



**HAL**  
open science

## Effets des normes EURO IV et V sur la réduction des impacts sanitaires du trafic routier urbain en France. II. Estimation de la part attribuable au trafic routier dans les concentrations atmosphériques de NO<sub>2</sub> et de PM<sub>10</sub>

Vincent Nedellec, Rémi Lagache, Bruno Guillaume, Catherine Liousse,  
Nicolas Jeannée, Luc Mosqueron, Hélène Desqueyroux

### ► To cite this version:

Vincent Nedellec, Rémi Lagache, Bruno Guillaume, Catherine Liousse, Nicolas Jeannée, et al.. Effets des normes EURO IV et V sur la réduction des impacts sanitaires du trafic routier urbain en France. II. Estimation de la part attribuable au trafic routier dans les concentrations atmosphériques de NO<sub>2</sub> et de PM<sub>10</sub>. Environnement, Risques & Santé, 2010, 9 (1), pp.39-50. 10.1684/ers.2010.0321 . hal-00993354

HAL Id: hal-00993354

<https://hal.science/hal-00993354v1>

Submitted on 25 Nov 2024

**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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial 4.0 International License

# Effets des normes EURO IV et V sur la réduction des impacts sanitaires du trafic routier urbain en France

## II. Estimation de la part attribuable au trafic routier dans les concentrations atmosphérique de NO<sub>2</sub> et de PM<sub>10</sub>

VINCENT NEDELLEC<sup>1</sup>, RÉMI LAGACHE<sup>2</sup>, BRUNO GUILLAUME<sup>3</sup>, CATHERINE LIOUSSE<sup>3</sup>,  
NICOLAS JEANNÉE<sup>4</sup>, LUC MOSQUERON<sup>5</sup>, HÉLÈNE DESQUEYROUX<sup>6</sup>

1 VNC BP 21 78670 Villennes sur Seine

2 LRPC-Lille CETE Nord-Picardie 2, rue de Bruxelles BP275 59019 Lille cedex

3 Laboratoire d'Aérologie OMP 14 avenue Edouard Belin 31400 Toulouse, France

4 Geovariances 49bis avenue Franklin Roosevelt BP 91 77212 Avon Cedex, France

5 Veolia Environnement Recherche et Innovation 10 rue Daguerre 92500 Rueil-Malmaison

6 Ademe 27, rue Louis-Vicat 75737 Paris cedex 15, France

**Résumé.** Les objectifs de cette étude étaient de produire des données d'exposition pour évaluer les impacts sanitaires liés au trafic routier en France métropolitaine et d'apprécier l'effet des normes EURO IV et V sur les niveaux de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et de particules en sus-pension (PM<sub>10</sub>) en zones urbaines. La méthode comprend plusieurs phases de modélisation dont les résultats sont intégrés dans un système d'information géographique. Les données utilisées proviennent du réseau de surveillance de la qualité de l'air (RSQA) en France, du recensement de la population en 1999, des cadastres d'émission et inventaires de trafic routier. Les modélisations ont permis de définir, dans un maillage du territoire métropolitain de 4 × 4 km, les concentrations ambiantes en NO<sub>2</sub> et PM<sub>10</sub> à l'horizon 2000 et 2010, la part attribuable au trafic routier et le nombre de personnes exposées pour groupe d'âge. Entre 2000 et 2010, le nombre de kilomètres parcourus en France augmentera de 17 % en zones urbaines et de 30 % sur l'interurbain. En parallèle, les consommations de carburants augmenteront moins vite : 13 % en zones urbaines et 26 % en interurbain. Environ 75 % de la population française vit en zones urbaines, lesquelles représentent 14 % de la superficie métropolitaine. Dans les zones urbaines en 2000, la concentration moyenne annuelle en PM<sub>10</sub> due au trafic routier est de 8,3 µg/m<sup>3</sup> et représente 42 % de la concentration moyenne ambiante. Pour le NO<sub>2</sub>, ces valeurs sont respectivement de 11,5 µg/m<sup>3</sup> et 56 %. En 2010, les résultats pour les PM<sub>10</sub> sont respectivement 4,7 µg/m<sup>3</sup> et 34 %, et pour le NO<sub>2</sub> : 7,0 µg/m<sup>3</sup> et 47 %. Les incertitudes principales concernent l'estimation de la part attribuable au trafic routier dans chaque maille et les projections à l'horizon 2010. Ces incertitudes se propagent sans amplification dans l'enchaînement des différentes phases de modélisation et ne semblent pas affectées d'un biais systématique. Les données détaillées par mailles seront donc utilisées dans la phase suivante du projet pour évaluer les impacts sanitaires attribuables au trafic routier en zones urbaines. Au total, l'arrivée des normes EURO IV et V contribue à une décroissance des expositions moyennes nationales en zones urbaines aux PM<sub>10</sub> et NO<sub>2</sub> (- 43 % et - 40 % respectivement) décroissance plus forte que celle attribuable à toutes les sources en zones urbaines (- 28 % et - 27 %).

**Mots clés :** adulte ; dioxyde d'azote ; enfant ; gaz échappement ; automobile ; personne âgée ; fragile ; pollution de l'air ; exposition environnementale ; France.

## Effects of European Standards Euro IV and V on the health impacts of urban road traffic in France. Part 2: Estimated fraction of NO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub> concentrations in urban air attributable to traffic emissions

The objectives of this study were to produce data on exposure to air pollutants that would enable us to estimate the health impacts attributable to road traffic in French urban areas and to assess the effects of the EURO IV and V standards on the levels of NO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub> in these areas. The method includes several modelling steps and the integration of their results into a geographic information system. The data come from the French air quality monitoring network (RSQA), the 1999 population census, emissions registries and road traffic inventories. Calculations produced estimates for 2000 and 2010 by 44 km squares in a grid covering continental France for air concentrations of NO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub>, the portion of each attributable to road traffic and the number of exposed people, by age group. Between 2000 and 2010 the number of kilometres travelled by the motor vehicle fleet in France will increase by 17% in urban areas and 30% in interurban areas. Over the same time, the consumption of fuel will increase but more slowly: 13% in urban and 26% in interurban zones. Approximately 75% of the French population lives in urban areas, which account for only 14% of the land surface. The annual average PM<sub>10</sub> concentration due to road traffic in urban areas in 2000 was 8.30 µg/m<sup>3</sup> and it represented 42% of the annual average ambient air concentration. For NO<sub>2</sub>, these values were 11.54 µg/m<sup>3</sup> and 56%. Estimates for 2010 calculate PM<sub>10</sub> at respectively 4.73 µg/m<sup>3</sup> and 34%, and NO<sub>2</sub> at 6.98 µg/m<sup>3</sup> and 47%. The main uncertainties lie in the estimation of the portion attributable to road traffic in each square of the grid and concern the projections for 2010. These uncertainties are propagated without amplification in the sequence of the modelling phases and do not seem affected by a systematic bias. The data detailed by the squares for urban areas can thus be used in the following phase of the project, to estimate the health impacts in urban zones attributable to road traffic. We conclude that the application of the EURO IV and V standards to the circulating vehicle fleet has contributed to a decrease in mean national urban exposure to PM<sub>10</sub> and NO<sub>2</sub> (of 43% and 40% respectively), a diminution greater than that attributable to emissions sources in urban zones overall (28% and 27%).

Key words: adult; air pollution; child; elderly; environmental exposure; France; nitrogens dioxide; vehicule emissions.

Les recherches des dernières décennies montrent avec insistance et cohérence les nombreux effets néfastes pour la santé humaine de la pollution de l'air [1]. Les émissions des transports terrestres, notamment les particules fines et ultra fines, les oxydes d'azote et les polluants secondaires qui en résultent, comme l'ozone, contribuent de manière importante à ces effets [2]. Une étude a montré que sur les 32 000 décès annuels attribuables à la pollution de l'air par les particules en suspension (PM<sub>10</sub>) en France (6 % de la mortalité totale), plus de la moitié, soit environ 17 000 décès, étaient dus aux émissions du trafic routier [3]. Cette étude utilisait les données de surveillance de la qualité de l'air (fournies par les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air, AASQA) pour estimer l'exposition des populations [4]. Elle prenait des fonctions exposition risque (FER) fondées sur les résultats des nombreuses recherches épidémiologiques publiées jusqu'en 1999 [5]. Les principales critiques méthodologiques furent : i) l'usage de FER issues d'études américaines jugées non transposables à la situation des pays européens ; ii) la non différenciation des FER entre zones urbaines et zones rurales ; iii) une possible sous estimation des impacts chez l'enfant et le nouveau né faute de FER spécifiques d'effets récemment observés par les épidémiologistes (seules les bronchites aiguës et les crises d'asthme chez les moins de 15 ans étaient prises en compte) ; iv) l'évaluation de la part de pollution atmosphérique attribuable au trafic routier fondée sur des taux variant en fonction de la concentration atmosphérique et non pas en fonction du trafic.

