

# Modélisation de la dispersion atmosphérique des PM<sub>10</sub> dans une vallée de l'arrière-pays cannois

## Atmospheric dispersion modeling of PM<sub>10</sub> in a mediterranean valley, south-east of France

Nicolas Michelot<sup>1</sup>, Céline Pesin<sup>2</sup>, Pierre Carrega<sup>1</sup>

### Résumé

La zone d'étude, située au sud-ouest du département des Alpes-Maritimes dans un cadre topographique complexe et contrasté, est soumise au jeu des brises et inversions thermiques. La commune d'Auribeau-sur-Siagne, au centre de la vallée de la Siagne, n'avait jusqu'alors pas fait l'objet de modélisation de la pollution de l'air par les particules d'un diamètre inférieur à 10 microns (PM<sub>10</sub>). Dans ce contexte, le logiciel de dispersion atmosphérique ADMS-Urban a été mis en œuvre afin de tester sa capacité à simuler, en terrain complexe, les effets de ces topoclimats sur les concentrations de PM<sub>10</sub>. Les émissions de PM<sub>10</sub> sont issues de l'Inventaire National Spatialisé (INS) exploité pour la première fois en France dans le cadre d'une modélisation de dispersion atmosphérique. Les résultats montrent une représentation relativement fidèle dans le temps et l'espace de l'influence des brises et inversions thermiques sur les concentrations de PM<sub>10</sub>. Toutefois, une grande différence apparaît entre les valeurs estimées et celles mesurées. Pour cause principale, la zone d'étude est soumise à une pollution particulière issue de sources locales inconnues et d'une contribution externe : 15,4 µg/m<sup>3</sup> en moyenne sur la période d'étude.

### Mots-clés

pollution de l'air, modélisation, PM<sub>10</sub>, topoclimat

### Abstract

In the south-east of France, mediterranean climate, the study area is located in the central Siagne valley, characterized by a contrast and complex topography. It is under influence of breezes and thermic inversions during stable meteorology conditions. Modeling of PM<sub>10</sub> using the ADMS-Urban software has been implemented in this area in order to test its ability to simulate, over complex terrain, topo-climate effects on levels of PM<sub>10</sub>. This paper also presents the first use of the French Spatial National Inventory (INS). This one had integrated PM<sub>10</sub> emissions. The results show there is a good model representation of topo-climate effects in time and space on the PM<sub>10</sub> concentrations. However, a large difference of it appears compared to the measured data. Out due, the area is subject generally to an important unknown local sources and external contribution: 15.4 µg/m<sup>3</sup> on average over the study period.

### Keywords

air pollution, modeling, PM<sub>10</sub>, topoclimate

(1) Université de Nice Sophia-Antipolis. Equipe Gestion et Valorisation de l'Environnement (GVE) de l'UMR 7300 Espace du CNRS. 98 Bd Herriot, 06204 Nice Cedex 3 – France. pierre.carrega@unice.fr

(2) NUMTECH. 6 allée Alan Turing. Parc Technologique de La Pardieu. 63175 Aubière Cedex – France. Celine.pesin@numtech.fr

## Introduction

Dans le Sud-Est de la France, les Alpes-Maritimes connaissent généralement un temps calme et une fréquence élevée de ciels clairs. Cela favorise l'établissement d'inversions de température et confère une ventilation essentiellement assurée par le jeu des brises thermiques (Michelot et Carrega, 2012b). La commune d'Auribeau-sur-Siagne, en bordure du département varois dans l'extrême sud-ouest des Alpes-Maritimes, est située à environ 8 km au nord-ouest de Cannes (figure 1). Cet espace n'avait jusqu'alors pas fait l'objet de modélisation d'aérosols. Par contre, Michelot et Carrega (2012a) ont étudié en un point de cette commune le rôle des topoclimats sur les niveaux de particules. Afin d'élargir cette étude, il était intéressant de cartographier les simulations de  $PM_{10}$  sur l'ensemble de la cuvette d'Auribeau-sur-Siagne et de ses abords.

L'agglomération de Cannes-Grasse participe aux émissions de polluants, dont les particules, principalement du fait du transport routier et du chauffage domestique. Localement, ces secteurs contribuent respectivement à 45 % et 44 % des émissions totales de  $PM_{10}$  de la commune d'Auribeau-sur-Siagne (Air-PACA, 2010).

L'étude suivante s'inscrit dans le cadre d'une recherche doctorale et s'identifie comme une première approche pour un travail de modélisation. L'objectif central de cet article consiste à tester la faisabilité d'une modélisation des  $PM_{10}$  en terrain complexe, à partir d'un modèle diagnostique de type gaussien (ADMS-Urban) et de données d'émissions issues de l'INS. Autrement dit, voir si ADMS-Urban est capable de représenter, à fine échelle spatio-temporelle, l'influence des topoclimats sur les concentrations de  $PM_{10}$ .



Figure 1. Localisation d'Auribeau-sur-Siagne (croix jaune), dans l'arrière-pays cannois, Sud-Est de la France. Le grand carré jaune encadrant une partie du cours de la Siagne (bleu foncé) indique les limites du diagramme topographique de la figure suivante. (Fond : Google Earth).

*Localization of Auribeau-sur-Siagne (yellow cross) in the hinterland of Cannes, South East of France. The large yellow square surrounding a portion of the Siagne River (dark blue) indicates the limits of the topographical diagram in the following figure. Light blue: borders and number of French departments.*

Dans la mesure où ce travail de modélisation n'inclut pas de pollution de fond, il convient de préciser qu'il ne s'agit pas ici de modéliser la qualité de l'air (au sens de la surveillance de la qualité de l'air), mais de modéliser des niveaux uniquement à partir des émissions locales de  $PM_{10}$ .

Le choix d'un domaine de modélisation calqué sur un petit espace géographique s'est fait pour les raisons suivantes :

- en conditions stables et à fine échelle spatiale, la météorologie varie par nature sur de courtes distances au sein de cet environnement topographique marqué ;
- les données météorologiques enregistrées par la station automatique, et ajoutées au modèle, n'ont pas de sens à plus large échelle dans un tel environnement topographique ;
- volonté de travailler à fine échelle spatiale car la topographie est mieux représentée, ce qui est une plus-value pour le module d'écoulement du logiciel ;
- il existe des limites à la modélisation en terrain complexe avec ce type de modèle (fortes pentes du domaine en particulier).

Il aurait été tout à fait possible de travailler sur un plus large domaine, mais au risque de créer de « belles cartes » masquant d'importantes erreurs.

En outre, l'influence des topoclimats sur la pollution atmosphérique est souvent étudiée avec la mise en œuvre de modèles eulériens tridimensionnels. Ces modèles complexes de type CFD (Computational Fluid Dynamics) traitent les problèmes de mécanique des fluides, et sont donc mieux adaptés pour rendre compte des écoulements d'air à fines échelles et en relief contrasté (Perkins *et al.*, 2005). Toutefois, la mise en œuvre de tels modèles s'avère très coûteuse en moyens humains et informatiques. Ils demandent aussi de nombreuses données d'entrée, parfois difficiles à obtenir (Rouïl et Wroblewski, 2002). C'est pourquoi des modèles simplifiés de type gaussien sont utilisés. En ce sens, cet article répond également à un besoin de la communauté des modélisateurs qui est de connaître les performances et limites de ce type de modèle pour une configuration complexe où la présence des topoclimats est démontrée.

Par ailleurs, Carrega *et al.* (2010) ont modélisé en zone montagneuse dans le nord du département, près de la frontière franco-italienne, les écoulements d'air à fine échelle spatiale (massif du Mercantour, dans le secteur de la station d'Isola 2000) à l'aide du modèle RAMS.

Le présent article rappelle au préalable l'aire d'étude, puis présente les outils et méthodes employés. Enfin, les principaux résultats du modèle sont exposés et discutés.

## 1. Le site d'étude

La vallée de la Siagne (petit fleuve côtier du sud-ouest du département) connaît une franche dichotomie topographique entre sa partie amont, encaissée et en milieu montagneux, et sa partie aval ouverte sur une plaine agricole semi-urbanisée. Cette dernière est flanquée à l'ouest par l'imposant massif du Tanneron (figure 2).

