qualité de l'air (AASQA) en France, de nombreux espaces souffrent d'un manque d'information sur les niveaux de pollution atmosphérique atteints. Le recours à la modélisation des polluants permet de combler, avec certaines limites, ces lacunes. La démarche employée dans cet article pour modéliser les concentrations d'ozone moyennes à Nice s'appuie sur la régression environnementale. Les prédicteurs retenus font référence à la morphologie urbaine, à la topographie et aux conditions météorologiques. Le modèle mis en place permet d'expliquer 70 % de la variabilité spatiale de la pollution par l'ozone dans la ville de Nice.*
Mots-clés : *pollution atmosphérique, modélisation, régression multiple.*

Abstract – Ozone spatialisation in urban and surburban area. *In spite of the networks of measures managed by associations approved the surveillance of the air quality in France numerous spaces suffer from a lack of information about the atmospheric levels of pollution reached. The recourse to the modelling of pollutants allows to fill, with certain limits, these gaps. The approach used on this article to model the average concentrations of ozone in Nice leans on the environmental regression. The reserved variables makes reference to the urban morphology, to the topography and to weather conditions. The set up model allows to explain 70% of the spatial variability of the pollution by the ozone in the city of Nice.*
Keywords: *atmospheric pollution, modeling, multiple regression.*

Introduction

Depuis plusieurs années, de multiples études épidémiologiques à diverses échelles spatiales et temporelles ont montré les méfaits de la pollution atmosphérique sur la santé humaine. Par exemple, le programme ERPURS, initié en 1990 (Évaluation des Risques de la Pollution Urbaine sur la Santé), s'est longuement centré sur les effets à court terme de la pollution atmosphérique dans les villes sur la santé. Afin de mener à bien ce type de programme, il est indispensable avant tout de quantifier l'exposition aux différents polluants à micro-échelle. En France, malgré le développement des réseaux de mesures des AASQA, il subsiste encore de très nombreux espaces mal contrôlés, notamment au cœur des villes où les densités de population sont fortes. Les mesures d'exposition dans ces espaces concentrant des sources d'émissions polluantes ne sont donc pas satisfaisantes.

Conscientes de ces lacunes et des limites techniques et financières à la multiplication des sites de mesures, les AASQA se tournent de plus en plus vers la modélisation de la pollution atmosphérique en milieu urbain afin de quantifier, quartier par quartier, et même rue par rue, les concentrations moyennes de polluants auxquelles les résidents sont exposés (Airpaca, 2009). L'approche la plus souvent utilisée est une démarche déterministe. L'objectif est d'obtenir des sorties de modèles à des résolutions de plus en plus fines pour refléter au mieux les niveaux de pollutions auxquels chacun des citoyens est exposé. Les modèles numériques intègrent les équations de la physique et de la chimie de l'atmosphère et requièrent d'importantes bases de données en entrée, comme des cadastres d'émissions de polluants atmosphériques et des données météorologiques (ADMS Urban, par exemple). Mais cette méthode déductive, lourde à mettre en place, ne permet pas toute seule de proposer des sorties de modèle rue par rue. En effet, les diverses plateformes mises en place par les AASQA ont nécessité de longues campagnes de mesures afin de caler et valider les modèles (Airpaca, 2009). Une partie de la réussite de cette démarche dépend donc d'un important travail de terrain permettant de capturer la variabilité spatiale, parfois très forte, des polluants atmosphériques induite par des mécanismes très ponctuels dans l'espace.

L'objectif de cet article est de proposer une spatialisation des concentrations d'ozone dans la ville de Nice à 50 m de résolution à partir de campagnes de mesures itinérantes par une méthode inductive fondée sur la régression multiple. Cette approche ne s'appuie pas

directement sur la physique et la chimie des phénomènes comme la précédente, mais elle a pour avantage d'être bien plus simple à mettre en place. Elle nécessite d'établir les variables à retenir par des tests de régressions multiples : les milieux urbains sont hétérogènes, avec une alternance irrégulière de bâtiments, de voies de circulation et d'espaces boisés (Derbez *et al*., 2001), et la morphologie urbaine exerce une forte prégnance sur la dispersion des polluants atmosphériques (Maignant, 2007). Ainsi, les prédicteurs sélectionnés pour expliquer la variabilité spatiale des concentrations d'ozone sont étroitement liés à la forme de la ville, à sa topographie, mais également aux conditions météorologiques dans les basses couches de l'atmosphère.