Ces travaux ont néanmoins contribué à renforcer la prise en compte des enjeux sanitaires dans l'élaboration des normes européennes visant à limiter les émissions des véhicules terrestres. Les normes EURO IV et EURO V applicables en 2005 et 2009 prévoient de diviser par 10 les émissions de particules (PM) pour les véhicules diesels neufs et par 2,5 celles

des oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) pour tous les véhicules neufs [6]. Les NO<sub>x</sub>, précurseurs de l'ozone et d'une proportion significative des particules secondaires, sont de bons indicateurs de la pollution de l'air ambiant liée au trafic routier [2]. En Europe, dans les études épidémiologiques de séries temporelles, ils sont particulièrement bien corrélés aux effets sanitaires étudiés, même si leur responsabilité causale n'est pas établie. L'utilisation des PM dans les évaluations des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique est recommandée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) [1], leur responsabilité causale étant attestée par la convergence de nombreuses études épidémiologiques et toxicologiques [7].

Pour estimer la capacité des normes EURO IV et V à ramener la pollution de l'air à un niveau « acceptable » au plan sanitaire, nous avons réalisé une étude visant à évaluer, à l'échelle de la France métropolitaine, les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique liée aux transports routiers avant et après l'application de ces normes. Les objectifs spécifiques de cette étude sont : i) évaluer les impacts sanitaires du trafic routier en 2000 et 2010 en complétant la méthode proposée par Kunzli [3] ; ii) évaluer l'effet des normes EURO IV et V sur les impacts sanitaires attribuables au trafic routier en zones urbaines par la comparaison de la situation en 2000 à la situation prévisible en 2010.

L'ampleur des développements méthodologiques nécessaires à cette étude ne permettait pas de les exposer dans un seul article ; c'est pourquoi l'étude est publiée en trois parties : partie 1 : fonctions exposition risques pour les effets sur le développement et la santé des enfants [8] ; partie 2 : estimation de la part attribuable au trafic routier dans les concentrations atmosphériques urbaines de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et de PM<sub>10</sub> (cet article) ; partie 3 : comparaison des impacts sanitaires attribuables au tra

fic routier en 2000 et en 2010 (à paraître). La phase ultime de ce projet consistait ensuite à monétariser les impacts sanitaires.

## Matériel et méthode

### Présentation générale

L'estimation des expositions urbaines à la pollution atmosphérique d'origine automobile, repose sur trois phases de modélisation. La première phase concerne les consommations de carburants et les émissions du trafic sur l'ensemble du réseau routier, autoroutier et urbain en France en 2000. Pour l'année 2010, on intègre les prévisions d'accroissement du trafic routier et l'arrivée de véhicules aux normes EURO IV et V dans le parc roulant. La deuxième phase intègre les émissions de toutes les sources utilisant des carburants fossiles : industrie, agriculture, résidentiel, transports. Cette modélisation atmosphérique déterministe utilise des facteurs d'émission de gaz et d'aérosols dépendant : i) de la consommation ; ii) du carburant ; iii) du type de sources. Elle s'appuie sur les résultats de la première modélisation pour estimer les émissions du transport terrestre et les cadastres d'émission pour les autres sources. Ces deux étapes de modélisation ont servi à déterminer la part du trafic routier dans les concentrations atmosphériques en  $\text{NO}_2$  et  $\text{PM}_{10}$  et à intégrer les évolutions entre 2000 et 2010 (augmentation du trafic, implémentation des normes EURO IV et V). Enfin, la troisième modélisation, de type géostatistique, permet de spatialiser les données du réseau de surveillance de la pollution atmosphérique de fond des années 2000 et 2004 (en 2004, année la plus proche de l'année de réalisation de l'étude, les stations de mesure des  $\text{PM}_{10}$  sont plus nombreuses qu'en 2000) sur la totalité du territoire français métropolitain divisé en mailles carrées de 4 km de côté. Un Système d'information géographique (SIG) intègre les résultats de la spatialisation et la contribution du trafic routier dans chaque maille. Elle varie en fonction du réseau routier et des autres sources présentes dans la maille. Sont également intégrés, les informations démographiques issues du recensement de 1999 et le type d'occupation des sols « urbain » ou « rural ». On obtient ainsi dans chaque maille : les concentrations en  $\text{NO}_2$  et  $\text{PM}_{10}$ , la part attribuable au trafic routier, le nombre d'habitants par groupe d'âge, la classification en zone urbaine ou rurale.

### Modélisation des consommations de carburant routier en 2000 et en 2010

Les consommations de carburant sur le réseau routier dépendent : i) du nombre de kilomètres d'infrastructures ; ii) du nombre de véhicules circulant à un moment donné sur le réseau considéré (parc roulant) ; iii) de la technologie des moteurs (EURO I, II, III, IV, V) dans chaque catégories de véhicules (PL, VL, 2 roues) et de motorisations (essence/diesel, puissance du moteur). L'ensemble du réseau routier, autoroutes, nationales, départementales et réseaux urbains, est inclus dans l'estimation des consommations de carburant. Celles ci sont calculées par maille de dix kilomètres de côté [9].

Le nombre de « véhicules × kilomètres » (VK) provient des comptages du ministère de l'Équipement pour le trafic du réseau

national et d'une modélisation pour le trafic du réseau départemental et urbain.

Les VK ont été répartis uniformément le long du réseau national de 2000 (*figure 1*), géoréférencé dans la base de données du Setra<sup>1</sup>. Le réseau futur de 2010 est fourni par la mission de contrôle des autoroutes. Pour le réseau départemental, les données géoréférencées ont été construites à partir de la base de données Géoroute. En zones urbaines, les trafics ont été répartis uniformément sur la surface. L'aire urbaine est définie par l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) comme un « ensemble de communes d'un seul tenant et sans enclave, constitué par un pôle urbain et par une couronne périurbaine formée de communes rurales ou d'unités urbaines dont au moins 40 % de la population résidente ayant un emploi dans le pôle ou dans des communes attirées par celui-ci ». L'évolution du trafic à l'horizon 2010 sur l'ensemble du réseau tient compte de l'évolution démographique nationale prévisible (+0,47 % par an). Les consommations de carburant sont calculées à l'aide du logiciel « Impact V1.0 » de l'Ademe intégrant la structure du parc de véhicules en France donnée par l'Inret<sup>2</sup> [10] et les facteurs de consommation de COPERT III (*Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport*). Les vitesses moyennes utilisées sont (respectivement VL, PL, 2 roues) : autoroutes 110 km/h, 90 km/h, 110 km/h ; routes 70 km/h, 60 km/h, 70 km/h ; zones urbaines : 30 km/h, 30 km/h, 30 km/h. Les pentes n'ont pas été prises en compte. Le taux de chargement des poids lourds est estimé en moyenne à 71 % (Setra).

### Modélisation atmosphérique des émissions en France

La modélisation atmosphérique des sources d'émissions de  $\text{NO}_2$  et de  $\text{PM}_{10}$  (industrie, transports, agriculture, tertiaire, domestique) a permis d'estimer la contribution du trafic routier dans les concentrations atmosphériques totales de chaque maille du territoire national [11].