Auribeau-sur-Siagne est une petite commune du Sud-ouest des Alpes-Maritimes. Elle se situe à mi-chemin entre les villes de Cannes, au sud-est, et de Grasse, au nord. La quasi-totalité de la commune s'est développée sur la rive gauche du fleuve, là où les gorges de la Siagne se terminent. La colline du Gibeou (139 m.) marque le sud de la commune et s'impose comme le dernier verrou avant la basse vallée de la Siagne. Au nord, le massif du Peygros (302 m.) délimite tout aussi nettement son territoire. À l'est et au nord-est, en direction des villes de Grasse et Mouans-Sartoux, l'espace s'ouvre sur une topographie relativement plus douce caractérisée par des collines et vallons. La commune d'Auribeau-sur-Siagne s'identifie donc comme un milieu physique à la topographie complexe et marquée (figure 3).

Pour cet environnement géographique, Michelot et Carrega (2012a) indiquent, grâce à des mesures fixes et itinérantes de paramètres météorologiques, que la cuvette d'Auribeau-sur-Siagne connaît chaque jour de la période d'étude deux phénomènes météorologiques locaux en l'absence de vent synoptique marqué, ce qui est la règle dans cette région :

- le jeu des brises thermiques ;
- et la présence d'une inversion de température.

De plus, l'écoulement de l'air froid le long des pentes accentue le phénomène d'inversion et permet l'installation d'un lac d'air froid peu épais, calme ou faiblement ventilé. La configuration topographique offre peu d'échappatoires pour l'air froid. Celui-ci s'accumule donc au fond de la cuvette avec les polluants qui y sont émis.

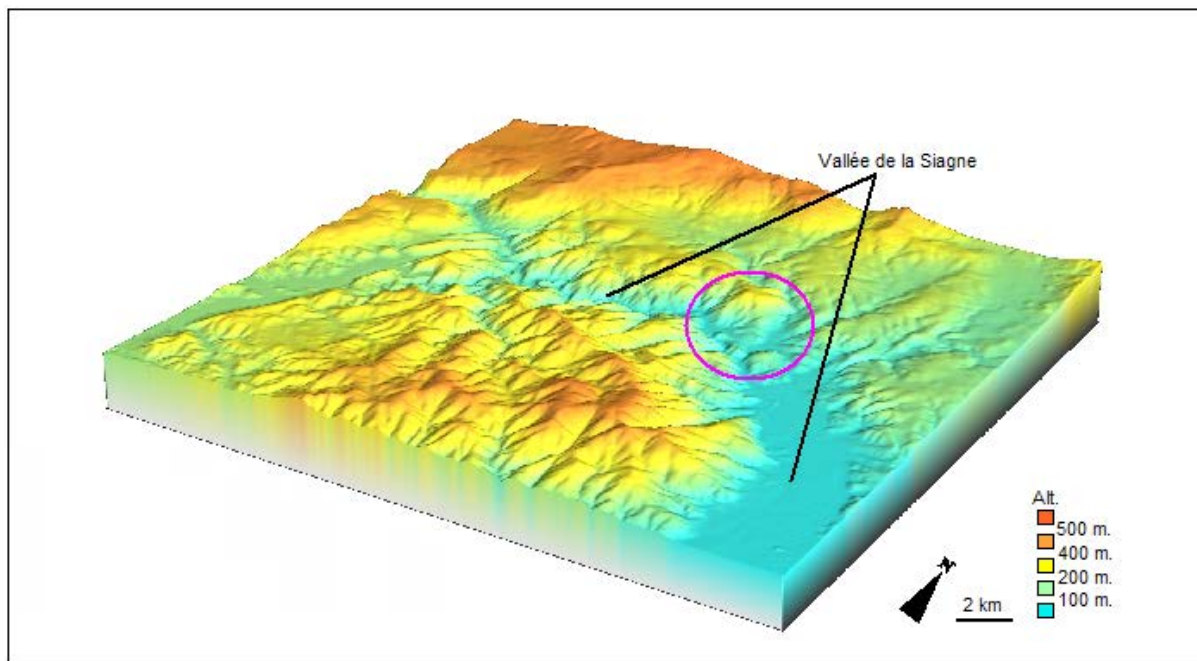


Figure 2. Diagramme topographique de l'arrière-pays azuréen. Au nord-ouest : la montagne de l'Audoubert dominant la haute vallée de la Siagne ; au centre sud : le massif du Tanneron ; au sud-est : la basse vallée de la Siagne. La conurbation de Cannes-Grasse se situe en partie est. Le cercle rose entoure la zone d'étude d'Auribeau-sur-Siagne.

*Topographical diagram of the hinterland Riviera. Northwest: the Audubert mountain overlooking the Siagne upper valley. South center: the Tanneron massif. Southeast: the Siagne lower valley. The Cannes-Grasse conurbation is on the east part. The pink ring shows the study area.*

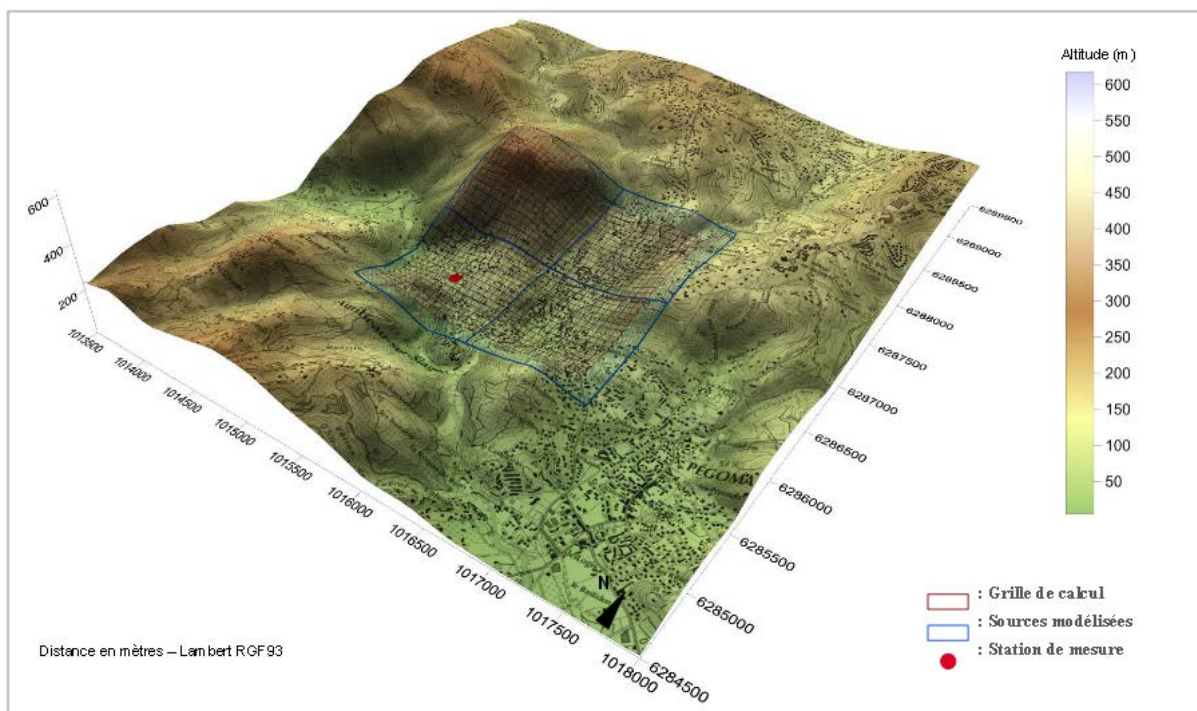


Figure 3. Localisation des postes de mesures des PM10 et des données météorologiques (point rouge) et du domaine de modélisation. Auribeau-sur-Siagne, arrière-pays cannois, sud-ouest des Alpes-Maritimes. Les villes de Cannes et Grasse sont respectivement situées au sud-est et au nord de la carte.

