HAL
open science

L'influence des topoclimats sur la pollution de l'air aux particules dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes

Nicolas Michelot

To cite this version:

Nicolas Michelot. L'influence des topoclimats sur la pollution de l'air aux particules dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes. Géographie. Université Nice Sophia Antipolis, 2014. Français. NNT : . tel-00959704v1

HAL Id: tel-00959704

https://theses.hal.science/tel-00959704v1

Submitted on 15 Mar 2014 (v1), last revised 7 Apr 2014 (v2)

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.

Université de Nice Sophia-Antipolis
UFR Espaces et Cultures
UMR 7300 Espace du CNRS, équipe GVE

Thèse de doctorat présentée par Nicolas MICHELOT

Discipline : géographie
Spécialité : climatologie

L'INFLUENCE DES TOPOCLIMATS SUR LA POLLUTION DE L'AIR AUX PARTICULES DANS LE SUD-OUEST DES ALPES-MARITIMES

Soutenue à Nice, le 21 février 2014, devant le jury composé de :

Pierre CARREGA, Professeur à l'Université de Nice (directeur de thèse)
Gérard BELTRANDO, Professeur à l'Université Paris Diderot (rapporteur)
Isabelle ROUSSEL, Professeure émérite à l'Université de Lille (rapporteur)
Wilfried ENDLICHER, Professeur à l'Université Humboldt de Berlin (examinateur)
Pierre-Charles MARIA, Professeur émérite à l'Université de Nice (examinateur)
Nicolas MARTIN, Maître de Conférences à l'Université de Nice (examinateur)

Aquarelle représentant la basse vallée de la Siagne enfumée par les brûlages sous l'effet des inversions thermiques. Matinée du 2 février 2012, vue vers le sud-ouest, au-dessus de Grasse, au premier plan. Au fond : le massif du Tanneron.

Résumé :

Dans le Sud-Est de la France, le département des Alpes-Maritimes, singulier du fait de son relief contrasté, est soumis au jeu des brises et inversions thermiques nocturnes. L'agglomération littorale contribue aux émissions de particules qui sont un des polluants les plus nocifs pour la santé humaine. La pollution de l'air n'est évidemment pas répartie de manière homogène dans le temps et dans l'espace. Les topoclimats sont un protagoniste de la pollution de l'air au sein de cet espace littoral montagneux.

La problématique centrale de cette thèse consiste donc à comprendre pourquoi et comment les topoclimats influencent la variabilité spatio-temporelle des concentrations de particules dans le sud-ouest du département, tout en considérant qu'ils ne sont pas seuls à expliquer les concentrations. Afin de répondre à cette question, plusieurs objectifs privilégiant les mesures de terrain, et la modélisation ont été fixés :

- exploiter des données de concentrations de particules et de variables météorologiques acquises à l'aide de plusieurs appareils de mesures, de manière fixe et itinérante, en plusieurs endroits et à différentes échelles spatio-temporelles ;
- caractériser les écoulements d'air à faible altitude à l'aide de ballons équilibrés (dits CLB) et les mettre en relation avec les niveaux de PM_{10} mesurés ;
- caractériser chimiquement les PM_{10} pour évaluer la contribution des principales sources d'émissions ;
- tester la capacité d'un logiciel de dispersion atmosphérique à simuler en relief contrasté les effets des topoclimats sur la variabilité spatio-temporelle des PM_{10}.

L'influence des topoclimats sur la pollution de l'air particulaire a été établie. Il en ressort essentiellement que le régime alterné des brises thermiques transporte dans un sens puis dans l'autre les particules émises dans l'agglomération littorale. Le plus souvent, les brises se trouvent canalisées et guidées par la topographie. La nuit et le matin, la brise d'amont (brise de terre-montagne) nettoie l'air au front des Préalpes. A l'inverse, en journée, le régime de brise d'aval (brise de mer-vallée) transporte cette fois vers l'amont, et jusque sur les reliefs préalpins, les particules émises au sein de l'espace urbanisé côtier.

Quant au rôle des inversions thermiques, les particules importées depuis la frange littorale ainsi que celles émises en proximité au sein de la masse d'air depuis la veille jusqu'au matin, se déplacent et se concentrent en fonction de l'état de stabilité et de ventilation. Puis, elles se diluent en début de journée dans un volume d'air plus grand lorsque l'inversion thermique se rompt. L'inversion se met de nouveau en place en soirée et ce cycle recommence. L'implication de ces topoclimats, si elle est certaine, reste cependant relative. En effet, le caractère multi-causal de la pollution de l'air a été démontré. La météorologie n'est donc pas suffisante pour expliquer les niveaux mesurés.

Les analyses chimiques ont révélé que la combustion de biomasse en tout genre était probablement responsable d'une part importante de la masse des PM_{10}. Cette biomasse brûlée provient en l'occurrence du chauffage domestique au bois et des brûlages à l'air libre de déchets verts. Enfin, malgré certaines limites, la modélisation de la dispersion atmosphérique représente fidèlement les effets des topoclimats sur la variabilité spatio-temporelle des PM_{10}.

Mots clés : topoclimats, pollution de l'air, particules, Alpes-Maritimes, brises thermiques, inversions thermiques, modélisation, PM_{10}, caractérisation chimique, TEOM-FDMS, CLB.

Abstract:

In the Southeastern of France, the department of the Alpes-Maritimes is singular by contrasting terrain and is submitted to breezes and temperature inversions. The coastal urbanization contributes to the particulate matters emissions that are part of the most harmful substances to human health. Air pollution is not spread heavenly in time and space, of course. Topoclimates are one of the protagonists of air contamination within this mountainous coastal area.

The focus of this thesis work is to understand why and how topoclimates have impact on the spatio-temporal variability of particle concentrations in the Southwest of the department, while considering that they are not alone to explain the concentrations. The researcher identified several objectives to answer this question and he gave priority to ground measures and modeling:

- To explore data about the particulate matters and meteorological characteristics that were collected through the use of several measuring tools, in a fixed and travelling way, in different places and on various spatio-temporal scales;
- To identify and characterize air flows at low altitude with CLB (Constant Level Balloon) and cross compare them with the measured levels PM_{10};
- To chemically analyse PM_{10} to assess the contribution of the main sources of emission;
- To test the capacity of an atmospheric dispersion software to simulate the impact of topoclimates on the spatio-temporal variety of PM_{10} on mountainous and uneven landscapes.

The influence of topoclimates on the air pollution has been scientifically established. The main conclusion of these findings is that the alternate system of sea breeze carries in one direction and then the other, particles emitted in the coastal urban area.

Most often, breezes are channelled and guided by topography. During the night and in the morning, the upstream breeze (land/mountain breeze) cleans the air over the front of the Pre-Alps. Inversely, during the day, the downstream flow (sea/valley breeze), carries upstream and up to the first pre-alpines heights, the particles that are emitted in the urban coastal areas.

Regarding the role of temperature inversions, particles issued from the coastline as well as those nearby emitted in the air mass from the day before until the morning, travel and concentrate depending on the condition of stability and ventilation. Then, they are diluted in the early morning in a larger volume of air when the temperature inversion breaks. The inversion starts up again in the evening and the very same cycle begins again. The implication of these topoclimates, however certain, is relative. Indeed, the multi-causal nature of air contamination has been demonstrated. As a consequence, meteorology is not enough to explain the measured levels.

Chemical analyses have shown evidence that biomass burning of any kind was probably responsible for a large part of the PM_{10} mass. This burnt biomass comes from wood domestic heating systems and from green wastes burning in ambiant air. Finally, the model of atmospheric dispersion that was run rigorously shows the effects of topoclimates on the spatio-temporal variety of PM_{10}, although we could find some limits.

Key words: topoclimates, air pollution, particles, Alpes-Maritimes, thermic breezes, thermic inversions, chemical characterization, PM_{10}, TEOM-FDMS, CLB.

REMERCIEMENTS

L'écriture de ces remerciements est un moment que je découvre émouvant, plus que je ne l'avais imaginé…

Je n'aurais pu arriver au terme de ce doctorat sans le soutien, l'aide et la disponibilité de nombreuses personnes, à commencer par mon directeur de thèse.

Je tiens donc tout d'abord à remercier chaleureusement le directeur de cette thèse, M. le Professeur Pierre Carrega, pour m'avoir fait confiance lorsque je suis venu le solliciter en septembre 2009 pour lui proposer un sujet de recherche. Merci Pierre de m'avoir guidé, encouragé et conseillé, tout en me laissant une réelle liberté. Je te remercie aussi d'avoir assuré la maintenance du camion laboratoire durant plusieurs mois sur ton terrain, d'avoir relevé les filtres pour les analyses chimiques, ainsi que d'avoir mis à ma disposition différents matériels de mesures, tes propres données et notes météorologiques. Je garderai par ailleurs un excellent souvenir de toutes les journées de terrain à tes côtés qui m'ont permis d'acquérir de solides connaissances et qui ont été ponctuées de franches rigolades. Tu m'as symphatiquement accueilli chez toi à plusieurs reprises pour me faire profiter de discussions privilégiées et franches au sujet de ma thèse. Elles m'ont permis de puiser des connaissances et de poser certaines de mes idées. Enfin, l'apprentissage de la technique du traçage des écoulements d'air à l'aide de ballons équilibrés est un savoir-faire original, précieux et efficace que je ne manquerai pas de reproduire avec la même précision, dès que l'occasion se présentera. A ce titre, sincèrement, je te salue et t'exprime ma reconnaissance !

Je tiens aussi à remercier MM. Nicolas Martin et Cyriel Adnes, du laboratoire Gestion et Valorisation de l'Environnement, de m'avoir accompagné à plusieurs reprises sur le terrain, mais surtout de m'avoir aidé dans les SIG tout en répondant à mes nombreuses sollicitations…

J'exprime ma gratitude à M. le Professeur Wilfried Endlicher. Je me souviendrai de ce jour de colloque de l'AIC 2012 où, à la suite de mon exposé oral, il est venu me proposer le camion laboratoire de l'Université Humboldt afin de parfaire mes travaux. Cette aide a été d'un apport inestimable dans ma thèse. Non seulement cela m'a permis d'obtenir des données inédites de PM_{10} sur le long-terme à l'aide d'un matériel de pointe, mais aussi d'en savoir plus sur leurs origines. Pour ce dernier point, je remercie l'INERIS et en particulier M. Olivier Favez, ingénieur à l'INERIS, d'avoir pris en charge les analyses chimiques et d'avoir toujours été présent pour répondre à mes questions pour le profane que j'étais en la matière.

Merci bien sûr à MM. Marcel Langner et Klaus Hartmann de l'Université Humboldt pour avoir assuré le convoyage aller-retour du camion laboratoire depuis Berlin.

Je voudrais maintenant remercier grandement les membres du jury, d'une part car ils ont accepté d'être dans mon jury de thèse, et d'autre part, car c'est une grande satisfaction que de pouvoir exposer mes recherches à leur expertise.

En outre, je tiens à remercier M. le Professeur Gérard Beltrando et une nouvelle fois M. le Professeur Pierre Carrega, pour m'avoir donné la possibilité d'intervenir dans leur master

professionnel sur la thématique de la qualité de l'air. Ces expériences m'ont permis de confirmer mon intérêt pour l'enseignement.

Mes remerciements vont également à deux enseignants-chercheurs qui ont marqué mon parcours universitaire. Je fais référence à MM. Dennis Fox et Philippe Audra, avec qui j'ai passé de fameux moments. Dennis, nous retiendrons notre voyage d'étude au Canada en 2001 : pas besoin d'en dire plus… Philippe, tu m'as initié à la spéléologie. Ramper dans un boyau, connaître le plaisir d'être suspendu à une corde dans le vide avec sa lampe à acétylène qui s'éteint, ou encore nager dans un siphon dans une eau à 10°C, ne sont que des bonheurs pour un géographe !

Je ne sais comment exprimer ma gratitude à M. Hubert Holin, mon collègue de travail au sein du Bureau de la qualité de l'air du ministère de l'écologie, autrement qu'en lui promettant mon aide, si un jour l'occasion m'en était donnée. Merci pour ta riche contribution, ta disponibilité et ton écoute durant ces quatre années. Toujours dans mon environnement professionnel de la Direction générale de l'énergie et du climat, je remercie MM. Julien Rude et Sylvain Mondon pour leur aide et échanges concernant ma thèse.

Pour leurs encouragements et leur assistance matérielle qui m'ont permis de faire cette thèse dans d'excellentes conditions, je remercie la Division Santé du Centre scientifique et technique du bâtiment, et en particulier M. Olivier Ramalho pour m'avoir prêté l'analyseur de particules Grimm ; la société Numtech, et tout particulièrement M. Frédéric Pradelle et Mme Céline Pesin pour m'avoir mis à disposition le logiciel de modélisation de la qualité de l'air ADMS-Urban ainsi que pour l'appui technique dans la mise en œuvre de mon projet de modélisation ; l'équipe du « pôle modélisation » de l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques pour m'avoir donné la possibilité d'être un utilisateur privilégié de l'Inventaire National Spatialisé, mis en place par le ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie ; et enfin une nouvelle fois M. le Professeur Wilfried Endlicher et son équipe de l'Université Humboldt de m'avoir prêté si longtemps le camion laboratoire, de l'avoir préparé puis convoyé jusqu'en France.

Je fais un clin d'œil spécial à mon ami Michaël Fartoukh, qui m'a été d'une aide concrète et efficace.

Je remercie ma femme, pour m'avoir épaulé durant ces années de doctorat. Merci pour tes relectures et nos discussions passionnées sur mon sujet de thèse. Sans le vouloir, je t'ai engagé à mes côtés et tu as tenu la barre avec moi et conseillé sur le cap à suivre dans mes instants de doutes. Je ne te remercierai jamais assez… J'embrasse aussi du fond du cœur nos enfants qui ont dû supporter mon engagement dans ce projet. Cette thèse est pour vous quatre et je n'aurais pu y parvenir sans votre amour…

Je salue aussi mes parents et ma belle-famille pour leur soutien et l'intérêt qu'ils ont porté dans cette entreprise. Enfin, j'ai une pensée affectueuse pour mon grand-père paternel, décédé pendant cette thèse. Il était passionné et intarissable de connaissances d'histoire-géographie et de cartes en tous genres. D'ailleurs, il m'a transmis sa passion des atlas. Mon doctorat le remplissait de fierté.

SOMMAIRE

INTRODUCTION 19

PARTIE I : PRINCIPAUX ASPECTS DE LA BASSE TROPOSPHERE, ET LE ROLE DES FACTEURS GEOGRAPHIQUES LOCAUX SUR LES PHENOMENES METEOROLOGIQUES 31

CHAPITRE 1. LES PRINCIPAUX CARACTERES THERMODYNAMIQUES DES BASSES COUCHES DE LA TROPOSPHERE 33

1.1. Structure verticale, stabilité et instabilité de l'air 33

1.1.1. Les principes généraux 33

1.1.2. Stabilité et profil de température 37

1.1.3. Les inversions de température 41

1.1.4. Le rôle de la couche limite atmosphérique sur la dispersion des polluants 42

1.1.5. Les classes de stabilité atmosphérique 47

1.2. Le vent, une variable météorologique majeure qui conditionne le niveau de pollution 48

1.2.1. Le mécanisme général 48

1.2.2. Sa mesure, au sol et en altitude 51

1.2.3. Notion de rugosité 54

1.2.4. Le vent, agent de la dispersion et de l'advection des polluants 56

1.2.5. La ventilation du sud-ouest des Alpes-Maritimes assurée essentiellement par le jeu des brises thermiques 59

CHAPITRE 2. LE ROLE DES FACTEURS GEOGRAPHIQUES SUR L'ECOULEMENT DE L'AIR ET LES SYSTEMES DE BRISES A FINES ECHELLES 71

2.1. Le rôle de la topographie 71

2.1.1. L'orientation et l'inclinaison des versants 71

2.1.2. Les formes du relief et inversions thermiques 73

2.1.3. Les brises de versants, de vallée-montagne 74

2.2. Le rôle des grand plans d'eau 75

2.2.1. Rupture-réservoir thermique 75
2.2.2. Les brises de mer-terre 76

2.3. L'influence de la ville 77
2.3.1. Modification du bilan énergétique, couche limite urbaine 77
2.3.2. ICU et ventilation urbaine 79

2.4. Le rôle du substrat 87
2.4.1. Nature et humidité du sol 87
2.4.2. La végétation 88

Conclusion de la partie I 89

PARTIE II : LES PARTICULES EN SUSPENSION DANS L'AIR AMBIANT ET EFFETS SANITAIRES ASSOCIES 91

CHAPITRE 1. LES PARTICULES EN SUSPENSION DANS L'AIR AMBIANT 92

1.1. Origines et caractéristiques générales des particules : un polluant complexe 92

1.2. Les émissions de particules en France métropolitaine 96
1.2.1. Focus sur les secteurs du résidentiel/tertiaire et du transport routier 98
1.2.2. Les origines géographiques et les secteurs d'émissions de particules en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA) et dans le département des Alpes-Maritimes ... 105

1.3. La surveillance de la qualité de l'air ambiant 112
1.3.1. Une connaissance de la pollution de l'air perfectible à fine échelle 114
1.3.2. Quelles sont les informations disponibles sur la mesure des particules par le réseau d'Air PACA dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes ? 115

CHAPITRE 2 : LES EFFETS SANITAIRES DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE . 117

2.1. Pourquoi les particules sont-elles si toxiques pour la santé humaine ? 117
2.1.1 Les propriétés physico-chimiques des particules et leur dépôt 118

2.1.2. La persistance des particules dans l'organisme et les conséquences sur le système immunitaire 120

2.2. Quels sont les effets des particules sur la santé ? 122

2.2.1. Un choix d'études d'impact sanitaire évocateur de l'enjeu sanitaire 124

2.2.2. L'impact sanitaire en PACA et dans les Alpes-Maritimes 126

Conclusion de la partie II 126

PARTIE III : DESCRIPTIONS ET INSTRUMENTATIONS DES MESURES DES BRISES ET INVERSIONS THERMIQUES, ET DES PARTICULES, DANS LE SUD-OUEST DES ALPES-MARITIMES 128

CHAPITRE 1. LE ROLE DES INVERSIONS THERMIQUES SUR LA VARIABILITE TEMPORELLE DES PARTICULES A AURIBEAU-SUR-SIAGNE : DESCRIPTIONS ET INTERPRETATIONS DES MESURES FIXES 129

1.1. Le site de mesures 130

1.2. Les conditions météorologiques durant la campagne de mesures du 30 janvier au 4 février 2011 132

1.3. Matériels et méthodes 135

1.3.1. L'information sur les concentrations de particules et les émissions 135

1.4. Traitement des données météorologiques et des concentrations de particules 136

1.4.1. L'information météorologique 136

1.5. Comparaison des particules fines 138

1.6. Etude des liens entre PM_1 et PM_{10} 139

1.6.1. Histogrammes des concentrations de PM_1 et PM_{10} 139

1.6.2. Corrélation entre PM_{10} et PM_1 140

1.7. Evolution du rapport PM_1/PM_{10} en fonction des concentrations de PM10 140

1.8. Relations entre les concentrations de PM_{10}/PM_1 et les conditions météorologiques, et le trafic routier 141

1.8.1. Le rôle du vent et de la température 141

1.8.2. La descente d'échelle temporelle améliore les relations entre les niveaux de PM_{10} et les variables météorologiques 147

1.8.3. Le rôle limité du trafic routier 149

1.9. Le caractère muti-causal de la pollution de l'air 151

CHAPITRE 2. LE ROLE DES INVERSIONS THERMIQUES SUR LA VARIABILITE SPATIALE DES PM_{10} A PEGOMAS ET A AURIBEAU-SUR-SIAGNE : DESCRIPTIONS ET INTERPRETATIONS DES MESURES ITINERANTES 153

2.1. Le site de mesures 153

2.2. Les conditions météorologiques durant les campagnes de mesures du 2 et 3 février 2011 et du 19 septembre 2013 154

2.3. Matériels et méthodes 157

2.4. Caractérisations d'inversions thermiques. Quel rôle sur la variabilité spatiale des concentrations de PM_{10} ? 158

CHAPITRE 3. CARACTERISATION DES ECOULEMENTS D'AIR A FAIBLE ALTITUDE AU-DESSUS DU SOL. ETUDE DE LEUR ROLE SUR LA VARIABILITE SPATIALE ET TEMPORELLE DES PM_{10} 164

3.1. Matériels et méthodes 164

3.2. Les traçages de masses d'air au front des Préalpes de Vence et mesures itinérantes de PM_{10} 165

3.2.1. Le site de mesures 165

3.2.2. Les conditions météorologiques durant la campagne de mesures du 4 au 6 juin 2011 et du 18 septembre 2013 166

3.2.3. A l'aube : la brise de montagne nettoie l'air 170

3.2.4. La brise de mer advecte un air pollué en montagne 175

3.2.5. Les niveaux de PM_{10} peuvent chuter brutalement lors d'un changement rapide du type de masse d'air 183

3.3. Les traçages de masses d'air au-dessus du bassin inférieur de la Siagne, et mesures itinérantes de PM_{10} entre Grasse et Cannes-la-Bocca, et dans le massif du Tanneron 186

3.3.1. Les conditions météorologiques durant les campagnes de mesures du 28 février et du 21 novembre 2012 186

3.3.2. Le matin : la brise de montagne est guidée par la topographie 192

3.3.3. Une brise d'aval de composante sud-est généralisée en milieu de journée 203

3.3.4. La brise de terre advecte les polluants en direction du littoral et en zone rurale 208

Conclusion de la partie III 217

PARTIE IV : ETUDE DE LA VARIABILITE TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS DE PM_{10} A VENCE : MESURES FIXES ET CARACTERISATIONS CHIMIQUES..... 219

CHAPITRE 1. LA CAMPAGNE DE MESURES DES PM_{10} ET DES PARAMETRES METEOROLOGIQUES, DU 22/11/2012 AU 04/07/2013..... 220

1.1. Le site de mesures..... 220

1.2. Le camion laboratoire équipé d'un TEOM-FDMS 222

1.3. Principales caractéristiques de fonctionnement du TEOM-FDMS 225

1.3.1. Le TEOM-FDMS en résumé 226

1.3.2. Précisément, comment fonctionne un TEOM-FDMS ?..... 226

1.4. 19 jours de dépassement du seuil journalier des PM_{10} pour 187 jours de mesures..... 228

CHAPITRE 2. ETUDE DE L'EVOLUTION BI-HORAIRE DES PARAMETRES METEOROLOGIQUES ET DES PM_{10}..... 233

2.1. Les situations anticycloniques calmes et stables favorisent la hausse lente de la pollution de fond en PM_{10} 235

2.2. Les situations dépressionnaires, surtout avec du vent fort et/ou de la pluie, provoquent la baisse des concentrations de PM_{10} 239

2.2.1. Episodes lors de la première décade de mars 2013 239

2.2.2. Episodes lors de la dernière décade d'avril 2013 246

2.2.3. Episodes lors de la dernière décade de mars 2013 251

2.2.4. Episodes lors de la première décade de décembre 2012 252

2.2.5. Episodes lors de la seconde décade de mai 2013 256

2.3. Les situations dépressionnaires n'occasionnent pas nécessairement la baisse des concentrations de PM_{10}, surtout quand le froid est marqué et qu'il favorise la surconsommation énergétique. 260

2.4. La variabilité quotidienne des concentrations de PM_{10} marquée par le rythme des brises thermiques 266

2.4.1. La brise de montagne nettoie l'air la nuit et tôt le matin au pied des Préalpes, en même temps que la brise de terre contribue à la hausse des niveaux de PM_{10} en bord de mer le matin 266

2.4.2. La brise de mer advecte en journée des particules à Vence. 270

2.5. L'influence estivale du rayonnement solaire et de la chaleur sur les concentrations de PM_{10} 273

CHAPITRE 3. ANALYSES STATISTIQUES DES PARAMETRES METEOROLOGIQUES ET DES CONCENTRATIONS DE PM_{10} 275

3.1. Etude de la dispersion des concentrations journalières de PM_{10} 275

3.2. Etude des corrélations linéaires entre les PM_{10} et les variables météorologiques 280

CHAPITRE 4. CARACTERISATION CHIMIQUE DES PARTICULES A VENCE : PRESENTATION DE LA SOMME DES COMPOSES CHIMIQUES DES PM_{10} 283

4.1. Les composés majoritaires 283

4.1.1 La matière carbonée : Elemental Carbon (EC) et Matière Organique Particulaire (MOP) 284

4.1.2. Les espèces inorganiques secondaires 285

4.1.3. Les poussières minérales et les sels marins 285

4.2. Le bilan de masse des particules 285

4.3. Le dispositif technique : protocole de prélèvement/stockage des échantillons, et méthodes analytiques 287

4.3.1. Site et périodes de prélèvements 287

4.3.2. Prélèvement, stockage, transport et analyses des échantillons 287

4.4. Les premiers résultats de « fermetures chimiques » des PM_{10} à Vence 289

Conclusion de la partie IV 293

PARTIE V : MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES PM_{10} A L'AIDE DU LOGICIEL ADMS-URBAN 3.1 296

CHAPITRE 1. PANORAMA DE LA MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE 298

1.1. Classification des modèles 298

1.2. Les différents types de modèles de dispersion atmosphérique 300

1.2.1. L'approche eulérienne et lagrangienne 301

1.2.2. L'approche gaussienne 301

1.3. Comment choisir le bon modèle ? 304

1.4. Les limites de la modélisation de la dispersion atmosphérique 305

CHAPITRE 2. MISE EN ŒUVRE D'UNE MODELISATION DE DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES PM_{10} EN TERRAIN COMPLEXE : LE CAS DE LA CUVETTE D'AURIBEAU-SUR-SIAGNE 307

2.1. Le site d'étude 309

2.2. Description de l'INS / ADMS-Urban 3.1 et méthodologie 310

2.2.1 L'Inventaire National Spatialisé des émissions de polluants atmosphériques pour la France 310

2.2.2 Quelles sont les possibilités de l'INS en termes d'export de données d'émissions ? 311

2.2.3 Le logiciel de dispersion atmosphérique ADMS-Urban 3.1 313

2.2.4 Les principales données d'entrée fournies au modèle 314

2.2.5 Les mesures de PM_{10} 320

2.2.6 La pollution de fond : un paramètre difficile à estimer 320

2.3. Le modèle représente-t-il fidèlement l'influence des topoclimats sur la variabilité spatio-temporelle des PM_{10} ? 321

2.4. L'importance des sources non recensées, et dans une moindre mesure de la contribution extérieure 332

Conclusion de la partie V 335

CONCLUSION 336

BIBLIOGRAPHIE 342

ANNEXES 358

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES 413

INTRODUCTION

Selon la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE) du 30 décembre 1996, la pollution atmosphérique (ou pollution de l'air) est définie comme *« l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels et à provoquer des nuisances olfactives excessives »*. Quant à la qualité de l'air, elle concerne la surveillance de substances polluantes dans l'air, le respect de seuils d'information et recommandation ou d'alerte au public, le respect ou l'atteinte de normes de qualité de l'air[1], le tout conformément aux dispositions européennes et nationales généralement fondées sur les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Ordinairement, la qualité de l'air peut également s'apprécier à la fois comme une pollution de l'air par des substances plus ou moins toxiques, réglementées ou pas, et ce même à des teneurs faibles, ou comme la perception d'une dégradation de la pureté de l'air face à une gêne olfactive[2] et/ou respiratoire, ou bien encore une altération visuelle de l'atmosphère, souvent colorée.