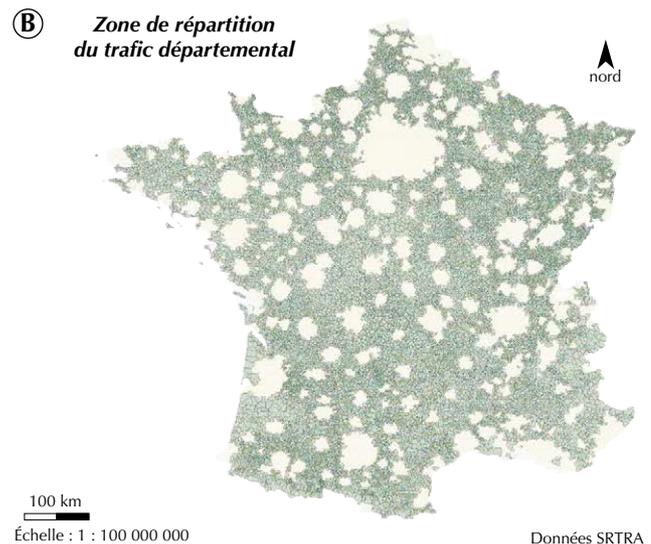
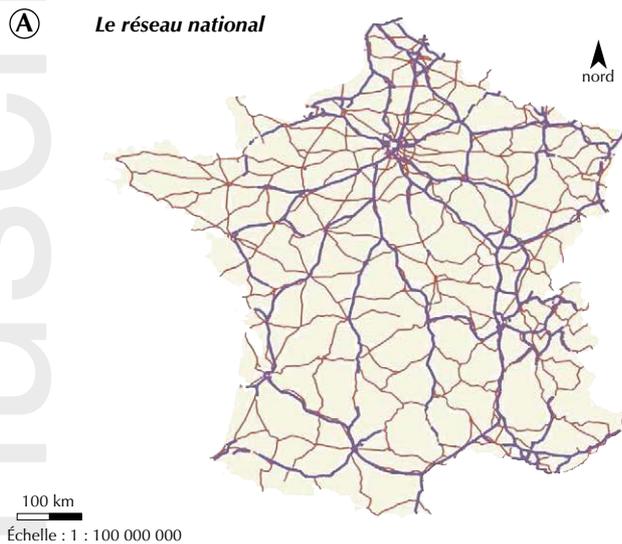
Le modèle MESONH<sup>3</sup> calcule les concentrations atmosphériques, à partir des facteurs d'émission des sources, avec une résolution de 10 x 10 km et 54 niveaux verticaux (dont 40 dans la couche limite de l'atmosphère) en tenant compte des réactions chimiques dans l'atmosphère notamment pour la formation d'aérosols carbonés. Le module ORISAM<sup>4</sup>, implanté dans MESONH, estime les concentrations en  $\text{PM}_{10}$  en tenant compte des émissions de poussières primaires et de la formation secondaire de poussières dans l'air. Les poussières secondaires sont estimées en incluant le carbone inorganique « black carbon » (BC), le carbone organique « organic carbon » (OC) anthropogénique et biogénique, et les gaz précurseurs (oxydes d'azote et de soufre, ammoniac). Les calculs tiennent compte des phénomènes de condensation, absorption, nucléation, coagulation, sédimentation et des réactions chimiques. Le modèle MESONH ORISAM

<sup>1</sup> Service d'études technique des routes et autoroutes.

<sup>2</sup> Institut national de recherche sur les transports et leur sécurité.

<sup>3</sup> Modèle atmosphérique non hydrostatique développé conjointement par le laboratoire d'aérodologie de Toulouse et Météo France.

<sup>4</sup> ORganic/Inorganic Spectral Aerosol Model.



**Figure 1.** Cartes du réseau des routes nationales et des autoroutes, des départementales et des zones urbaines (espace vide sur la carte B) selon les données du Service d'études technique des routes et autoroutes (Setra) en 2000. A) routes nationales et autoroutes ; B) routes départementales.

demande une puissance de calcul très supérieure aux possibilités d'un ordinateur de bureau. Même en utilisant un « supercalculateur » on ne peut simuler qu'une seule journée à la fois (plus la journée précédente pour le calibrage). Il a donc été décidé de choisir une journée estivale et une journée hivernale. Le principe était de retenir la journée où les conditions météorologiques étaient les plus favorables à de fortes concentrations (journée du 25 août 2000 pour la simulation estivale et journée du 27 janvier 2000 pour la simulation hivernale).

Les facteurs d'émission des sources sont basés sur leur consommation de carburant (gaz, fioul, diesel, essence, charbon). Les émissions de NO<sub>2</sub>, de PM<sub>10</sub> et des gaz précurseurs d'aérosols sont issues du cadastre d'émission GENEMIS<sup>5</sup>. Les émissions de BC et OC proviennent, pour le trafic routier, des consommations issues de la modélisation précédente, et pour les autres sources, du cadastre CAPEDB<sup>6</sup>. En 2010, les émissions des autres sources tiennent compte des normes de l'IIASA<sup>7</sup> visant la réduction des émissions industrielles.

Les cadastres d'émission du transport routier ont été préférés aux estimations du logiciel « Impact V1.0 » dans lequel les moteurs à essence n'émettent pas de particules.

<sup>5</sup> GENEMIS (*Generation and Evaluation of Emission Data*) est un sous projet du programme européen EUREKA Environmental Project EUROTRAC 2.

<sup>6</sup> Modèle développé par le laboratoire d'aérodologie de Toulouse intégrant plusieurs cadastres d'émission.

<sup>7</sup> International Institute for Applied Systems Analysis. <http://www.iiasa.ac.at/>

La simulation par MESONH ORISAM de la formation d'aérosols secondaires mélange les gaz précurseurs de toutes les sources. Il n'est donc plus possible de connaître la contribution du transport dans la concentration totale en PM<sub>10</sub> estimée par le modèle. Deux simulations ont été réalisées, la première avec uniquement les émissions du transport terrestre et la seconde avec toutes les sources. Le ratio des concentrations en BC de la première simulation sur la seconde appliqué à l'estimation de la concentration en PM<sub>10</sub> de la seconde simulation moins l'OC d'origine biogénétique (terpènes émis par la végétation) donne la concentration en PM<sub>10</sub> attribuable aux émissions du trafic routier :

$$PM_{10\text{trafic}} = \frac{BC_{\text{trafic}}}{BC_{\text{total}}} \times (PM_{10\text{total}} - OC_{\text{biogénique}})$$

Les prévisions de concentrations en polluants pour l'année 2010 ne sont pas fondées sur une simulation MESONH faute de données météo en 2010, mais sur l'application des ratios « émissions de BC en 2000 » / « émissions de BC en 2010 » dans chaque maille.

Les estimations du modèle ont été améliorées en tenant compte du transport des poussières d'origine désertique (PMD). Les PMD sont assimilés à des PM<sub>10</sub> et sont ajoutées aux résultats MESONH partir des données d'une thèse soutenue en 1998 [12] (données disponibles les plus proches de l'année 2000). Les concentrations en PMD ont été modélisées au moyen du code de calcul suivant :

$$PMD(y) = 1,5 \times \{(y - 42N)/(52N - 42N) \times 1 + [1 - (y - 42N)/(52N - 42N)] \times 25\}$$

Où :

PMD(y) : concentration en PMD à la latitude « y » ;

« y » : la latitude du point considéré ;

42N : latitude où sont observées les plus fortes valeurs (25 mg/m<sup>2</sup> de PM en masse intégrée sur la colonne d'air) ;

52N : latitude où sont observées les plus faibles valeurs (1 mg/m<sup>2</sup> de PM en masse intégrée sur la colonne d'air).

De plus, comparées aux résultats de la campagne ESCOMPTE [13], les premières simulations MESONH montrent une sous estimation des particules organiques et inorganiques (notamment H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Déduit de cette comparaison, un facteur de correction égal à 2 pour les particules organiques (zones urbaines) et égal à 3 pour les inorganiques (zones rurales et urbaines) est donc appliqué à l'ensemble de la simulation.

### Spatialisation des données de mesure de la qualité de l'air

La méthode géostatistique (cokrigage colocalisé) employée pour répartir dans l'espace les concentrations atmosphériques mesurées par les stations de fond du réseau de surveillance de la qualité de l'air en 2000 ; a été décrite précédemment [14, 15]. En résumé, les concentrations entre deux points de mesure sont estimées par interpolation (krigeage), laquelle peut être influencée par des cofacteurs (variables externes locales).

Tout comme pour les interpolations classiques, l'estimation de la concentration  $z$  pour un polluant donné en un point  $x_0$ , notée  $\hat{z}(x_0)$ , est obtenue par combinaison linéaire des  $n$  concentrations aux points de mesure  $x_i$  :

$$\hat{z}(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i)$$

Le krigeage se différencie de l'interpolation classique (inverse des distances, plus proche voisin...) uniquement dans le choix des coefficients  $\lambda_i$ , appelés poids de krigeage et qui dépendent :

des distances entre les données et la cible  $x_0$  (interpolateurs classiques) ;

des distances séparant les données entre elles (prise en compte de regroupements de données, en particulier dans les zones urbaines) ;

de la structure spatiale (variogramme) du polluant.