*Localization of the measurement stations (red point) and modeling domain. Auribeau-sur-Siagne, Cannes hinterland, southwest of the Alpes-Maritimes department. The cities of Cannes and Grasse are respectively located southeast and north of the map.*

## 2. Description de l'INS / ADMS-Urban et méthodologie

### 2.1 L'Inventaire National Spatialisé des émissions de polluants atmosphériques pour la France

Le ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (MEDDE) a réalisé un Inventaire National Spatialisé (INS) des émissions de polluants dans l'air, en France métropolitaine et dans quatre départements d'outre-mer. L'INS est un système d'information qui concerne les émissions d'une quarantaine de polluants émis par toutes les sources recensées. Trois types de sources principales d'origine anthropique ou naturelle sont définis dans l'INS :

- les sources fixes : industrielles, résidentielles, tertiaires ;
- les sources mobiles : routières, ferroviaires, fluviales, maritimes et aériennes ;
- les sources naturelles : poussières sahariennes, sels marins et émissions biotiques (forêts, rizières, etc.).

Ce système d'information s'appuie sur une plateforme Web organisée en modules, et dont une partie est accessible au grand public par le biais d'une adresse Internet (<http://emissions-air.developpement-durable.gouv.fr>). D'après le MEDDE, l'ouverture du site Web est prévue pour le début de l'année 2014.

L'INS est destiné à répondre à un objectif principal qui vise à améliorer la surveillance de la qualité de l'air en alimentant le système de prévision PREV'AIR (<http://www.prevoir.org/fr>), présenté par Honoré *et al.* (2004, 2008) et Rouil *et al.* (2009). D'autres objectifs sont ciblés :

- mettre à disposition des données caractérisant les rejets de polluants dans l'air pour des structures réalisant des études ;
- informer le public ;
- et permettre à l'État de réaliser des études d'impact.

#### 2.1.1 Quelles sont les possibilités de l'INS en termes d'export de données d'émissions ?

En réponse à une requête utilisateur, l'INS constitue un ensemble de données sur les émissions atmosphériques avec une résolution (calculée) spatiale kilométrique et temporelle horaire. Le système permet de faire des requêtes spatio-temporelles plus fines. Cependant, la Société de Calcul Mathématique et le CITEPA (Société de Calcul Mathématique SA, CITEPA, 2011) ont effectué une étude de sensibilité qui a mis en exergue les incertitudes intervenant dans

l'INS pour différentes échelles spatio-temporelles. L'étude indique de très fortes incertitudes liées aux données d'origine, aux algorithmes de désagrégation spatio-temporelle et à la localisation géographique des sources. À titre d'exemple, un module de sources mobiles a été testé, et a montré que « son incertitude totale associée à l'émission horaire de NOx [...] pour les véhicules légers est égale à 160 % » (Ibidem). Les mêmes auteurs obtiennent, en ce qui concerne les sources surfaciques et les Composés Organiques Volatils Non Méthaniques (COVNM), une incertitude moyenne des émissions annuelles par commune égale à 119 %. Par conséquent, il serait hasardeux de vouloir descendre sous l'échelle du km<sup>2</sup> et de l'heure. C'est pourquoi cette échelle nous a semblé la mieux adaptée à notre projet de première approche de la modélisation de la dispersion atmosphérique des PM<sub>10</sub>.

Les données de l'INS sont publiques. Initialement, les données présentées sont relatives à l'année de référence 2004. Des enrichissements permettront de présenter des données pour d'autres années (bientôt 2007).

Une requête de spatialisation permet à l'utilisateur de définir le type de résolution géographique souhaitée, c'est-à-dire de définir la grille ou l'entité territoriale d'attribution des émissions de l'objet géographique (ponctuel, linéique ou surfacique). Les calculs d'émissions par objet de restitution sont alors réalisés sur la base de la localisation des sources et des bases de données géographiques. Ensuite, une requête sectorielle permet à l'utilisateur de définir l'agrégation sectorielle souhaitée, c'est-à-dire de définir pour le ou les polluants choisis, les regroupements d'activités en fonction de l'activité élémentaire SNAP (*Selected Nomenclature for Air Pollution*), si besoin une rubrique (complément SNAP), et éventuellement un combustible dit NAPFUE (*Nomenclature for Air Pollution of FUEls*). En d'autres termes, Létinois (2012) indique que « les émissions surfaciques dans l'INS sont généralement traitées à une résolution communale ou cantonale. Pour affiner artificiellement ces émissions dans l'espace, l'INS utilise des clés de répartitions spatiales. La clé de répartition retenue actuellement est la base de données Corine Land Cover. [...] Il est ainsi possible d'affecter, par exemple, les émissions du résidentiel uniquement sur les zones habitées ou les émissions des cultures sur les surfaces agricoles associées. Des poids différents peuvent être affectés aux différents types d'occupation du sol ».

L'INS permet également de déterminer les émissions au pas de temps horaire. Cette opération s'effectue sur la base de clefs d'allocation temporelle. Des clefs par défaut sont proposées pour chaque activité SNAP de niveau 3 ou regroupement d'activités. Les

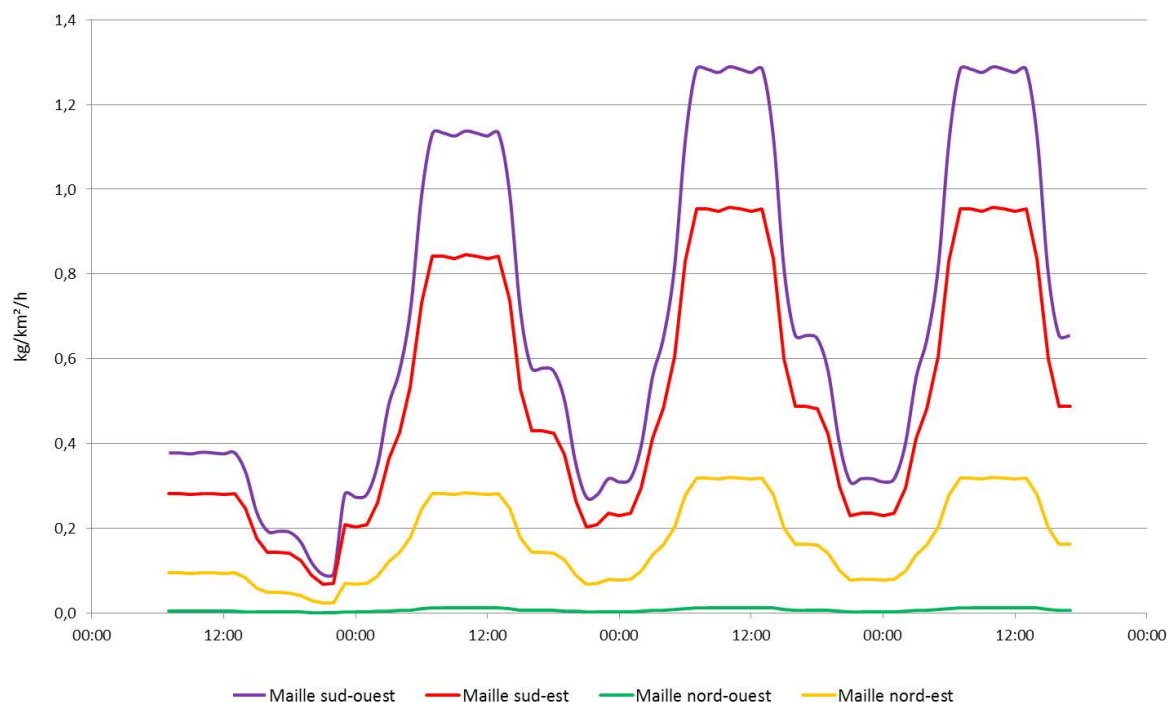


Figure 4. Évolution des émissions de  $PM_{10}$  par maille, en  $kg/km^2/h$ , du dimanche 30/01 au mercredi 02/02/2011.  
*Evolution of  $PM_{10}$  per grid cell in  $kg/km^2/h$ , from Sunday 01/30 to Wednesday 02/02/2011.*

cas particuliers concernent les sources biotiques, les sels marins et le trafic routier pour lesquels le calcul des émissions intègre directement la dimension temporelle. Les données peuvent être fournies en sortie aux résolutions temporelles suivantes : heure, jour (discrimination possible entre jour de semaine, samedi, dimanche et jour férié), mois, saison, année, ou encore une période choisie par l'utilisateur.

Exception faite des cas particuliers notés ci-dessus, Létinois (2012) formule que « dans l'INS, une émission est déterminée par le produit d'une quantité d'activité par un facteur d'émissions associé à cette activité :

$$E_{pit} = A_{it} \times FE_{pi}$$

Avec :

$E_{pit}$  : émission relative à un polluant  $p$  pour une activité  $i$  sur une période de temps  $t$ .