Cette thèse de géographie physique vise à analyser les relations « physiques » entre la climatologie et la pollution atmosphérique. Toutefois, afin de situer le sujet dans son environnement thématique global, il convient de s'intéresser à l'aspect sociétal de la pollution atmosphérique ainsi qu'à la politique de la pollution de l'air en France marquée d'une forte empreinte européenne.

L'homme respire environ 15 000 litres d'air par jour. Grâce aux informations scientifiques relayées par les médias, l'homme comprend aujourd'hui que la salubrité de l'air joue indiscutablement un rôle sur sa qualité de vie. La prévalence de l'asthme a presque doublé en 10 ans, 30 % de la population française souffre d'une allergie respiratoire, les particules fines sont responsables chaque année en France de 42 000 décès prématurés. Le 17 octobre 2013, l'OMS tirait une fois de plus la sonnette d'alarme en déclarant que la pollution de l'air était cancérigène, rejoignant ainsi dans la catégorie « cancérigène certain » les gaz d'échappement diesel et les particules fines. La pollution de l'air a un coût pour la société. D'après le Commissariat Général au Développement Durable (CGDD, 2013), ce coût s'évalue pour le système de soin, en ce qui concerne les nouveaux cas attribuables à l'environnement, à plus de 800 millions d'euros par an. Il correspond au traitement de l'asthme, des diverses bronchites, des cancers des voies respiratoires et autres pathologies cardio-respiratoires. Quant au coût global pour la société française, ce même organisme d'Etat l'estime entre 20 et 30 milliards d'euros par an.

[1]Seuils et normes définis par l'article R.221-1 du code de l'environnement.

[2] Bien que cela ne soit pas forcement un critère de toxicité de certains polluants.

Hier dans nos villes, le coupable était tout trouvé : l'industrie lourde polluait, et cela se voyait. Par la suite, l'urbanisation a explosé en même temps que les activités économiques. L'aménagement du territoire a favorisé l'étalement urbain et l'intensification du trafic routier. Un changement de paradigme s'est ainsi opéré. En effet, contrairement aux pollutions industrielles qui sont facilement localisables et gérables, les sources de pollution sont désormais plus insidieuses et diffuses, et de fait moins bien maîtrisées. Elles sont partout dans nos villes, concernant à la fois tout le monde, mais personne n'est vraiment responsable. Toutefois, on note actuellement une modification de la situation avec des villes dont l'organisation évolue selon le concept de ville durable ayant un impact positif sur la qualité de l'air (Dab et Roussel, 2001).

Par ailleurs, des choix énergétiques ont contribué à des effets contradictoires. En outre, même si la pollution de l'air a globalement diminué au cours des vingt dernières années, il reste des difficultés quant à la gestion de certains polluants, et ce dans certaines zones géographiques, qui concentrent une part prépondérante de la population.

Le citoyen est donc aujourd'hui à la fois victime et acteur d'une pollution de l'air aux origines complexes. Désormais mieux informé, il peut agir au quotidien par ses choix de comportements, si tant est qu'il puisse les faire. A titre d'exemple, on peut citer le recours à des appareils de chauffage individuel au bois récents, performants et labellisés, qui émettent peu de polluants.

Depuis 2009, il existe une mobilisation importante des parties prenantes ainsi qu'un foisonnement de textes réglementaires et de plans d'actions ambitieux concernant la pollution atmosphérique. Ainsi, les principaux éléments d'un contexte riche d'actualités relatives à la « politique de l'air » sont rappelés :

- la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (dite Grenelle 1) a relancé la thématique de la pollution de l'air. Cette loi consacre les grands objectifs de la politique de prévention des risques environnementaux et sanitaires débattus à l'occasion de larges concertations ;

- le second plan national santé environnement (PNSE 2), publié le 24 juin 2009, décline les engagements du Grenelle 1 en matière de santé-environnement. Il apporte une vision générale des principaux enjeux de la dégradation environnementale (dont le milieu aérien), et caractérise et hiérarchise des actions nationales et locales à mener ;

- le plan particules[3], publié le 28 juillet 2010, retranscrit l'un des engagements majeurs du Grenelle 1. En effet, une des « tables rondes » du Grenelle 1 fixait un *« objectif de 15µg/m^3 ($PM_{2,5}$), valeur cible en 2010 et obligatoire en 2015, soit une réduction de 30 %* [comprendre ici 30 % de réduction des concentrations] *(...), et avec atteinte à terme de la valeur guide de l'OMS (10µg/m^3). Il intègrera les particules primaires et secondaires : installations de combustion, chaudières, transports, chauffage au bois ».* Ce plan vise à réduire la pollution de fond par les particules de manière pérenne et non la seule gestion des pics de pollution par la mise en œuvre d'actions dans les secteurs du domestique, de l'industrie et du résidentiel/tertiaire, des transports, et enfin de

[3] Instauré par l'article 37 du Grenelle 1.

l'agriculture. Aujourd'hui, force est de constater que l'objectif des « 30 % » ne sera probablement pas atteint en 2015 ;

- la loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (dite Grenelle 2), complète, applique et décline localement le Grenelle 1 au travers de 248 articles et six grands chantiers (dont celui de la santé-environnementale) ;

- l'année suivante voit la publication du décret n° 2011-678 du 16 juin 2011 relatif aux schémas régionaux du climat, de l'air et de l'énergie (SRCAE). Ils intègrent dans un seul document, élaboré conjointement par les préfets de région et les présidents de conseils régionaux, les thématiques de la réduction des émissions de gaz à effet de serre, de la maîtrise de la demande énergétique, du développement des filières d'énergies renouvelables, de la qualité de l'air et de l'adaptation aux effets du changement climatique. Ils se substituent aux plans régionaux pour la qualité de l'air (PRQA) mis en place par la LAURE ;

- l'élaboration et la révision des plans de protection de l'atmosphère (PPA), entreprises depuis 2010, illustrent concrètement la nouvelle donne locale en matière d'amélioration de la qualité de l'air ;

- le 6 février 2013, le Comité interministériel de la qualité de l'air (CIQA) a présenté un plan d'urgence de la qualité de l'air (PUQA) qui propose 38 mesures au travers de 5 priorités ;

- à l'échelle supranationale, 2013 se distingue comme l'année européenne de la qualité de l'air. Elle aboutira par l'élaboration d'un nouveau « paquet air » ;

- Le programme de réduction des émissions de polluants atmosphériques (PREPA) sera prochainement révisé.

Actuellement, une part substantielle de la population européenne, dont près de la moitié de la population française, reste confrontée à des dépassements de normes de qualité de l'air. Ces dépassements sont constatés en France depuis 2005, année à partir de laquelle le respect des valeurs limites est devenu obligatoire. L'Etat français fait ainsi l'objet d'une procédure contentieuse devant la Cour de Justice de l'Union Européenne depuis le 19 mai 2011 pour non respect des valeurs limites[4] applicables au polluant « PM_{10} ». Cet état des lieux ne tient pas compte des normes de la qualité de l'air préconisées par l'OMS, lesquelles sont bien plus strictes[5]. Ces dernières sont-elles réellement atteignables à court ou moyen terme ? La cible demeure encore très lointaine. Toujours est-il qu'une prise de conscience des enjeux de la qualité de l'air s'est largement développée chez les politiques, les citoyens et acteurs de la société civile.

[4] En 2013, 15 zones étaient concernées par les dépassements de la valeur limite de 50 µg/m^3 à ne pas dépasser plus de 35 fois par année civile, et/ou de la valeur limite de 40 µg/m^3 en moyenne annuelle.

[5] Valeurs recommandées : $PM_{2.5}$ = 10 µg/m^3 en moyenne annuelle, 25 µg/m^3 en moyenne sur 24 heures. PM_{10} = 20 µg/m^3 en moyenne annuelle, 50 µg/m^3 en moyenne sur 24 heures.

L'ensemble de ces éléments résume l'importance croissante que prend la thématique de la pollution de l'air dans notre société, sans pour autant égaler la thématique du changement climatique, sujets pourtant liés…

Il convient de rappeler que le climat des Alpes-Maritimes est défini comme typiquement méditerranéen. Mais il est aussi marqué par un climat montagnard au nord. En réalité, une variété de climats recouvre la variété des situations géographiques du département. A titre d'exemple, malgré leurs points communs, les climats des communes de Beaulieu-sur-Mer et de Saint-Laurent-du-Var, sur le littoral et relativement proches l'une de l'autre, ou encore de Caussols et de Saint-Martin Vésubie, toutes deux situées en montagne à environ 1 000 mètres d'altitude, sont nettement différents. En effet, la première est en position d'abri au pied d'un imposant relief tombant à pic en mer au Cap Roux, connaît des températures parmi les plus tempérées de l'hexagone, mais subit par contre les assauts du vent d'est lorsqu'il souffle de manière tempétueuse. D'ailleurs, la toponymie est ici convaincante. En effet, une plage et un quartier de Beaulieu-sur-Mer sont surnommés « la Petite Afrique » tant les températures sont douces, et certaines espèces végétales réputées « frileuses » s'y développent. La seconde, située à l'embouchure de la vallée du Var connaît de ce fait une ventilation plus régulière et guidée par la vallée, rythmée essentiellement par le cycle des brises, comme l'a expliqué Carrega (1994) dans une étude comparant les régimes de vents entre Saint-Jean-Cap-Ferrat (voisine de Beaulieu-sur-Mer) et Nice-Aéroport. Concernant les deux dernières communes citées, l'une est placée dans un environnement topographique ouvert sur un large poljé en rebord d'un escarpement rocheux dominant un plateau karstique aride, l'autre est située en fond de cuvette encadrée par des versants pentus et boisés non loin des vallons encaissés descendant des plus hautes cimes du Mercantour. Par conséquent, les paramètres comme la ventilation, l'insolation, les températures ou encore les précipitations sont très différents pour des lieux pourtant proches, aux altitudes identiques, et soumis au même type de climat général. Pour résumer, le titre d'une publication de Carrega (2000) est révélateur des singularités climatiques du département : *« Contes (Alpes-Maritimes françaises) : une vallée continentale et mal ventilée bien que proche de la mer »*.

Autre aspect climatique d'importance, le département est posté à la marge du couloir des perturbations zonales de secteur ouest et se trouve relativement abrité par le relief alpin des flux méridiens venant du nord. Les vents forts sont donc rares. Néanmoins, lorsqu'ils soufflent, ils contribuent à la dispersion des polluants et notamment à leur lessivage quand le vent d'est est accompagné de pluie.

Ainsi, la majeure partie de l'année, la situation météorologique à l'échelle synoptique engendre sur le département un temps calme avec un ciel clair et un vent faible, c'est-à-dire un temps radiatif. Situation d'autant plus franche et pérenne en saison estivale lorsque le gradient de pression anticyclonique demeure faible durant de longues périodes. Toutefois, une situation dépressionnaire peut très bien laisser place à un temps radiatif. C'est le cas classique d'une perturbation qui circule sur le golfe de Gênes, appelant un Mistral pouvant être soutenu jusque sur les marges orientales du Var et abandonnant les Alpes-Maritimes à un calme synoptique où l'effet radiatif peut alors s'exercer. Ainsi, ces conditions météorologiques générales confèrent au département un type de temps globalement peu perturbé, doux et ensoleillé, où l'effet du rayonnement solaire et du rayonnement terrestre jouent pleinement.

De ce fait, d'une part, le régime des vents thermiques assure principalement la ventilation du département, compte tenu des différences de températures dans les différents milieux

géographiques. D'autre part, la nuit, le mécanisme d'inversion thermique de rayonnement prévaut, car généralement le ciel est clair et le vent est calme.

En relief contrasté, les brises et inversions thermiques sont très fréquentes. Ces phénomènes météorologiques locaux sont donc fortement influencés par la topographie, c'est à dire par les caractéristiques du relief (altitude, pente, exposition…) et par les formes du terrain (cuvette, vallon…). Ils se définissent ainsi comme des topoclimats, concernent l'échelle locale et intéressent les basses couches de la troposphère en contact avec la surface terrestre. L'étude des topoclimats relève de la topoclimatologie, qui s'intéresse aux phénomènes météorologiques locaux directement sous l'influence de la topographie et qui jouent sur une échelle spatiale allant de la dizaine de mètres à plusieurs kilomètres. Les topoclimats étant combinés au comportement quotidien des paramètres thermiques et dynamiques de la couche limite atmosphérique, ils déterminent, ou non, la dispersion, l'advection, la recirculation et l'accumulation des polluants. C'est donc principalement avec les régimes topoclimatiques qu'il faut compter pour comprendre le devenir des polluants.

Cette thèse s'inspire d'une réflexion originale marquée par trois principaux constats qui ont préfiguré et constamment motivé mon souhait de travailler sur les thématiques des topoclimats et la pollution de l'air par les particules. Mon projet s'appuie également sur mon expérience professionnelle au sein du bureau de la qualité de l'air du ministère de l'écologie.

Tout d'abord, le premier constat qui suscite mon intérêt depuis des années, est visuel, olfactif, et on ne peut plus pédagogique en matière de topoclimatologie. En effet, qui ne s'est jamais fait enfumer par un feu de jardin dont les fumées stagnent près du sol et profitent à tout un quartier, ou aussi a pu constater une atmosphère brune ou âcre, de façon répétée et localisée ? Alors même qu'à l'échelle de la métropole azuréenne, l'état de la qualité de l'air annoncé par l'organisme de surveillance ne dépasse pas les seuils en vigueur, et est qualifié comme « bon » en vue de l'information du public, on ne respire plus ! Cela montre d'une part que la connaissance de la qualité de l'air est disparate. Une partie significative de la population du département est concernée, sans forcement s'en rendre compte ni le savoir, par le survol ou le blocage de masses d'air dont les niveaux de pollution sont plus ou moins élevés. D'autre part, cela indique que l'échelle spatiale prise en compte doit être affinée.

Ensuite, la prévalence des dépassements des normes de qualité de l'air pour le polluant « PM_{10} » depuis plusieurs années dans le département prouve que le problème est difficile à résoudre. Une partie des causes concerne les émissions du transport routier et du chauffage domestique (principaux contributeurs dans le département), notamment du fait des antagonismes[6] climat/qualité de l'air. L'examen des plans d'actions locaux relatifs à la qualité de l'air indique que les pouvoirs publics portent leurs efforts sur des politiques de réduction des émissions de polluants atmosphériques. Réduire les émissions est une préoccupation à laquelle les citoyens sont de plus en plus sensibles et répond à une obligation réglementaire. Pourtant, il manque un maillon dans l'approche du problème. En effet, la prise en compte de

[6] Particulièrement les moteurs diesel et le bois-énergie (bilan carbone considéré comme « neutre ») qui, vis-à-vis du défi climatique, sont « positifs » pour la réduction des teneurs de dioxyde de carbone (CO_2) dans l'atmosphère, mais ne le sont pas vis-à-vis de la qualité de l'air pour les émissions d'autres polluants atmosphériques comme les poussières, le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NOx), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les composés organiques volatiles (COV), les dioxynes et furannes (PCDD/F). Ces contradictions sont d'autant plus renforcées par l'ancienneté du parc de véhicules diesel et par l'obsolescence d'une partie du parc d'appareils de chauffage au bois indépendant.

la météorologie à une échelle spatio-temporelle adéquate mériterait une plus grande attention, d'autant plus pour des espaces où la météorologie se distingue par des phénomènes locaux (brises et inversions thermiques), comme c'est le cas dans les Alpes-Maritimes. Or, c'est bien ces derniers qui jouent souvent un rôle déterminant dans les niveaux de pollution atmosphérique.

Enfin, il existe un cliché idyllique qui voudrait que parce que le département est doté d'un cadre environnemental de qualité, celui-ci soit exempt de pollution du milieu aérien. Bien au contraire, son environnement physique est à la fois un atout et une contrainte en matière de pollution atmosphérique locale.

La finalité de cette thèse consiste à ce que l'amélioration des connaissances de la pollution de l'air par les particules, sous l'effet des topoclimats, serve à asseoir l'intérêt d'une gestion de la pollution atmosphérique d'une part appropriée au milieu géographique concerné, et d'autre part à l'échelle idoine. Aussi, l'intention secondaire consiste à rendre la production de connaissances scientifiques applicables, afin qu'elle soit utile aux acteurs locaux concernés. L'enjeu est double : de santé publique premièrement, et deuxièmement de résilience. Dans ce dernier cas, on considérera que la résilience d'un territoire tient dans la capacité des collectivités locales et des services déconcentrés de l'Etat à mettre en place des mesures spécifiques d'adaptation qui devront consacrer un axe fort à la réduction des inégalités d'exposition géographique.

A ce jour, deux exemples concrets d'adaptation vis-à-vis de contraintes météorologiques valent d'être présentés. Le premier exemple relève de l'interdiction du brûlage des déchets verts à l'air libre[7]. En résumé, le principe consiste en ce que le brûlage, quand il est autorisé par dérogation sous certaines conditions, doit être effectué à des horaires où l'air est thermiquement instable, c'est-à-dire selon la saison après le milieu de matinée jusqu'en fin d'après-midi. Le résultat étant que les fumées, et les polluants quelles contiennent, peuvent monter plus facilement en altitude et donc se diluer dans un volume d'air plus grand.

Le second sujet porte sur la prise en compte du rôle des inversions et des brises thermiques sur la pollution de l'air dans les vallées. A ce titre, une expérimentation menée par le ministère de l'écologie et ses services déconcentrés, l'ADEME[8], l'AASQA[9] Air Rhône-Alpes et les collectivités locales, est en cours dans la vallée de l'Arve[10] (Haute-Savoie). Le chauffage domestique au bois est un contributeur important aux émissions de particules dans cette vallée, en partie parce que le parc d'équipements de chauffage est ancien et donc fortement émetteur de diverses substances polluantes. Donc, afin de limiter son impact environnemental, tout en conciliant les différents objectifs climat/qualité de l'air pouvant être opposés, et en considérant le poids de la météorologie locale, il a été décidé de cibler, entre autres, les émissions du secteur domestique. Pour ce faire, une aide individuelle est destinée aux particuliers en résidences principales pour qu'ils renouvellent leurs équipements par de nouveaux appareils performants ou installent des inserts dans leurs foyers ouverts. Vis-à-vis

[7] Circulaire NOR : DEVR1115467C du 18/11/2011, relative à l'interdiction du brûlage à l'air libre des déchets verts. Disponible sur : http://circulaires.legifrance.gouv.fr/index.php?action=afficherCirculaire&hit=1&r=34130

[8] Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.

[9] Association Agrée de Surveillance de la Qualité de l'Air.

[10] Zone PPA en contentieux qualité de l'air pour le polluant PM_{10}.

des émissions du transport routier dans cette vallée, elles aussi importantes, il est prévu d'interdire d'octobre à avril la circulation des poids lourds en fonction de leur norme Euro.

Afin d'étayer ces propos, voici des éléments supplémentaires ayant conduit mes réflexions.

En France et plus encore dans le département des Alpes-Maritimes sacralisé par sa Côte-d'Azur douce et ensoleillée, la prise de conscience de l'impact d'une pollution environnementale, tant sur les écosystèmes que sur la santé ou encore l'économie, s'est opéré tardivement contrairement à une région comme le Nord-Pas de Calais pionnière en la matière car aux premières loges des problèmes d'environnement et de santé hérités de son passé. Pendant longtemps, le seul environnement important pour le développement économique des Alpes-Maritimes a été la mer, attractive pour la villégiature et la baignade. En témoigne l'histoire de la Riviera. Toutefois, la pollution de l'air par les particules et l'ozone troposphérique écorne cette image d'Epinal.

Localement, un exemple de prise de conscience fut la première mobilisation en 1999 d'élus, d'associations et d'habitants des vallées des Paillon situées dans l'arrière-pays niçois, pour protester contre les arrêtés préfectoraux autorisant la co-incinération de déchets par les cimenteries implantées dans ces vallées. Selon eux, celles-ci contribueraient à une dégradation supplémentaire de la qualité de l'air dans ces vallées déjà fortement « impactées » par les activités industrielles (carrières, cimenteries, incinérateurs), le trafic routier (norias de camions, mouvements domicile-travail), le chauffage au bois domestique et les brûlages de déchets verts réalisés par les particuliers. A cela s'ajoutent des conditions météorologiques peu dispersives, propices à la pollution atmosphérique. Par conséquent, les niveaux de polluants observés y sont importants. Ainsi, depuis plusieurs années, les populations s'interrogent sur les origines de la pollution et les risques sanitaires qu'elles encourent.

Les particules sont communément appelées par l'acronyme « PM » qui signifie « Particulate Matter » en anglais. Le nombre (par exemple 10-2,5-1) représente la borne supérieure de la fraction granulométrique des particules en micromètres (µm). Ainsi, pour les 3 fractions dites environnementales, on parle de PM_{10} pour les particules grossières, de $PM_{2,5}$ pour les particules fines et de PM_1 pour les particules ultra fines. Les particules dispersées dans un milieu gazeux sont aussi appelées aérosols ou poussières atmosphériques. Leurs propriétés dans l'atmosphère (concentration en masse et en nombre, composition chimique, distribution en taille, etc.) sont très hétérogènes dans l'espace et le temps. C'est donc un polluant difficile à appréhender, à mesurer et à modéliser. Dans les Alpes-Maritimes, les particules sont principalement issues du secteur du transport routier et du secteur résidentiel (chauffage domestique).

Les particules sont des substances polluantes au cœur d'enjeux sanitaires et réglementaires. Pour ces raisons, il était intéressant de se pencher sur ce polluant. A l'ouest du fleuve Var, les quatre analyseurs de particules[11] (répartis sur 3 sites) du réseau de surveillance de l'AASQA compétente sur le territoire (Air PACA) sont tous situés sur des communes du bord de mer. Le choix des sites de mesure répond à des règles précises, pour chaque typologie (urbain,

[11] Hormis les 3 stations nicoises (Nice Arson [de type urbain], Nice Promenade des Anglais [de type trafic] et Nice aéroport [de type observation]) et les 2 stations de type industriel (Peillon et Contes 2) installées dans les vallées des Paillon dans l'arrière-pays niçois, il y a 3 stations fixes dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes pour le suivi des PM_{10} : à Cannes Broussailles (de type urbain), Antibes Jean Moulin (de type périurbain) et Cagnes ladoumègue (de type urbain). Les $PM_{2,5}$ sont suivies par la station de Cannes Broussailles.

trafic, etc.) et en fonction de la zone à étudier (exposition de la population, industries, etc.). Leur localisation n'est donc pas due au hasard. Ces règles sont définies au niveau européen. Par conséquent, malgré ces quatre postes, la pollution par les particules reste globalement peu connue dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes entre les Préalpes et la frange littorale urbanisée. Or, ce territoire mérite que l'on si intéresse d'abord parce qu'il a été peu exploré[12], et ensuite parce qu'une part substantielle de la population est exposée à des niveaux importants. De plus, si la topographie et les conditions météorologiques sont des critères d'implantation des sites de mesure du réseau de surveillance d'Air Paca, les stations n'ont pas vocation à étudier les relations avec les topoclimats. De plus, ces sites ne sont pas nécessairement semblables avec les espaces étudiés ici. C'est pourquoi, il convenait d'obtenir des données supplémentaires par l'installation temporaire d'autres postes de mesures des particules, et également en lien avec des données météorologiques observées au même endroit et non au poste de Météo-France le plus proche. Toutefois, les données du réseau d'Air Paca, gratuites et facilement disponibles à tout un chacun, représentent une information riche qui a été exploitée tant en termes de repères qu'à des fins de comparaisons.

Il existe deux thématiques dans lesquelles je me suis professionnellement engagé récemment. Désormais aux centres de nombreux travaux, elles méritaient un plein travail. D'une part, il est apparu intéressant d'explorer le domaine de la chimie atmosphérique en caractérisant les sources d'émissions des particules mesurées. D'autre part, il était important de ne pas négliger l'approche locale par la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Les outils de prévision sont en amélioration constante et offrent des résultats satisfaisants. Pour autant, la modélisation des PM_{10} dans un espace littoral montagneux est-elle « si simple » ? L'information publique donnant des niveaux estimés de PM_{10} à l'échelle urbaine, n'est-elle pas trop globale et lissée pour un tel environnement physique ? Certes les inventaires sont de plus en plus précis dans le temps, dans l'espace et dans le recensement des sources, mais il demeure des manques comme les données relatives aux brûlages des déchets verts, à la remise en suspension, aux particules secondaires et aux apports extérieurs. Aussi, l'outil de modélisation[13] utilisé à l'échelle urbaine par l'AASQA Air PACA[14] simule-t-il fidèlement les phénomènes météorologiques « hyper » locaux comme les brises de pentes et les inversions thermiques, ainsi que leurs effets sur les champs de pollution aux particules ?

La volonté est ici de travailler à fine échelle spatiale. En effet, en général, l'approche météorologique de la pollution de l'air est à mon sens encore souvent abordée sous l'angle « macro-échelle », surtout là où la géographie est singulière. L'échelle locale reste vite abordée. Parfois, elle est même complètement écartée des réflexions. Or, l'approche météorologique à l'échelle locale, c'est-à-dire par les topoclimats, devrait être incontournable. En effet, les topoclimats exercent une vraie contrainte dans les Alpes-Maritimes. C'est ce qui fait que lorsque l'on habite en fond de cuvette, on respire généralement plus de polluants que son voisin situé à peine 50 mètres plus haut sur une crête. Le fait est que cette vérité ne peut

[12] Malgré les connaissances acquises par le suivi continu à partir des stations fixes du réseau d'Air PACA, des mesures de PM_{10} en site mobile à « Grasse Piscine » (Air PACA, 2013), ou encore de modélisation sur la communauté d'agglomération de Sophia-Antipolis (Air PACA, 2012) et à Antibes quotidiennement (sur la plateforme de modélisation AIRES Méditerranée).

[13] En l'occurrence ADMS-Urban.

[14] Chargée d'informer « *la population sur la qualité de l'air constatée et prévisible dans leur zone de compétence* » (article R.221-4 du code de l'environnement).

être appréciée que par une vision locale, sans bien entendu s'affranchir des échelles supérieures.

En dépit des progrès technologiques et informatiques naturellement appréciés, le terrain et la mesure[15] doivent rester au cœur de tout travail de géographie physique et non pas être une alternative. Ne serait-ce que pour appliquer la théorie à la pratique, pour valider des données et pour comprendre et caractériser l'organisation des phénomènes dans l'espace. Mais aussi tout simplement parce qu'il « faut bien aller voir »… C'est pourquoi cette thèse privilégie l'expérimentation *in situ*.

Ces éléments ont été un guide. Il a permis de mieux comprendre le comportement à fines échelles de la pollution atmosphérique particulaire en relief contrasté, sous l'effet des topoclimats. Dans le sud-ouest du département, l'état des connaissances restait jusqu'à présent parcellaire et méritait d'être développé. Les travaux qui ont été engagés n'ont pas la prétention de couvrir l'ensemble de l'espace considéré, mais ils sont en revanche désormais plus distinctifs de l'espace étudié.