1. Approche de la spatialisation de l'ozone troposphérique

La démarche empirique, appelée également inductive, est fondée sur l'observation du phénomène à modéliser. Les mesures réalisées ponctuellement dans l'espace alimentent le modèle dont le but est de renseigner chacune des mailles d'une grille prédéfinie. Il existe plusieurs variantes de cette méthode en fonction de la dépendance spatiale du phénomène. Celui-ci est-il autocorrélé dans l'espace ? Afin de le savoir, la construction du semi-variogramme révèle la présence ou l'absence de structure spatiale. Dans le cas où il y aurait autocorrélation spatiale entre les points de mesures, alors l'interpolation veillera à affecter une valeur ponctuelle au phénomène en fonction de celle observée dans le voisinage immédiat ; c'est le principe même du kriegeage qui prévoit la valeur d'une variable spatiale étudiée en un site non échantillonné par une combinaison linéaire de données ponctuelles adjacentes. Cependant, les concentrations d'ozone ne sont pas autocorrélées dans l'espace dans un milieu urbain et périurbain où bien trop de facteurs régissant des mécanismes non linéaires interviennent (liés notamment à la chimie très complexe de l'ozone ; Académie des sciences, 1993).

Les caractéristiques de l'environnement des points d'observations sont utilisées comme variables explicatives du phénomène en l'absence d'autocorrélation spatiale. Cette méthode se situe finalement à l'interface entre une démarche purement déterministe et une autre purement spatiale, puisque le choix des variables environnementales n'est pas aléatoire mais justifié par l'intensité des relations statistiques qu'entretiennent ces données avec le phénomène à modéliser. Les mécanismes physiques, et chimiques dans le cas de l'ozone, sont donc implicitement contenus dans le modèle de régression. La pertinence d'une telle démarche est évaluée notamment en laissant de côté un certain nombre de points d'observations en amont de l'élaboration du modèle ; ceux-ci serviront à valider les résultats.

2. Méthodologie : concentrations d'ozone, topographie, morphologie urbaine et dispersion des polluants

Le modèle de régression multiple permet de calculer une variable (l'ozone) à l'aide de variables explicatives appelées également prédicteurs dont il est ici question.

2.1. Mesures itinérantes d'ozone

L'ozone est un polluant atmosphérique particulier puisqu'il n'est pas émis par une source. Il est produit dans la troposphère à partir de gaz précurseurs appelés polluants primaires qui proviennent de sources anthropiques (industrie manufacturière, transformation d'énergie, transport routier, etc.), mais également de sources biogéniques (forêts de conifères). Ce cocktail de polluants primaires, sous un fort rayonnement ultraviolet (d'avril à septembre dans l'hémisphère nord aux latitudes tempérées), produit de l'ozone lors de périodes de beaux temps anticycloniques (Durand, 2004). La région niçoise est régulièrement concernée par des épisodes de pollution par l'ozone pendant l'été car elle est le siège d'un important trafic

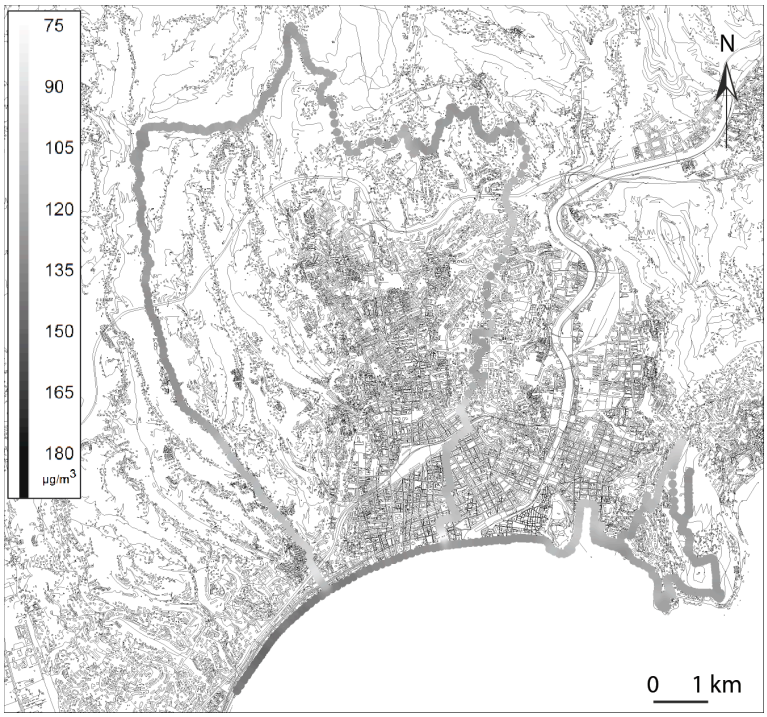

Figure 1 : Concentrations d'ozone moyennes mesurées à Nice d'avril à septembre 2007, localisation des bâtiments et des routes

routier, fortement émetteur de gaz précurseurs, et elle bénéficie d'un très fort ensoleillement (Martin, 2008).