$A_{it}$  : quantité de l'activité  $i$  sur une période de temps  $t$ .

$FE_{pi}$  : facteur d'émissions du polluant  $p$  pour l'activité  $i$  ».

Les données sont exportées dans un fichier \*.CSV compressé (format archive de type \*.ZIP).

Au total, mis à part les droits d'accès, il y a autant de requêtes possibles en fonction des besoins de l'uti-

lisateur, des polluants ciblés ainsi que leurs sources, le tout à différentes échelles spatiales et temporelles.

Dans le cas présent, une grille de 4 mailles kilométriques a été créée. Celle-ci a été renseignée par toutes les activités SNAP (c'est-à-dire toutes les sources), sans distinction de combustibles, pour la substance  $PM_{10}$ , au pas de temps horaire. À défaut d'une année de référence 2011, la période d'extraction des émissions s'est faite sur 4 jours répartis entre janvier et février 2004, respectivement dimanche/lundi et mardi/mercredi. Ces journées semblables correspondent à celles de la campagne de mesures opérée à l'hiver 2011.

La figure 4 représente l'évolution temporelle des émissions de  $PM_{10}$  en  $kg/km^2/h$  pour les quatre mailles. La maille nord-ouest (trait vert) correspond au massif du Peygros qui est logiquement le moins émetteur de particules.

## 2.2 Le logiciel de dispersion atmosphérique ADMS-Urban

ADMS-Urban est un logiciel de dispersion de la gamme ADMS (*Atmospheric Dispersion Modeling System*). Il permet de modéliser la dispersion des polluants émis dans l'atmosphère par des sources industrielles, résidentielles, routières, etc. Ce logiciel

est développé par le CERC (<http://www.cerc.co.uk>) et distribué exclusivement en France par la société NUMTECH (<http://www.numtech.fr>).

ADMS-Urban prend en compte ces sources d'émissions sous forme de sources ponctuelles, linéiques, surfaciques, volumiques, ou cadastrales. Le logiciel a été conçu pour prendre en compte une large gamme de situations allant des problèmes les plus simples (une source d'émission ponctuelle isolée ou une simple route) jusqu'aux modélisations plus complexes (multiples sources industrielles associées aux émissions du secteur résidentiel et du trafic routier, par exemple, sur une large zone).

Dans ADMS-Urban, la structure de la couche limite atmosphérique (CLA) est caractérisée par sa hauteur et par la longueur de Monin-Obukhov (paramètre tributaire de la vitesse de frottement et du flux de chaleur à la surface). Le logiciel ne se base pas sur les paramètres de stabilité de Pasquill contrairement à d'autres modèles.

#### *2.2.1 Les principales données d'entrée fournies au modèle*

ADMS-Urban gère différents modules et options de configuration qui permettent de prendre en compte les effets influençant la dispersion des polluants. Un certain nombre d'hypothèses peuvent être ainsi formulées pour chaque modélisation. Dans ce travail, des tests ont été effectués afin d'ajuster au mieux les paramètres de modélisation au contexte local. Quelques-uns d'entre eux sont exposés ci-après.

#### *Modélisation des sources d'émissions*

Les données d'émission récoltées auprès de l'INS dans le cadre de cette étude ont été fournies :

- de manière agrégée (une valeur d'émission par maille correspondant à la somme des émissions de l'ensemble des secteurs d'activité) ;
- sur des mailles kilométriques (échelle la plus fine disponible).

Compte tenu de ces éléments, il a été choisi de modéliser ces sources d'émissions par des sources de type volumique. Cette dernière est une source surfacique (identifiée par ses coordonnées x et y) complétée d'une étendue verticale qui correspond au volume à l'intérieur duquel les polluants sont émis et considérés bien mélangés. Quatre sources volumiques d'1 km de côté et d'une hauteur de 10 mètres (hauteur moyenne des sources d'émission considérées dans le cadastre) ont ainsi été créées (figure 5). Chaque source volumique s'est vu attribuer la totalité

des émissions des secteurs d'activité émetteur (trafic routier, secteur résidentiel/tertiaire, etc.) et un profil temporel horaire d'émissions de  $PM_{10}$  en  $g/m^3/s$ .

Bien qu'ADMS-Urban permette de modéliser des sources plus finement, comme les sources industrielles ponctuelles, le réseau routier linéique, et de leur affecter un profil d'émission spécifique, le manque d'information en termes d'émission disponible pour le moment et sur le secteur géographique considéré, n'a pas permis d'affiner davantage la modélisation des sources.

#### *Météorologie*

Le pré-processeur météorologique intégré à ADMS-Urban calcule les paramètres de la CLA à partir de différents jeux de données, par exemple : vitesse et direction du vent, date, heure, couverture nuageuse, flux de chaleur surfacique et hauteur de la CLA, etc. Les données météorologiques utilisées peuvent être brutes, sur une base horaire ou issues d'analyses statistiques. Un fichier météo séquentiel horaire (pour les 4 jours) a été créé à partir des données mesurées par la station automatique installée au sein du domaine de modélisation (au même endroit que le poste de mesure des  $PM_{10}$ ). Les paramètres renseignés sont les suivants : température, vitesse et direction du vent, couverture nuageuse et pluie.

Dans ADMS-Urban, il n'existe pas de paramétrisation pour traiter les vents calmes, puisqu'il n'y a pas de véritable direction. La simulation se fait donc avec une vitesse du vent relevé à 0,75 m/s. Quant à la direction d'un vent, elle est alors ramenée à la dernière échéance. Cela a pour conséquence de limiter l'effet de l'inversion sur l'accumulation des particules, et donc les concentrations estimées sont plus faibles que celles mesurées.

Diverses données de site ont aussi été renseignées comme la rugosité de surface, la latitude, l'albédo, le paramètre de Priestley-Taylor (humidité du sol disponible à l'évaporation), la longueur minimale de Monin-Obukhov (turbulence minimale de l'atmosphère la nuit). Il a été convenu que ces paramètres ne variaient pas sur le domaine de modélisation.

#### *Topographie*

Le module terrain d'ADMS-Urban permet de prendre en compte les effets du relief et des variations de rugosité sur l'écoulement. Ainsi, un calcul réaliste du transport et de la dispersion au-dessus d'un terrain complexe peut être réalisé. Pour cela, le module FLOWSTAR®, intégré à ADMS, calcule préalablement les changements du champ de vent et de turbulence dus à un terrain complexe, c'est-à-dire les modifi-

cations de la vitesse, de la direction du vent et des niveaux de turbulence. Ce calcul est réalisé sur une grille couvrant le domaine d'étude et pour différentes altitudes.

Les données requises sont des données topographiques de type IGN, par exemple. En l'occurrence, c'est la BDAlti® à 25 mètres de résolution (la plus fine) qui a été utilisée.

#### *Grille de calcul*

L'ensemble des points de sortie au niveau desquels les paramètres sont calculés par le modèle est illustré dans la figure 5.

Un point récepteur correspondant à la station de mesure de  $PM_{10}$  installée à l'occasion de la campagne hivernale de 2011 à été ajouté pour comparer les simulations aux mesures. La station météorologique est installée au même endroit. Le matériel utilisé pour l'acquisition de ces données est présenté ci-après.

### 2.3 Les mesures de $PM_{10}$

Au sein du domaine de modélisation, la localisation du poste de mesure a servi de point récepteur pour la grille de calcul. Les valeurs de  $PM_{10}$  ont été enregistrées en masse par un appareil de marque Grimm 1.108, prêté par la division Santé du Centre

Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) de Champs-sur-Marne (77). C'est un compteur optique qui donne une estimation de la concentration massique en continu. Il met en œuvre une technique de mesure optique basée sur la dispersion d'une lumière incidente par une seule particule (Fraboulet *et al.*, 2006). Cette technique de mesure n'est pas reconnue comme méthode de référence (gravimétrie) pour la mesure des concentrations massiques des particules en France, mais elle l'est en Autriche (Wolf *et al.*, 2010). Toujours est-il que le Grimm 1.108 est l'indicateur optique qui, d'après les tests effectués par le Laboratoire Central de la Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA), donne la meilleure adéquation avec la méthode de référence française (Soubise *et al.*, 2008).