L'intégration d'informations indirectes (variables externes) permet d'améliorer l'interpolation lorsque les corrélations sont significatives. Dans le cas présent, ces variables sont : les mesures de concentrations en polluants disponibles en 2004 plus nombreuses qu'en 2000 ; les résultats de la seconde modélisation ; le type d'occupation des sols. En cas de corrélation avec la variable d'intérêt, ces variables sont prises en compte par cokrigage dans la modélisation. Ce « cokrigage » est l'extension à plusieurs variables du krigeage. Il requiert d'attribuer également un poids aux informations indirectes dans la combinaison linéaire. Il est nécessaire, pour déterminer ces poids, de connaître la structure spatiale des différentes variables, ainsi que leur corrélation spatiale. Cela se fait par le calcul de variogrammes simples et croisés entre la variable d'intérêt et les variables secondaires [16]. Plusieurs simplifications de ce cokrigage sont possibles. Tout d'abord, en cas de très bonne corrélation entre polluant et variable externe, cette dernière étant mieux

connue, il est possible de compléter la variable d'intérêt, aux points où elle est inconnue, par les valeurs de la variable externe déduites de la régression linéaire entre les variables. Ces données additionnelles n'ayant pas le même statut que les mesures réelles du polluant, elles sont cependant assorties d'une incertitude sous la forme d'une variance d'erreur de mesure (VEM). La valeur de cette VEM peut par exemple être égale à la variance des résidus issus de la régression entre polluant et variable auxiliaire [17].

Par ailleurs, lorsque la variable externe est connue exhaustivement sur la zone d'étude, la résolution pratique du cokrigage devient délicate en raison de la quantité d'informations à intégrer. C'est le cas pour les données de la modélisation précédente. Le cokrigage est dans ce cas simplifié en un cokrigage colocalisé ; cette « simplification », rigoureuse sous certaines hypothèses, consiste à ne retenir que les points de mesure de la variable d'intérêt et les valeurs de la variable externe en ces points ainsi qu'au point où l'on procède à l'estimation.

Pour le NO<sub>2</sub>, parmi les 740 stations du réseau français de mesure, 261 (188 stations urbaines, 60 périurbaines, 13 rurales) sont des stations dites « de fond » c'est à dire non influencées par un type de source spécifique (industrie, trafic, autres). Elles permettent de calculer des niveaux moyens annuels non spécifiques. Dans le modèle final, on retient les covariables (type d'occupation du sol selon les 44 activités répertoriées dans la base Corine Land Cover, inventaire européen d'occupation des sols) qui sont le mieux corrélées (régression linéaire multiple) aux concentrations de NO<sub>2</sub> : « tissu urbain continu », « tissu urbain discontinu », « zones industrielles ou commerciales », « réseaux routiers et ferroviaires et espaces associés », « terres arables hors périmètres d'irrigation », « forêts de feuillus », « forêts de conifères ».

Pour les PM<sub>10</sub>, on dénombre 131 stations (109 stations urbaines, 22 stations périurbaines) mesurant les niveaux de pollution de fond. Seules cinq covariables d'occupation des sols sont retenues : « tissu urbain continu », « tissu urbain discontinu », « terres arables hors périmètres d'irrigation », « forêts de conifères », « forêts mélangées ».

Les concentrations en NO<sub>2</sub> et PM<sub>10</sub> mesurées dans les stations du réseau de surveillance sont fournies par l'Ademe, accompagnées d'une projection pour l'année 2010 [18]. Deux méthodes de projections statistiques ont été testées, l'une linéaire, l'autre hyperbolique. L'analyse montre une meilleure corrélation entre 2000 et 2010 pour les projections hyperboliques qui sont donc retenues. Ensuite, les données de l'année 2010 sont traitées selon la même approche de cokrigage colocalisé pour établir les cartes de concentrations. L'ensemble des modélisations géostatistiques a été réalisé à l'aide du logiciel ISATIS [19].

## Résultats

### Trafic routier et consommation de carburant

En 2000, on compte 496,9 milliards de VK parcourus sur le territoire métropolitain (hors Corse) dont 68 % parcourus hors zone urbaine et 32 % en zone urbaine. En 2010, le trafic s'élève à 624,5 milliards de VK, soit une croissance globale de + 26 %, plus importante en dehors des aires urbaines + 30 % qu'à l'intérieur + 17 % (tableau 1).

**Tableau 1.** Répartition du trafic routier entre les aires urbaines et les autres axes de circulation.

Table 1. Distribution of road traffic between urban areas and other main roads.

	VK parcourus en 2000	VK parcourus en 2010	Répartition en 2000	Répartition en 2010	Croissance annuelle
<b>Aire urbaine</b>	158,0×10 <sup>+9</sup>	184,4×10 <sup>+9</sup>	31,8 %	28,5 %	+ 1,7 %
<b>Autres axes de circulation</b>	338,9×10 <sup>+9</sup>	440,1×10 <sup>+9</sup>	68,2 %	70,5 %	+ 3,0 %
<b>Total</b>	496,9×10 <sup>+9</sup>	624,5×10 <sup>+9</sup>	100 %	100 %	+ 2,6 %

VK = véhicules × kilomètres.  
VK = vehicles kilometres

**Tableau 2.** Consommation annuelle de carburant dans les aires urbaines et les autres axes de circulation.

Table 2. Annual fuel consumption on roads in urban areas and elsewhere.

Catégorie véhicule	Carburant	Consommation en 2000 (en tonnes)	Consommation en 2010 (en tonnes)	Variation sur la période
<b>Aires urbaines</b>				
VL	Essence	4,20×10 <sup>+6</sup>	5,70×10 <sup>+6</sup>	36%
	Diesel	5,50×10 <sup>+6</sup>	7,20×10 <sup>+6</sup>	31%
PL	Diesel	1,80×10 <sup>+6</sup>	1,45×10 <sup>+5</sup>	92%
Total		1,15×10 <sup>+7</sup>	1,30×10 <sup>+7</sup>	13%
<b>Autres axes</b>				
VL	Essence	7,40×10 <sup>+6</sup>	1,01×10 <sup>+7</sup>	36%
	Diesel	1,19×10 <sup>+7</sup>	1,68×10 <sup>+7</sup>	41%
PL	Diesel	1,10×10 <sup>+7</sup>	1,14×10 <sup>+7</sup>	4%
Total		3,03×10 <sup>+7</sup>	3,83×10 <sup>+7</sup>	26%

VL : véhicules légers (< 3,5 t) ; PL : Poids lourds (>3,5 t).  
VL: Light vehicles (< 3.5 T); PL: Heavy vehicles (>3.5 T).

Entre 2000 et 2010, les consommations totales de carburants augmentent également mais dans une moindre mesure (tableau 2). En dehors des aires urbaines, la progression des consommations est de + 26 % tandis qu'à l'intérieur, elle est de + 13 %. La part des véhicules essence est identique sur les deux types d'axes de circulation (urbain, non urbain). Les consommations des véhicules légers diesels augmentent plus sur les axes de circulation non urbains (+ 41 %) que dans les aires urbaines (+ 31 %). À l'horizon 2010, les consommations des poids lourds vont diminuer dans les aires urbaines (- 92 %) et rester à un niveau pratiquement stable (+ 4 %) hors aires urbaines. Au total, la progression des consommations de carburant est inférieure à celle des kilomètres parcourus.

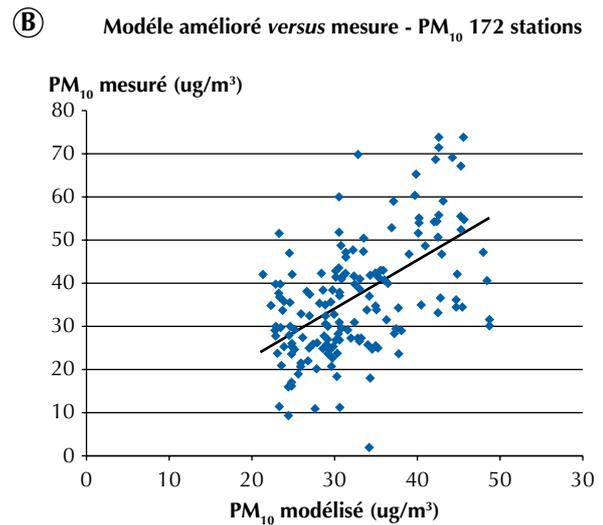
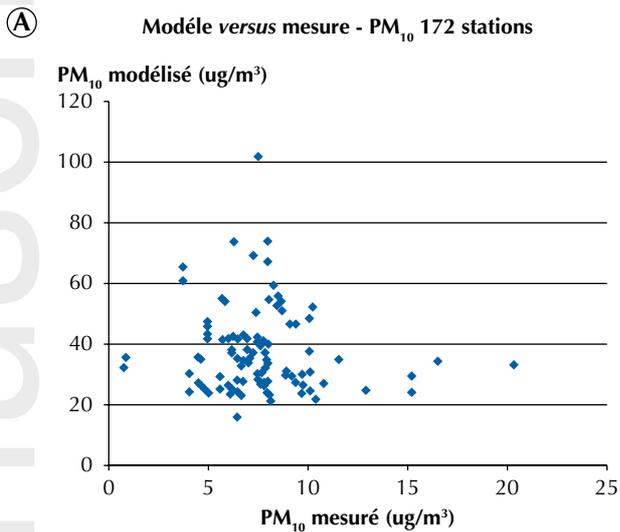
### Modélisation MESONH des sources d'émissions

Les concentrations totales de NO<sub>2</sub> estimées avec le modèle MESONH ORISAM pour la journée du 25 août 2000 ont été comparées aux données du réseau de surveillance. Quel que soit le type de station de mesure (fond urbain, proximité trafic, proximité industrielle, rurale), les simulations sous-estiment d'un facteur 1 à 2 les mesures *in situ* (données non présentées).