Entre avril et septembre 2007, de très nombreuses campagnes de mesures itinérantes d'ozone ont été réalisées dans Nice et ses alentours sur le même parcours (Martin, 2009). Les quatre-vingt-cinq journées de mesures ont permis d'évaluer le comportement moyen de l'ozone pour 779 points de mesures durant la période de stabilité des concentrations en milieu d'après-midi (niveaux proches du maximum journalier) (Fig. 1).

2.2. Variables topographiques

D'épaisseur variable en fonction des types de temps rencontrés, la couche limite atmosphérique (CLA) connaît une dynamique étroitement dépendante de la topographie qu'elle surplombe. L'ensemble des variables météorologiques s'en trouvent affecté, ce qui contraint aussi la dispersion et le transport des polluants atmosphériques. L'ozone, polluant secondaire, est d'autant plus dépendant de l'influence de la topographie sur les conditions aérologiques. Par exemple, les gradients spatiaux les plus marqués pour les concentrations d'ozone s'observent fréquemment entre les talwegs et les sommets. Dans les espaces encaissés, les conditions de ventilation sont en général moins propices à un brassage intense de la masse d'air. L'ozone, gaz particulièrement réactif, tend alors à être détruit par dépôt sec au contact de la surface du sol, phénomène bien moins présent dans les espaces bien ventilés tels que les sommets (Toupance, 1988).

Outre l'altitude, un certain nombre de variables découle d'un MNT : la pente et l'exposition (orientation des versants) tout d'abord. Puis, parmi les caractéristiques jugées pertinentes pour expliquer la variabilité spatiale de l'ozone, une autre variable concerne la distance à la mer ; en effet, l'impact du passage d'une surface lisse à une surface rugueuse contraint le mouvement des masses d'air et donc le brassage des polluants. Comme une partie du parcours des mesures suit le bord de mer, le lien entre ozone et éloignement du littoral peut être testé. Par ailleurs, la rugosité n'évolue pas linéairement au fur et à mesure de la progression dans les terres ; ainsi, un calcul d'écart-type des altitudes sur des fenêtres de taille variable permet de calculer des coefficients de corrélation avec les 779 points de mesures de l'ozone. Enfin la position relative de chaque espace renseigné pour l'ozone offre la possibilité de quantifier l'impact de l'encaissement ou, au contraire, de la situation dégagée sur les niveaux de pollution observés.

Ainsi, sept variables topographiques alimenteront le modèle de spatialisation : l'altitude, la pente, l'exposition, la distance à la mer, la rugosité définie par l'écart-type des altitudes, l'encaissement relatif (position en fond de vallée ou, au contraire, au sommet d'un versant) ;

en ce qui concerne les trois dernières variables, plusieurs versions sont testées en modifiant la taille de la fenêtre spatiale sur laquelle elles sont définies (par exemple : rugosité du terrain dans un rayon de 200 puis 500 et enfin 1 000 m).

2.3. Morphologie urbaine

L'alternance de bâtiments de différentes formes et hauteurs avec les voies de circulation plus ou moins larges régit en partie l'intensité de dispersion des polluants atmosphériques dans les espaces urbains et périurbains à un instant donné. La morphologie des rues conditionne le volume d'air dans lequel les polluants émis par la circulation routière sont dilués. De ce fait, plus une avenue est large et entourée de constructions basses et plus le potentiel de dispersion des polluants est grand, et inversement. L'indice de construction de Landsberg, rapport entre la hauteur des bâtiments et la largeur des voies de circulation, synthétise partiellement la forme de la ville à fine échelle spatiale et permet ainsi de prendre en compte ce potentiel de dispersion. La BD cartographique de l'IGN fournit la localisation des bâtiments ainsi que leur hauteur, mais également la localisation des axes de circulation et la largeur des chaussées (cf. Fig. 1).