### 2.4 La pollution de fond : un paramètre difficile à estimer

Déterminer les niveaux de fond des particules dans l'atmosphère n'est pas un exercice aisé. Pour y arriver, il aurait été possible de retenir une station rurale extérieure au domaine (pour éviter le double comptage des sources modélisées) et idéalement placée en amont du vent. Malheureusement le site de mesure de  $PM_{10}$  le plus proche (station urbaine de Cannes-Broussailles du réseau de surveillance d'Air-PACA) est situé à environ 10 km au sud-est, à Cannes. De plus, il n'existe pas de site rural pour la mesure des particules dans les Alpes-Maritimes.

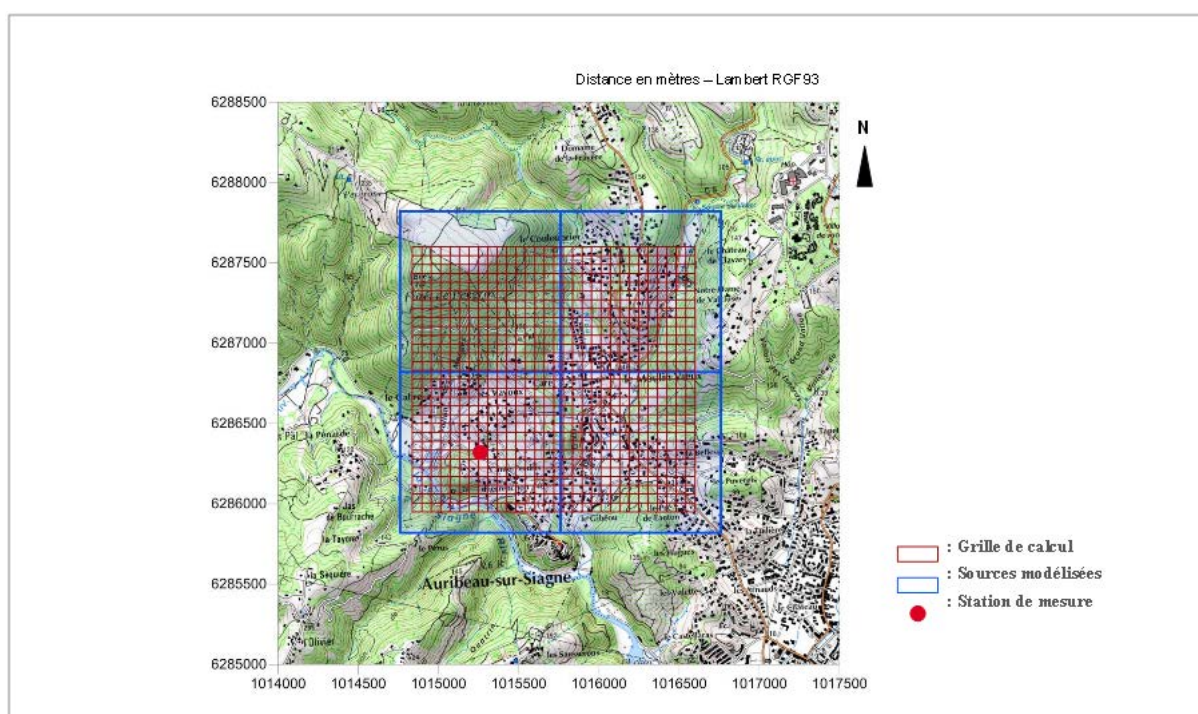


Figure 5. Grille de calcul des paramètres du modèle.  
*Grid computing of model parameters.*

Pour estimer cette pollution de fond, une technique statistique faisant référence aux données des stations de mesures a été développée par Brocheton *et al.* (2010) dans la région de l'étang de Berre (au nord-ouest de Marseille). Toutefois, cette méthode ne s'avère pas adaptée dans le cas présent. En effet, le domaine de modélisation est isolé géographiquement par rapport aux stations du réseau de surveillance des  $PM_{10}$ . De plus, celles positionnées en bord de mer à l'ouest du Var (le fleuve) ne sauraient être représentatives de la masse d'air pour laquelle une pollution de fond est recherchée.

Pour tenter de résoudre cette question, des tests ont été effectués à l'aide des concentrations de  $PM_{10}$  sur 5 points autour du domaine, extraites des produits analysés de PREVAIR à une résolution de 10 km de côté. Ces sorties combinent modélisation et mesures. Les concentrations sont considérées comme représentatives des niveaux observés localement, au droit des points d'extraction PREVAIR. Les valeurs ont été attribuées en fonction de la direction du vent. C'est-à-dire que lorsque soufflait un vent de nord-ouest à 23h, alors la valeur à 23h au point nord-ouest était attribuée, et ainsi de suite selon la direction horaire du vent. Les résultats n'ont pas été concluants du fait que les valeurs issues de PREVAIR étaient, pour la période et sur cette zone, souvent trop élevées voire très supérieures à celles mesurées.

En définitive, vu les doutes et les difficultés rencontrés, la pollution de fond a été écartée dans ce travail.

### 3. Résultats et discussion

#### 3.1 Reproduction des topoclimats par le modèle ADMS-Urban

Le modèle représente-t-il bien la météorologie locale, fortement influencée par le relief ?

Globalement, on constate que les brises d'amont et d'aval modélisées sont semblables à celles observées dans leur caractère général. Cela est vrai pour leurs vitesses et directions, à savoir pour ces dernières :

- secteur ouest-nord-ouest à nord pour la brise d'amont ;
- secteur est-sud-est à sud-est pour la brise d'aval ;
- aussi, le guidage topographique est bien représenté par le modèle dans la zone des gorges de la Siagne (à l'ouest du domaine).

En revanche, le modèle ne parvient pas à reproduire les brises de pentes anabatiques alors qu'elles ont été décelées sur le terrain.

Quant aux températures, ADMS-Urban les gère de manière globale. Autrement dit, le paramètre thermique reste homogène sur le domaine d'étude. Pour autant, l'étude de quatre paramètres en sortie de simulation montre que le modèle restitue clairement l'effet de stratification nocturne de la masse d'air et donc, dans le cas présent, traduit la présence de l'inversion thermique quotidienne au sein de la cuvette. Cette appréciation s'appuie sur les variations de ces quatre paramètres, qui sont :

- la hauteur (H) de la CLA ;
- la longueur de Monin-Obukhov (LMO) ;
- le rapport H/LMO ;
- et le gradient de température au sommet de la CLA (Delta-Theta).

La hauteur de la CLA simulée par ADMS-Urban varie de 60-70 mètres de 16h à 09h TU, puis après un réchauffement de la masse d'air par la base occasionné par les premiers rayons solaires ; elle double à 10h TU quand ces derniers permettent une convection thermique plus en hauteur (moment où l'inversion thermique est rompue). Elle atteint un maximum estimé d'environ 650-750 mètres de hauteur, à 15h TU chaque jour, soit une hauteur 10 à 12 fois plus élevée le jour que la nuit. La LMO et le rapport H/LMO sont positifs chaque nuit, ce qui veut dire que la masse d'air est stable, et inversement en journée. Enfin, la stabilité de la masse d'air s'apprécie aussi avec le Delta-Theta, qui est proche ou égal à 0 la nuit.

#### 3.2 L'influence des topoclimats modélisés sur la variabilité spatio-temporelle des $PM_{10}$

L'influence du relief peut entraîner une augmentation ou une diminution des concentrations au sol, ou bien encore une modification de la répartition spatiale des concentrations sur le domaine d'étude sans nécessairement faire varier les niveaux maximums de concentrations au sol. Il s'agit maintenant de savoir quel est l'impact de ces topoclimats simulés sur les concentrations de  $PM_{10}$ .

Les simulations horaires représentatives de la journée du 1<sup>er</sup> février 2011 ont été retenues afin de répondre à cette question.