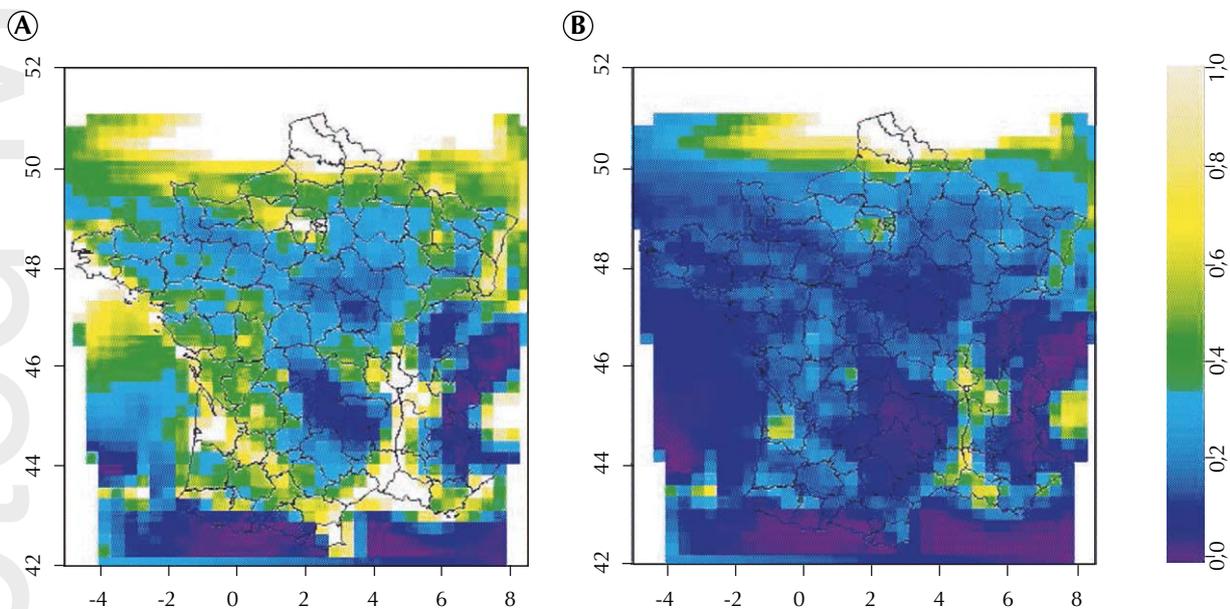
Ces comparaisons ne sont pas possibles pour les concentrations en carbone inorganique faute d'un nombre suffisant de stations de mesure.

Pour les PM<sub>10</sub>, avant amélioration du modèle, la comparaison montre également une faible corrélation modèle/mesure (R<sup>2</sup> = 0,38). Toutefois, une sous-représentation de certains secteurs du territoire national (notamment les régions Bretagne et Aquitaine) dans le réseau de surveillance de la qualité de l'air peut en partie expliquer la valeur faible du coefficient de corrélation. Les sous-estimations du modèle sont constatées en été comme en hiver. En été, le modèle ne tient pas compte des poussières désertiques qui influencent notablement les concentrations dans le Sud de la France. De plus, le module chimique ORISAM semble sous-estimer la formation des sulfates par nucléation. En hiver, certaines informations manquent pour les sources d'émissions dans la région Rhône-Alpes. Les estimations du modèle ont donc intégré la dispersion des poussières désertiques au niveau européen et le modèle forcé pour la formation de sulfate particulaire. Après ces améliorations, la corrélation entre estimation du modèle et mesure du RSQA est donc grandement améliorée (figure 2).

Finalement, les concentrations d'OC totales (émissions de toutes les sources) estimées par le modèle amélioré suivent un gradient nord-sud alors que les concentrations d'OC trafic sont marquées par la configuration du réseau routier (couloir Rhône-alpin) et l'emplacement des grandes agglomérations Paris, Lille, Lyon, Marseille, etc. (figure 3). Nous avons donc considéré que la modélisation représentait bien les phénomènes observés. Ces données ont permis de calculer les ratios de concentrations ambiantes/trafic dans chaque maille du territoire national.



**Figure 2.** Résultats de la comparaison des particules en suspension (PM<sub>10</sub>) modélisées/mesurées.  
A) modèle initial ; B) modèle amélioré.



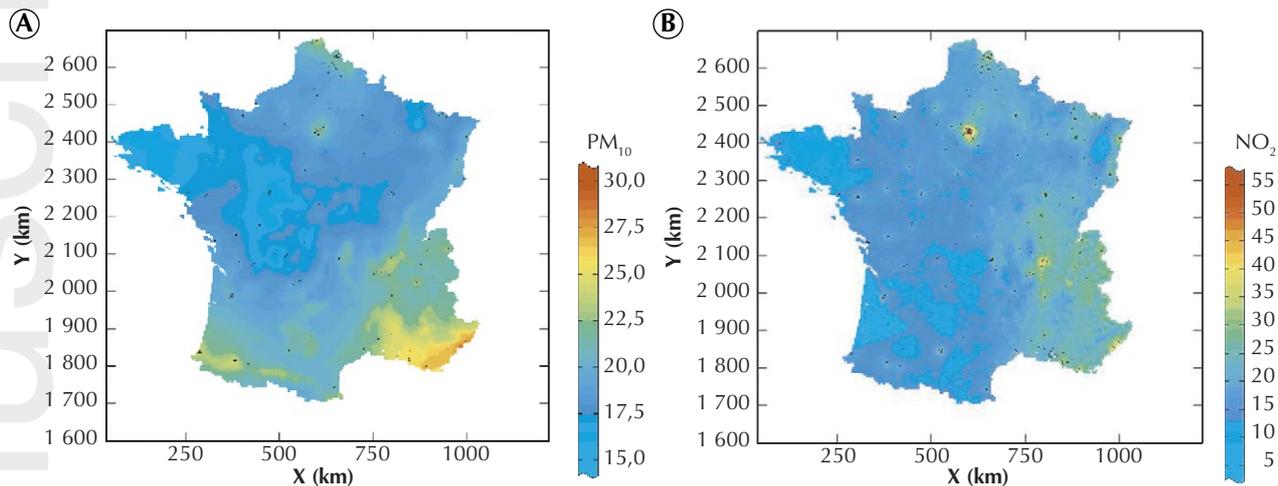
**Figure 3.** Représentation spatiale des émissions de carbone organique.  
A) toutes les sources ; B) uniquement trafic.

### Modélisation géostatistique des données du réseau de mesure et part attribuable au trafic routier

La répartition spatiale des mesures du réseau de surveillance de la qualité de l'air en PM<sub>10</sub> et en NO<sub>2</sub>, est présentée sur la

figure 4. On observe clairement des concentrations plus élevées dans les zones à forte densité de population par rapport aux zones à faible densité de population. Les ratios de concentration trafic/ambiant sont présentés sur la figure 5.

Le territoire est divisé en 34 780 mailles de 4 x 4 km, soit une superficie totale de 556 480 km<sup>2</sup>. Comparé à la superficie offi



**Figure 4.** Répartition spatiale des concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en particules en suspension ( $\text{PM}_{10}$ ) et en dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ) mesurées par le réseau de surveillance de la qualité de l'air en 2000 (les points noirs représentent les stations de mesure). A)  $\text{PM}_{10}$ ; B)  $\text{NO}_2$ .

cielle (547 000  $\text{km}^2$ ), le découpage en mailles carrées augmente la superficie totale de 1,7 % correspondant à l'emprise supplémentaire de certaines mailles situées en limite territoriale (frontières et littoral). On dénombre 4 994 mailles en « zone urbaine », soit environ 14 % de la superficie totale du territoire. La suite des résultats porte uniquement sur les zones urbaines. La population totale en France en 1999 est de 59 090 668, 75 % de cette population (44 391 798) est retrouvée dans les mailles dites « urbaines ». Dans chaque maille, la population est stratifiée en tranches d'âges pertinentes pour l'utilisation ultérieure dans l'évaluation des impacts sanitaires (< 1 an ; 5-14 ans ; < 15 ans ; 15-64 ans ; adultes > 30 ans ; > 65 ans et population totale) (tableau 3).