2.4. Dispersion des polluants atmosphériques

Les conditions météorologiques au sein de la couche limite atmosphérique, et particulièrement celles à l'intérieur de la couche de mélange, régissent en partie les concentrations de polluants atmosphériques en agissant sur leur dilution après émission. La stabilité verticale dans les plus basses couches de l'atmosphère ainsi que la vitesse du vent sont deux paramètres centraux pour comprendre les niveaux de pollution enregistrés. Les stations météorologiques n'étant pas beaucoup plus densément réparties sur la commune de Nice que les capteurs de pollution, l'utilisation d'un modèle météorologique a été nécessaire. Le modèle déterministe RAMS (Regional Atmospheric Modelling System), conçu pour des applications à mésoéchelle, voire même à échelle encore plus fine (une résolution spatiale de 500 m a été retenue pour cette application), fournit les informations météorologiques sur le parcours emprunté durant les campagnes de terrain d'ozone d'avril à septembre 2007 (Martin, 2008). Quatre paramètres météorologiques ont été sélectionnés : la vitesse du vent et l'humidité relative en surface, la hauteur de la CLA et enfin l'énergie cinétique turbulente (variable caractérisant l'agitation d'une masse d'air).

3. Le modèle de régression multiple des concentrations d'ozone à Nice

Après de multiples tests destinés à améliorer la qualité du modèle de régression, sept variables ont finalement été retenues. La hauteur des bâtiments ainsi que la largeur des routes font partie du modèle final et entretiennent de très bonnes relations linéaires avec l'ozone (avec respectivement des coefficients de corrélation de -0,77 et -0,63). Parmi les variables topographiques-géographiques, seules l'altitude et la distance à la mer sont sélectionnées (respectivement 0,22 et 0,2 de corrélation avec l'ozone). Enfin, trois des quatre variables météorologiques issues du modèle RAMS ont aussi été intégrées, avec des corrélations de faible intensité comprises entre 0,2 et 0,26 en valeur absolue (Tabl. 1).

Tableau 1 : Intensité des relations linéaires entre l'ozone et chaque variable explicative, et évolution, par intégration successive des variables, du coefficient de détermination

Variables	Coefficient de corrélation	Coefficient de détermination
Hauteur du bâti	-0,77	0,59
Largeur des routes	-0,63	0,64
Humidité relative	-0,23	0,66
Vitesse du vent	-0,24	0,67
Énergie cinétique turbulente	0,26	0,68
Altitude	0,22	0,69
Distance à la mer	0,20	0,7

Ainsi, excepté les variables descriptives de la morphologie urbaine, la présence des autres prédicteurs pourrait paraître accessoire. Cependant, leur influence est masquée par les deux prédicteurs les plus liés statistiquement à l'ozone, et leur prise en compte contribue à améliorer sensiblement la qualité de la spatialisation. En effet, les formes du bâti et des rues transcrivent indirectement les concentrations de polluants primaires (notamment du monoxyde d'azote qui détruit l'ozone dès que la concentration de ce gaz émis par les véhicules à moteur dépasse quelques µg/m^3). En centre-ville, la chimie de l'ozone prédomine et réduit l'influence des autres facteurs régissant les niveaux de ce polluant.

Une étape de validation a été menée pour tester la robustesse de la solution adoptée. Sur les sept cent soixante-dix-neuf observations d'ozone utilisées en entrée, cinquante ont été supprimées aléatoirement, puis ont permis de calculer les écarts entre modélisation et observation. Ce test a été conduit à dix reprises afin d'assoir un peu plus encore sa solidité. Ainsi, en moyenne, le coefficient de corrélation multiple ajusté s'élève à 0,84 et le coefficient de détermination ajusté (correction en tenant compte du nombre de variables explicatives) à 0,7 ; enfin l'écart moyen constaté entre les concentrations d'ozone modelisées et les cinquante points d'observations exclus du modèle de régression est de 5,6 µg/m^3.