La simulation à 00h TU le 1<sup>er</sup> février 2011 (figure 6), sous l'effet d'une brise de montagne orientée au secteur nord-nord-ouest (d'après le champ de vent simulé), montre que les concentrations de  $PM_{10}$  estimées les plus importantes s'établissent au sein du lac d'air froid qui connaît alors les minimums d'émissions. Puis, les concentrations augmentent légèrement à 03h TU, en même temps que les émissions augmentent, tandis que la brise de montagne s'oriente désormais à l'ouest-nord-ouest. En conséquence, les particules sont déviées au

sud-est du domaine et se retrouvent bloquées par le seuil de Pégomas, ne pouvant le franchir que partiellement et ne pouvant se disperser en altitude à cause de la stabilité de l'air froid nocturne.

Le matin, la masse d'air est encore stratifiée, faiblement ventilée par une brise de montagne qui s'est repositionnée sur le secteur nord-ouest ( $< 1$  m/s mesuré,  $< 0,5$  m/s simulé), et l'activité anthropique est importante (à 09h locales, en plein mouvement pendulaire) avec des émissions en hausse continue depuis le milieu de la nuit (même la maille nord-ouest). La conjonction de ces éléments engendre un pic de concentrations simulé à 08h TU dans le centre-sud du domaine, où un verrou topographique situé au sud d'Auribeau-Village bloque l'écoulement de l'air en surface.

Au milieu du jour (12h TU), quand l'air s'est réchauffé et que l'inversion a disparu, les émissions de particules restent à leur maximum (figure 6), mais peuvent se disperser maintenant dans un volume d'air plus grand (évolution nyctémérale de CLA, accentuation de la dispersion latérale). Le modèle représente bien ce phénomène puisqu'il indique des concentrations de  $PM_{10}$  deux fois plus faibles alors que les émissions sont comparables à celles de 08h TU. Malgré cela, au même moment, la brise de mer de secteur est-sud-est souffle très faiblement sur le domaine, et la simulation de 12h TU montre également que la masse d'air polluée s'est décalée à l'ouest. Le modèle simule les concentrations les plus importantes en sortie des gorges de la Siagne, là où la masse d'air se retrouve coincée dans un creux topographique au lieu-dit du Gabre.

En soirée (18h TU), la température a chuté de 15 °C depuis 12h TU et l'air est à présent immobile, parfois animé de saccades catabatiques. Désormais, le phénomène s'inverse : les concentrations de  $PM_{10}$  sont semblables à celles de midi, tandis que les émissions sont deux fois moins élevées. La figure 6 montre qu'à cet instant le modèle simule une distribution des concentrations de  $PM_{10}$  au sud de la cuvette (la brise de montagne simulée souffle de secteur nord) avec des niveaux maximums à l'endroit le plus cloisonné et encaissé (dernier méandre entre le versant est du Tanneron et les buttes d'Auribeau-Village et du Gibéou).

A 23h TU, les émissions ont chuté. La simulation de 23h TU indique l'amorce d'une baisse des concentrations ainsi qu'une augmentation des particules au sud-est du domaine, au moment où souffle la brise de montagne orientée au nord-ouest. Cette synergie permet une relative dispersion des  $PM_{10}$  dans l'air, même stable. Dans le même temps, la simulation illustre l'effet de la brise de montagne qui nettoie l'air en sortie des

gorges de la Siagne et advecte les particules dans son lit pour se concentrer au sud-est, comme la nuit précédente (figure 6). Enfin, la tendance dispersive à minuit ne dure pas puisque le scénario décrit précédemment se répète de la même manière la nuit et le jour suivant.

Le module relief d'ADMS-Urban présente une limite. Celle-ci s'exprime dans un environnement où la topographie est marquée par de fortes pentes, comme ici. En effet, les brises de pentes ne peuvent être modélisées puisque le module considère le relief comme un obstacle à épouser, à enjamber ou encore à contourner pour le vent et non comme un moteur de celui-ci. Or, en conditions stables, le relief génère des effets météorologiques locaux comme les brises et inversions thermiques. Les brises de pentes, *i.e.* les écoulements d'air anabatiques et catabatiques, sont une caractéristique météorologique majeure de la zone d'étude. Elles sont capables d'influencer à fine échelle la répartition spatio-temporelle des concentrations de  $PM_{10}$ . Toutefois, cette observation est à modérer compte tenu de l'introduction de données mesurées de ventilation locale au champ de vent estimé.

Cela dit, pour preuve de la limite de la modélisation en terrain encaissé, le modèle ne simule aucune pollution sur la montagne du Peygros (nord-ouest du domaine). Tandis qu'en journée, sur le terrain, la brise ascendante est clairement ressentie et confirmée par des mesures itinérantes sur son versant sud bien exposé et donc réchauffé. Ce différentiel de température (et donc de pression) entre le bas du versant (non insolé) et le haut, permet ce mouvement d'air anabatique. Cette brise est susceptible de transporter sur la partie amont du versant des particules présentes en aval, en bordure de la cuvette. C'est pourquoi il demeure primordial dans un travail de modélisation de connaître son terrain d'étude. Il permet d'une part de mettre en perspective les résultats avec les observations, et d'autre part d'interpréter les simulations avec un certain recul, d'autant plus dans un tel environnement géographique.

Finalement, nonobstant cette dernière réserve, le modèle représente de manière relativement correcte l'influence des spécificités météorologiques locales sur les niveaux de  $PM_{10}$ . En effet, les variations de concentrations dans le temps et l'espace s'opérant au sein de la masse d'air modélisée paraissent reliées à celles des topoclimats.

### 3.3 L'importance des sources non recensées, et dans une moindre mesure de la contribution extérieure

La figure 7 illustre la différence importante entre les valeurs mesurées et celles estimées à la station de mesure d'Auribeau-sur-Siagne. Quelles peuvent être les causes de telles différences ?

La principale relève de la pratique du brûlage à l'air libre des déchets verts qui reste répandue malgré son interdiction (MEDDTL, 2011). Sans toutefois pourvoir évaluer quantitativement sa contribution, le constat

visuel de l'enfumage quotidien à cette époque de l'année est sans appel quant à sa responsabilité vis-à-vis des pics de  $PM_{10}$  mesurés. Ces sources ne sont évidemment pas connues dans l'INS.