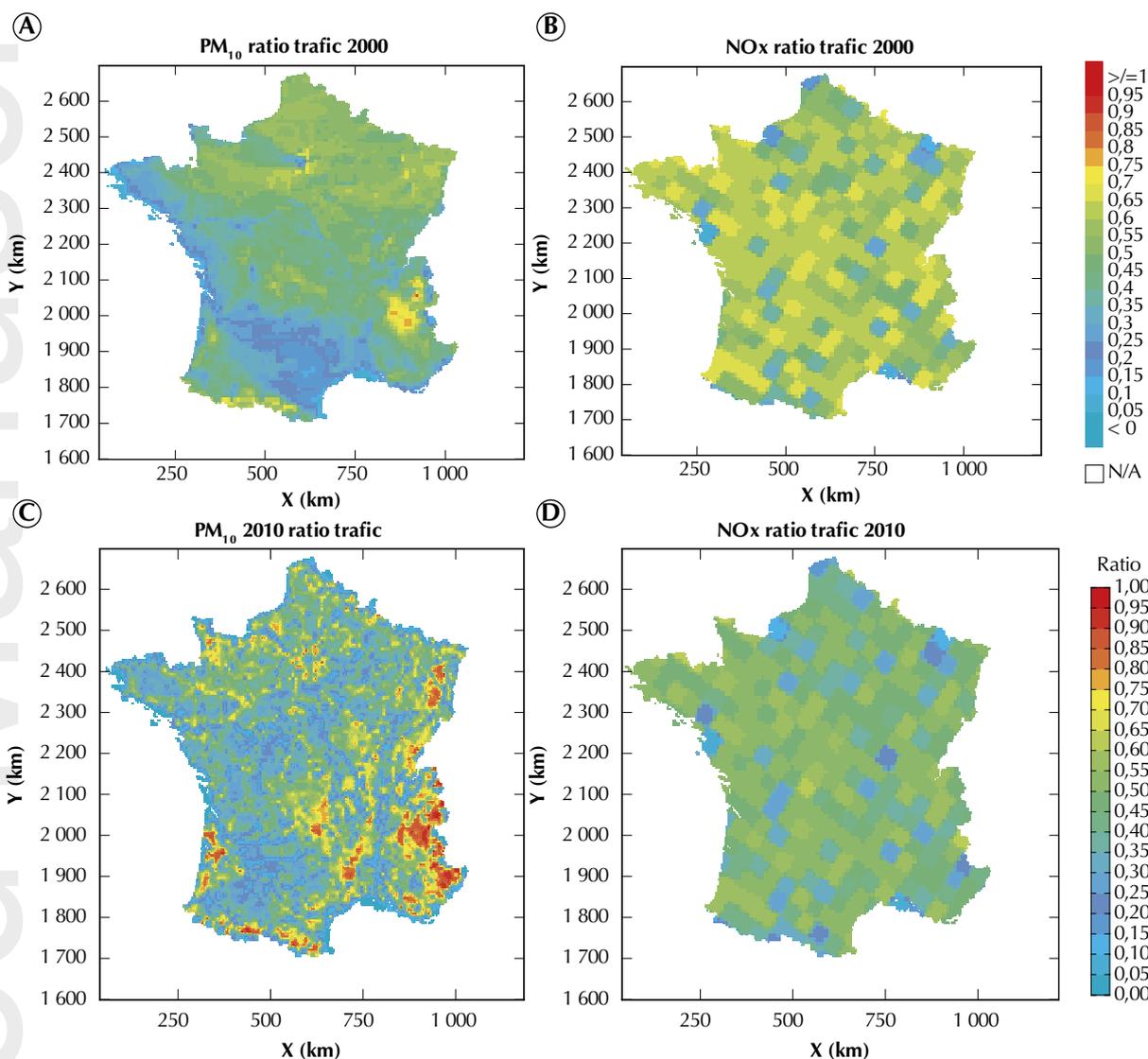
Dans les zones urbaines en 2000, la concentration moyenne annuelle en  $\text{PM}_{10}$  due au trafic routier est de  $8,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et représente 42 % de la concentration moyenne ambiante de  $19,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (tableau 4). Pour le  $\text{NO}_2$ , ces valeurs sont respectivement de  $11,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 56 %,  $20,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En 2010, les concentrations en  $\text{PM}_{10}$  dues au trafic routier sont de  $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et représentent 34 % de la concentration moyenne ambiante ( $14,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Pour le  $\text{NO}_2$ , ces valeurs sont respectivement de  $7,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 47 %,  $15,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pour les  $\text{PM}_{10}$  dues au trafic, les concentrations moyennes en zones urbaines en 2010 représentent 57 % de celles trouvées en 2000 ; pour le  $\text{NO}_2$  elles représentent 60 %. Les concentrations ambiantes baissent dans une moindre proportion puisqu'elles représentent respectivement 72 et 73 % des concentrations moyennes ambiantes en 2000. La distribution des concentrations dans les 4 994 mailles urbaines est présentée au tableau 4. Au total, les concentrations urbaines dues au trafic décroissent entre 2000 et 2010 de 43 % pour les  $\text{PM}_{10}$  et de 40 % pour le  $\text{NO}_2$  pendant que les concentrations ambiantes décroissent respectivement de 28 et 27 %. Malgré l'augmentation du nombre de kilomètres parcourus en

2010 par rapport à 2000, l'impact des émissions du trafic diminue plus fortement sur la période que les concentrations dues à l'ensemble des autres sources d'émissions.

## Analyse des incertitudes

Pour la modélisation du trafic routier en 2000, l'incertitude concerne la répartition spatiale des émissions (données de la base Setra incomplètes), notamment dans les grandes agglomérations. Le réseau routier y est si dense qu'il n'a pas été possible de l'intégrer en détail, comme pour les autres axes routiers (autoroutes, nationales, départementales). Les estimations de kilomètres annuellement parcourus sont fournies par agglomération puis réparties uniformément sur toute la superficie. Entrant dans un maillage de  $4 \times 4 \text{ km}$ , l'incertitude sur la localisation précise des émissions n'a pas de conséquences significatives. Elle est plus importante dans les mailles en bordure d'agglomération. Dans une étude où la résolution spatiale serait plus petite, cette incertitude aurait plus d'impacts sur l'estimation finale des expositions. Par ailleurs, la projection des flux de circulation à l'horizon 2010 repose sur les prévisions d'état du réseau (nouveaux axes) et d'augmentation du trafic. Celle-ci est obtenue en tenant compte d'un scénario multimodal volontariste<sup>8</sup>. Cette incertitude pourra être mesurée lorsque les données mesurées en 2010 seront disponibles. Des événements comme la hausse exceptionnelle des prix du pétrole (2007-2008), puis la crise économique (2008-2009) pourraient modifier les tendances telles qu'elles étaient prévisibles en 2005.

<sup>8</sup> Schémas multimodaux de services collectifs de transport de voyageurs et de transport de marchandises. DATAR, 2002.



**Figure 5.** Répartition spatiale des ratios de concentrations trafic/ambient pour les particules en suspension ( $PM_{10}$ ) et pour le dioxyde d'azote ( $NO_2$ ) pour les années 2000 et 2010.

A)  $PM_{10}$ , année 2000 ; B)  $NO_2$ , année 2000 ; C)  $PM_{10}$ , année 2010 ; D)  $NO_2$ , année 2010.

La modélisation des émissions et des concentrations de polluants dans l'air constitue l'étape la plus incertaine. Les résultats obtenus après améliorations du modèle MESONH sont faiblement corrélés aux données du RSQA. Néanmoins, l'erreur semble aléatoirement répartie dans l'espace et indépendante du type de source, puisque les résultats de la modélisation trafic reproduisent bien la configuration spatiale du réseau et l'emplacement des grandes agglomérations. Ces données étant utilisées pour déterminer la part relative aux émissions du transport dans les concentrations ambiantes de polluants, cette erreur aléatoire est propagée dans les ratios trafic/ambient.

Dans une étude similaire [3, 5], les auteurs indiquent que la modélisation des sources primaires d'émissions de particules n'est pas un bon moyen d'estimer la part attribuable au trafic routier car une contribution importante du trafic est la remise en suspension de particules déposées au sol. Dans notre étude, des facteurs de correction sont utilisés afin de recalibrer les estimations du modèle. Ces facteurs sont fondés sur la comparaison modèle/mesure en situations urbaines et industrielles (données de la campagne ESCOMPTE) pour le Sud de la France [13]. Une approche plus complexe utilisant les données des stations de mesure dites « proximité du trafic » aurait permis de réduire les incertitudes

**Tableau 3.** Répartition de la population par tranche d'âge dans 4 994 mailles urbaines de 4 km x 4 km du territoire français.