Les sites d'études s'inscrivent dans le département des Alpes-Maritimes. Ce département tire son nom de l'existence d'un relief vigoureux, compartimenté, voire tourmenté par endroits. C'est un des espaces français où les éléments géographiques, que sont ici le relief et la mer Méditerranée, s'opposent aussi nettement. En effet, les montagnes qui connaissent des cimes dépassant les 3 000 mètres dans le massif du Mercantour, plongent presque directement en mer où elles n'offrent qu'une mince frange côtière, voire inexistante à l'est de Nice où dominent promontoires et pitons rocheux. Cet espace présente également un visage topographique plus tranquille dans la partie sud-ouest du département[16] qui englobe, entre autres, les plans provençaux au sein d'un quadrilatère délimité par les villes de Cannes au sud-ouest, Cagnes-sur-Mer à l'est, Grasse au nord-ouest et Vence au nord (annexe 1). Les deux dernières villes sont situées au front des Préalpes, tandis que les premières sont localisées en bord de mer. C'est dans cette zone que s'est porté le choix des terrains d'études pour lesquels la topographie est contraignante et où il y a un intérêt topoclimatique en termes d'instrumentations, qui plus est inédites. Ce sont donc des raisons « méthodo-géographiques » (intérêt du site), mais aussi pratiques (accès aux terrains et sécurisation des matériels très coûteux sur des domaines privés) qui m'ont amenées à choisir comme terrains d'études plusieurs lieux des arrières-pays cannois, grassois et vençois et les sites d'Auribeau-sur-Siagne et Vence pour les mesures fixes menées sur le long terme.

C'est sur la mince frange côtière que se concentrent les agglomérations azuréennes, principales émettrices de polluants du département. Parmi ces polluants, on trouve des particules primaires émises directement, soit par les activités humaines (les pratiques domestiques, les industries, les transports), soit par des processus naturels (l'érosion des sols, les embruns marins, les feux de forêts, etc.) et des particules secondaires résultant des transformations chimiques dans l'atmosphère.

La pollution de l'air n'est évidemment pas répartie de manière homogène dans le temps et dans l'espace. Les topoclimats sont un protagoniste de la pollution de l'air au sein de cet

[15] Même rudimentaire et effectuée dans des conditions parfois difficiles. Aussi, le bricolage est souvent le meilleur allié pour se sortir d'imprévus et pour créer ses propres données, à moindres frais, lorsqu'elles n'existent pas.

[16] La partie sud-ouest du département, espace d'étude de cette thèse, correspond à l'entité administrative de l'Arrondissement de Grasse, voir annexe 1.

espace littoral montagneux. Ils sont un maillon fort pour appréhender la pollution de l'air. En ce sens, la problématique de cette thèse consiste à comprendre pourquoi et comment la météorologie locale influence la variabilité spatio-temporelle des concentrations de particules ? Quatre axes déclinent cette problématique :

- premièrement, qu'en est-il du comportement spatial et temporel des concentrations de particules sous l'effet des flux d'air aux directions alternées ou bloquées par les inversions thermiques ? Autrement dit, quelles concentrations massiques peut-on retrouver aux échelles spatio-temporelles fines, sous l'effet de la brise d'amont (terre-montagne), de la brise d'aval (vallée-mer) et de la stratification thermique ? Aussi, comment se comportent et qu'expriment les différentes fractions de particules mesurées en masse ?

- deuxièmement, quels rôles peuvent jouer différents paramètres météorologiques sur les concentrations de PM_{10}, à court terme et à long terme ?

- troisièmement, quelles sont les sources contributrices aux niveaux des PM_{10} mesurés ?

- quatrièmement, la simulation des niveaux de PM_{10} est-elle fiable en terrain complexe et marqué ? En d'autres termes, la modélisation est-elle capable de représenter, à fine échelle spatio-temporelle, l'influence des topoclimats sur les concentrations de PM_{10} ?

Pour répondre à ces questions, plusieurs objectifs ont été fixés :

- acquérir des données inédites de concentrations en masse de différentes tailles de particules lors de campagnes de mesures fixes (quelques jours) et itinérantes (quelques heures à différents moments du jour et de la nuit) à Auribeau-sur-Siagne, Pégomas, Grasse, Le Tanneron, Cannes-la-Bocca et Vence. Ces données ont été obtenues grâce au prêt d'un appareil à lecture optique des particules, de marque GRIMM, modèle 1.108, prêté par le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) de Marne-la-Vallée, ainsi qu'un autre appareil à lecture laser, de marque Turnkey Instruments Ltd, modèle DustMate, fourni par l'équipe Gestion et Valorisation de l'Environnement (GVE), de l'UMR 7300 du CNRS Espace de l'Université de Nice Sophia-Antipolis ;

- acquérir des données météorologiques de manières fixes (installations de stations météorologiques) et itinérantes (sonde et anémomètre portatif) ;

- mieux saisir les mécanismes de ventilation d'un site en étudiant les écoulements d'air par des instrumentations au-dessus des arrières-pays cannois et vençois, avec des lâchers de ballons équilibrés à niveau de pression constant, dits ballons CLB (Constant Level Balloon). Ces ballons, suivis par des instruments optiques, ont la faculté de se comporter comme une bulle d'air dont les mouvements représentent ceux de la masse d'air dans laquelle ils se situent. Ils permettent de comprendre les trajectoires de l'air sur quelques kilomètres à basses altitudes. Des ballons sondeurs ont également été utilisés pour traverser verticalement les masses d'air ;

- étudier sur le court terme et le long terme la variabilité temporelle des PM_{10} en fonction de différents paramètres météorologiques. Pour y arriver, l'Université Humboldt de Berlin nous a prêté un camion laboratoire équipé d'une station

météorologique et d'un appareil de mesure réglementaire[17] des PM_{10}, le TEOM-FDMS. Ce camion a été installé sur un terrain privé à Vence durant près de 7 mois et demi, du 22 novembre 2012 au 05 juillet 2013 ;

- caractériser chimiquement les particules mesurées par le TEOM-FDMS afin de déterminer les origines et évaluer les contributions de celles-ci. Les filtres ont été analysés par l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) ;

- enfin, tester la capacité du logiciel de dispersion atmosphérique ADMS-Urban 3.1 à simuler en terrain complexe les effets des topoclimats sur les concentrations de PM_{10}. Elaborer des cartes horaires de champs de pollution par les PM_{10} sur un petit domaine géographique encaissé. Ce travail de modélisation s'est fait grâce à un partenariat avec la société NUMTECH.

Pour l'essentiel, cette thèse emploie une démarche scientifique inductive. C'est-à-dire que sur le terrain, des faits (flux d'air, inversions thermiques, niveaux de particules) ont été observés et caractérisés par des mesures (CLB, analyseurs, sondes), dont l'occurrence et la répartition dans le temps et l'espace ont permis de définir des relations entre eux et de déterminer des règles générales (par exemple : une brise d'aval advecte les particules en amont). La démarche déductive a aussi été utilisée, en particulier dans le cas de la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Toutefois, même si l'approche empirique prévaut ici, les deux démarches scientifiques n'ont jamais été vraiment opposées ou traitées indépendamment l'une de l'autre. Même si le point de départ était l'observation des faits *a posteriori*, c'est avec un regard *a priori*, basé sur les connaissances acquises antérieurement en la matière que la réflexion a été menée.

Les méthodes de travail employées ont mis en œuvre des techniques instrumentales (ballons équilibrés, stations météorologiques, analyseurs de particules, sondes), statistiques, et de chimie analytique (spéciation chimique). Dans une moindre mesure, mais tout aussi riche d'enseignements, l'approche qualitative a été valorisée comme le suivi visuel des ballons sondeurs ou des fumées issues des brûlages de déchets verts comme traceurs des masses d'air. S'agissant des données, celles-ci ont été exploitées d'une part de manière empirique où la réitération des phénomènes a permis de dégager des liens de causes à effets, et d'autre part selon différentes méthodes statistiques basées sur des variables explicatives, choisies dès le départ, en fonction de leur intérêt pour alimenter le modèle statistique ou parce qu'il s'agissait simplement des seules disponibles. Dans ce cas, la nature des liens a été établie sur la base des performances des résultats, tout en considérant le fait que certains échantillons ne sont pas totalement représentatifs du domaine spatial et temporel qu'ils couvrent. Par conséquent, certaines des conclusions présentées doivent être considérées avec mesure.

Cinq parties structurent cette thèse. Les deux premières sont générales :

- la première partie décrit les principaux aspects atmosphériques de la basse troposphère ainsi que le rôle des facteurs géographiques locaux sur les phénomènes météorologiques ;

[17] Décrite dans la norme EN 12341 (1999).

- la seconde partie présente ce que sont les particules atmosphériques, et rappelle leurs effets sanitaires sur l'être humain.

Les trois parties suivantes fondent le cœur de la thèse et apportent les enseignements caractérisant, à différentes échelles spatio-temporelles, le rôle des topoclimats sur la pollution de l'air par les particules. Elles se consacrent à la pratique, à la mesure et à la vérification d'hypothèses :

- la troisième partie développe les descriptions et les instrumentations des mesures des topoclimats et des particules effectuées à fines échelles ;

- la quatrième partie se consacre à une étude de la variabilité temporelle des concentrations de PM_{10} en fonction de plusieurs paramètres météorologiques. Un chapitre aborde également de manière exploratoire la thématique de la chimie atmosphérique. Il a vocation à déterminer les contributions de différentes origines des PM_{10} par caractérisation chimique ;

- la cinquième partie met en œuvre une modélisation à fine échelle spatio-temporelle de la dispersion atmosphérique des PM_{10} en terrain complexe.

PARTIE I : PRINCIPAUX ASPECTS DE LA BASSE TROPOSPHERE, ET LE ROLE DES FACTEURS GEOGRAPHIQUES LOCAUX SUR LES PHENOMENES METEOROLOGIQUES

A titre préliminaire aux campagnes de terrain et au cœur de cette thèse, mais aussi parce que cela est primordial, cette première partie se consacre à appréhender les principales caractéristiques de l'atmosphère, ainsi qu'à comprendre les phénomènes topoclimatiques. Certains exemples, pour leur intérêt pédagogique, ne concernent pas uniquement le domaine méditerranéen.

Préalablement, on en profite ici pour rappeler, même brièvement, la structure et la composition de la couche gazeuse qui entoure la Terre, l'atmosphère. Les différences de températures et de pressions à différentes échelles spatiales et temporelles font de l'atmosphère un fluide gazeux en perpétuel mouvement. En se basant sur le profil vertical de la température[1], d'après Hufty (2001) la stratification de l'atmosphère (fig. 1) est la suivante :

- la troposphère, dont l'altitude va jusqu'à 8 km à 18 km selon la latitude et la saison. On y trouve les ¾ de la masse de l'atmosphère. D'une manière générale, même si on y trouve des inversions thermiques qui se forment et se dispersent continuellement, la température baisse avec l'altitude ;
- la stratosphère, où la température est relativement stable dans les premiers kilomètres puis s'élève ;
- la mésosphère voit sa température baisser ;
- enfin, la thermosphère où la température augmente jusqu'à dépasser les 1 000°C.

La figure 1 montre également deux couches où le gradient thermique est positif, à savoir : la stratosphère et la thermosphère. Ces couches sont matérialisées à partir des niveaux de discontinuités thermiques, appelées tropopause et mésopause, où la température cesse de baisser (Péguy, 1970).

[1] Il existe plusieurs façons de présenter la structure verticale de l'atmosphère : soit selon l'évolution de la température en fonction de l'altitude, comme ici ; soit selon la composition chimique de l'air (homosphère et hétérosphère) ; on rajoute parfois sa structure électromagnétique (ionosphère et magnétosphère).

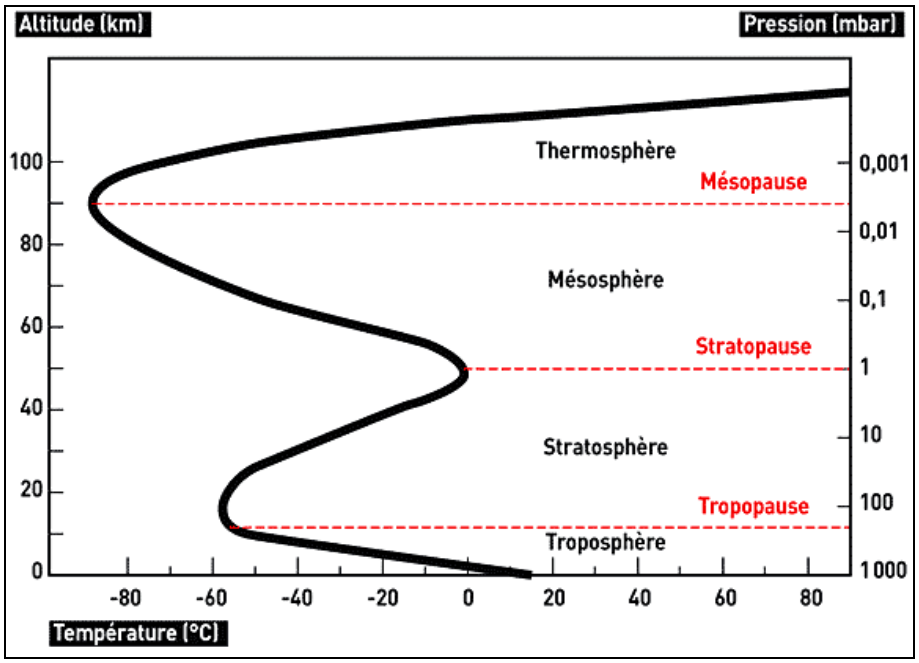


Figure 1. Structure verticale de l'atmosphère. (Source : www.cea.fr).

L'air sec atmosphérique, c'est à dire privé de sa vapeur d'eau, est un mélange composé principalement de deux gaz, l'azote et l'oxygène respectivement dans les proportions suivantes : 78 % et 21 % du volume d'air sec. Le 1 % restant est composé de gaz minoritaires comme le dioxyde de carbone, l'hydrogène, l'ozone, le méthane, etc. L'atmosphère, dans son état normal, contient de la vapeur d'eau en quantité variable, de 0,1 % du volume d'air dans les régions sèches et froides à 5 % en zones équatoriales (Beltrando et Chémery, 1995 ; Hufty, 2001).

Sont également présents dans l'air, de nombreux gaz et aérosols dont certains sont toxiques pour la santé humaine et les écosystèmes. L'atmosphère véhicule les polluants primaires naturels ou anthropiques depuis leur source d'émission. Transport durant lequel ils réagissent entre eux pour donner des polluants secondaires, comme l'ozone troposphérique par exemple. Enfin, ces substances polluantes se déposent soit par le biais de l'apesanteur (dépôt sec), soit par lessivage par la pluie, le brouillard et la neige (dépôt humide), et elles sortent ainsi du milieu aérien.

Le premier chapitre rappelle les principaux caractères thermodynamiques de la basse troposphère. La pollution atmosphérique concerne en partie cette couche. Les substances polluantes présentes y subissent des phénomènes d'advection (transport horizontal sous l'effet du vent) et de convection (transport vertical vers le haut par excès de flottabilité) (Masclet, 2005). L'air y est donc fortement brassé par les mouvements turbulents. Cela fait de la troposphère le siège des mouvements désorganisés horizontaux et verticaux. A la base de la troposphère se situe la couche limite atmosphérique influencée directement par la surface terrestre et le cycle diurne (Sportisse, 2008). Enfin, il est démontré que les vents thermiques assurent l'essentiel de la ventilation du sud-ouest des Alpes-Maritimes.

Dans le second chapitre, l'étude du rôle des facteurs géographiques locaux sur les phénomènes météorologiques se situe dans un emboîtement d'échelles qu'il convient de préciser. Localement, les irrégularités et les spécificités de la surface terrestre influencent les

paramètres météorologiques. En effet, la topographie, l'urbanisation, la nature des terrains et la mer, déterminent notamment les paramètres météorologiques locaux.

CHAPITRE 1. LES PRINCIPAUX CARACTERES THERMODYNAMIQUES DES BASSES COUCHES DE LA TROPOSPHERE

La relation émissions/immissions[2] n'est pas linéaire. Le problème serait alors facilement réglé. Les concentrations des polluants primaires sont généralement maximales près des sources d'émission, puis tendent à diminuer avec l'éloignement, du fait de leur dilution dans l'air (Philippe, 2004). Les paramètres météorologiques (vent, pression, température, etc.) déterminent entre autres, l'état de stabilité de l'air et sont donc la clé des niveaux de pollution. Ils permettent la dispersion, ou au contraire, la stagnation des polluants.

C'est pourquoi il est essentiel de connaître la structure verticale de la troposphère (1.1) et de préciser le rôle du vent (1.2), afin de saisir la façon dont ils agissent sur la dispersion des polluants. En ce qui concerne le vent, il faut préciser son rôle particulier. En effet, s'il souffle fort en un lieu donné, il contribue à faire baisser les niveaux de polluants. En revanche, il permet éventuellement la remise en suspension de substances préalablement déposées au sol, voire arrache des matériaux géologiques fins d'autant plus si le vent est régulier et fort, que la nature du sol et le couvert végétal le permettent (érosion éolienne). Cela peut donc induire une hausse des concentrations de poussières à proximité de ces sources. Quant au transport déclenché par le vent, fort ou pas, il occasionnera une pollution de l'air subie aussi bien à des centaines de kilomètres des sources d'émissions (exemple du Sirocco), que localement avec l'advection de masses d'air polluées sur des espaces exempts de sources polluantes.

1.1. Structure verticale, stabilité et instabilité de l'air

1.1.1. Les principes généraux

La troposphère connaît une décroissance de la pression atmosphérique (a) (fig. 2) et de la température (b) avec l'altitude (fig. 3), et de la teneur en vapeur d'eau (c) avec la température (fig. 4).

[2] L'immission caractérise la concentration d'un polluant dans l'air ambiant.

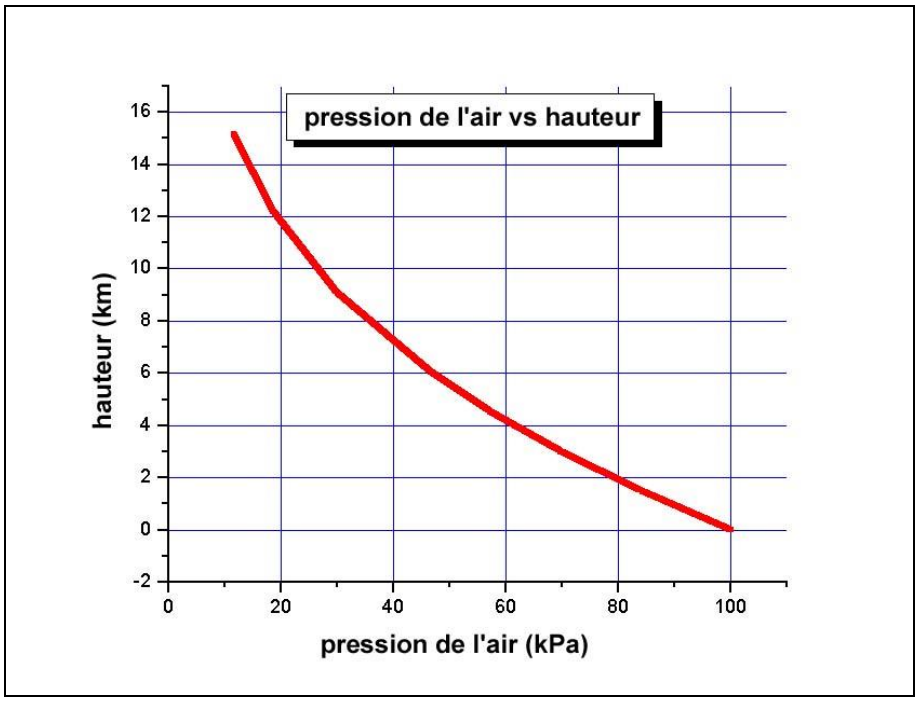


Figure 2. La pression atmosphérique diminue à mesure que l'altitude augmente. 1 kPa = 10,3 hPa. (Source : www.asc-csa.gc.ca).

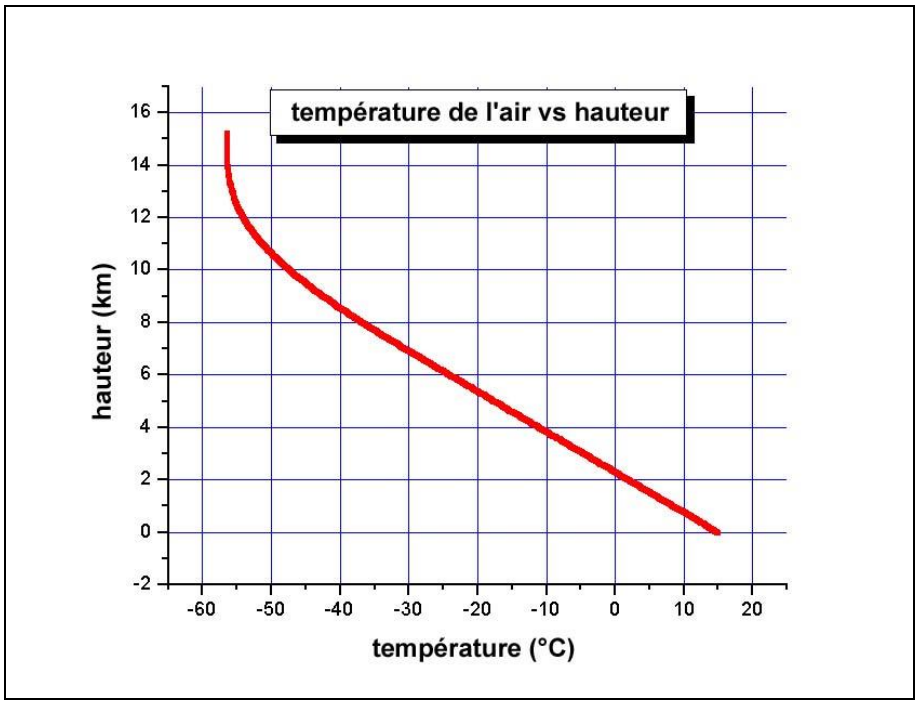


Figure 3. Diminution théorique linéaire (à droite) de la température en fonction de l'altitude. La stratosphère commence à l'altitude à laquelle le gradient vertical devient non linéaire (à gauche), puis augmente avec l'altitude. (Source : www.asc-csa.gc.ca).

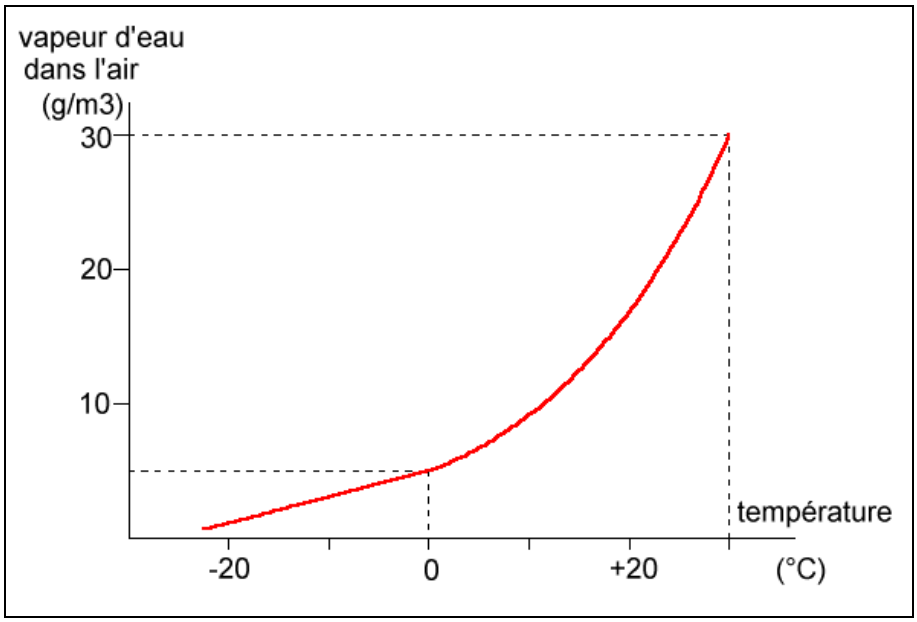


Figure 4. Quantité de vapeur d'eau pouvant être contenue dans l'air : elle est d'autant plus grande que la température est élevée. (Source : Université de Picardie).

(a) L'atmosphère pèse un poids sur la surface terrestre et exerce ainsi une pression, dite atmosphérique. Elle vaut en moyenne 1013,25 hectopascals (hPa) au niveau de la mer. La pression atmosphérique diminue avec l'altitude[3] puisque la colonne d'air qui exerce la poussée au-dessus d'un point devient moins épaisse quand on s'élève (Torricelli, Pascal, Bernouilli). Plus on s'éloigne de la surface terrestre, plus la pression et la densité de l'air baissent (Beltrando et Chémery, 1995). Le plus grand changement se fait au niveau de la mer. Cela s'explique, de manière simplifiée, parce que toute l'atmosphère est soumise à l'attraction terrestre, d'où une plus forte concentration des gaz près du sol (Péguy, 1970 ; Godard et Tabeaud, 1998). La loi de l'équilibre hydrostatique montre que la pression, à tous les niveaux, décroît de façon logarithmique avec l'altitude (Hufty, 2001). Afin de faciliter les analyses, des correspondances entre altitude et pression atmosphérique sont établies en atmosphère standard. Quelques uns des niveaux de référence sont les suivants : 1 015 hPa en surface, 700 hPa à 3 000 mètres, 500 hPa à 5 600 mètres et 300 hPa à 9 200 mètres.

(b) La température diminue avec l'altitude. Trois raisons peuvent expliquer pourquoi les premières couches d'air près du sol sont les plus chaudes :

- lorsque l'on s'élève, l'air se raréfie, autrement dit il y a moins de gaz atmosphériques disponibles (en particulier la vapeur d'eau et le dioxyde de carbone) pour que le processus d'absorption transforme certaines radiations (solaires et telluriques) en chaleur ;
- la pression décroît avec l'altitude, comme vu plus haut, et l'effet de détente des gaz explique le refroidissement (effet de la cinétique des gaz) ;

[3] On observe une décroissance de 1 hPa quand on s'élève de 8 mètres dans les basses couches, 1 hPa pour 10 mètres vers le niveau 700 hPa. Le taux de décroissance n'est pas constant. Il est plus important en air froid qu'en air chaud, et décroît quand l'altitude augmente (Triplet et Roche, 1986).

– le jour, le sol chauffé par le rayonnement solaire réchauffe l'air sus-jacent grâce au transport turbulent de chaleur (Sportisse, 2008). Ainsi le sol transmet de la chaleur aux couches inférieures.

En présence d'un relief complexe, comme c'est le cas dans le département des Alpes-Maritimes, Douguédroit et De Saintignon (1984) proposent qu'en montagne, la décroissance de la température du sol vers la troposphère puisse s'exprimer en théorie par une fonction t = f(z), où t est la température et z l'altitude. La dérivée de cette fonction par rapport à z, d f(z)/dz est le gradient altitudinal. Ce gradient est considéré comme une constante dans une masse d'air homogène, c'est à dire que la relation t = f(z) est linéaire. Ainsi, on considère que ce gradient est négatif et décroît en moyenne d'environ 0,65°C par 100 mètres (gradient vertical de température en atmosphère standard dans les basses couches de la troposphère, tangente de l'adiabatique sèche de l'émagramme dans les basses couches). Cette valeur est communément admise pour exprimer le gradient thermique rencontré généralement, que ce soit en plaine ou en montagne, aux latitudes tempérées.