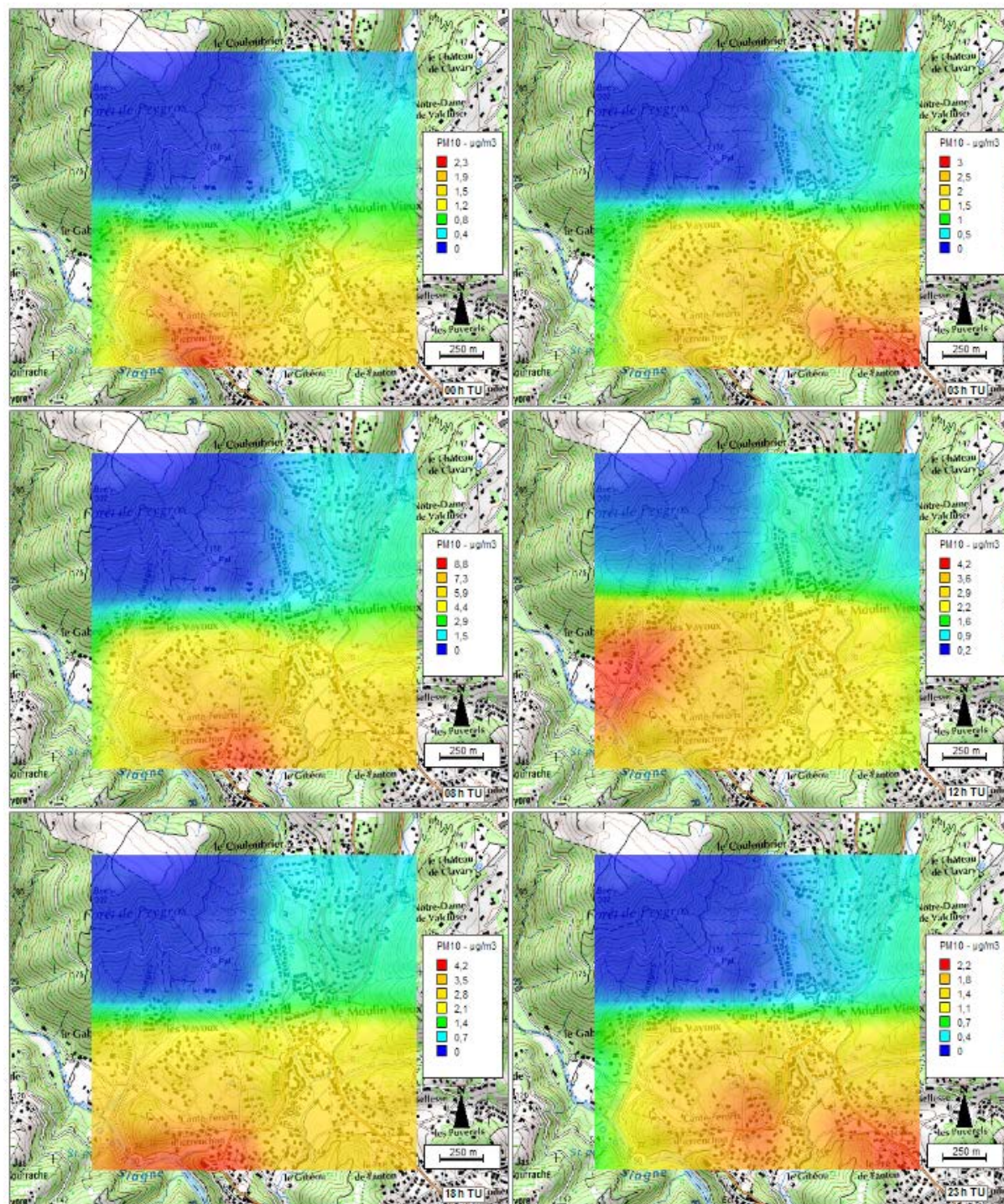


Figure 6. Cartes des concentrations horaires des  $PM_{10}$ , à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011.

*Hourly Maps of  $PM_{10}$  concentrations, from identified sources. Auribeau-sur-Siagne, February 1, 2011.*

Vient s'ajouter la contribution extérieure au domaine, c'est-à-dire la pollution ayant une autre origine géographique et qui arrive sur le territoire concerné. En clair, cela correspond à un transport de particules venant des autres régions françaises, italiennes et plus lointaines, sans pour autant pouvoir faire une distinction. À titre d'exemple, Air PACA (2013) indique que pour la zone urbaine littorale de Nice (dite « Zone FR24A01 » au sens de la surveillance réglementaire pour le rapportage européen), la contribution exogène hivernale représente 37 % des concentrations de  $PM_{10}$ . Aussi, l'INERIS (2010) a estimé que la contribution transfrontalière des  $PM_{10}$  atteignait près de 10 % dans les vallées des Paillon (arrière-pays niçois, à l'est du département) pour les années 2005 à 2007. Cette part extérieure est donc significative. Cependant, Michelot et Carrega (2012a) ont constaté en étudiant statistiquement différentes fractions de particules à Auribeau-sur-Siagne, que les plus fines jouaient un rôle relatif sur la masse totale des particules, et limité sur les pics de  $PM_{10}$ . Ils avancent ainsi « l'hypothèse que les sources contributrices aux niveaux de ces fractions sont d'origines différentes et que les pics de  $PM_{10}$  sont dus dans une certaine mesure à une pollution de proximité ». Par conséquent, si la contribution extérieure au domaine existe, elle reste néanmoins limitée dans l'espace concerné.

Ensuite, les émissions de l'INS sont basées sur l'année de référence 2004. Depuis, les évolutions technologiques, entre autres, ont permis des réduc-

tions d'émissions (par exemple, les performances des installations individuelles de combustion du bois, et les normes Euro des véhicules diesel en particulier, pour ne citer que ces leviers). En témoigne l'évolution des émissions totales sectorielles de  $PM_{10}$  en France métropolitaine (CITEPA, 2013). Cependant, ces dernières années, à l'échelle de la commune d'Auribeau-sur-Siagne, le bâti individuel (donc le chauffage domestique) a progressé (constat de construction de villas, et fumées de cheminées de celles-ci), la population a augmenté (données INSEE) et le flux de véhicules s'est amplifié à travers la commune (comptages du CG06 sur la RD9). Par conséquent, si les rejets unitaires de  $PM_{10}$  baissent effectivement, l'effet d'accroissement pourrait l'emporter au point que les concentrations de  $PM_{10}$  augmentent. Toutefois, à plus large échelle, les Alpes-Maritimes connaissent une baisse des niveaux de  $PM_{10}$  depuis 2007 malgré une hausse en 2011 (Air PACA, 2012). Cela dit, il n'y a pas de tendance particulière en 2011 observée à l'échelle de la France (MEDDE, 2012). Comme quoi l'interprétation de la pollution de l'air est fonction de l'échelle d'étude considérée et de ses spécificités, notamment physiques. À titre d'exemple, le bassin d'air d'une vallée encaissée et faiblement ventilée connaît une toute autre dynamique vis-à-vis de la pollution de l'air qu'un bassin d'air d'échelle supérieure. Dans les mêmes conditions de simulation et dans le même espace, il serait donc cohérent que les concentrations simulées par le modèle augmentent à travers la mise à jour de l'INS (même s'il n'y a pas de relation linéaire entre émissions et concentrations).

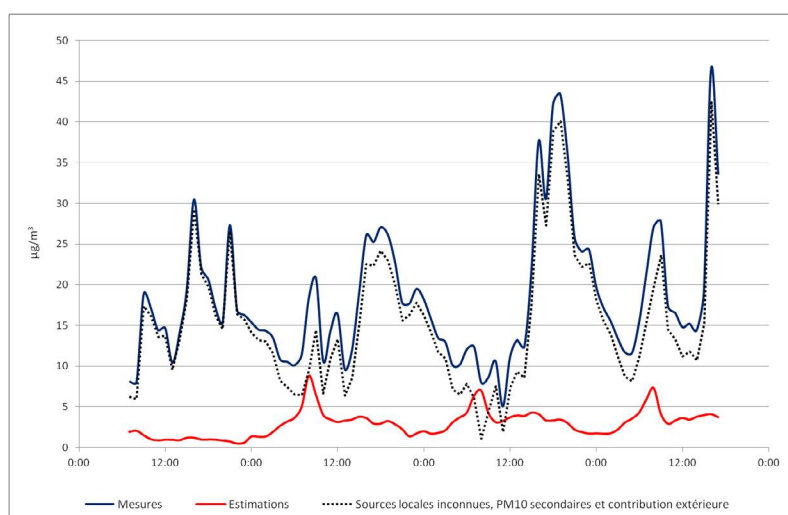


Figure 7. Évolution des valeurs horaires de  $PM_{10}$  mesurées et estimées à la station de mesure d'Auribeau-sur-Siagne (cf. figures 3 et 4), du dimanche 30/01 au mercredi 02/02/2011. Les inversions thermiques sont en place chaque jour, à partir du crépuscule jusque vers 08h TU du matin.

*Hourly evolution of model and measures  $PM_{10}$  at the measurement station of Auribeau-sur-Siagne (cf. figure 3-4), from Sunday 01/30 to Wednesday 02/02/2011. Thermal inversions are in place every day, from twilight until around 09h a.m. UT.*

Aussi, la remise en suspension des poussières et les particules secondaires sont des sources non comptabilisées dans l'INS.

La courbe en pointillés de la figure 7 correspond à la différence entre les valeurs mesurées et celles estimées. Elle équivaut à l'ensemble des sources locales inconnues, aux particules secondaires et à la contribution extérieure. Ces sources représentent en moyenne une concentration en  $PM_{10}$  de  $15,4 \mu g/m^3$  sur la période d'étude. Si elles étaient connues, puis intégrées à la modélisation, elles permettraient de réduire les écarts entre les valeurs modélisées et celles mesurées.

Enfin, il faut garder à l'esprit que les sources d'émission présentes sur le domaine ont été modélisées de manière simplifiée (par manque de données plus précises) : les émissions de l'ensemble des secteurs d'activité (réseau routier linéique, source industrielle ponctuelle notamment) ont été agrégées sur des mailles kilométriques auxquelles un unique profil temporel a été affecté. Ceci a pour effet de « lisser » spatialement et temporellement les émissions sur le domaine d'étude. L'environnement du capteur, comme sur l'ensemble du domaine d'étude, n'est donc pas défini précisément en termes de sources d'émission.