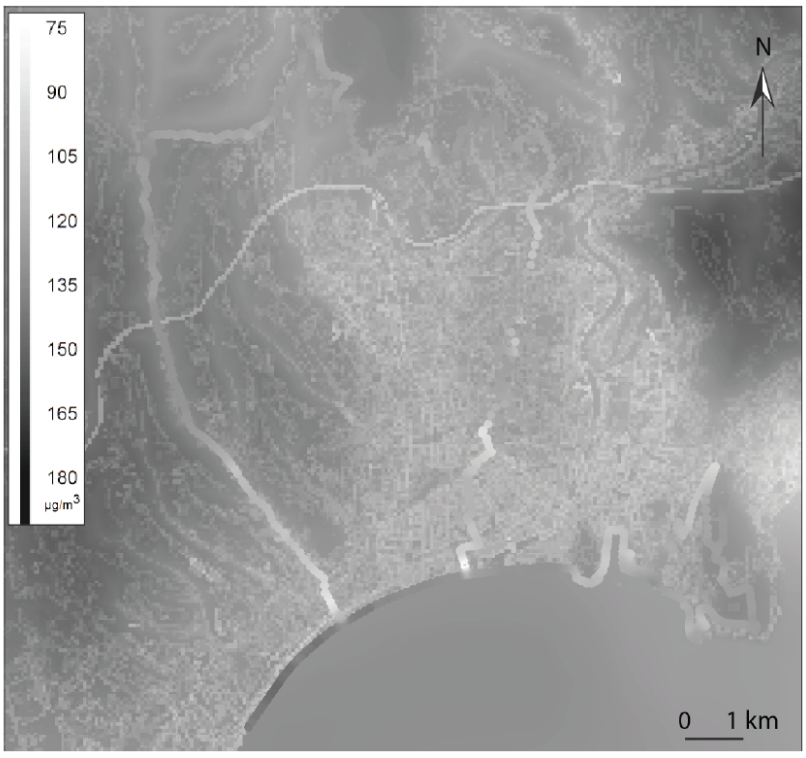

Figure 2 : Cartographie à 50 m de résolution des concentrations d'ozone moyennes à Nice d'avril à septembre 2007

La cartographie finale de l'ozone montre clairement des niveaux d'ozone plus faibles en milieu urbain, notamment dans l'hyper-centre de Nice, là où le bâti élevé et les axes à forte circulation conduisent à une forte pollution primaire qui détruit fortement l'ozone ; des concentrations plus grandes s'observent dans les zones périurbaines de la ville. De plus, au-dessus de la mer et sur une étroite bordure littorale, ce polluant est également présent en grande quantité en raison de la plus faible épaisseur de la couche limite atmosphérique qui ne permet pas un brassage de l'ozone dans un grand volume d'air (Fig. 2).

Conclusion

Ce travail a finalement associé empirisme et déterminisme pour proposer une configuration spatiale moyenne de la pollution par l'ozone à fine échelle spatiale. La combinaison d'une méthode statistique de régression multiple et d'une importante base de données sur les concentrations moyennes d'ozone, sur la morphologie urbaine et sur les conditions météorologiques a permis de spatialiser ce polluant sur l'ensemble de la commune de Nice à 50 m de résolution avec un faible niveau d'erreur. Ainsi, en fonction de sa localisation, chacun peut aisément connaître le niveau moyen d'ozone auquel il est exposé à l'air libre en milieu d'après-midi entre avril et septembre. Ce résultat satisfaisant se heurte cependant à une limite non négligeable : le modèle de régression créé à partir des mesures réalisées en 2007 ne sera pas valable éternellement et ne l'est peut-être déjà plus. En effet, les émissions des gaz précurseurs de l'ozone baissent au fil du temps avec l'évolution des normes d'émissions européennes qui réglementent les émissions des véhicules à moteurs ; il semblerait que cette réglementation soit à l'origine d'une baisse des concentrations d'ozone dans le département des Alpes-Maritimes entre 1998 et 2009 (Martin, 2010). Ainsi une nouvelle campagne de mesures sera souhaitable dans un avenir proche afin d'actualiser la base de données.

Références bibliographiques

Académie des Sciences, 1993 : *Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère*. Rapport n°30 – Éd. Technique et Documentation-Lavoisier, Paris, 262 p.

Airpaca, 2009 : *État initial de la qualité de l'air, projet NCA-tramway. Bilan technique, mesures, émissions, modélisations.* Rapport, 164 p.

Derbez M., Mosqueron L., Nedellec V., 2001 : *Quelles sont les expositions humaines à la pollution atmosphérique ?* Rapport de synthèse de PRIMEQUAL-PREDIT 1995-2000. La Documentation française, Paris, 62 p.

Durand P., Cros B., 2004 : Une expérience d'étude de la pollution atmosphérique à l'échelle régionale, le programme ESCOMPTE. *La Météorologie*, **44**, 16-27.

Maignant G., 2007 : Dispersion des polluants et morphologie urbaine. *L'Espace Géographique*, **36**, 141-154.

Martin N., 2008 : *La pollution par l'ozone et la climatologie dans un espace méditerranéen : les Alpes-Maritimes*. Thèse de doctorat, Université de Nice – Sophia Antipolis, 281 p.

Martin N., 2009 : La variabilité spatiale de l'ozone en milieu urbain et périurbain : le cas de Nice. *Pollution Atmosphérique*, **204**, 461-474.

Martin N., Carrega P., 2010 : Évolution temporelle des concentrations d'ozone pendant les épisodes photochimiques dans les Alpes-Maritimes. *Actes du XXIII[e] colloque AIC*, Rennes septembre 2010, 385-390.

Toupance G., 1988 : L'ozone dans la basse troposphère. Théorie et pratique. *Pollution Atmosphérique*, **117**, 32-42.