Néanmoins, dans la réalité, ceci est plus complexe dans la mesure où une masse d'air est rarement homogène (l'atmosphère standard n'existe pas dans la réalité). A titre d'exemple, on se référera aux travaux de Carrega (1994) qui montrent que le gradient vertical varie fortement dans les Alpes-Maritimes, d'une part selon les types de temps (ou heures) avec le comportement des températures minimales et maximales, et d'autre part selon le mois de l'année. L'auteur conclue qu'à altitude égale, les différences de sites peuvent engendrer d'importants écarts de températures, et que finalement *« l'altitude n'est un facteur vraiment dominant que le jour »* (Carrega, 1994). Cette décroissance n'a pas de caractère systématique dans les trois premiers kilomètres d'altitude. En effet, Pédelaborde (1970) précise que la température décroît selon ce gradient à partir de 3 000 m jusqu'à la tropopause. En deçà, les masses d'air sont hétérogènes, se superposent, et sont soumises à une turbulence permanente. L'exemple fréquent est l'air chaud qui recouvre de l'air froid créant une discontinuité thermique au-delà de laquelle la température ne baisse plus mais augmente (gradient positif), constituant une inversion de température.

(c) L'air contient toujours de l'eau à l'état gazeux, c'est-à-dire de la vapeur d'eau. Cette vapeur d'eau est l'humidité atmosphérique qui s'exprime de deux principales manières, absolue et relative. Ces dernières représentent l'état hygrométrique de l'air. Dans le cas présent, on retiendra seulement l'humidité absolue qui est la teneur en vapeur d'eau de l'air et se définit par la tension de vapeur d'eau en hPa ou par le rapport de mélange, c'est-à-dire, la masse de vapeur d'eau en grammes contenue dans une parcelle d'air sec d'un kg, noté : $r_v = M_v / M_s$

où :
r_v = rapport de mélange de la vapeur d'eau (v) en g/kg,
M_v = masse de vapeur d'eau en grammes,
M_s = masse d'air sec en kilogrammes.

L'humidité absolue est liée à la température de l'air. Plus l'air est froid, et moins il peut contenir de vapeur d'eau. Cette humidité absolue détermine la valeur limite maximum, c'est-à-dire la tension de vapeur maximale (saturante), à partir de laquelle l'air sature et se condense en eau. La tension de vapeur maximale (saturante*) « ne dépend que de la température dont elle est fonction croissante »* (Triplet et Roche, 1986). Quant à la tension réelle (ou tension de vapeur du moment), elle n'est pas nécessairement fonction de la température. Pour ces

raisons, la décroissance de la température avec l'altitude s'accompagne d'une baisse du degré hygrométrique.

1.1.2. Stabilité et profil de température

Il faut considérer les cas de l'air sec et de l'air saturé en vapeur d'eau, ce qui préfigure la notion d'adiabatique (fig. 5). L'adiabatique correspond au taux de décroissance de la température dans l'air sec (pseudo-adiabatique dans l'air saturé). Dans l'atmosphère, les parcelles d'air[4] se déplacent verticalement suivant les lois adiabatiques.

Pour simplifier, la transformation adiabatique consiste en ce qu'une parcelle d'air se déplace verticalement dans l'air sans échange de chaleur avec son environnement. Schématiquement, lors de l'ascendance (détente) elle se refroidit dans l'air sec de 1°C environ par 100 mètres, et lors de la subsidence (compression) elle se réchauffe environ de 1°C par 100 mètres. Dans l'air humide[5], c'est le même processus mais respectivement d'environ 0,5°C par 100 mètres. Dans la réalité, le phénomène est toutefois plus complexe. En effet, ce qui compte, c'est la chaleur libérée par la condensation (la vapeur d'eau disparait et se transforme en eau liquide). Autrement dit, c'est *« cette libération interne de chaleur de condensation au sein de la particule saturée qui atténue le refroidissement provoqué par la détente »* (Triplet et Roche, 1986). Or, celle-ci est d'autant plus importante que l'air est chaud, donc plus il fait chaud, moins la température baisse (dans de l'air saturé). Le gradient thermique est donc moindre quand l'air est saturé.

Pour illustrer ces propos, l'étude d'un cas concret sur un émagramme est incontournable. L'exemple suivant montre les transformations adiabatiques sur un émagramme à 90° (fig. 5)[6]. Au préalable, présentons ce diagramme thermodynamique qui est relativement complexe.

Ce graphique est un émagramme composé d'une grille assemblant des échelles de températures, de pressions et d'altitudes. On remarque dans un premier temps que les lignes isothermes (égales températures) sont continues et verticales. L'écartement des isothermes est constant et donc linéaire. Les lignes isobares (égales pressions) sont continues et horizontales (en ordonnée gauche). Les cotes vont décroissant de bas en haut, tracées de 100 hPa en 100 hPa, et l'écartement n'est pas constant puisque l'échelle des pressions est logarithmique. En ordonnée droite, les lignes d'altitudes, continues, s'incurvent progressivement en montant.

Ensuite, on voit que ce quadrillage est complété par un réseau de lignes inclinées, continues, tiretées et pointillées. Ce sont les lignes adiabatiques[7] (sèches et saturées) et les lignes de

[4] D'après Sportisse (2008), une parcelle d'air s'imagine comme un ballon de montgolfière, sans son voile, où les particules d'air sont homogènes. Cet ensemble vérifie les propriétés suivantes : la parcelle se déplace de manière adiabatique ; elle a sa propre température différente de celle l'environnant ; les pressions de la parcelle d'air et de l'air environnant s'équilibrent à l'interface.

[5] L'air humide est un mélange d'air sec et de vapeur d'eau non saturée. L'air humide peut encore absorber de la vapeur d'eau puisqu'il n'y a pas d'équilibre entre les phases gazeuse et liquide. La présence d'eau liquide dans une particule d'air humide donnera lieu à de l'évaporation. L'air saturé, lui, est un mélange d'air sec et de vapeur d'eau saturante. Il y a équilibre avec les gouttelettes d'eau en suspension, ce qui correspond à l'air nuageux. Cet équilibre est très changeant par nature et occasionne la formation ou la dissipation d'une masse nuageuse (Triplet et Roche, 1986).

[6] En France, on utilise habituellement l'émagramme 761, incliné à 45°.

rapport de mélange. Les premières font apparaître le refroidissement lié aux détentes adiabatiques sèches et pseudo-adiabatiques, et inversement, c'est-à-dire les compressions adiabatiques qui provoquent le réchauffement.

Les secondes correspondent, pour une température et une altitude, à la masse de vapeur d'eau que peut contenir l'air au maximum. Ces lignes sont cotées en g/kg. Pour savoir où le rapport de mélange est saturant (altitude de formation d'un cumulus par exemple), il faut disposer des valeurs du point de rosée (td) et de la température (T). Par exemple, avec au sol T : 25°C et td : 0°C, on trace à partir de T une ligne parallèle à l'adiabatique sèche correspondant au refroidissement adiabatique de la particule d'air qui s'élève. On procède de même à partir de la valeur du td, mais en suivant cette fois la ligne de rapport de mélange. Il y a condensation et formation du cumulus au croisement des deux lignes, à une altitude de 3 200 mètres (fig. 5, en bleu).

La particule d'air, désormais saturée, suivra ensuite dans le nuage la ligne pseudo-adiabatique saturée et se refroidira moins vite que dans l'air sec. Il fera environ -10°C au milieu du nuage dans cet exemple. Autre exemple (en vert sur la fig. 5) : soit une particule d'air sec de 10°C à environ 5600 mètres d'altitude, si celle-ci s'élève de façon adiabatique jusqu'à 8000 mètres d'altitude, alors la particule aura une température de -20°C. Si elle redescend adiabatiquement de 500 mètres, alors sa température sera de -15°C.

[7] On remarque également sur l'émagramme, compte-tenu du fait que la libération de chaleur latente limite le refroidissement provoqué par la détente, que les pseudo-adiabatiques sont moins inclinées par rapport aux isothermes que les adiabatiques sèches. Toutefois, à très basses températures, l'écart entre ces lignes disparait. *« Ceci est dû au fait, que la quantité d'eau condensée qui apparaît au cours des détentes pseudo-adiabatiques saturées, est nettement plus faible dans cet air froid peu riche en vapeur d'eau »* (Triplet et Roche, 1986).

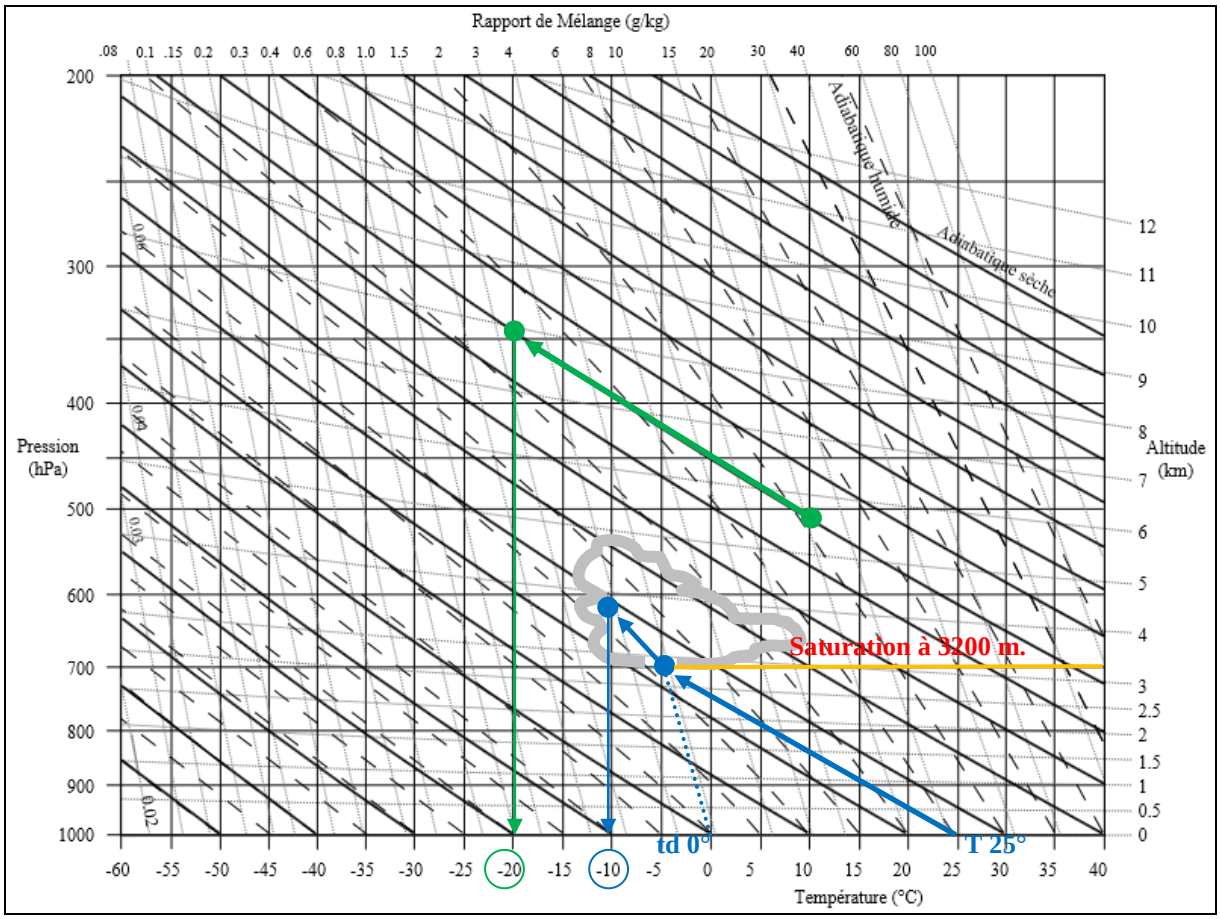


Figure 5. Emagramme illustrant les évolutions adiabatiques de particules d'air (lire pseudo-adiabatique saturée à la place d'adiabatique humide sur la première ligne tiretée en haut à droite).
(Source de l'émagramme vierge : en.wikipedia).

Le profil vertical de température détermine l'état de l'atmosphère au regard des constantes adiabatiques et pseudo-adiabatiques. Plusieurs cas sont possibles : la stabilité, l'instabilité et l'instabilité conditionnelle (fig. 6).

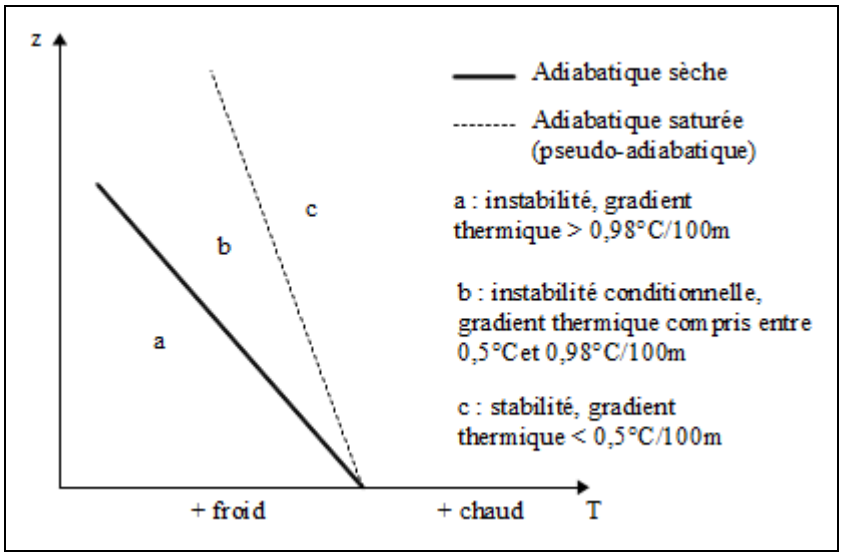


Figure 6. Stabilité selon le gradient thermique vertical. (Source : d'après Deletraz, 2002)

L'atmosphère, saturée ou non en vapeur d'eau, est dite stable quand une parcelle d'air perturbée revient à son état initial. Concrètement, l'air froid à la surface, plus dense, est recouvert par de l'air chaud, plus léger, qui empêche tout mouvement vertical (Rio, 2007). La stabilité s'identifie lorsque la diminution de la température est inférieure à 0,5°C pour 100 mètres (courbe d'état à droite de l'adiabatique, fig. 6c), ou que la température augmente vers le haut dans le cas d'une inversion thermique. Cette stabilité occasionne une mauvaise diffusion des polluants (fig. 7a et 8).

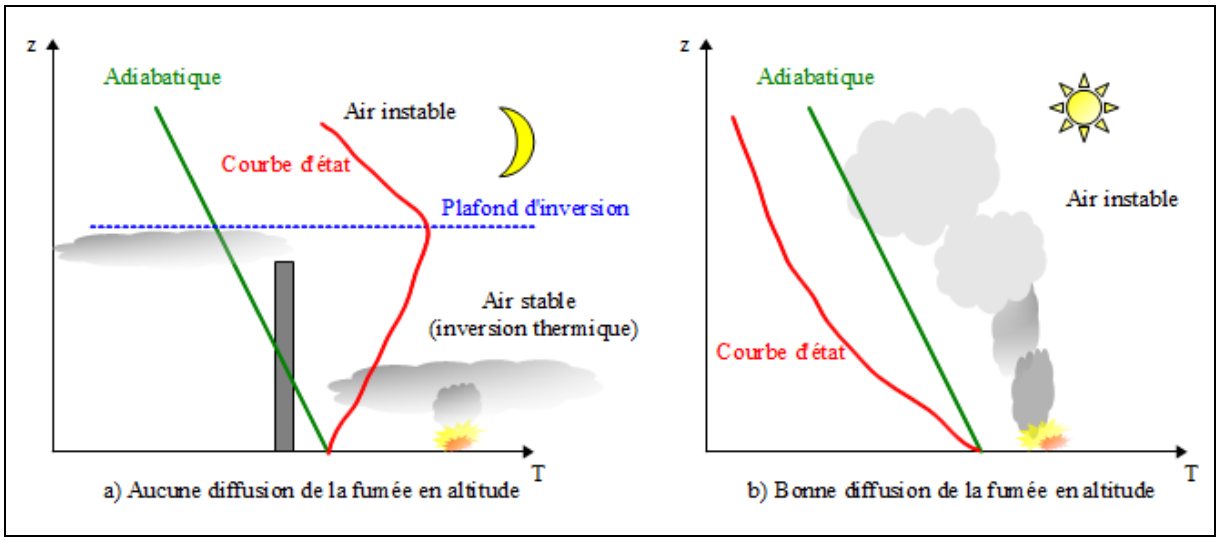


Figure 7. Diffusion des polluants en altitude en fonction de l'état de stabilité de l'air.
(Source : d'après Carrega, 2007).

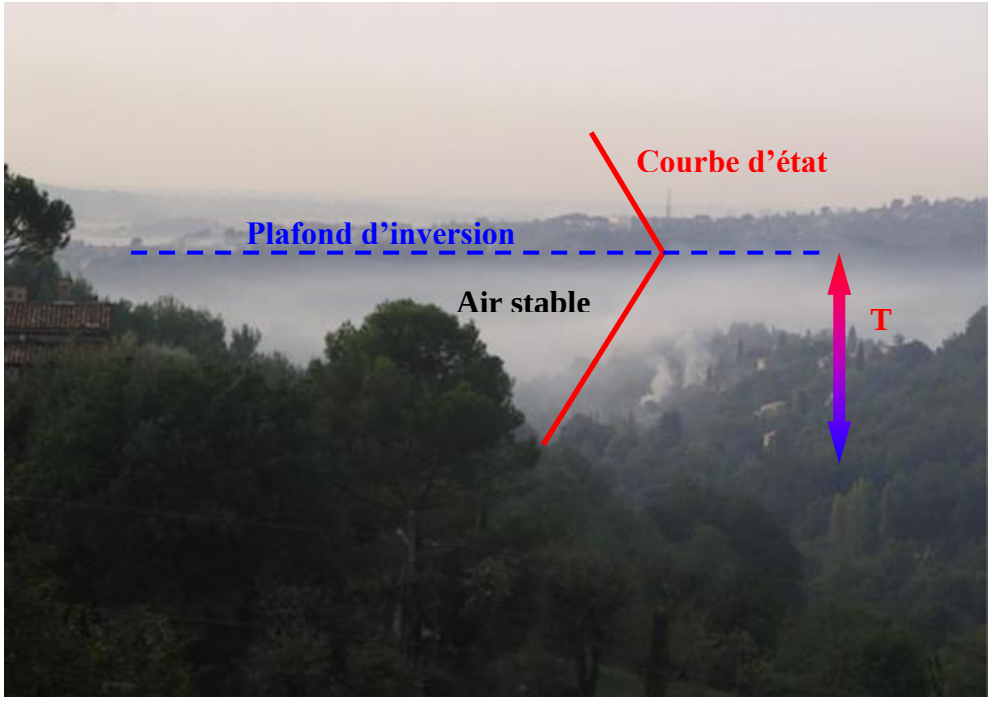


Figure 8. Inversion thermique par rayonnement, l'air chaud situé au-dessus bloque la diffusion des fumées. Elles stagnent et s'étalent horizontalement dans le lac d'air froid immobile. Le gradient thermique est positif sous le plafond d'inversion. Environs de Saint-Paul de Vence, vue vers l'ouest, le 10/11/2004 à 09h15. (© Carrega).

Au contraire, quand le gradient thermique de la parcelle d'air est plus grand que le gradient adiabatique[8], celle-ci s'écarte sans retour de son état de départ et l'air est dit instable. L'air instable favorise les mouvements ascendants et donc une bonne diffusion des polluants en altitude (fig. 7b).

Enfin, quand le refroidissement est compris entre ces deux états (fig. 6b), l'état de l'air correspond à l'instabilité conditionnelle ou sélective. Le passage d'un état stable à un état instable dépend alors de l'hygrométrie de l'air[9] (flottabilité, gradient de thêta'w ou de thêta-e) et de l'impulsion mécanique de l'air[10] (Pédelaborde, 1970).

1.1.3. Les inversions de température

Une inversion de température correspond au contraire de la situation normale de la décroissance de la température avec l'altitude (Scorer, 1990). Autrement dit, il s'agit d'une inversion du gradient thermique vertical qui se traduit par une augmentation de la température lorsqu'on s'élève (Beltrando et Chémery, 1995). L'air y est stable[11]. Deux types principaux d'inversions existent : l'inversion de rayonnement d'origine thermique (a), et l'inversion de subsidence d'origine dynamique (b).

a) La nuit, le sol perd de son énergie par rayonnement infrarouge et l'air sus-jacent se refroidit par conduction. Autrement dit, le refroidissement gagne progressivement la couche d'air près du sol. Il s'agit du mécanisme d'inversion thermique de rayonnement. La température de l'air augmentant donc avec l'altitude. La topographie vient compléter et renforcer ce phénomène météorologique[12]. En effet, l'air froid situé près du sol, qui est plus dense et donc plus lourd s'écoule par gravité le long des pentes et s'accumule dans les talwegs et autres points bas. En conséquence, l'air chaud, plus léger, se retrouve au-dessus d'une nappe d'air froid (fig. 8). Celle-ci maintient les polluants près du sol et leur laisse la seule possibilité de se diluer dans un volume d'air très limité. Cela explique que les niveaux de pollution soient plus importants quand des inversions thermiques se mettent en place, puisqu'elles empêchent la diffusion des polluants en altitude.

Ces inversions thermiques sont la règle la nuit, dès que le ciel est clair et que le vent est calme. Elles mettent plus de temps à se dissiper l'hiver, voire se maintiennent, car les jours sont courts et le soleil bas à l'horizon (énergie solaire incidente faible). Ce type d'inversion est redoutable, localement, pour la qualité de l'air notamment le matin en hiver quand les chauffages et le trafic routier connaissent un pic. Par contre, si l'air est humide (T proche de td, ou saturation avec brouillard si T = td) ou le ciel couvert, l'effet de serre diminue sensiblement ce refroidissement, et l'inversion ne se crée pas, ou mal. Aussi, si le vent

[8] L'air se refroidit de plus de 0,98°C par 100 mètres : courbe d'état à gauche de l'adiabatique.

[9] L'air est d'autant plus instable qu'il est humide.

[10] En d'autres termes, l'air est contraint de s'élever par effets cycloniques et/ou orographiques.

[11] Le gradient thermique de la parcelle est plus petit que le gradient adiabatique : courbe d'état à droite de l'adiabatique.

[12] Nous aborderons précisément le rôle de la topographie au chapitre 2.

souffle, il exerce un brassage de l'air qui homogénéise les températures et empêche toute stratification thermique par densité, empêchant ainsi l'inversion de se créer.

b) En ce qui concerne l'inversion de subsidence, elle se manifeste par situation anticyclonique, où d'importantes masses d'air sont subsidentes. Lors de sa descente, l'air se réchauffe et s'assèche par compression adiabatique. Ainsi apparaît une inversion de température dans les parties inférieures de la troposphère accompagnée d'une baisse de l'humidité relative. De plus, la nuit, en hiver, le refroidissement radiatif du sol permet à l'inversion de descendre vers la surface et parfois de s'y maintenir durant plusieurs jours (dans ce cas l'inversion est dite composite, c'est-à-dire de rayonnement en bas, et de subsidence au-dessus). Cette situation est très critique pour la pollution de l'air. L'influence de cette inversion concerne de grandes aires géographiques et génère des épisodes très marqués de pollution régionale. La figure 9 illustre l'ampleur du phénomène.

Figure 9. Episode de pollution lors d'une inversion thermique de type composite sur la région parisienne le 10/12/2013 à la mi-journée, avec un indice de pollution Atmo de 8/10 (mauvais) dû aux particules. Montage panoramique, vue du nord-ouest au nord-est depuis la Grande Arche de la Défense. (© Michelot).

Finalement, les inversions ont des conséquences importantes sur la qualité de l'air car elles stabilisent l'air et limitent ainsi les mouvements ascensionnels, voire annihilent toute turbulence. Ainsi, les polluants émis en dessous de l'inversion sont piégés et ne peuvent pas se disperser. Il en résulte que les polluants stagnent et s'accumulent au lieu d'émission (De Moor, 2006). Ce phénomène augmente donc la pollution de l'air. Plus l'inversion est basse et plus les polluants se concentrent dans les basses couches de la troposphère. Les inversions thermiques peuvent être redoutables, tant en termes de températures que de pollution, surtout dans les vallées encaissées et mal ventilées (Carrega, 2000, 2003).

1.1.4. Le rôle de la couche limite atmosphérique sur la dispersion des polluants

Les polluants émis sont dispersés par deux phénomènes : le transport horizontal par le champ de vent (voir plus loin § 1.2) et le brassage vertical par la turbulence atmosphérique liée aux effets de la couche limite atmosphérique (Sportisse, 2008).

Deux moteurs du mouvement[13,14] animent la couche limite atmosphérique (CLA) : les effets dynamiques, liés aux cisaillements du vent, et les effets convectifs d'origine thermique[15] (De Moor, 2006). Les caractéristiques physiques (rugosité, propriétés radiatives du sol...) et environnementales (terre, mer, ville, campagne...), mais aussi l'action des paramètres météorologiques (température, vent...) de cette surface, impliquent des effets dynamiques et thermiques occasionnant une turbulence importante qui favorise les échanges verticaux d'énergie et de matière, permettant ainsi la dilution des polluants (Menut, 1997). Ces effets ont un temps de réponse d'une heure ou moins (Stull, 1988). En partant des définitions de Stull (1988) et De Moor (2006), la CLA peut donc se définir comme la partie basse de la troposphère en contact avec la surface terrestre où les effets dynamiques et thermiques interagissent constamment et rapidement, occasionnant un écoulement de l'air le plus souvent turbulent.

Les mouvements atmosphériques à macro-échelle et les advections de chaleur et d'humidité jouent aussi un rôle sur son épaisseur. La CLA est généralement plus fine par temps anticyclonique et peut être très épaisse lorsque la convection est puissante (Martin, 2008). L'épaisseur de la CLA est le résultat de l'ensemble de ces facteurs. Elle varie de quelques dizaines de mètres à quelques kilomètres. La hauteur, arbitraire, est en réalité bien floue. Pour lever le doute, De Moor (2006) propose que l'on puisse évaluer sa hauteur lorsqu'une inversion de température marquée surmonte la CLA. Cette dernière agissant comme une chape pour les mouvements turbulents.