## 4. Conclusion

L'INS s'avère être un outil puissant en termes d'acquisition de données (nombre de substances, différentes échelles spatiales et temporelles, etc.), d'autant pour les chercheurs qui disposeront en fonction de leurs droits, de données publiques, gratuites et disponibles à tout moment. Malgré les capacités et le caractère novateur de l'INS, il convient d'une manière générale d'avoir une confiance relative envers les inventaires, comme nous y invite Fontelle (2010) : « *en effet, quoi de plus simple que de faire confiance à des séries de données dont la nature ressemble à ce qui est recherché, notamment lorsqu'elles émanent d'organismes reconnus.* »

Dans le même esprit, le logiciel ADMS-Urban exprime une certaine limite pour une modélisation de la dispersion des particules en terrain encaissé à fine échelle spatio-temporelle, en particulier parce que ADMS-Urban ne permet ni de modéliser les effets d'accumulation d'heure en heure en présence d'une inversion thermique, ni de représenter les écoulements catabatiques et anabatiques. En ce sens, il convient d'émettre une certaine réserve quant à l'utilisation des modèles de type gaussien pour la modélisation des topoclimats.

Malgré ces garde-fous, cette première approche de la modélisation de la pollution de l'air aux  $PM_{10}$  à Auribeau-sur-Siagne permet d'avancer que le modèle représente globalement les effets des topoclimats sur la variabilité spatio-temporelle des concentrations de  $PM_{10}$ . Les principaux résultats des simulations de la dispersion atmosphérique des  $PM_{10}$  à Auribeau-sur-Siagne sont les suivants :

- globalement, l'encaissement de la vallée joue clairement sur la distribution spatio-temporelle des concentrations de  $PM_{10}$ . Ainsi, les valeurs estimées les plus importantes se rencontrent tout au long de la période au fond de la cuvette du fait de sa faible ventilation et des émissions qui s'y concentrent ;
- tout en offrant une dispersion localisée, la brise de montagne et la brise de mer déplacent et concentrent les  $PM_{10}$  respectivement vers le sud-est puis vers le nord-ouest ;
- l'évolution diurne de la CLA favorise la dilution en altitude des  $PM_{10}$  à la mi-journée ;
- enfin, en période calme, les niveaux les plus élevés de  $PM_{10}$  se rencontrent là où la topographie est la plus cloisonnée et encaissée.

Enfin, concernant les écarts entre les simulations et les mesures, une modélisation plus fine des sources d'émissions et la prise en compte d'une pollution de fond adaptée au contexte local (pour pallier les « manques » de l'inventaire et des apports extérieurs au domaine d'étude) permettraient de donner de meilleurs résultats. Comme cela peut être fait dans d'autres études (comme lors de la modélisation de l'agglomération clermontoise réalisée pour Atmo-Auvergne). À ce titre, une étude plus précise, en termes de spatialisation des émissions, pourrait éventuellement être menée en lien avec l'Association agréée de surveillance de la qualité de l'air locale (Air-Paca).

L'INERIS est remercié pour la mise à disposition des données de l'INS et par conséquent de m'avoir permis d'être le premier utilisateur de ce système d'information. Remerciements spéciaux à Frédéric Pradelle de la société NUMTECH, Laurent Létinois, Frédéric Meleux et Olivier Favez de l'INERIS, Olivier Ramalho du CSTB et Hubert Holin du ministère de l'Écologie, pour leur assistance et leur soutien.

### Références bibliographiques

- Air PACA. (2010). EMIPROX. Inventaire des émissions PACA. [www.aire-mediterranee.org](http://www.aire-mediterranee.org) / [www.atmopaca.org](http://www.atmopaca.org)
- Air PACA (2012). *Bilan annuel. Évolution en 2011 de la qualité de l'air dans les Alpes-Maritimes*. 27 p.
- Air PACA (2013). *Apports exogènes en région PACA. Contributions exogènes et naturelles en PACA*. 6 p.
- Carrega P., Martin N., Yohia C. (2010). Ozone et flux d'air dans l'arrière-pays niçois : mesures et modélisation à fine échelle spatiale durant un épisode estival (le 10 août 2006). *Pollution atmosphérique*, n° 207, p. 297-313.
- CITEPA (2013). *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effets de serre en France. Séries sectorielles et analyses étendues*. Format SECTEN, 333 p.
- Brocheton F., Mesbah B., Poulet D., Hourdin G. (2010). Modélisation de la pollution particulaire (PM<sub>10</sub>) dans la région de l'étang de Berre. Détermination des zones homogènes de pollution. *Pollution atmosphérique*, n° 206, p. 197-212.
- Fontelle J.-P. (2010). Le compte des mille et ... inventaires. *Pollution atmosphérique*, numéro spécial, p. 41-48.
- Fraboulet I., Maurin J., Le Bihan O. (2006). *Mesures indicatives des particules : recensement des appareils disponibles sur le marché, besoins et retours d'expérience des AASQA*. Rapport LCSQA, 23 p.
- Honoré C., Rouïl L., Malherbe L., et al. (2004). Le système PREVAIR : cartographie et prévision de la qualité de l'air à grande échelle en Europe. *Environnement, Risques & Santé*, vol. 3, n° 3, p. 156-164.
- Honoré C., Rouïl L., Vautard R., et al. (2008). Predictability of European air quality: Assessment of 3 years of operational forecast and analyses by the PREVAIR system. *Journal of Geophysical Research*, vol. 113, D04301, DOI: <http://dx.doi.org/10.1029/2007JD008761>
- INERIS-LCSQA. (2010). Note technique de détermination des contributions transfrontalières et naturelles des PM<sub>10</sub> en France.
- Létinois L. (2012). *Présentation de l'inventaire national spatialisé des émissions atmosphériques pour le suivi des substances de la Directive Cadre sur l'Eau*. Rapport ONEMA-INERIS, 29 p.
- MEDDE (2012). *Bilan de la qualité de l'air en France en 2011*. 50 p.
- MEDDTL, Bulletin officiel (2011). *Circulaire du 18 novembre 2011 relative à l'interdiction du brûlage à l'air libre des déchets verts*. BO n° 2011-23 du 25 décembre 2011. NOR : DEVR1115467C. MEDDTL/DGEC/ Bureau de la qualité de l'air, 9 p. Disponible sur : [http://circulaires.legifrance.gouv.fr/pdf/2011/11/cir\\_34130.pdf](http://circulaires.legifrance.gouv.fr/pdf/2011/11/cir_34130.pdf)
- Michelot N., Carrega P. (2012a). Le rôle des inversions et des brises thermiques sur la variabilité temporelle des particules à Auribeau-sur-Siagne (Alpes-Maritimes) : description et interprétation des mesures fixes. *Actes des Journées de climatologie de Liège (Belgique), 15-17 mars 2012, Commission Climat et Société du CNFG*, p. 21-30.
- Michelot N., Carrega P. (2012b). Le rôle des brises thermiques sur la variabilité spatio-temporelle des PM<sub>10</sub> en pays vençois (Alpes-Maritimes, France). *Actes du 25<sup>e</sup> Colloque de l'Association Internationale de Climatologie, Grenoble 2012*, p. 535-540.
- Perkins R., Soulhac L., Mejean P., Rios I. (2005). *Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel. Vers un guide de l'utilisateur. Phase 1 : état de l'art. Phase 2 : évaluation des modèles*. LMFA, École Centrale de Lyon. Rapport RECORD, 29 p.
- Rouïl L., Wroblewski A. (2002). *Guide méthodologique en modélisation déterministe*. Rapport LCSQA, 139 p.
- Rouïl L., Honoré C., Vautard R., et al. (2009). PREVAIR. An operational forecasting and mapping system for air quality in Europe. *Bulletin of American Meteorological Society*, vol. 90, n° 1, p. 73-83.

Société de Calcul Mathématique SA, CITEPA (2011). *Étude de sensibilité de l'ensemble de l'Inventaire National Spatialisé (INS)*. Rapport pour le compte du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. 58 p.

Soubise J., Le Bihan O., Marchand C. (2008). *Indicateurs optiques pour la mesure massique des particules dans les environnements intérieurs*. Rapport LCSQA, 37 p.

Wolf A., Fröhlich M., Moosmann L. (2010). *Equivalence test of optical PM monitors by order of the company GRIMM at 4 measurement locations in Austria*. Vienna: Umweltbundesamt, 40 p.t