Table 3. Distribution of population by age group in 4994 urban grids measuring 4 km x 4 km, in France.

Population recensement 1999	Moins de 1 an <sup>a</sup>	de 5 à 14 ans	Moins de 15 ans <sup>b</sup>	De 15 à 64 ans	> 30 ans	≥ 65 ans	Total
<b>Population française totale</b>	695 791	7 462 414	10 323 524	38 319 447	36 249 924	9 751 902	59 090 668
<b>Population urbaine</b>	533 737	5 511 852	8 264 797	28 890 062	27 291 921	7 333 451	44 488 309
<b>Tranche âge/urbaine totale (%)</b>	1	12	19	65	61	16	100
<b>Moyenne par maille</b>	107	1 103	1 655	5 784	5 464	1 468	8 907
<b>minimum</b>	0	0	0	116	118	33	193
<b>Percentile 25</b>	26	296	429	1 408	1 359	364	2 215
<b>Percentile 50</b>	45	514	746	2 354	2 289	613	3 731
<b>Percentile 75</b>	94	1 032	1 523	4 842	4 719	1 266	7 693
<b>maximum</b>	4 302	35 972	58 163	279 492	248 143	66 840	404 495

<sup>1</sup> Dans le recensement de 1999, seuls les enfants nés entre le 1<sup>er</sup> janvier 1999 et le 7 mars 1999 sont comptés (125 815 naissances observées sur 66 jours). Par extrapolation, sous l'hypothèse simplificatrice que la répartition des naissances est homogène tout au long de l'année et que tous les enfants nés restent vivants la première année, on estime que le nombre d'enfants âgés de moins de 1 an en 1999 en France est de 695 795 (= 125 815 × 365/66). Le ratio 365/66 appliqué au nombre d'enfant de moins de 1 an dans chaque maille urbaine donne le nombre « redressé » d'enfants de moins de 1 an = 533 737.

<sup>2</sup> Pour les moins de 15 ans, on retire le nombre non redressé d'enfants nés en 1999 du total des moins de 15 ans donné par l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee), puis on ajoute le nombre d'enfants de moins de 1 an redressé par le ratio 365/66.

\* In the 1999 census only the children born between January 1, 1999, and March 7, 1999, are counted (125 815 births observed over 66 days). By extrapolation, applying the simplifying hypotheses that the distribution of births is homogeneous throughout the year and that all children survive their first year, we estimate that the number of children younger than 1 year in France in 1999 was 695 795 (= 125 815 365/66). The ratio 365/66 applied to the number of children <1 year in each urban grid gives a "corrected" number of children younger than 1 year = 533 737.

\*\* for those younger than 15 years, we subtracted the uncorrected number of children born in 1999 from the total younger than 15 years given by INSEE, then added the number of children younger than one year corrected by the ratio of 365/66.

**Tableau 4.** Distribution des concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ambiantes et trafic de particules en suspension ( $\text{PM}_{10}$ ) et de dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ) en 2000 et 2010 dans 4 994 mailles urbaines du territoire français.

Table 4. Distribution of the concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) of all ambient and traffic-related  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{NO}_2$  in 2000 and 2010 in 4994 urban grids in France.

Zones urbaines (4 994 mailles)	En 2000				En 2010			
	$\text{PM}_{10}$ ambiant	$\text{PM}_{10}$ trafic	$\text{NO}_2$ ambiant	$\text{NO}_2$ trafic	$\text{PM}_{10}$ ambiant	$\text{PM}_{10}$ trafic	$\text{NO}_2$ ambiant	$\text{NO}_2$ trafic
<b>Moyenne</b>	19,60	8,30	20,55	11,54	14,08	4,73	15,01	6,98
<b>Min</b>	15,36	0	4,47	0,84	0	0	3,26	0,49
<b>25 %</b>	18,00	6,60	16,24	8,95	11,89	2,96	11,87	5,43
<b>50 %</b>	19,26	8,64	19,73	11,06	13,29	4,38	14,42	6,69
<b>75 %</b>	20,61	10,26	24,25	13,84	15,23	6,12	17,78	8,37
<b>Max</b>	30,29	18,41	57,2	34,89	83,01	26,87	41,76	21,30

tout en compliquant énormément le travail de modélisation puis qu'un facteur correctif pour chaque maille aurait dû être établi. En raison de la faible représentativité des stations « proximité du trafic » par rapport à l'ensemble du réseau national, la première approche a été retenue. Appliqués à l'ensemble du territoire, ces facteurs de correction introduisent une erreur systématique dans toutes les mailles qui ne sont pas exactement semblables à celle ayant servi pour établir les facteurs de correction. Néanmoins, les résultats utilisés dans la suite de l'étude sont les ratios entre les concentrations dues aux émissions de toutes les sources et celles dues au trafic routier. Cela annule donc les effets de cette erreur systématique. Néanmoins, la complexité et les incertitudes de cette phase de modélisation posent la question de son intérêt à l'avenir. Il est probable que l'incertitude sur les ratios de concentrations en  $\text{PM}_{10}$  et en  $\text{NO}_2$  attribuables au trafic routier ne serait

pas plus forte s'ils étaient déterminés par le simple ratio des émissions des différentes sources dans la maille.

La phase de modélisation géostatistique des données du RSQA, semble moins incertaine que les précédentes. Le choix d'utiliser les données des stations urbaines de fond a été discuté par rapport au choix alternatif qui consistait à s'intéresser aux stations de proximité du trafic. La seconde option est apparue plus incertaine en raison notamment de la faible représentativité spatiale des postes de mesure par rapport au réseau routier. De plus, la distance entre habitations et axes routiers n'est pas homogène en zones urbaines, les stations de fond permettent de s'affranchir de cette difficulté car ces stations de mesure doivent représenter une zone « homogène » de concentrations atmosphériques. Dans les mailles contenant une station de mesures de fond (170) la concentration de  $\text{PM}_{10}$  est la valeur mesurée ; dans les autres

**Tableau 5.** Distribution des parts de particules en suspension (PM<sub>10</sub>) et de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) en 2000 et 2010 attribuables au trafic routier en zone urbaines.

*Table 5. Distribution and proportion of PM<sub>10</sub> and NO<sub>2</sub> attributable to road traffic in urban areas in 2000 and 2010.*

	2000					2010				
	Moyenne annuelle zone urbaine (µg/m <sup>3</sup> )		Part attribuable au trafic routier			Moyenne annuelle zone urbaine (µg/m <sup>3</sup> )		Part attribuable au trafic routier		
	Total	Trafic	Moy. %	Min %	Max %	Total	Trafic	Moy. %	Min %	Max %
PM <sub>10</sub>	19,6	8,3	42	6	75	14,1	4,7	35	0	89
NO <sub>2</sub>	20,6	11,5	56	7	72	15,0	7,0	47	6	64

mailles, elle résulte des interpolations statistiques avec les points de mesure environnants. Plus la maille est éloignée d'un point de mesure plus l'estimation est incertaine.

Dans l'étude de Kunzli *et al.* [3], la part attribuable au trafic varie uniquement avec la concentration de PM<sub>10</sub> dans l'air. La variation de cette part attribuable est stratifiée par classes de concentration de 5 µg/m<sup>3</sup>. L'étendue des valeurs utilisées est de 28 % dans les zones où la concentration de PM<sub>10</sub> est inférieure à 10 µg/m<sup>3</sup> et atteint jusqu'à 58 % dans les zones où elle est supérieure à 40 µg/m<sup>3</sup>. Les résultats de cette étude, concernant l'ensemble du territoire, ne sont pas directement comparables à ceux obtenus ici qui concernent uniquement les zones urbaines. Dans notre étude, la part de PM<sub>10</sub> attribuable au trafic routier varie de manière continue de 6 à 75 % dans les 4 998 mailles urbaines en 2000 (tableau 5). Les concentrations fluctuent dans une moindre mesure : PM<sub>10</sub> moyenne annuelle en 2000 de 15 à 31 µg/m<sup>3</sup> (tableau 4). La proportion attribuable au trafic routier, bien qu'incertaine, fluctue de manière continue entre les deux valeurs extrêmes, ce qui est plus vraisemblable que des valeurs fixes par classes de concentrations.