Ainsi, la hauteur de mélange (altitude à laquelle l'énergie cinétique turbulente[16] devient négligeable) qui correspond généralement à la hauteur de la CLA[17], va définir le volume dans lequel les polluants vont se diluer. Par exemple, pour une émission d'un polluant, même limitée, si la hauteur de mélange passe d'1 km à 200 mètres en fin de journée, alors la concentration de ce polluant sera cinq fois plus importante. Cela parce que la dilution se fait dans un volume d'air plus faible, la qualité de l'air sera dégradée alors même que la quantité de polluant émise reste faible au départ. Cet exemple montre bien que les conditions météorologiques, précurseurs des effets de couche limite, sont maîtresses des niveaux de

---

[13] Les mouvements de l'air se caractérisent en deux types d'écoulements : laminaire et turbulent. Ces régimes sont liés aux valeurs des paramètres du nombre de Reynolds pour les mouvements d'origine dynamique et du nombre de Rayleigh pour les mouvements convectifs d'origine thermique. En mécanique des fluides, l'étude des écoulements turbulents obéit au système d'équations de Navier-Stokes. Généralement, la version simplifiée de ces équations, dite système de Boussinesq, est utilisée.

[14] N'ayant pas la prétention, ni les connaissances pour développer ces paramètres mathématiques et physiques de la mécanique des fluides, j'invite le lecteur à parcourir l'ouvrage de De Moor (2006) « C*ouche limite atmosphérique et turbulence, les bases de la micrométéorologie dynamique* » (cours et manuels n°16 de Météo-France, ENM). Le lecteur pourra trouver en détails les éléments de la thermodynamique présentés ici.

[15] Autrement dit, les effets de flottabilité : liés aux hétérogénéités de poids volumique sur la verticale.

[16] L'énergie cinétique turbulente, notée TKE (turbulence kinetic energy), définit l'intensité du brassage de l'air. De manière très simplifiée, la TKE est le résultat d'un nombre de Reynolds élevé et de mouvements désordonnés du fluide, dans le temps et l'espace. Cette notion clé de la turbulence dans la couche limite s'explique par des équations mathématiques présentées entre autres par Stull (1988), dans l'ouvrage « *A introduction to boundary layer meteorology* », chapitre *turbulence kinetic energy, stability and scaling*, pp. 151-195, et par De Moor (2006), cf. ci-dessus, chapitre *énergétique de la turbulence*, pp. 132-138.

[17] La notion de couche limite apparaît plus floue en relief montagneux. En effet, le forçage orographique et les orages (convection puissante et profonde), surtout en période estivale, mettent directement en relation la surface terrestre avec l'ensemble de la troposphère, sans véritable limite nette qui suivrait le relief selon la hauteur typique d'1 km.

pollution. Les efforts de réduction d'émissions peuvent rapidement être réduits à néant par de simples modifications de paramètres météorologiques. Évidemment, cela ne veut pas dire qu'il ne faille pas agir sur les émissions.

On peut distinguer généralement deux couches au sein de la CLA (fig. 10) : la couche limite de surface (CLS), et au-dessus, la couche d'Ekman.

– La CLS comprend une sous couche dénommée turbulente ou rugueuse selon les auteurs (Stull, 1988 ; Oke, 1997 ; Najjar, 2005). C'est dans celle-ci, au plus près du sol, sur une vingtaine de mètres, que les mouvements les plus turbulents et les moins bien organisés se produisent. Au-dessus, toujours au voisinage de la surface terrestre, la CLS est caractérisée par des mouvements turbulents mieux organisés dont les profils moyens obéissent à la théorie de similitude de Monin et Obukhov. Son épaisseur, variable, est généralement de quelques dizaines de mètres à une centaine de mètres, soit environ 10 % de la CLA (Drobinski, 2005). La force de Coriolis y est négligeable par rapport à la force de frottement.

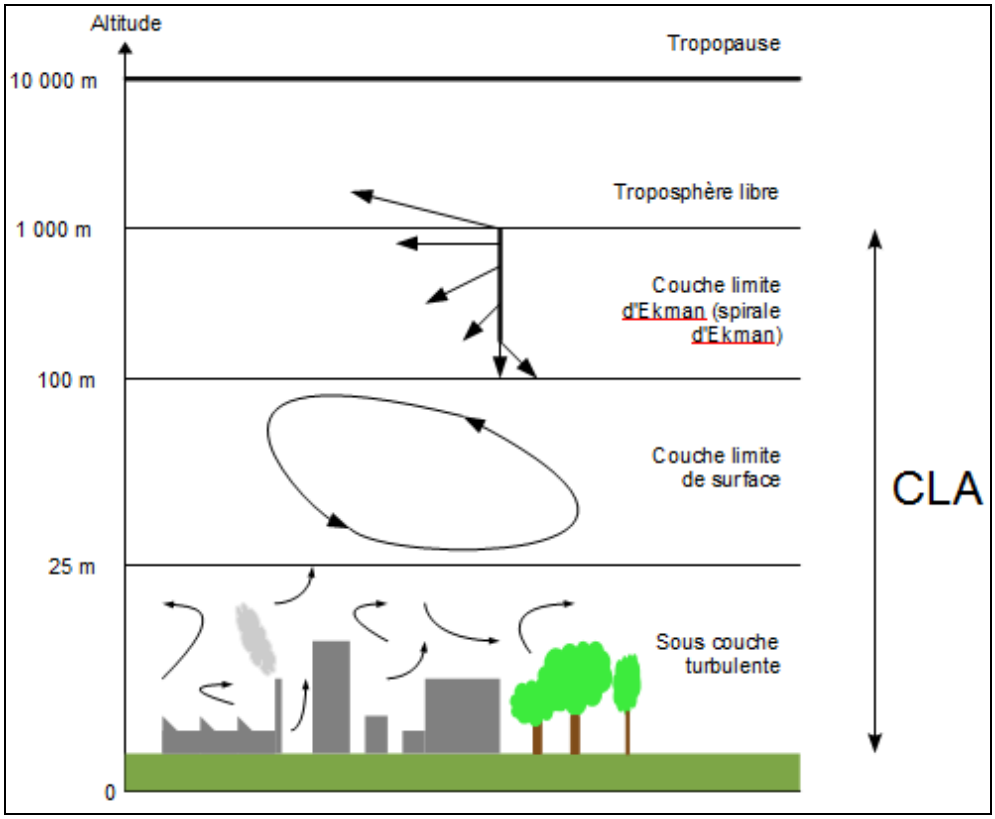


Figure 10. Structure de la couche limite atmosphérique. Altitude indicative. (Source : d'après Deletraz, 2002).

– La couche d'Ekman représente quant à elle la zone de transition avec la troposphère libre. L'influence de la force de Coriolis joue franchement et augmente avec l'altitude, alors que dans le même temps les forces de frottements diminuent. Par conséquent, la force du vent augmente avec la hauteur et sa direction tourne progressivement. On évolue alors vers les caractéristiques des vents géostrophiques. C'est la spirale

d'Ekman. La rotation du vent s'effectue vers la droite lorsqu'on s'élève dans l'hémisphère nord, vers la gauche dans l'hémisphère sud.

La CLA présente un cycle diurne[18] marqué (fig. 11). L'écart entre les deux CLA montre l'influence de la chaleur urbaine[19] sur le développement de la CLA au-dessus d'un centre urbain dense, en l'occurrence Paris.

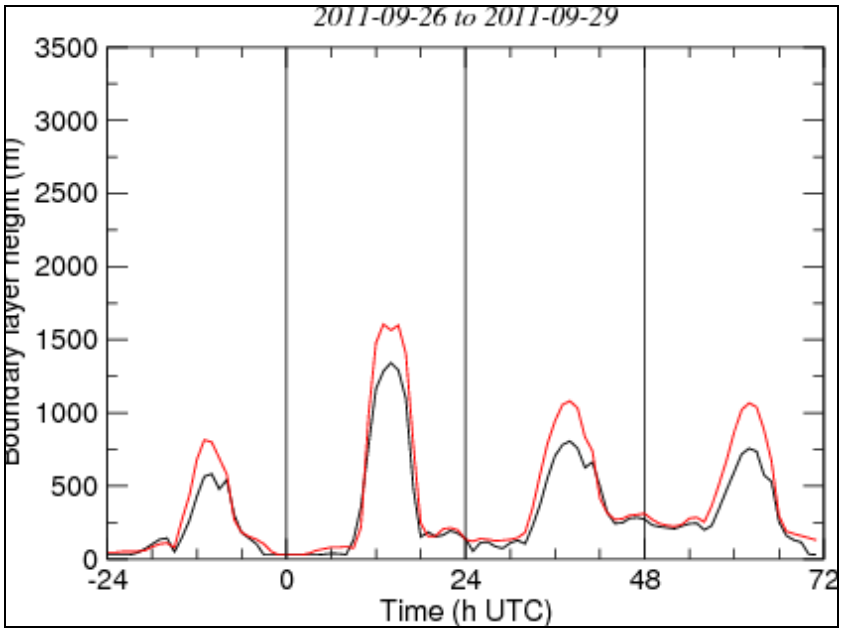


Figure 11. Cycle diurne de la CLA, Paris / Palaiseau (banlieue 20 km). (Source : LMD/Polytehnique – COSY).

En matinée, le sol se réchauffe progressivement. La convection et les turbulences se mettent peu à peu en place près du sol, gagnent les couches sus-jacentes, et provoquent un réchauffement de l'air ambiant qui rompt la stabilité mise en place au cours de la nuit. Cette phase de transition[20] correspond à l'érosion de la stabilité ou de l'inversion installée la veille. C'est un moment critique pour la pollution car le brassage de l'air (et des polluants) est intense, puisque l'air près du sol est réchauffé et devient instable sur quelques mètres. Mais l'air, réchauffé par la base, qui entreprend son ascension se retrouve vite bloqué par l'air plus chaud situé à la limite de l'inversion résiduelle se comportant ainsi comme une coiffe chaude empêchant toute velléité d'élévation des particules d'air.

Cela donne une structure thermique dite en « z » (fig. 12) qui provoque généralement, du fait de la turbulence thermique au sein de la mince couche réchauffée, une pollution et/ou un enfumage en surface (Carrega, 2007). Au fur et à mesure de la matinée, le réchauffement se propage et l'inversion disparaît ou la stabilité s'amenuise. De même que la vitesse du vent près de la surface augmente régulièrement après le lever du soleil et durant la transition, puis toute la matinée (Lapworth, 2006). Cette phase correspond à l'apparition de la couche de mélange.

[18] Autrement dit, la CLA subit la variation nycthémérale.

[19] Voir plus loin ICU.

[20] D'une autre manière, d'après Angevine *et al.* (2001), la transition est définie comme la période entre le lever du soleil et le moment où la hauteur de convection atteint environ 200 m.

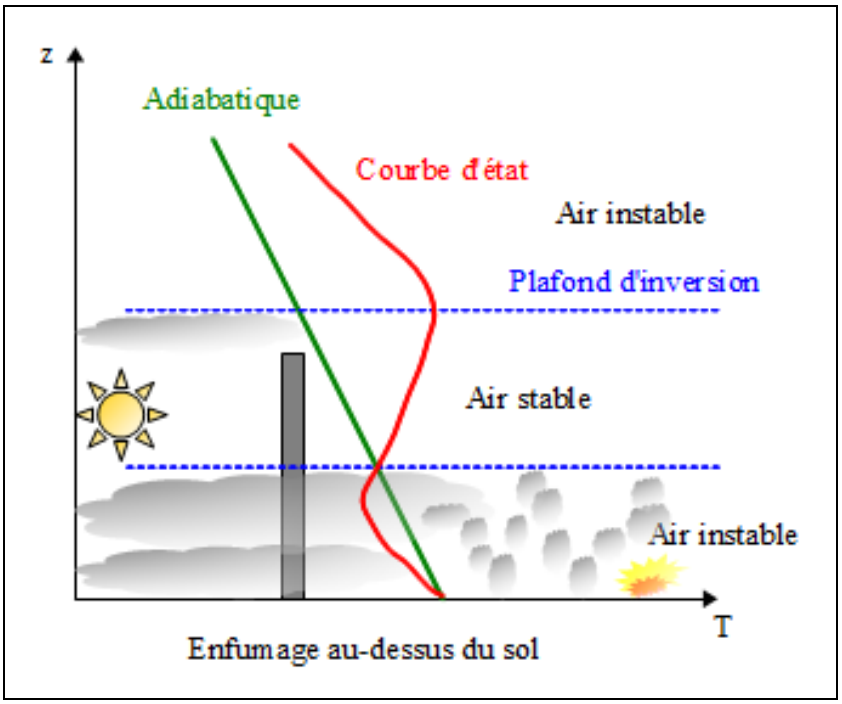


Figure 12. Diffusion des polluants dans une structure thermique dite en Z. Attention : la température de départ est celle du feu et non celle de l'air environnant. (Source : d'après Carrega, 2007).

L'air devenu instable en journée, des thermiques créent des mouvements ascendants. Les turbulences augmentent les effets du vent (rafales plus fortes, vents plus turbulents), ce qui permet à la CLA de se développer pour atteindre son maximum en fin d'après-midi. En somme, le réchauffement diurne provoque l'état instable de la CLA où la température de la surface terrestre devient durablement supérieure à celle de l'air atmosphérique dans les basses couches. Par ailleurs, l'instabilité peut se créer par advection d'air froid sur une surface plus chaude. Au sommet de la CLA, une inversion thermique bloque l'ascendance des particules d'air. Ces dernières replongent dans la couche de mélange provoquant l'entraînement des masses d'air libres dans la CLA. C'est la couche d'entraînement.

En soirée, les effets convectifs s'amenuisent et la turbulence décroît par ce que le flux de chaleur turbulent devient négatif. Cette période préfigure la stratification thermique d'un air stable au niveau du sol. La couche de mélange de la journée devient une couche résiduelle, où généralement, les polluants présents seront recyclés dans la couche de mélange du lendemain en fonction des évolutions thermiques de la journée suivante. Au cours de la nuit et sur terre, la couche limite nocturne est généralement stable ou neutre et son épaisseur moindre, ce qui favorise l'accumulation des polluants. Elle ne favorise pas la turbulence et le vent est souvent plus faible qu'en journée.

En résumé, le jour, la CLA est plus épaisse et plus turbulente, en particulier les après-midi très convectifs, ce qui favorise l'entraînant les polluants. Ce schéma est moins vrai au-dessus de la mer, où la CLA varie peu en journée, car les variations de températures en surface y sont plus faibles.

1.1.5. Les classes de stabilité atmosphérique

Deux principales méthodes permettent d'évaluer la stabilité de l'air : la classification de Pasquill, et la classification de Turner.

- Classes de Pasquill

Pasquill (1961) a défini une méthode à partir de valeurs de vitesse du vent, du rayonnement solaire et de la nébulosité (tab. 1). Cette méthode propose de classer la turbulence atmosphérique en 6 classes, A B C D E F, avec A la classe la plus instable ou turbulente, et la classe F, la plus stable ou la moins turbulente. La classe D s'applique le jour ou la nuit par temps couvert, et cela par différentes vitesses de vent. Sa méthode fut légèrement modifiée la même année par Gifford.

Tableau 1. Classes de Pasquill

Vitesse du vent à 10 m (m/s)	JOUR			NUIT		JOUR OU NUIT
	Rayonnement solaire			Nébulosité		Ciel couvert
	Fort	Modéré	Faible	4/8 – 7/8	<3/8	
<2	A	A-B	B	F	F	D
2 – 3	A-B	B	C	E	F	D
3 – 5	B	B-C	C	D	E	D
5 – 6	C	C-D	D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D	D

A : très instable ; B : instable ; C : légèrement instable ; D : neutre ; E : légèrement stable ; F : stable.

- Classes de Turner :

Au début des années 1960, Turner a converti les descriptions qualitatives d'insolation de la méthode de Pasquill en des gammes d'inclinaison solaire et de couverture nuageuse correspondant à l'index de radiation net (NRI) (Venkatram, 1996). Les classes vont de 1 à 7. La classe 1 étant très instable et la classe 7 très stable (tab. 2).

Tableau 2. Classes de Turner. (Source : Venkatram, 1996)

Vitesse du vent au sol (m/s)	NRI						
	4	3	2	1	0	1	2
0-1	1	1	2	3	4	6	7
2-3	1	2	2	3	4	6	7
4-5	1	2	3	4	4	5	5
6	2	2	3	4	4	5	6
7	2	2	3	4	4	4	5
8-9	2	3	3	4	4	4	5
10	3	3	4	4	4	4	5
11	3	3	4	4	4	4	4
>=12	3	4	4	4	4	4	4

1 : très instable ; 2 : instable ; 3 : peu instable ; 4 : neutre ; 5 : peu stable ; 6 : stable ; 7 : très stable.

1.2. Le vent, une variable météorologique majeure qui conditionne le niveau de pollution

Variable météorologique et climatique incontournable dans la perception du temps et dans la vie des hommes, le vent revêt en association avec les autres paramètres météorologiques, un aspect bénéfique ou néfaste vis-à-vis de la qualité de l'air. En effet, en fonction de sa force et de sa direction, le vent va disperser et transporter les polluants selon des écoulements plus ou moins affectés par la topographie (Carrega, 2008), du moins dans les basses couches. Ce chapitre dresse un tour d'horizon tout d'abord du mécanisme du vent selon ses origines, sa mesure et fait un point sur la notion de rugosité. Le rôle du vent sur la pollution de l'air est également expliqué. Enfin, l'étude de données de force et de direction de vent, montre que l'essentiel de la ventilation du département est assurée par le jeu des brises thermiques.

1.2.1. Le mécanisme général

Le vent résulte du gradient de pression atmosphérique. Godard et Tabeaud (1998) définissent le vent comme *« un déplacement d'air né des différences de pression existant sur un même plan horizontal »*. Si ce déplacement d'air se fait des hautes vers les basses pressions, le vent qui le matérialise ne s'écoule pas directement des anticyclones aux dépressions. Sinon il serait perpendiculaire au gradient de pression (cas des rares vents de gradient). Or, la force de Coriolis due à la rotation terrestre impose à l'écoulement du vent dans la troposphère un angle avec les isobares, d'une dizaine de degrés sur les océans et d'environ 30° sur les continents. Dans l'hémisphère nord, dos au vent, le vent laisse les anticyclones sur la droite et les dépressions sur la gauche, et inversement dans l'hémisphère sud. Ainsi, le vent s'enroule autour des anticyclones dans le sens horaire, et dans le sens anti-horaire[21] autour des dépressions.

Le vent croît du sol jusqu'à la base de l'atmosphère libre, vu que les forces de frottement diminuent, en même temps qu'il devient parallèle aux isobares. En haute altitude, les vents devenant parallèles aux isobares s'appellent les vents géostrophiques. Beltrando et Chémery (1995) précisent que *« la vitesse du vent est proportionnelle au gradient de pression, à la densité de l'air, aux frottements. Ainsi, le vent est d'autant plus rapide que les isobares sont rapprochées, que l'altitude est élevée, que le sol offre peu d'accidents »*. A l'échelle de la circulation générale, on parle de vent synoptique (a).

A plus grande échelle géographique, on observe des vents locaux thermiques et alternants, de type brise (b). L'échelle locale (quelques dizaines de kilomètres) s'imbriquant dans une échelle supérieure, des interactions sont possibles entre les vents synoptiques et thermiques (Madelin et Beltrando, 2006).

a) Le vent synoptique

Les mouvements synoptiques sont essentiellement horizontaux. Sans pour autant être négligeables dans leurs conséquences (nébulosité par exemple), les mouvements synoptiques verticaux restent limités et faibles, de l'ordre de quelques cm/s (Triplet et Roche, 1986). Comme précédemment indiqué, le vent synoptique est lié au gradient de pression atmosphérique entre les anticyclones et les dépressions, et par la même, à la circulation

[21] Autrement dit le sens cyclonique, inverse des aiguilles d'une montre.

générale. Il souffle sur de grandes étendues, et parfois fortement. Sur les continents, le vent synoptique dans les basses couches est souvent affecté par la topographie. Selon un schéma volontairement synthétique, les conditions synoptiques, relatives aux centres d'actions anticycloniques et dépressionnaires, générant de rares vents forts sur la Côte d'Azur sont les suivantes :

- d'une part, le meilleur exemple, dans le grand quart sud-est, d'un flux synoptique contraint par le relief reste le Mistral. Ce vent est généré lorsqu'un anticyclone se trouve sur le proche atlantique et qu'une dépression se creuse sur le golfe de Gênes ou la plaine du Pô. Alors, un courant de secteur nord en basse troposphère s'établit en vallée du Rhône. Ce flux, canalisé et accéléré par effet Venturi dans le couloir rhodanien, voit sa vitesse exacerbée au niveau du défilé de Donzère dans la Drôme, puis sa direction divergée en basse vallée du Rhône quand « l'entonnoir » formé par le relief s'évase. Une fois affranchi de cette contrainte physique d'échelle régionale, il se prolonge sur les Alpes-Maritimes, mais pas systématiquement et sans la même vigueur qu'en Basse-Provence, s'orientant ouest à nord-ouest en fonction de la configuration isobarique. Sur la Côte d'Azur, le type de temps associé au Mistral est généralement lumineux, sec et plus ou moins frais, voire froid en hiver ;
- d'autre part, le vent d'est ou Levant s'établit lorsqu'une dépression se creuse en Méditerranée, principalement d'origine Baléares. Ce vent doux et humide prend une direction est à sud-est en fonction d'une part de l'influence du relief côtier qui incurve le flux, et d'autre part de la position du centre dépressionnaire. Le type de temps associé au vent d'est est le plus souvent couvert et pluvieux.

Sans vouloir être exhaustif, l'espace méditerranéen connaît d'autres vents aux caractères météorologiques marqués comme la Tramontane, le Cers, le Marin, le Libeccio, ou encore le Sirocco pour le sud de la France ; la Lombarde dans les Alpes méridionales ; la Bora et le Meltem à l'est de la botte italienne, etc.

b) Le vent thermique ou brise

Les brises ont été largement étudiées et de nombreux auteurs ont montré qu'elles résultent d'inégalités significatives des températures de l'air à l'échelle intra-quotidienne, dues au réchauffement et au refroidissement entre différents substrats géographiques contigus : terre-mer ou lac, ville-campagne, montagne-vallée (Lyons et Olsson, 1972 ; Escourrou, 1991, Carrega, 1994 ; Simpson, 1994 ; Cantat, 2004 ; Dudouit, 2004 ; Dahech *et al.*, 2005 ; Prtenjak et Grisogono, 2007 ; Dudouit-Fichet et Quénol, 2008…). *« Comme la température des surfaces influence celle de l'air sus-jacent, la différence de température des deux volumes d'air voisins génère un gradient thermique et donc une circulation atmosphérique locale dans les basses couches de l'atmosphère »* (Beltrando *et al.*, 2008).

Pour que les brises puissent s'établir, deux conditions sont nécessaires :

- un ciel clair ou peu nuageux afin que les différences soient exacerbées ;
- un vent synoptique suffisamment faible pour laisser s'exprimer ces brises, et ne pas gommer leurs effets. Car même faible, un vent synoptique peut influencer grandement le régime des brises en s'y opposant, voire en les suppléant (Fallot *et al.*, 1989).

Les périodes anticycloniques et les marais barométriques sont donc favorables. Les brises se manifestent à différentes échelles géographiques fines et peuvent se succéder au fil de la journée et se rencontrer lors des renverses. C'est pourquoi, pour propos de ce passage, la brise est définie comme un vent alternant journalier. Aussi, la vitesse et la direction de la brise changent entre le jour et la nuit.

Parallèlement, pour comprendre comment les différences de températures s'opèrent à cette échelle, il convient de préciser le rôle du rayonnement solaire sur l'échauffement diurne et du rayonnement infrarouge sur le refroidissement nocturne.

- L'échauffement diurne

L'évolution de l'échauffement diurne dépend notamment du rayonnement solaire incident qui commence au lever du soleil et atteint son maximum à 12 h solaires où l'énergie solaire instantanée la plus importante de l'année est délivrée au solstice d'été (21 juin pour l'hémisphère Nord). Le rayonnement solaire incident (c'est-à-dire qui rencontre une surface) correspond à trois composantes : directe, diffuse et réfléchie. Elles sont développées ci-après :

- la composante directe (noté RD pour rayonnement direct) correspond au flux solaire qui atteint directement le sol quand celui-ci est exposé au soleil. Elle dépend de la hauteur du soleil (réduction atmosphérique) et de l'angle d'exposition du sol au soleil à l'instant considéré. L'angle d'incidence caractérise l'incidence avec lequel le rayon solaire frappe le sol. Plus le flux est normal au sol (jusqu'à 90°), plus il est important, plus il est rasant, plus il est faible ;
- le rayonnement direct peut être amoindri par temps couvert, lorsque les nuages sur leurs marges et sommets reflètent les rayons. C'est le rayonnement diffus (noté Rd pour rayonnement diffus). Cette composante diffuse représente donc le flux en provenance du ciel. Elle est souvent évaluée en considérant que ce flux est isotrope (propriétés semblables quelles que soient leurs directions), c'est-à-dire que toutes les parties du ciel émettent le même rayonnement. Dans ce cas, seule l'inclinaison du sol pondère le flux diffus incident. Naturellement, le rayonnement incident n'est jamais nul. En effet, même quand le soleil est masqué, c'est le rayonnement diffus qui participe à l'éclairement ;
- la composante réfléchie correspond à la notion d'albédo, de *alba* qui signifie blanc (albédo du sol, noté « a »). L'albédo d'une surface indique le pourcentage de lumière qu'elle réfléchit, et par conséquent, le pourcentage de chaleur solaire qui sera perdu[22]. « *L'albédo varie donc avec la nature du milieu affecté. Il varie aussi en fonction de l'angle d'arrivée des rayons* » (Pagney, 1995).

Ces radiations disposent d'un pouvoir calorifique, d'où l'échauffement des corps qui lui sont soumis. Ainsi, par absorption, l'atmosphère et la terre emmagasinent de la chaleur. L'atmosphère absorbe le rayonnement solaire notamment par la vapeur d'eau qui, dans les couches inférieures de la troposphère, est le principal absorbant. La surface terrestre absorbe pour sa part, en antagonisme avec l'albédo, une quantité de chaleur beaucoup plus considérable que l'atmosphère. Le sol et l'atmosphère devenant des sources de chaleur deviennent nécessairement des sources de rayonnement (corps noirs). Le substratum terrestre rayonne en direction de l'atmosphère (rayonnement propre de la Terre noté « T »).

[22] Exemples approximatifs d'albédos forts à faibles : neige fraîche 90 % ; nuage 75 % ; calcaire clair 45 % ; sable sec 40 % ; surface agricole 20 % ; forêt en été 20 % ; route goudronnée noire 7 %.

L'atmosphère rayonne également dans l'infrarouge (rayonnement propre de l'atmosphère noté « A »).

Ainsi, nous pouvons regrouper les différents rayonnements (direct RD, diffus Rd, albédo a, rayonnement de la Terre T, et de l'atmosphère A) et poser le bilan de la radiation nette R_N, résultant des apports et des pertes au niveau du sol :

$$R_N = Rg\ (1 - a) – (T – A)$$

où :
Rg = RD + Rd
RD = rayonnement solaire direct
Rd = rayonnement solaire diffus
a = albédo du sol
T = rayonnement terrestre (infrarouge)
A = rayonnement atmosphérique parvenant au sol (infrarouge)

« D'après cette dernière formule, il est évident que le bilan radiatif, négatif de nuit (T étant supérieur à A), devient positif dès le lever du soleil, d'autant plus que le sol est de couleur foncée (faible réflexion du rayonnement solaire car l'albédo est faible). D'une manière générale, tout ce qui renforce A (l'effet de serre), diminue de jour RD et explique pourquoi dans ce cas l'amplitude thermique quotidienne devient très faible » (Carrega, 1994).

- Le refroidissement nocturne

La nuit, le sol et l'atmosphère émettent un rayonnement infrarouge (IR). La température baisse uniquement par déficit du bilan radiatif. Le sol qui se refroidit plus vite que l'atmosphère (absorbant une partie du rayonnement émis par le sol) fait que l'air près du sol est refroidi. Ce refroidissement nocturne est d'autant plus fort que la nuit est calme et claire (sans nuage). Le phénomène de refroidissement nocturne est modéré par nuit ventée ou par ciel couvert, ou les deux à la fois. Il y a en effet dans ce cas, plus de brassage des masses d'air et moins de pertes radiatives.

Par ailleurs, d'autres facteurs conditionnent l'intensité du refroidissement nocturne comme les talwegs et les points bas (cuvettes et fonds de vallées : réceptacles de l'air froid subsident), la durée de la nuit, la couverture nuageuse (les nuages absorbent le rayonnement IR et émettent eux-mêmes un rayonnement vers le sol), l'humidité atmosphérique, les aérosols et autres gaz à effet de serre, la vitesse du vent et le type de surface (eau, désert, végétation). Finalement, on en déduit et l'on constate sur le terrain que les températures les plus basses s'observent en hiver, par nuit claire sur les continents, au lever du soleil, sans vent, sans ou avec peu de végétation et localement dans les points bas topographiques.

1.2.2. Sa mesure, au sol et en altitude

Le vent se décrit par sa vitesse et sa direction (l'origine). Concernant la direction, elle s'exprime en points cardinaux (sud, ouest…) ou en degrés à travers les angles d'un cercle. La valeur mesurée ne se prête donc pas au calcul. En effet, la moyenne de deux vents de nord de

359° et 1° donnera un vent de 180°, à savoir le sud. Cette problématique se résout par la décomposition des vecteurs vents (Carrega, 2008).

Pour le mesurer au niveau du sol, il suffit de placer un appareil type anémomètre à coupelles, pour la vitesse (m/s, km/h ou nœuds), et une girouette qui, placée dans le lit du vent, donne la direction. Le principe de sa mesure est donc relativement simple. Pour autant, l'installation d'un mât de plusieurs mètres de haut est loin d'être une sinécure sur le terrain. Certes ce type d'appareil présente certains inconvénients notamment pour la finesse des mesures, mais a l'avantage d'apporter une information pour un faible investissement.

Quelques recommandations doivent être néanmoins suivies afin que la mesure du vent ne soit pas perturbée par des obstacles, comme placer l'instrument à 10 mètres au-dessus du sol et en terrain dégagé. A ce propos, un terrain dégagé est une surface où la distance entre l'anémomètre et un obstacle représente au moins dix fois, mais de préférence vingt fois, la hauteur de l'obstacle (Cadiou, 1997). Autant dire qu'il n'est pas simple, voire rare, de trouver un terrain réellement dégagé, au sens de cette définition, à l'endroit où l'on cherche l'information, d'autant que le matériel installé pour plusieurs jours doit être sécurisé si l'on veut éviter les dégradations, voire juste le retrouver... On essaiera donc de se rapprocher au mieux de ces conditions d'observations décrites par l'Organisation Météorologique Mondiale (OMM, 2008). D'autres appareils existent comme le sonique ou l'anémomètre à fil chaud.

L'autre possibilité consiste à mesurer le vent en altitude, soit en faisant un sondage vertical à travers les différentes couches d'air, soit en suivant un flux d'air.

Plusieurs méthodes d'instrumentations existent pour établir des sondages verticaux. L'une d'elles consiste à effectuer des mesures à l'aide d'un ballon captif (possible que par vent faible : environ 3 m/s maximum) ou libre. Des pylônes ou grandes antennes peuvent également servir à mesurer le vent à des altitudes données jusqu'à une certaine limite de l'ordre de la centaine de mètres. Encore faut-il pouvoir y accéder et y monter, c'est donc une technique limitée. D'autres méthodes consistent à utiliser des lidars ou profileurs.

Toujours en altitude, mais cette fois-ci dans la masse d'air, l'objectif consiste ici à suivre le mouvement d'une particule d'air à basse altitude (dans les premières centaines de mètres au-dessus du sol) à l'aide d'un ballon libre (en mylar pour ne pas se déformer ; fig. 13 et 14) à niveau de pression constant (dit CLB pour Constant Level Balloon). A la différence d'un sondage vertical, le ballon ne traversera plus les masses d'air mais se comportera au contraire comme une bulle au sein de la masse d'air permettant ainsi de tracer sur quelques kilomètres le flux d'air qu'il matérialise. Pour y parvenir, il faut que le ballon flotte au niveau de pression choisi en le gonflant avec un mélange d'hélium et d'air, puis en l'équilibrant avec des petits cailloux ou autres objets généralement trouvés sur place. A ce moment de l'instrumentation, de la précision mais surtout de l'expérience sont nécessaires. En effet, une simple brindille de bois peut modifier le niveau de flottaison de plusieurs mètres.

Le suivi du ballon est assuré par un télémètre pour la mesure de la distance et un théodolite pour la mesure de l'angle azimut (par rapport au nord) et de l'inclinaison (le site) par rapport à l'horizontale (fig. 14). Ces valeurs peuvent être mesurées à intervalles réguliers toutes les 30 secondes par exemple. Elles permettent de reconstituer, au final grâce à la trigonométrie (fig. 14), le comportement du ballon soit en coupe soit en plan (Carrega, 2008 ; Carrega *et al.*, 2010).

Figure 13. CLB prêt à être lâché le 28/02/2012 vers 12h, à la Roquette-sur-Siagne, au lieu-dit des Prés Neufs, vue vers le nord-est. Au 1er plan : à gauche, le théodolite, à droite, le télémètre. (© Michelot).

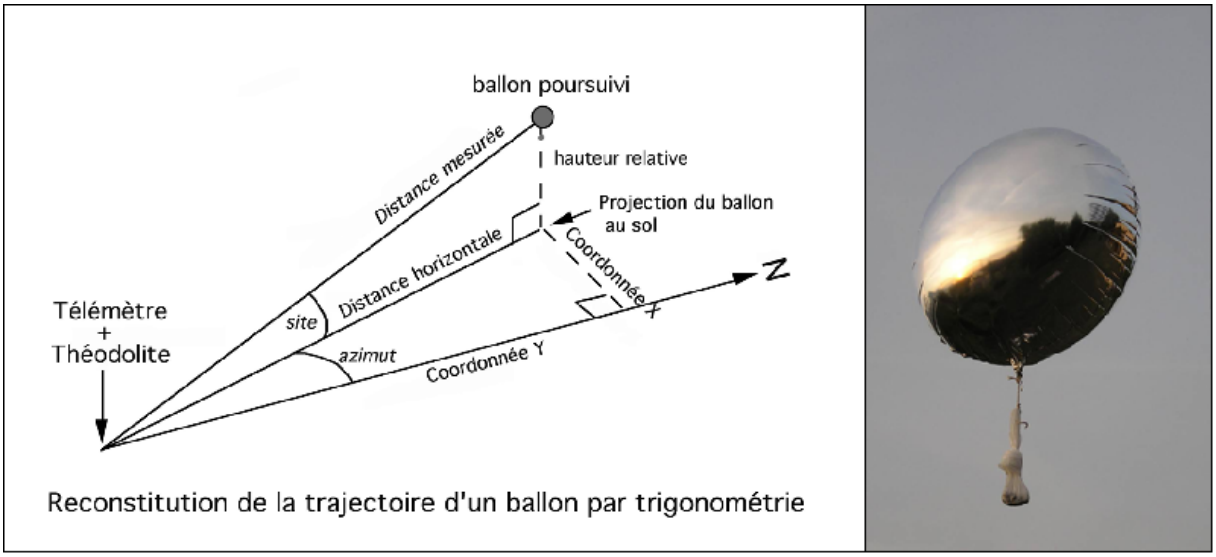


Figure 14. Schéma du calcul de la trajectoire des ballons équilibrés. (Source : Carrega).

1.2.3. Notion de rugosité

Le vent n'est pas perturbé uniquement par les obstacles immédiatement environnants, la rugosité globale des terrains exerce aussi une influence. Toute surface non lisse (on exclut ici l'échelle micro de la dynamique des fluides, car des grains de sable, voire des aspérités sur une plaque de métal sont déjà une rugosité à ce niveau) représente en fait une force de frottement pour le vent. Autrement dit, la rugosité correspond à la perturbation des écoulements en fonction des micro-reliefs (arbres, constructions) qui représentent une adhérence plus ou moins forte. Plus on s'élève et moins le vent rencontrera de force de frottement et sera donc plus rapide (fig. 15).

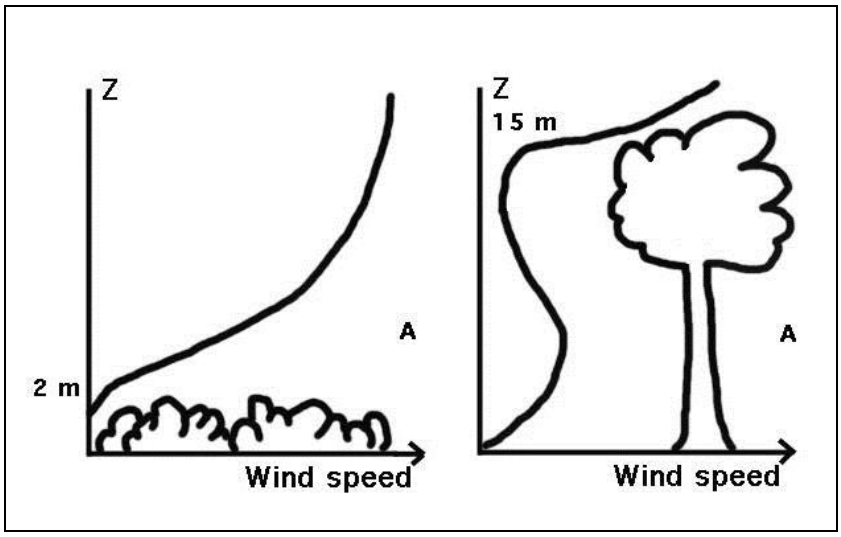


Figure 15. Profils de vitesse du vent selon différentes forces de frottements au niveau du sol. (Source : Carrega).

D'après l'OMM, le vent de surface est le vent qui soufflerait à 10 mètres de haut avec un site ayant une longueur de rugosité de 0,03 mètre (Cadiou, 1997). Pour déterminer la longueur de rugosité Z_0 en mètre, il faut mesurer les vitesses de vent (u1 et u2) en m/s, à deux hauteurs (z1 et 2), puis on en déduit la longueur de rugosité. Cela se traduit par l'équation suivante :

$$Z_0 = z1\ (z2/z1)\hat{}u1/u1\text{-}u2$$

Dans la couche limite de surface, là où les instrumentations sont couramment effectuées, l'établissement d'un profil de vent est admis par les lois puissance et logarithmique. En appliquant Z_0 à ces lois (ici 0,01 et 0,05), on obtient différents profils de vitesse du vent à différentes hauteurs selon la rugosité (fig. 16).

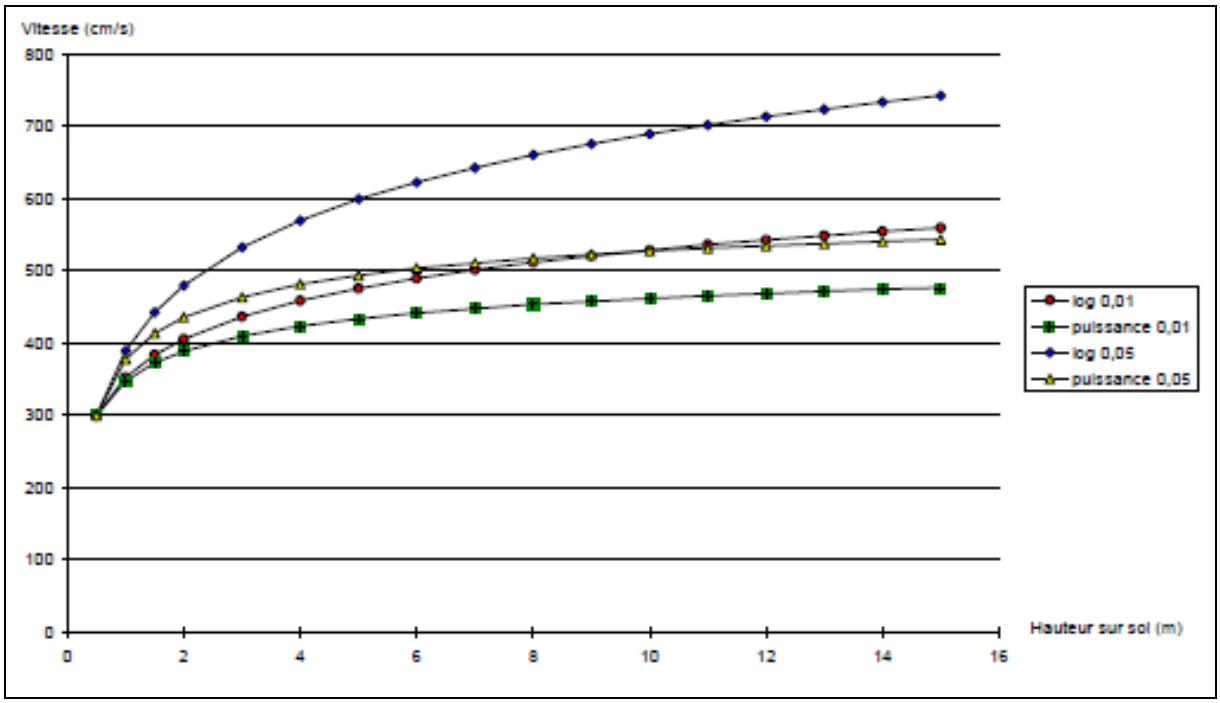


Figure 16. Profils de vitesse du vent selon la rugosité. (Source : Carrega).

D'une autre manière, Wieringa (1986) fournit une classification type de différents terrains, renseignée des longueurs de rugosité dans le tableau 3.

Tableau 3. Classification des terrains en termes de longueur de rugosité Z_0. (Source Wieringa, 1986).

Classification des terrains en termes de longueur de rugosité Z_0		
Classe	**Description du terrain**	**Z_0 en mètre**
1	Mer ouverte, fetch d'au moins 5 Km	0,0002
2	Terrains bourbeux plats, neige ; pas de végétation, pas d'obstacles	0,005
3	Terrain plat ouvert ; herbe, rares obstacles isolés	0,03
4	Cultures basses ; larges obstacles occasionnels : x/H>20	0,1
5	Cultures élevées ; obstacles dispersés : 15<x/H<20	0,25
6	Terres clôturées, buissons ; obstacles nombreux : x/H<10	0,5
7	Couverture régulière par de larges obstacles (faubourgs, forêts)	1
8	Centre d'une ville avec des bâtiments de différentes hauteurs	?
Note : x représente la distance au vent de l'obstacle et H est la hauteur des principaux obstacles correspondants		

Nous remarquons que la classe n° 8, correspondant à la longueur de rugosité d'une ville, a probablement posé problème puisque l'auteur s'interroge. Pour pallier ce manque, nous pouvons nous référer aux paramètres retenus par Escourrou (1991) : où Z_0 pour une zone urbaine serait compris entre 0,5 et 1,5 ; et entre 1,5 et 2,5 pour les très grandes villes.

1.2.4. Le vent, agent de la dispersion et de l'advection des polluants

Le vent faible est pour partie responsable de l'accumulation et de l'élévation des concentrations de polluants. Un observateur regardant la propagation d'une fumée constate facilement que le vent est le facteur principal de la dispersion de celle-ci. Plus le vent est fort, plus la dilution sera grande et rapide. Pour cause, dans un intervalle de temps donné, si l'on double la vitesse du vent alors on étend l'écoulement sur un volume de dilution deux fois plus grand. Par ailleurs, la concentration d'un polluant sous le vent est inversement proportionnelle à la vitesse du vent (Forsdyke, *non daté*).

Si le vent disperse et favorise une meilleure qualité de l'air à proximité de l'émission, à moins d'être placé directement sous le vent, cela signifie également qu'il transporte, de par sa force et sa direction, les substances polluantes dans l'air sur de plus ou moins longues distances en fonction des situations aérologiques générales et locales. Le vent favorise également la remise en suspension de fractions de poussières plus ou moins grossières (Jones *et al.*, 2010). La topographie joue aussi un rôle majeur puisqu'elle engendre des écoulements décisifs pour la qualité du brassage de l'air. En effet, si les émissions de polluants primaires sont pour partie responsables de la pollution de l'air, ce sont les écoulements d'air qui, de manière prépondérante en relief montagneux, de par leur épaisseur, leur force et direction commandent les concentrations de polluants.

A méso-échelle, si le Mistral caractérisé par sa force et sa violence conduit normalement à un nettoyage de l'air dans la vallée du Rhône et la région de Marseille, causé par l'advection d'air froid et propre venant du nord, celui-ci est néanmoins capable, en période estivale, de contribuer à la pollution de l'air par le transport longue distance de polluants, notamment de précurseurs d'ozone originaires de la région parisienne (Corsmeier *et al.* 2005). A l'inverse, le Mistral selon sa force peut aussi plus ou moins s'opposer au front de la brise de mer qui transporte vers le nord les polluants issus de l'aire urbaine et industrielle marseillaise.

Aux échelles régionales et locales, la relation entre les brises et la pollution de l'air a été précisée et démontrée (Simpson, 1994 ; Nester, 1995 ; Carrega, 2006 ; Dahech *et al.*, 2006 ; Dudouit *et al.*, 2006 ; Carrega *et al.*, 2010). Bastin *et al.* (2005) ont montré dans le cadre du projet ESCOMPTE[23], que la brise de mer pouvait advecter des polluants loin dans les terres, voire les incorporer dans le transport longue distance, en particulier dans la vallée de la Durance.

En outre, si la vie des polluants est soumise au seul processus de va-et-vient des brises, alors leur dilution s'avère limitée puisqu'ils sont recyclés (Carrega, 1994). Et si les conditions météorologiques générales demeurent stables, on peut alors s'attendre localement à une augmentation progressive des niveaux de polluants dans l'air (De Buman, 1995). Millan *et al.* (1997) ont établi, dans la partie occidentale du bassin méditerranéen, que l'air pollué advecté le jour sur les terres était ramené la nuit sur la mer, de même dans la région de Sfax en Tunisie (Dahech *et al.*, 2005). Au Chili, Romero *et al.* (1999) ont démontré le rôle des vents locaux sur les niveaux de pollution dans le bassin de Santiago. De l'autre côté des Andes, en Argentine, Arkouli *et al.* (2010) ont travaillé sur le même sujet dans l'aire urbaine de Buenos Aires. L'alternance des brises de vallée-montagne influencent également la circulation des polluants et leur recyclage. Par exemple, la ville de Fribourg (Allemagne) voit, en hiver, ses

[23] Expérience sur Site pour COntraindre les Modèles de Pollution atmosphérique et de Transport d'Emission.

polluants transportés sur la Forêt Noire le jour et revenir la nuit sur la ville lorsque souffle la brise de montagne depuis cette forêt (Baumbach et Vogt, 1999).

A plus fine échelle géographique, dans la même zone d'étude, Fiedler (2003) a révélé que les vents de pentes advectaient des polluants sur les parties sommitales du massif du Schauinsland. Toujours à l'échelle locale, les études et mesures des écoulements d'air à faible altitude au-dessus du bassin des Paillon (Paillon de Contes et Paillon de l'Escarène) dans les Alpes-Maritimes, nous indiquent que ces vallées sont faiblement ventilées (donc l'air est faiblement renouvelé) et que le régime des brises thermiques est de loin le plus fréquent (Carrega, 2000, 2009). Dans ce régime de brises, l'air est canalisé par la vallée du Paillon vers l'aval (agglomération et ville de Nice) la nuit et en début de matinée et ceci en hiver comme en été, sur environ 300 mètres d'épaisseur (Carrega, 2009). La direction de cet écoulement s'inverse en journée, vers l'amont, mais sur une plus grande épaisseur, ce qui permet une meilleure dilution. Il y a donc une alternance des directions des brises, et donc de l'advection des polluants. De plus, la nuit et surtout en hiver, un lac d'air froid s'ancre en fond de vallée, ce qui n'est évidemment pas favorable à la dispersion des polluants. Avec la présence d'émissions industrielles et de la circulation routière, on observe ainsi des concentrations importantes de particules dans les vallées des Paillons.

Toujours dans le département, à titre de complément et d'illustration, les photos suivantes prises à quelques dizaines de minutes d'intervalle montrent des fumées de brûlages de déchets verts (fig. 17). Elles témoignent, lors d'une matinée d'hiver, de l'alternance des directions des brises et de l'advection des polluants en aval vers le littoral cannois, puis en amont selon le sens du vent sur l'agglomération de Grasse. De plus, les fumées proches du littoral (fig. 17, haut) attestent de l'imbrication des flux thermiques. L'air froid plus dense et donc plus lourd, glisse sous l'air relativement plus chaud et donc plus léger (fig. 17, haut). Aussi, ces fumées marquent les prémisses de la brise de mer qui gagnera l'ensemble de la masse d'air quelques instants plus tard (fig. 17, bas). Les polluants émis au sein de l'aire urbaine sont donc dispersés dans une masse d'air se réchauffant progressivement, devenant plus instable sous l'effet de la convection et des turbulences. Ils sont conjointement transportés vers le nord sous l'effet de la brise de mer. Ainsi, une partie des polluants a probablement gagné le massif des Préalpes de Grasse dès la mi-journée.

Figure 17. Alternance des directions des brises et des panaches de fumées sur l'agglomération de Grasse le 03/02/2011. En haut : vers 10h00, interférence brise de terre-mer. En bas : vers 10h30, brise de mer généralisée. Le transport des polluants s'effectue dans un sens puis dans l'autre selon la direction du flux. Vue vers le sud-est. Direction des flèches indicative. (© Michelot).

Le vent peut donc être bénéfique comme néfaste pour la qualité de l'air, notamment si l'on se trouve sous le vent d'un émissaire comme l'atteste la photo ci-après (fig. 18).

Figure 18. Fumées émises au-dessus d'une inversion thermique (90 m. d'alt.) et dispersées en aval sous l'effet de la brise de terre. Auribeau-sur-Siagne, vue vers le nord-est, le 30/01/2011 vers 08h. (© Michelot).

De même, Bouchlaghem *et al.* (2007) l'ont prouvé pour la région de Sousse (Tunisie) où les concentrations d'ozone et de dioxyde de soufre pouvaient être multipliées par trois, lorsque la brise de mer était combinée à un flux synoptique maritime advectant sur la ville les émissions d'une centrale électrique.

Finalement, s'il est certain qu'un vent faible n'est pas favorable à une bonne dispersion des polluants, on remarque néanmoins à travers la littérature qu'il n'existe pas de principe établi qui voudrait que, lorsque le vent souffle, sauf à être très fort ou tempétueux, celui-ci soit forcément synonyme de bonne qualité de l'air. Effectivement, nous venons de voir qu'un vent synoptique pouvait transporter des substances gazeuses sur de longues distances ou se combiner à une brise thermique pour charrier des polluants. De même qu'à la montagne, nous ne sommes pas sûr de respirer un air toujours « pur », dans l'absolu, du fait des brises de vallées et de pentes capables d'advecter des polluants sur les massifs comme l'ont précisé Dalstein-Richier *et al.* (2005) ainsi que Carrega *et al.* (2010) grâce à des traçages de masses d'air. Enfin, si les conditions aérologiques générales donnent la tendance, on constate que les variations locales de ventilation montrent des nuances infiniment variées dans la répartition spatio-temporelle de la pollution de l'air.

1.2.5. La ventilation du sud-ouest des Alpes-Maritimes assurée essentiellement par le jeu des brises thermiques

Afin de caractériser le régime de vent dans la zone d'étude de cette thèse, nous analyserons les données de force et de direction du vent horaire, toutes les trois heures TU, issues de trois postes de Météo-France (fig. 19), pour deux mois, à savoir : juillet 2010 et février 2011. L'étude de deux mois de données climatiques n'a pas vocation à présenter de façon pointue la

ventilation de cette partie du département. Néanmoins, en utilisant ces mois caractéristiques, cette étude a pour but de refléter la configuration prépondérante de la ventilation locale.

Les trois stations météorologiques retenues sont les suivantes :

- la première station se situe en bordure littorale à environ 500 mètres du front de mer, à l'ouest de Cannes, sur l'aérodrome de Cannes-Mandelieu, non loin de l'embouchure de la Siagne ;
- la seconde, à Pégomas, se trouve dans les terres à 7 km du bord de mer. Cette station placée à 109 mètres d'altitude au lieu-dit du Plan Sarain, domine la ville de Pégomas située dans la partie amont de la basse vallée de la Siagne ;
- enfin, la troisième station météorologique est celle de Caussols à 1268 mètres d'altitude, au lieu-dit de l'observatoire de la Côte d'Azur au-dessus de l'escarpement qui marque la bordure sud du plateau de Calern. Ce poste de montagne permettra de mieux appréhender le flux synoptique.

Figure 19. Localisation des 3 postes de mesures (en jaune) de Météo France. (Source : Google Earth).

Avant de détailler ces données climatiques, on rappele à titre indicatif le contexte météorologique général sur le département des Alpes-Maritimes pour les mois de juillet 2010 et février 2011.

- Conditions météorologiques de juillet 2010 et février 2011

Les Alpes-Maritimes sont situées à la marge du rail des perturbations zonales de secteur ouest et se trouvent relativement abritées par le relief alpin des flux méridiens venant du nord. Ainsi, le département connaît généralement de larges périodes anticycloniques caractérisées par un temps calme, un ciel clair et un vent faible.

D'après les données des bulletins climatologiques mensuels de Météo-France, hormis à la fin de la deuxième décade où un flux de sud-ouest a marqué une tendance dépressionnaire, les conditions anticycloniques ont dominé pendant le mois de juillet 2010. Ces conditions ont donné un beau temps estival typique avec des bourgeonnements de cumulus évoluant en orages sur les massifs. Les températures élevées, 23,2°C en moyenne pour les températures minimales et 29,8°C pour les maximales se situent au-dessus des normales de saisons. Elles sont dues à des configurations anticycloniques présentes quasi continuellement où le vent a soufflé au ralenti et n'a pu rafraîchir l'air. En effet, il ne souffle fort que les 17 et 23 juillet de secteur nord-ouest en se limitant au nord-ouest du département le 17. Le vent maximum enregistré est de 83 km/h à Mandelieu. Au même endroit, les rafales, 86 km/h maximum, s'orientent au secteur ouest le 29. Plus à l'est, à Nice, on enregistre un vent maximum de 69 km/h le 30.

Finalement, le mois de juillet 2010 fut très sec surtout dans le sud-ouest, très chaud et humide, et fortement ensoleillé en particulier en bord de mer (380 heures). Egalement peu ventilé, ce mois de juillet n'a connu de vent fort (> 60 km/h) que 1 à 3 jours, même sur les sommets, et aucune rafale à plus de 100 km/h.