L'évolution des concentrations atmosphériques repose sur l'analyse des évolutions passées [18]. Les modèles testés prédisent une décroissance des concentrations ambiantes en NO<sub>2</sub> et PM<sub>10</sub>. Cependant, l'intensité de la décroissance varie selon le modèle utilisé et le nombre d'années antérieures prises en compte. Le rythme d'évolution semble avoir changé vers 1998 pour le NO<sub>2</sub>, alors qu'il était stable dans la période entre 1992 et 1997. Globalement, le modèle linéaire prévoit une diminution entre 2000 et 2010 de l'ordre de 45 %, le modèle hyperbolique une diminution de 10 %. Avec une baisse d'environ 20 % (modèle hyperbolique), les stations urbaines décroissent plus que les autres types de stations. La décroissance des stations « proximité trafic » devrait être de l'ordre de 10 % (20-25 % en linéaire, 9 % en hyperbolique) et semble s'accroître sur les trois dernières années. La décroissance de stations « industrielles » est aussi en train de changer : elle pourrait être de 65 % au rythme des cinq dernières années et de 33 % au rythme des trois dernières années en linéaire, mais, avec seulement 10 %, le modèle hyperbolique reste moins optimiste. En péri-urbain, les tendances sont semblables dans les deux modèles et prévoient une décélération forte de la décroissance. Dans cette étude, le choix des estimations du modèle hyperbolique, avec les trois dernières années pour base, est donc l'option la moins opti-

miste. Il n'est pas encore possible de vérifier ces prévisions à l'échéance 2010, mais des données consolidées en 2008 semblent valider les prédictions du modèle hyperbolique. Par exemple, dans l'agglomération parisienne (données nationales non disponibles), entre 2000 et 2007, on observe une décroissance des concentrations moyennes annuelles de fond en NO<sub>2</sub> (5 stations) de 24 % (de 51 à 39 µg/m<sup>3</sup>) alors que, sur la même période, en proximité trafic (5 stations), la diminution n'est que de 3 % (de 87 à 84 µg/m<sup>3</sup>). Pour les PM<sub>10</sub>, ces décroissances sont respectivement de 19 % (de 22 à 18 µg/m<sup>3</sup>) et de 7 % (de 43 à 40 µg/m<sup>3</sup>) [20]. Bien qu'imparfaitement mesurable, l'incertitude sur les prévisions de concentrations en PM<sub>10</sub> et NO<sub>2</sub> à l'horizon 2010 semble donc limitée.

Chaque étape de modélisation véhicule ses propres incertitudes. Les deux premières ont servi notamment à déterminer la part attribuable au trafic routier dans la concentration atmosphérique totale de chaque maille. Elles sont incertaines mais non biaisées. L'estimation des concentrations futures en 2010 est également incertaine mais les concentrations en NO<sub>2</sub> et PM<sub>10</sub> mesurées à Paris jusqu'en 2008 semblent valider les hypothèses retenues dans l'étude.

## Conclusion

Cette étude avait pour premier objectif de fournir des données d'exposition permettant d'évaluer les impacts sanitaires liés au trafic routier en France métropolitaine. Le second était d'apprécier l'effet des normes EURO IV et V sur les niveaux de pollution attribuables au trafic routier en zones urbaines. Les résultats d'exposition au NO<sub>2</sub> et aux PM<sub>10</sub> sont fondés sur les données du réseau de surveillance de la qualité de l'air en France et sur une succession de modélisations permettant de répartir dans l'espace les données de mesure ponctuelles, de définir la contribution du trafic routier en chaque point et de prévoir les niveaux de pollution à l'horizon 2010 en tenant compte des nouvelles normes de réduction des émissions polluantes (industrie, bâtiments, véhicules) et des évolutions possibles du trafic routier (construction d'axes routiers, croissance économique). Les résultats obtenus rendent possible une évaluation des impacts sanitaires attribuables au trafic routier dans l'ensemble des zones urbaines en France en 2000 et 2010. Elle sera publiée dans la troisième partie de cette série d'articles. L'analyse des incertitudes montre que les résultats sont assez

robustes. La part attribuable au trafic routier et les projections de niveaux de concentrations ambiantes à l'horizon 2010 sont les résultats les plus incertains mais ne semblent pas entachés de biais systématiques.

Au total, l'arrivée des normes EURO IV et V dans le parc de véhicules en circulation contribue à une décroissance des expositions moyennes nationales aux PM<sub>10</sub> et NO<sub>2</sub> en zones urbaines (43 % et 40 % respectivement), décroissance plus forte que

celle attribuable aux normes applicables à toutes les autres sources d'émissions en zones urbaines (28 % et 27 %).

## Remerciements et autres mentions

À l'Ademe qui a financé et coordonné le travail des équipes françaises ayant participé à ce projet sur plusieurs années.

Financement : Ademe ; conflit d'intérêt : aucun.

## Références

1. Krzyzanowski M, Schneider J, McCall E, et al. *Health aspects of air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide*. Copenhagen : World Health Organization, 2003.
2. Krzyzanowski M, Kuna Dibbert B, Schneider J, et al. *Health effects of transport related air pollution*. Copenhagen : World Health Organization, 2005.
3. Kunzli N, Kaiser R, Medina S, et al. Public health impact of outdoor and traffic related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000 ; 356 : 795 801.
4. Filliger P, Puybonnieux Texier V, Schneider J. *Health Costs due to road traffic related air pollution, an impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Prepared for the WHO Ministerial Conference for Environment and Health : PM<sub>10</sub> population exposure*. Bern: Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications, 1999.
5. Kunzli N, Kaiser R, Medina S, Studnicka M, Oberfeld G, Horak F. *Health costs due to road traffic related air pollution, an impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Prepared for the WHO Ministerial Conference for Environment and Health: air pollution attributable cases*. Bern: Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications, 1999.
6. Ademe. *Les normes Euro pour limiter les émissions de polluants des véhicules neufs*. Paris : Ademe, 2007.
7. Dab W, Segala C, Dor F, et al. Air pollution and health: correlation or causality? The case of the relationship between exposure to particles and cardiopulmonary mortality. *J Air Waste Manag Assoc* 2001 ; 51 : 220 35.
8. Nedellec V, Mosqueron L, Desqueyroux H. Effets des normes Euro IV et V sur la réduction des impacts sanitaires du trafic routier urbain en France I. Méta analyse en vue d'établir des fonctions exposition risques pour les enfants. *Environnement, Risques & santé* 2009 ; 8 : 22 34. doi : 10.1684/ers.2009.0216
9. Lagache R, Sampic J, Rivat A, et al. *Cadastre des émissions des transports routiers en France*. Report No.: ISRN EQ CT69 DVT/RE 03.155 FR. Lille : CETE/RST "air"; 2003.
10. Bourdeau B. *Évolution du parc automobile français entre 1970 et 2020*. Chambéry: Université de Chambéry; 1998.
11. Guillaume B. *Modélisation des PM<sub>10</sub> et du NO<sub>2</sub> en France*. Report No.: ADEME marché n° 03 62 007. Toulouse : Laboratoire d'aérodynamique, 2004.
12. Guelle W. *Comparaison des simulations globales de pb210 et d'aérosols sahariens aux observations de surface et satellitaires*. Paris: université Paris 7; 1998.
13. Cros B, Durand P, Cachier H, et al. The ESCOMPTE program: an overview. *Atmo Res* 2004 ; 69 : 241 79.
14. Deraisme J, Jeannée N. *National cartography of the pollution by NO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub> in France*. Report No.: 03/62/C0053. Avon : Géovariances, 2003.
15. Jeannée N, Mosqueron L, Nedellec V, et al. Évaluation de l'exposition en zones urbaines à la pollution atmosphérique : méthode existantes et application aux PM<sub>10</sub> en France métropolitaine. *Pollut Atmo* 2006 ; 190 : 197 209.
16. Bobbia M, Pernelet V, Roth C. L'intégration des informations indirectes à la cartographie géostatistique des polluants. *Pollut Atmo* 2001 ; 170 : 251 61.
17. Jeannée N, Nedellec V, Bouallala S, Deraisme J, Desqueyroux H. Geostatistical assessment of long term human exposure to air pollution. In: *Fifth European Conference on Geostatistics for Environmental Applications*. Neuchatel : Kluwer Academic Publishers, 2004.
18. Ghattas B, Oppenheim G. *Prévision agrégée à l'horizon 2010, NO<sub>2</sub> et PM<sub>10</sub>*. 2003. Report No.: ADEME marché n° 03620045. Paris : Ademe, 2003.
19. Geovariances. *ISATIS, Technical References Version 8.0*. Fontainebleau : Géovariance, 2008.
20. AirParif. *La qualité de l'air en Ile de France en 2007*. Paris : Association Airparif, 2008.