Quant au mois de février 2011, celui-ci connaît jusqu'au 13 des conditions anticycloniques franches où les pressions oscillent entre 1020 et 1030 hPa. Le soleil est largement présent sur le département, brille avec intensité, et confère des températures maximales franchement douces, 16,4°C à Nice le 4, voire chaudes pour la saison comme à Saint-Martin Vésubie avec 19,4°C le 6. S'ensuit une succession de temps instables et stables jusqu'à la fin du mois, où le soleil a néanmoins largement sa place. Le vent lui n'a pas vraiment soufflé ce mois de février 2011, de secteurs nord-est/ est pour les rares vents forts, respectivement 79 et 101 km/h au Mont Agel en début, milieu et fin de mois, et seulement 73 km/h de secteur est sur la partie est du département. Généralement, malgré la douceur de la première décade, le mois de février 2011 fut assez frais, peu venté et pluvieux excepté en hautes vallées.

Durant ces deux mois, l'ensemble des conditions météorologiques générales, globalement stables et nettement ensoleillées, a ainsi permis aux contrastes thermiques de s'exprimer entre les différents milieux géographiques.

- Régime de vent à Cannes, Pégomas et Caussols

Le régime de vent prépondérant à Cannes, Pégomas et Caussols est illustré par les roses des vents suivantes établies pour juillet 2010 et février 2011. Avec un pas de temps toutes les trois heures, sur ces pas de temps, l'occurrence des vents nuls n'est pas significative dans les séries de données. Ils ont donc été exclus des calculs. Les points cardinaux sont abrégés par leurs initiales.

A Cannes, en février (fig. 20), les roses des vents montrent la nette alternance entre un flux de nord de 18h à 09h et un flux de sud à sud-sud-est de 12h à 15h. Le secteur nord domine

jusqu'à 96 % de la fréquence à 0h et « seulement » 59 % à 9h, où ce pas horaire voit les directions nord-nord-ouest et nord-nord-est se partager un peu moins de 20 % de la fréquence respective. A 15h les secteurs sud et sud-sud-est cumulent presque à part égale un total de 60 % de la fréquence. Quelles que soient les directions, le vent moyen n'est jamais élevé, il dépasse rarement 3 m/s excepté par ouest-sud-ouest où il atteint 5,6 m/s. Mais dans ce dernier cas, il ne représente alors plus que 4 % de la fréquence des directions et résulte d'un flux synoptique.

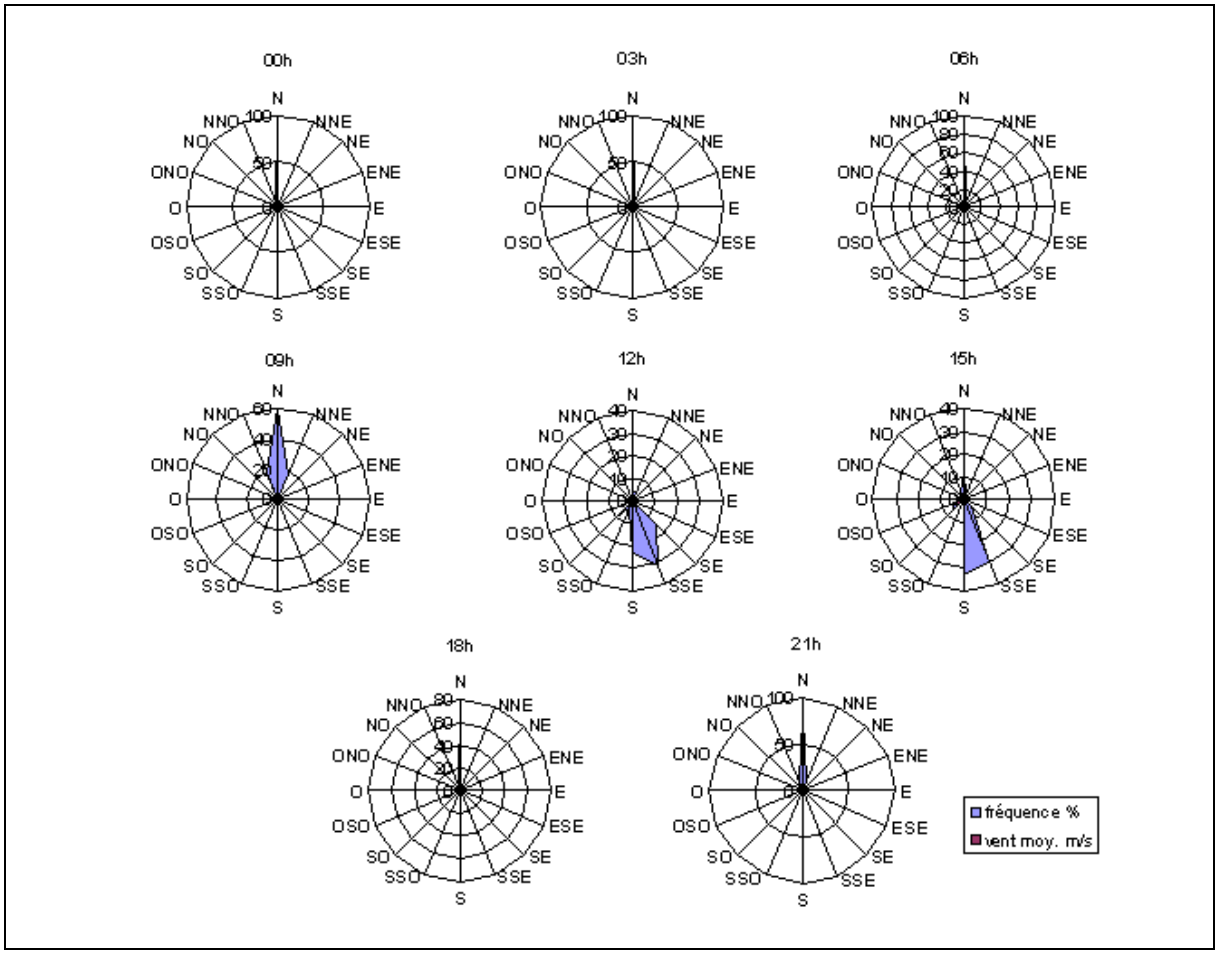


Figure 20. Roses des vents du poste météorologique de Cannes (Alpes-Maritimes) pour février 2011 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

En juillet (fig. 21), la nuit, c'est toujours le secteur nord qui domine. Cette direction représente au minimum 80 % de la fréquence des directions pour les pas horaires de 0h, 03h et 06h. Par contre, le vent moyen y est faible : 1,7 m/s à 3h. Le jour, les secteurs sud à sud-sud-est marquent le pas (64,5 % par le sud-sud-est à 09h ; 29 % par le sud à 18h) des fréquences, avec des vents moyens plus forts (4,9 m/s par le sud à 12h) sauf en soirée (1,7 m/s par le sud à 18h).

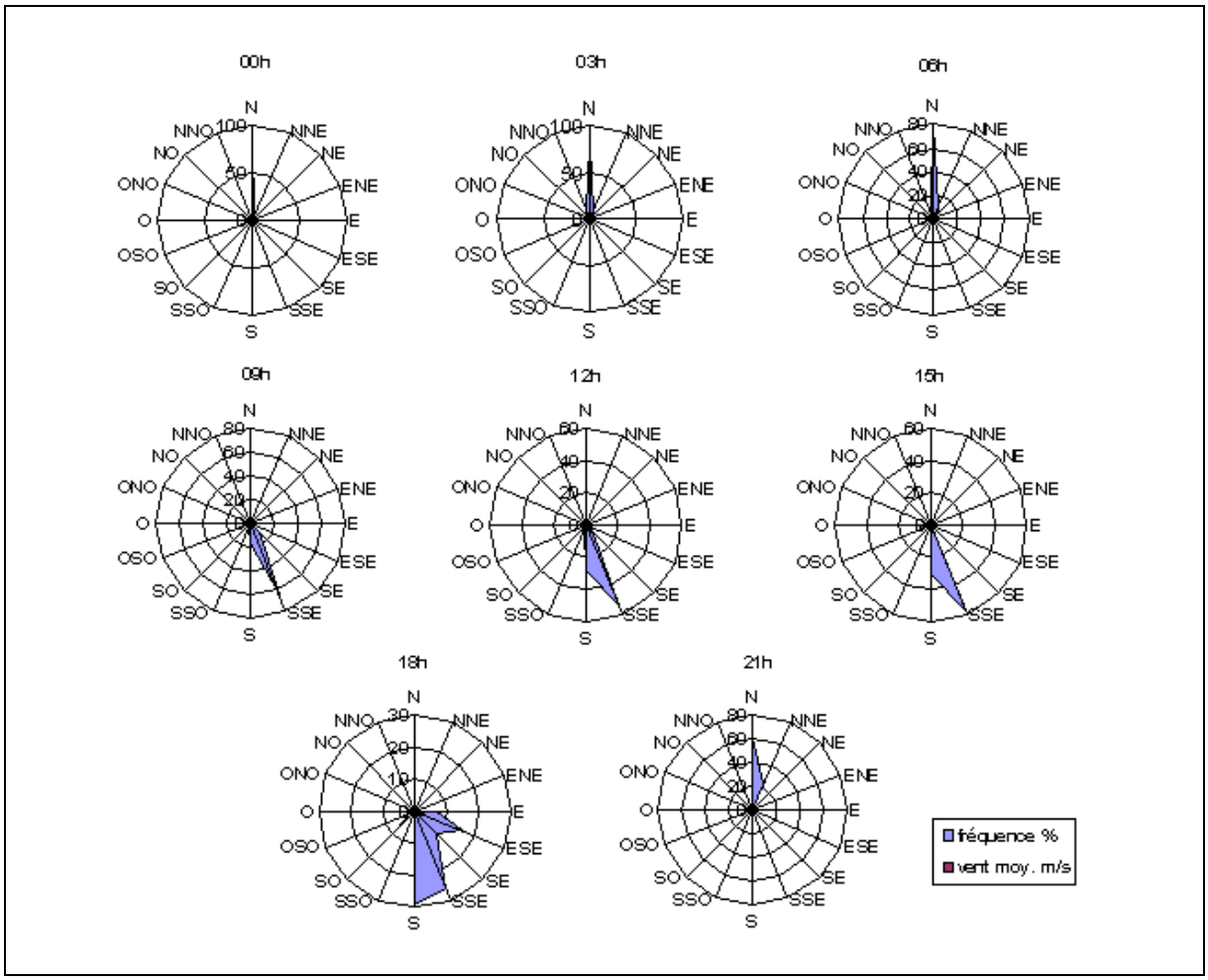


Figure 21. Roses des vents du poste météorologique de Cannes (Alpes-Maritimes) pour juillet 2010 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

A Pégomas, il convient de préciser que la topographie est plus complexe. En effet, le poste de mesures est situé à l'est de la commune sur la partie sommitale d'une pente du plan Sarain. Cet ensemble topographique haut d'une centaine de mètres s'étire jusqu'à la colline de la Croix des Gardes à Cannes La-Bocca, au sud-est. La ville s'est développée au fond de la basse vallée de la Siagne immédiatement aux débouchés des gorges de la Siagne et de la Mourachonne, toutes deux accidentées et resserrées. Dernier élément, et non des moindres, Pégomas est flanqué à l'ouest par la montagne du Tanneron qui s'étend sur un axe nord-sud. Cette montagne culmine dans sa partie sud à 425 mètres d'altitude au Grand-Duc, et vers 350 mètres d'altitude au niveau de Pégomas. Cette configuration topographique, adoucie à l'est, circonscrit la basse vallée de la Siagne. Avant de devenir des gorges en allant vers le nord-ouest, la basse vallée de la Siagne se termine dans sa partie amont par de multiples abrupts, vallons et collines au niveau de Pégomas et Auribeau-sur-Siagne. Selon les endroits, cela favorise soit une perturbation, soit une canalisation des flux d'air.

Cette station pourtant non loin de celle de Cannes, connaît un flux allant des secteurs nord-nord-est à ouest de 21h à 09h en février (fig. 22). L'après-midi, un flux de sud-sud-ouest à sud-sud-est se met en place. Il reste faible, de l'ordre de 3 m/s (3,4 m/s par le sud-sud-est à 15h). Il semblerait que la topographie environnante influence les directions des vents.

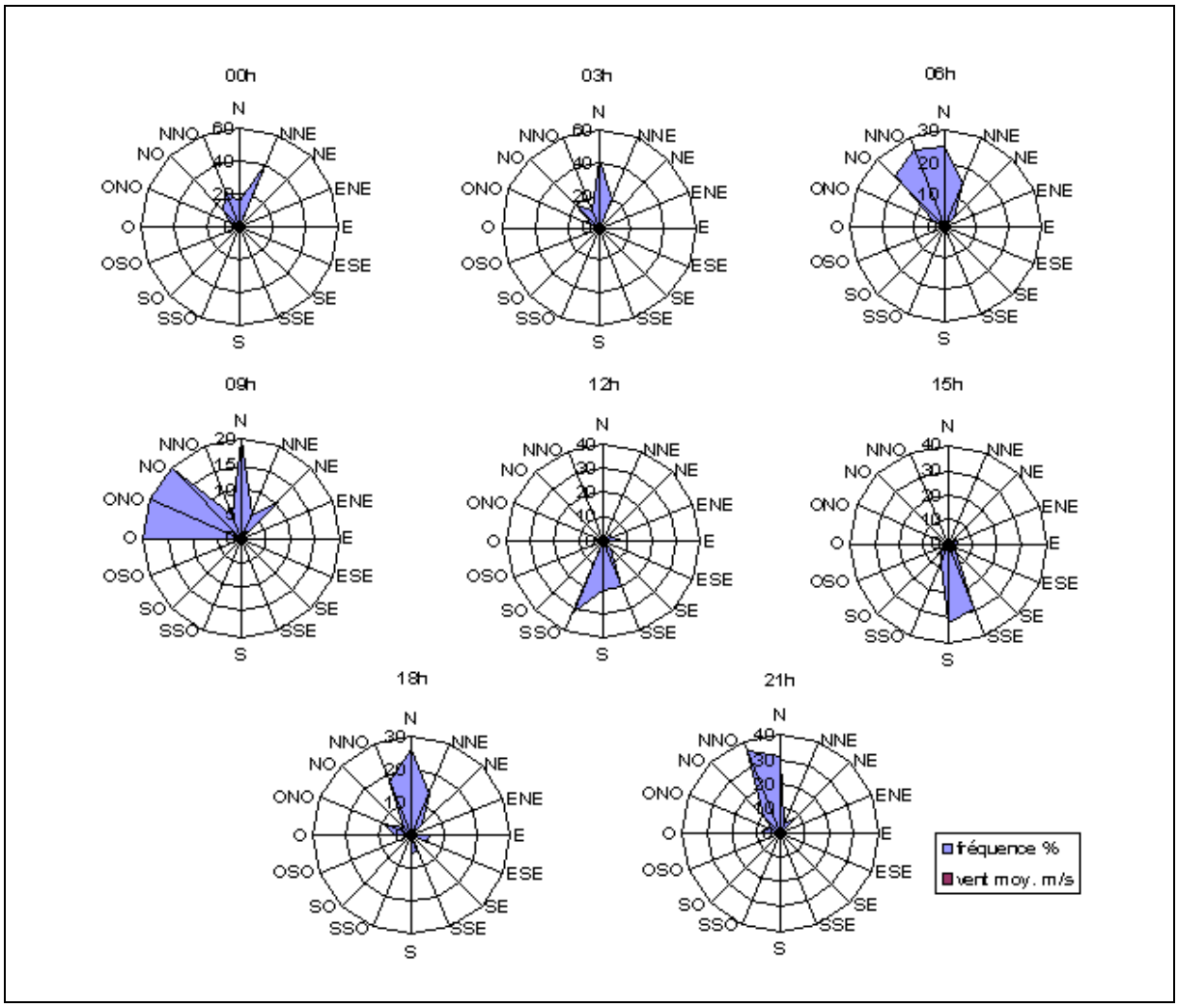


Figure 22. Roses des vents du poste météorologique de Pégomas (Alpes-Maritimes) pour février 2011 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

En juillet (fig. 23), le flux nocturne reste faible (vent moyen autour de 2 m/s) et diverge en début de nuit entre nord et ouest-nord-ouest puis devient plus marqué sur le secteur nord-ouest avec une fréquence des directions de 60 % à 06h. Le jour, un flux de sud à sud-sud-est s'installe de 09h à 18h, plus soutenu allant jusqu'à 5,8 m/s à 12h. Les quelques rares vents moyens relativement forts (9,5 m/s à 15h par l'ouest), sont de secteur ouest à ouest-sud-ouest et représentent à eux deux seulement 6 % de la fréquence des directions à 15h.

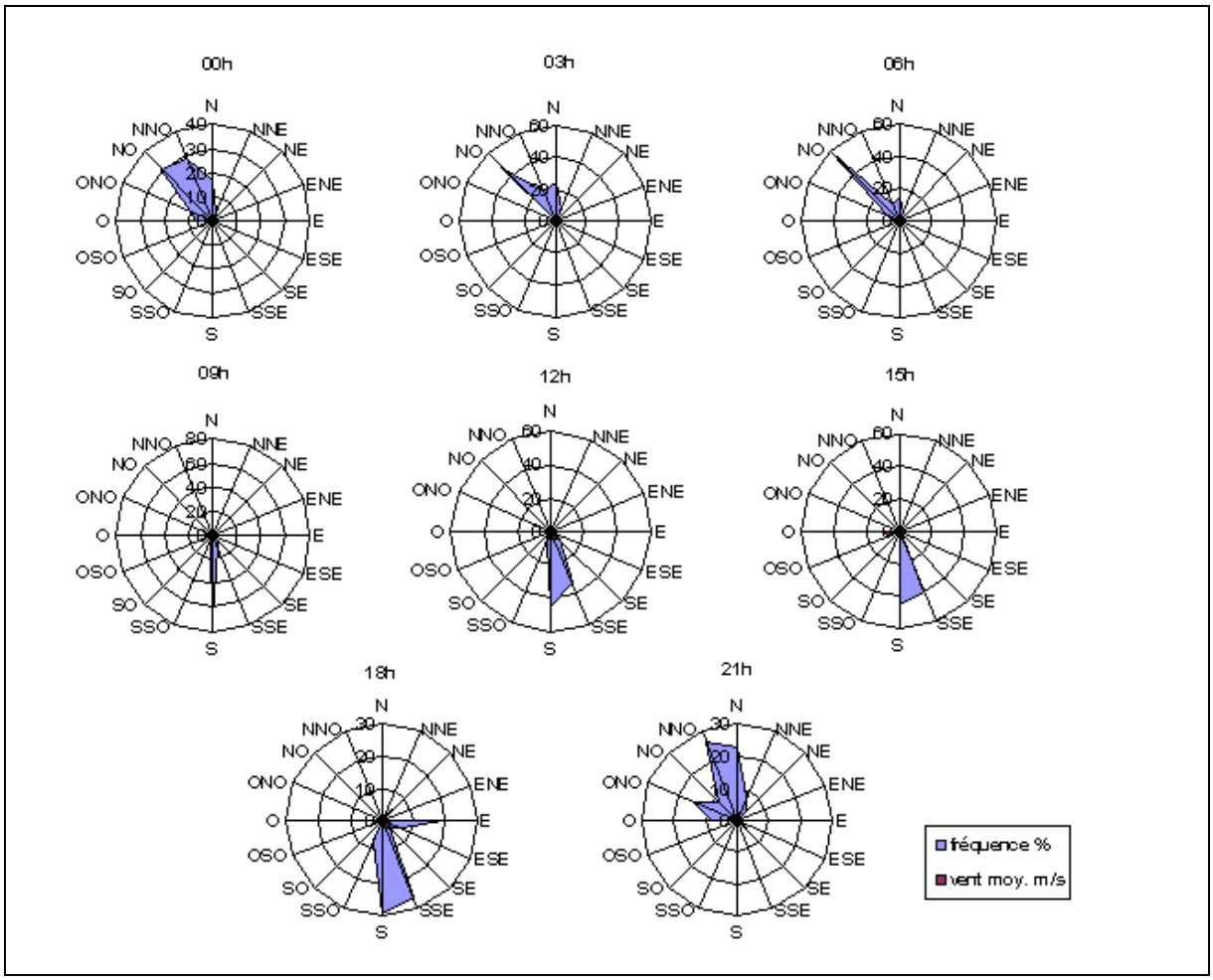


Figure 23. Roses des vents du poste météorologique de Pégomas (Alpes-Maritimes) pour juillet 2010 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

Pour ces deux postes, la ventilation est assurée majoritairement par flux de secteurs nord-nord-est à nord-ouest en hiver, et à part égale en été avec des vents de ouest-nord-ouest à nord-nord-est la nuit, et de sud à sud-sud-est le jour. Excepté quelques rares vents forts, le vent moyen est globalement faible (< à 3 m/s), sauf l'été en journée où il est relativement plus soutenu.

Ces flux permettent ainsi d'identifier un régime de brises thermiques prédominant où l'alternance entre brise de mer le jour et brise de terre la nuit correspond aux orientations établies par les roses des vents. En effet, avec un trait de côte orienté ouest-sud-ouest à est-nord-est dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes, le flux de brise de mer de sud à sud-sud-est et le flux de brise de terre de nord à nord-ouest sont fondés. En outre, il serait intéressant d'affiner cette étude par des roses des vents horaires dans le but d'identifier l'heure de la renverse de brises. Par ailleurs, Martin (2008), Carrega *et al.* (2010) ont indiqué la présence de brises thermiques dans la région niçoise et les ont caractérisées sur les crêtes frontalières. Par le passé, Carrega (1989, 1994, 2000) avait déjà démontré l'existence et le jeu de ces brises. Ainsi, on peut conclure que ces flux sont installés à méso-échelle dans l'ensemble de cet espace littoral montagneux que sont les Alpes-Maritimes.

Quant à la station météorologique de Caussols, les roses établies pour les pas horaires de 00-03 et 06h en juillet marquent une distribution opposée des directions, à savoir majoritairement les secteurs est à est-nord-est d'une part, et ouest-sud-ouest à nord-ouest d'autre part (fig. 24). Les vitesses de vent dépassent 4 m/s de 00h à 03h dans les secteurs nord-ouest. Le jour, dès le matin, la brise de versant se met en place par secteur sud-est puis sud-sud-est pour être remplacée par un flux de brise de mer plus franc, affranchi de l'orientation des versants. Les vitesses de vent atteignent alors environ 4,5 m/s.

A 21h, alors que la nuit est tombée, les directions se répartissent principalement entre les secteurs sud-ouest et ouest-nord-ouest. Ce pas horaire caractérise le moment où la brise de mer a laissé place au flux synoptique.

Par ailleurs, les roses des vents diurnes montrent, en juillet mais pas en février, une rotation du flux vers la droite. En effet, à 09h le secteur sud-est domine la fréquence des directions avec 32 % pour ne représenter plus que 6,5 % à 12h au profit majoritairement du sud-sud-est (49 %) puis sud (30 % à 15h) et le sud-ouest (23 % à 18h). Cela attesterait l'existence du phénomène de rotation des brises, probablement marqué d'une influence topographique du fait de l'orientation de l'escarpement du plateau de Calern, dans le secteur du Signal de Calern.

D'une manière générale, les vents forts mais peu fréquents à Caussols sont de secteurs ouest : 11 m/s à 15h par l'ouest et ouest-nord-ouest (6 %), 8 m/s à 12h par l'ouest-nord-ouest (3 %) ou encore 10 m/s par secteur nord-ouest à 18h (6 %). Ils résultent de la circulation générale à macro-échelle.

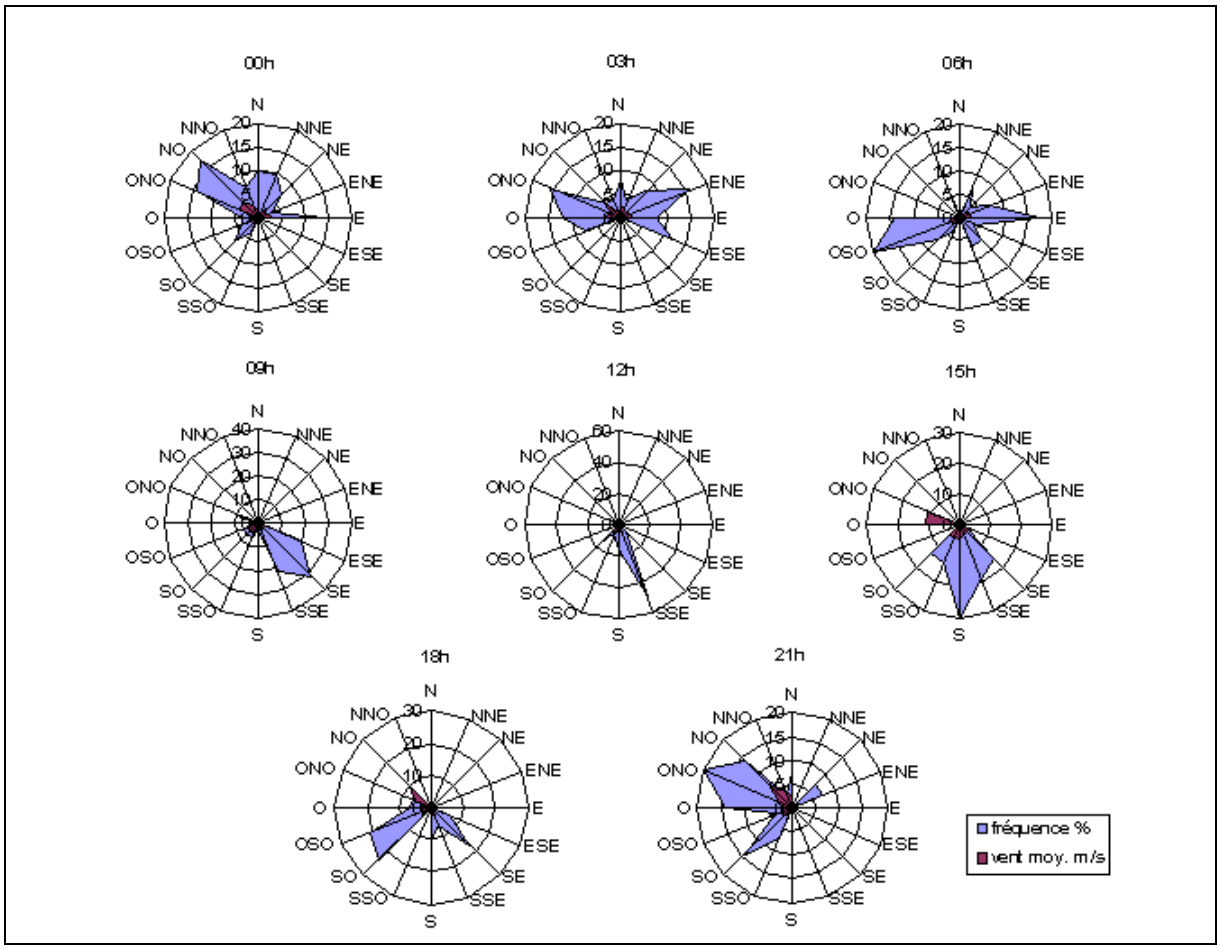


Figure 24. Roses des vents du poste météorologique de Caussols (Alpes-Maritimes) pour juillet 2010 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

En février (fig. 25), l'opposition des flux est également marquée de 21h à 03h. La rose des vents de 09h, montre une distribution multimodale des directions : une dizaine de % de la fréquence des directions allant respectivement de l'est-nord-est à l'ouest-sud-ouest. Ce pas horaire indique également la présence d'un vent de pente anabatique faible (1,3 m/s) et peu fréquent (13 % de la fréquence des directions) de secteur sud-sud-est. Pour cause, la partie orientale du plateau de Caussols directement à l'est du Haut-Montet, ainsi que les versants favorablement exposés du vallon de Pierre Feu au nord-ouest de Gourdon[24], reçoivent les premiers rayons de soleil de la matinée et occasionnent un gradient thermique qui préfigure ainsi un vent de pente anabatique dans cette direction.

Néanmoins, selon la situation météorologique, cette brise de versant a du mal à s'imposer tant par sa force que par sa fréquence face à des flux synoptiques relativement plus forts (3 m/s et 9 % par l'est-nord-est ; 2,6 m/s et 14 % par le sud-sud-ouest) capables de masquer cette brise de versant. A 12h et 15h, la brise de mer orientée sud à sud-sud-est sur les postes de Cannes et Pégomas ne serait apparemment pas suffisamment épaisse, voire puissante, pour être descellée à Caussols. La direction du flux de secteur sud-ouest apparaît comme résultant d'une brise de versant ascendante toujours due à l'orientation et à l'inclinaison de l'escarpement du plateau de Calern. En effet, en cette saison lorsque le soleil est bas à

[24] Petit village perché en nid d'aigle au-dessus de la rive droite des gorges du Loup.

l'horizon et que les jours sont courts, l'orientation privilégiée au sud-ouest et la forte inclinaison du versant occasionnant la concentration du flux solaire au sol, favorisent le réchauffement de l'air au-dessus des parois par rapport à l'aval du versant et donc un flux d'air au profit des parties supérieures du versant.

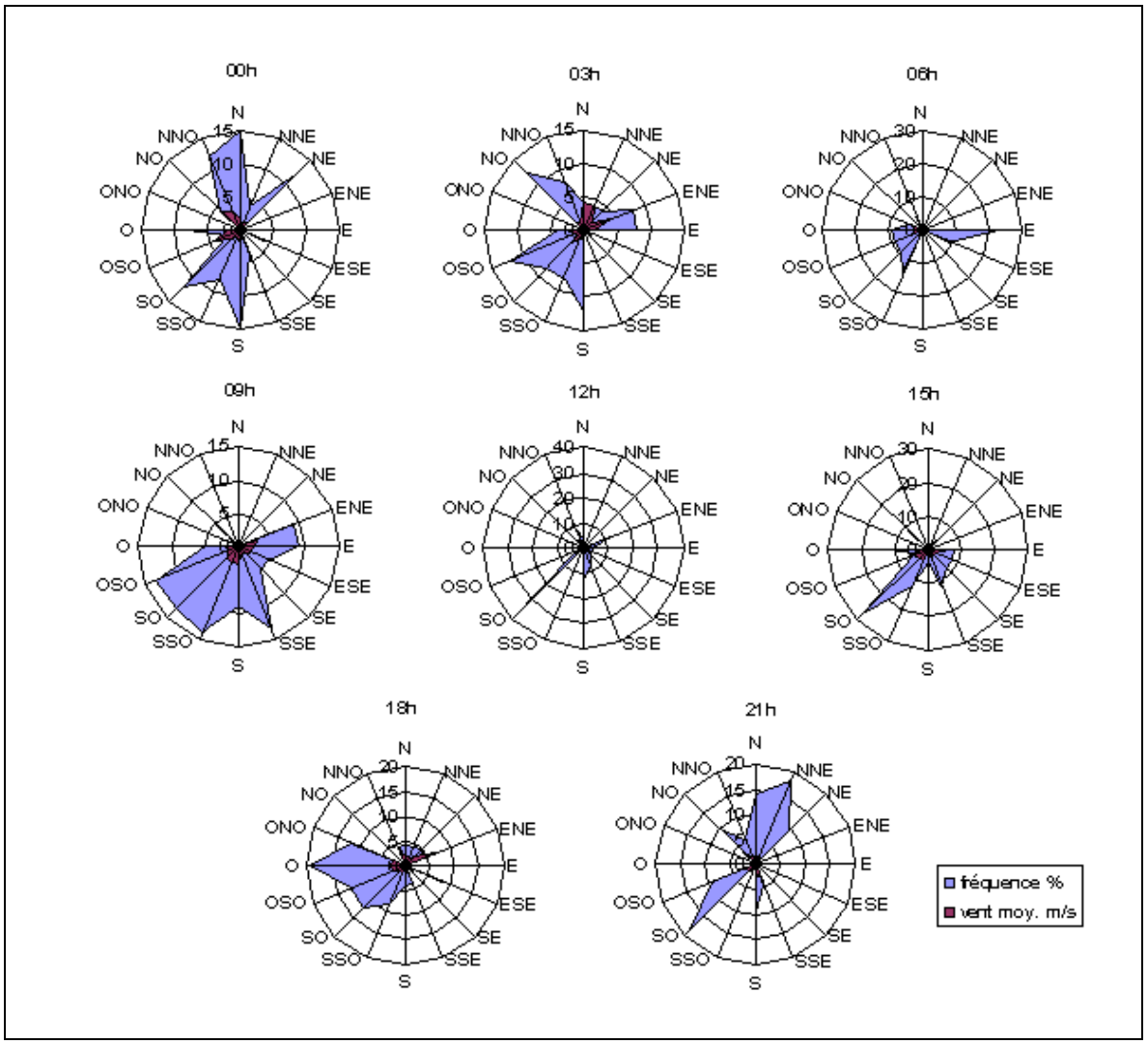


Figure 25. Roses des vents du poste météorologique de Caussols (Alpes-Maritimes) pour février 2011 de 0h à 21h TU. Fréquence des directions en pourcentage et vitesse du vent en m/s.

Ainsi, il semblerait que la station de Caussols ait une identité ambivalente. En effet, d'une part, elle subit de par son altitude et sa situation, l'influence systématique des différents flux synoptiques au niveau de pression d'environ 850 hPa la nuit tant en été qu'en hiver. D'autre part, excepté les jours de vents forts d'origine synoptique, Caussols voit la présence de la brise de mer les journées d'été, et connaîtrait l'influence directe de la topographie en hiver par la présence de brises de versants ascendantes.

Par ailleurs, pour compléter cette étude des roses des vents, il est intéressant d'y joindre les résultats qualitatifs de lâchers de CLB effectués à partir d'un parking en contre bas du col de Vence, à 785 mètres d'altitude, le 2 février 2011 en fin d'après-midi par très beau temps (le relief corse est visible) et soleil rasant par l'ouest. La situation météorologique générale est

anticyclonique avec un flux de nord en altitude. La température est de 9,7°C et le point de rosée à 1,6°C (mesures faites à l'aide d'une sonde Testo).

Les ballons n'ont pas parcouru suffisamment de distance pour que les mouvements d'air soient quantifiés. Malgré la relative imprécision d'une poursuite visuelle des CLB, cette expérience a tout de même fourni des informations et a permis d'appréhender l'écoulement de l'air au moment de la renverse de brises.

Un ballon sondeur (en latex) est lâché à 16h43. Sa vitesse d'ascendance est connue (environ 2 m/s). Il *« traverse des couches d'air éventuellement animées de mouvements horizontaux dont l'altitude est donnée par la mesure du temps écoulé depuis le départ »* (Dalstein-Richier *et al.*, 2005). Le trajet du ballon matérialise une période de calme à proximité du sol puis la présence d'un flux synoptique d'avantage en altitude. En effet, le ballon montre que l'air est immobile sur une centaine de mètres, puis à 1 minute' (environ 120 mètres au-dessus du sol) le ballon est pris dans un léger flux synoptique d'est, puis est-sud-est à 1'30'' (environ 180 mètres) et 1'45'' (environ 210 mètres).

Alors que le soleil n'insole plus que le versant ouest des Blaquières, laissant dans l'ombre le versant est du Collet de Bertrand (fig. 26), un premier CLB est lâché à 17h15. Le CLB descend le vallon de la Lubiane dans un vent de pente catabatique d'une épaisseur d'environ 8 mètres sur une distance d'une cinquantaine de mètres. Puis, il est repris dans un léger flux ascendant de sud. A 17h33, au moment où la quasi-totalité des terrains est dans l'ombre, un second lâcher de CLB est pratiqué. La température est de 9,2°C et le point de rosée à -2,1°C (la masse d'air s'est asséchée et l'on observe un souffle descendant de secteur nord sur les herbes, et dans la nuque !). Le ballon descend le même vallon sur un peu moins de cent mètres dans un vent de pente catabatique d'environ 15 mètres d'épaisseur (fig. 26a ; cartouche en coin). Ensuite, il marque un moment de flou sur environ 30 mètres (fig. 26b) puis remonte doucement dans un flux ascendant de sud (brise de mer) à environ 50 mètres au-dessus du point de départ (fig. 26c).

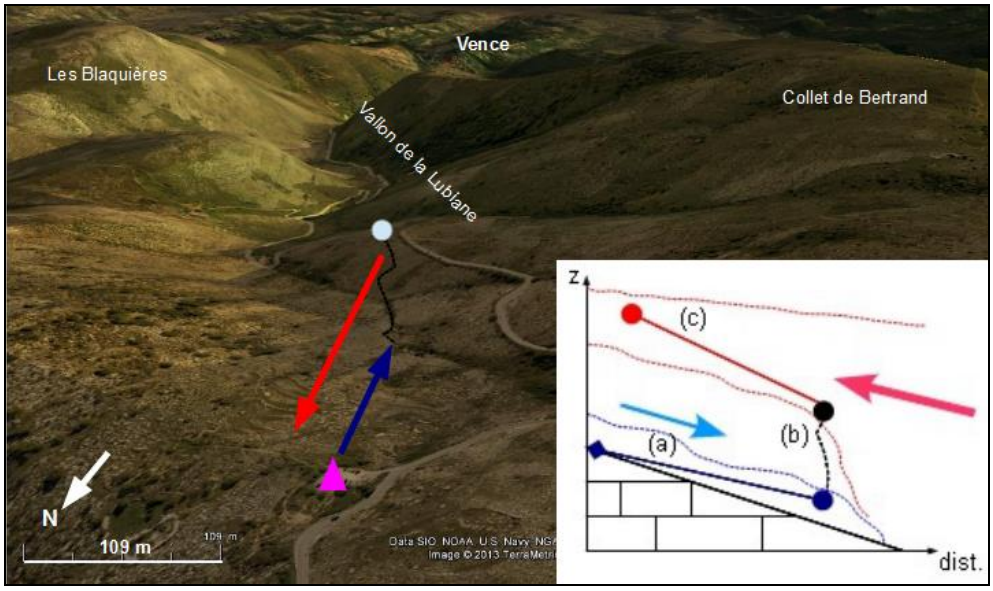


Figure 26. Lâcher de CLB à proximité du col de Vence (Alpes-Maritimes), 795 m. d'alt. (triangle rose). Le 02/02/2011 à 17h33 (insolation d'après le module de Google Earth). Perspectives des flèches indicatives. (Sources : image Google Earth ; cartouche : Michelot).

Ainsi, cette expérimentation à micro-échelle matérialise le fait qu'au moment de la renverse de brises à l'heure du coucher du soleil, à cette époque de l'hiver météorologique, un air froid de faible épaisseur s'écoule par gravité le long des pentes sous une fin de brise de mer relativement plus chaude et plus humide, le tout coiffé par un flux synoptique d'est à sud-est. Ce vent de pente catabatique marque les prémisses d'une brise de montagne. On peut légitimement penser que ce flux gagnera toute la masse d'air environnante à la nuit tombée puis atteindra le littoral sous forme d'un vent de terre généralisé. Cela démontre donc l'imbrication et la superposition des flux d'air. Ces interférences à toutes les échelles ont également été développées par Carrega (1989) à travers l'étude de régimes des vents à Nice aéroport et Saint-Jean-Cap-Ferrat.

En résumé, l'étude des roses des vents des postes météorologiques de Caussols, Pégomas et Cannes, prouve que l'essentiel de la ventilation du sud-ouest du département est assuré par le jeu des brises thermiques mais démontre aussi un emboîtement et une superposition de différents types de flux d'air à différentes échelles, résumés dans la figure 27.

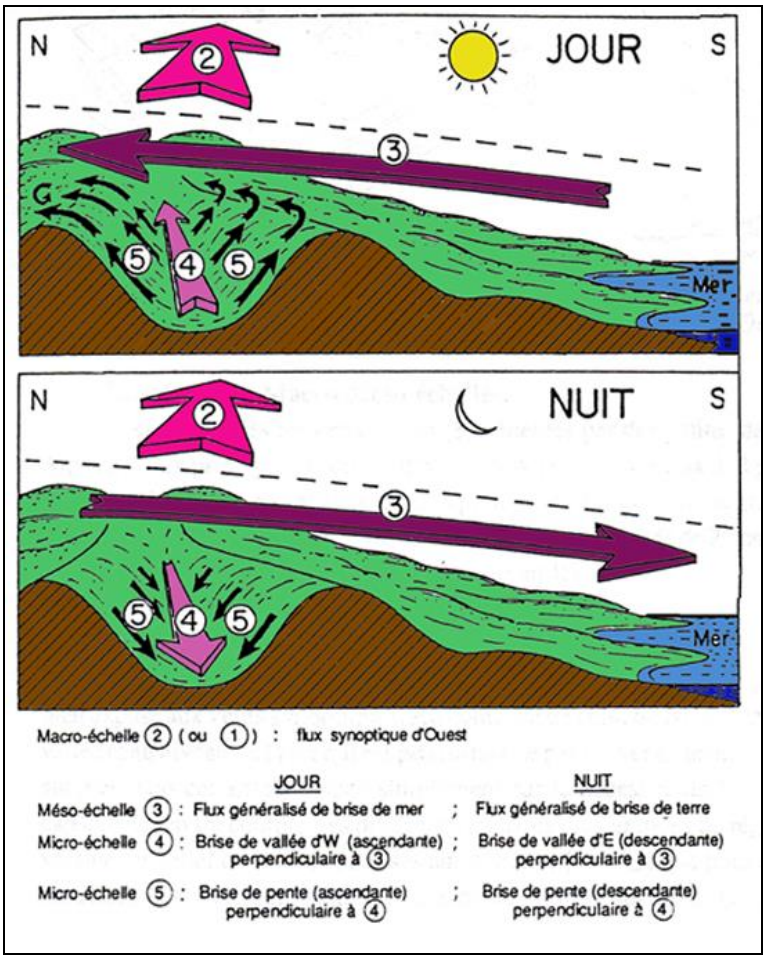


Figure 27. Organisation des brises thermiques dans un espace littoral montagneux. (Source : Carrega, 1989).

CHAPITRE 2. LE ROLE DES FACTEURS GEOGRAPHIQUES SUR L'ECOULEMENT DE L'AIR ET LES SYSTEMES DE BRISES A FINES ECHELLES

Au-delà de la circulation synoptique, de la nébulosité, de la durée du jour, d'autres éléments comme les facteurs géographiques conditionnent le climat à fine échelle. Pour cette échelle, on parle de climat local pour une ville, un bord de mer, etc. Beltrando (2005) indique que lorsque l'effet du relief est suffisamment important pour imprégner le climat, et lorsque l'étude vise à étudier l'influence qu'impose la topographie, on parle plutôt de topoclimat. Généralement, la littérature considère que l'échelle du topoclimat varie de 1 km en zone de montagne à 10 km en zone de plaine. Or, en terrain montagneux, force est de constater que l'influence du relief, ne serait-ce que sur les températures, se fait sur des distances plus faibles de l'ordre d'une centaine de mètres voire une dizaine de mètres. C'est pourquoi on préfèrera retenir la proposition de Carrega (2007) pour qui le topoclimat joue sur des distances d'environ 10 mètres à plusieurs kilomètres. Cela dit, l'important étant de savoir de quoi on traite, à savoir l'intervention directe ou indirecte du relief et des formes du terrain (pentes, vallées, collines, montagnes…). En outre, le topoclimat s'appréhende tant à meso-échelle qu'à micro-échelle.

Parmi ces facteurs géographiques figurent la topographie (2.1), les grands plans d'eau (2.2), l'urbanisation (2.3) et le milieu édaphique (2.4). Ils jouent un rôle déterminant sur les écoulements d'air et des systèmes de brises.

2.1. Le rôle de la topographie

Le territoire des Alpes-Maritimes tire son nom de l'existence d'un relief vigoureux, compartimenté, voire tourmenté par endroits, mais présente aussi un visage plus tranquille dans sa partie sud-ouest. C'est un des espaces français où les éléments géographiques, que sont ici le relief et la mer Méditerranée, s'opposent aussi nettement. En effet, les montagnes qui connaissent des cimes dépassant les 3 000 mètres dans le massif du Mercantour, plongent en mer où elles n'offrent qu'une mince frange côtière, voire inexistante à l'est de Nice (Gilli *et al.*, 2006).

La topographie (exposition, altitude, pente…) joue un rôle majeur lorsqu'elle devient complexe et contrastée. Le relief entraîne des disparités thermiques annonciatrices de phénomènes topoclimatiques. C'est avec une topographie omniprésente, dont l'influence est écrasante, qu'il faut composer pour comprendre le développement des différents écoulements d'air d'origine thermique du département.

2.1.1. L'orientation et l'inclinaison des versants

L'orientation et l'inclinaison sont des contrastes d'exposition. Ces contrastes ont une faible signification dans les régions intertropicales, qui plus est à l'équateur. En effet, ces régions sont avantagées puisque la hauteur du soleil sur l'horizon est en moyenne plus forte et atteint même 90° deux fois par an, une seule fois à la limite au niveau du tropique.

De même dans les régions polaires, où c'est la durée du jour ou de la nuit prolongée qui annule tout contraste. Par conséquent, l'orientation et l'inclinaison des versants n'a pas vraiment d'importance dans ces deux régions. Ce sont donc les latitudes tempérées et subtropicales qui sont le plus sensibles à l'obliquité des rayons, en toutes saisons, mais plus spécialement en hiver.

L'intensité du rayonnement solaire direct reçu sur une surface dépend de l'angle d'incidence du rayonnement solaire par rapport à cette surface. Ce rayonnement est maximal s'il arrive perpendiculairement à la surface et minimal lorsqu'il lui est parallèle. Cet effet témoigne donc de l'importance du rôle joué par les pentes et versants de différentes inclinaisons en milieu montagneux à différentes heures de la journée et saisons de l'année. De plus, l'orientation des pentes est aussi fondamentale : une surface exposée au sud (adret), dans l'hémisphère Nord, est plus avantagée qu'une surface exposée au nord (ubac) et cet effet varie selon la latitude du lieu, le moment de l'année, et celui de la journée.

L'ensemble de ces différences a donc pour conséquence une disponibilité de l'énergie accrue pour les terrains les mieux exposés (fig. 28). « *Sur ce graphique, à des fins démonstratives, nous avons représenté schématiquement une topographie symétrique composée de deux angles de pentes différents. Lorsque le soleil est au plus haut de l'année (solstice d'été), la concentration de l'énergie solaire oscille ici du simple au double de part et d'autre de la ligne de crête (100 % pour le versant perpendiculaire aux rayons, et 50 % pour le versant opposé regardant vers le Nord, en application de la « loi des sinus » : i = I sin h ; i = 100 % x sin 30° = 100 % x 0,5 = 50 %)* ».

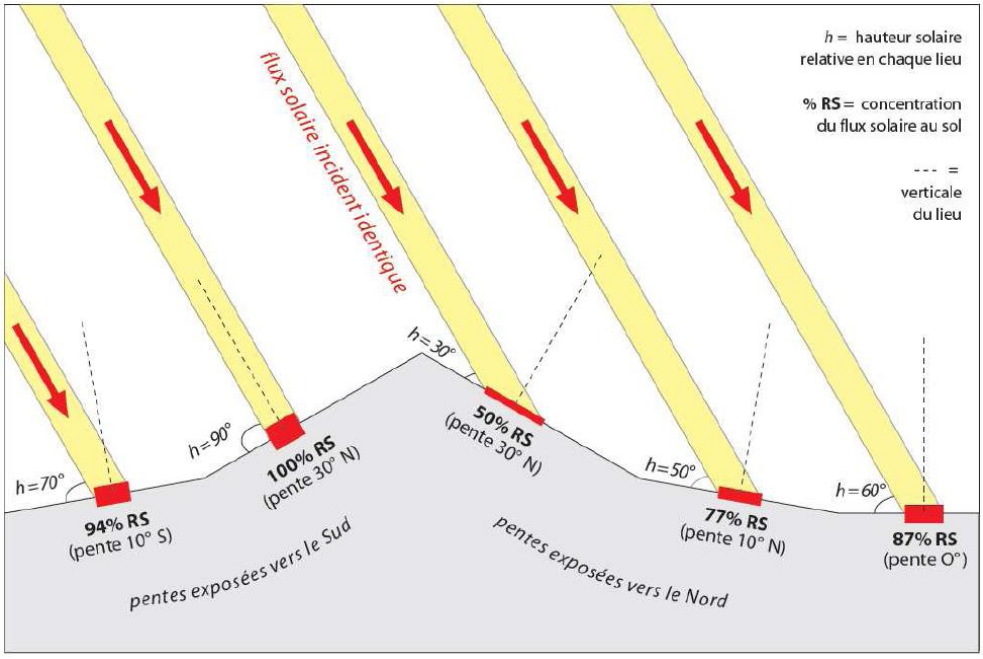


Figure 28. Comparaison de l'énergie solaire disponible au niveau du sol en fonction de la pente et de l'orientation (exemple au solstice d'été, à midi, par 49° de latitude nord, dans le Calvados. Env. 6° d'écart en latitude avec les Alpes-Maritimes). (Source : Cantat *et al.*, 2009).

Notons que les versants est, en opposition à l'ouest, ne sont pas forcément les mieux pourvus. Même s'ils sont les premiers à recevoir les rayons, ces derniers perdent une partie de leur énergie à dissiper les brumes, et surtout à évaporer la rosée, notamment dans les parties basses. La quantité d'énergie solaire captée par chaque secteur est grandement influencée par la position topographique du secteur dans la vallée, ce qui a un effet sur les températures de surface. Des travaux de Douguédroit (1980) dans la région de Saint-Martin Vésubie dans les Alpes-Maritimes à environ 1 600 mètres d'altitude montrent qu'en janvier la différence de températures entre l'adret et l'ubac peut aller jusqu'à plusieurs degrés Celsius. Cela atteste l'existence de différences marquées entre versants, *a fortiori* en hiver.

Pour développer la notion d'exposition et d'appréciation des températures de versants à fine échelle, nous pouvons nous référer aux travaux de Carrega (1994), relatifs aux vérifications expérimentales du rôle de la topographie sur la température de l'air, autour du hameau du Cros d'Utelle situé dans la basse vallée de la Vésubie dans les Alpes-Martimes. L'auteur, en utilisant des mesures fixes de quatre stations *in situ*, propose « *de mieux comprendre le comportement de la température dans le temps et l'espace, d'apprécier dans quelle mesure les facteurs physiques de la température dépendent de la topographie environnante* ». Son analyse des différents facteurs permet d'apprécier les ambiances vallon-versant. On comprend ainsi que, si en hiver ou au printemps les régimes thermiques doivent leurs différences à des contrastes radiatifs, ce n'est plus le cas en été où c'est alors la différence des conditions hydriques, et donc de chaleur latente, qui expliquent les différences de températures estivales. Et pour conclure que, *« parmi les facteurs expliquant les différences de température d'un lieu à un autre, la teneur en eau du sol est un des plus discriminants durant la saison chaude. Tout vallon, toute forêt sur sol humide et a fortiori toute étendue d'eau rafraîchissent nettement l'air en été, dans les régions méditerranéennes »*.

2.1.2. Les formes du relief et inversions thermiques

Il est admis que les surfaces concaves sont froides et les surfaces convexes plus chaudes (Geiger *et al*., 1995). Une masse d'air froid s'accumule (bien souvent avec les polluants) ainsi. Quand l'air se refroidit par nuit claire et calme, celui-ci ne peut rester sur les surfaces convexes (pentes, coteaux), il s'écoule par gravité, par saccades (Avila, 2003), le long des pentes vers les surfaces concaves (vallées, dépressions), dans les talwegs et autres creux topographiques (vallons, cuvettes) où se forme une nappe d'air froid, qui par la même bloque bien souvent les polluants émis près du sol. Ce lac d'air froid interagit avec l'organisation des flux catabatiques (Doran *et al.*, 1990). Ce phénomène météorologique occasionne un gradient de température positif, contraire au principe de décroissance de la température avec l'altitude. Résultat, pendant la nuit et à l'aube, les crêtes connaissent des températures plus chaudes que les talwegs (fig. 29). En journée, le réchauffement permet au gradient normal de se rétablir pour aboutir à une décroissance de la température avec l'altitude. En règle générale, il fait donc plus froid en altitude la journée. Néanmoins, comme l'a démontré Carrega (1994), l'altitude n'empêche pas une forte température au niveau du sol.

Par ailleurs, aux alentours du solstice d'hiver, certains endroits situés dans des vallons et cuvettes, ne reçoivent pas les rayons solaires et voient des inversions thermiques se maintenir parfois durant plusieurs jours

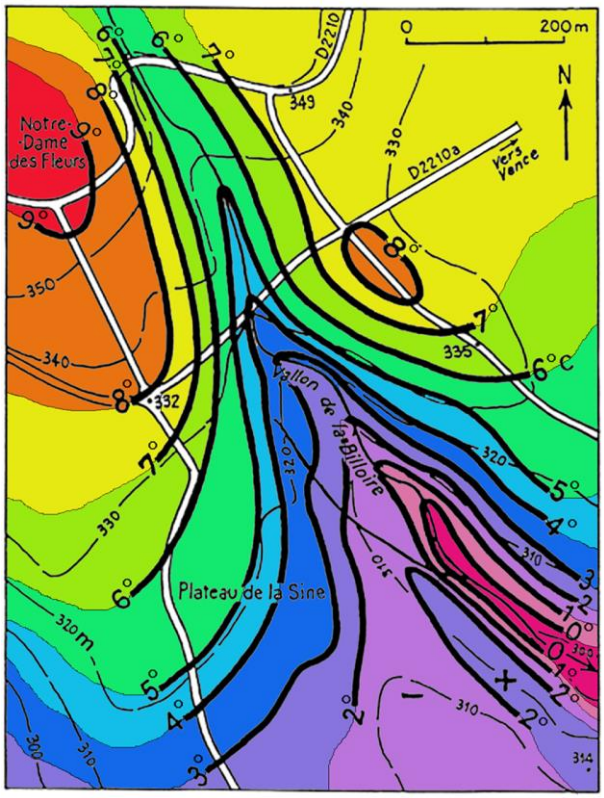


Figure 29. Température de l'air à 2 m. près de Vence (Alpes-Maritimes), le 29/01/92 à 02h locales. (Source : Carrega, 2007).

Nous pouvons ainsi considérer que les facteurs topographiques influencent le climat d'un lieu et plus le relief est accidenté, plus cette influence est marquée.

2.1.3. Les brises de versants, de vallée-montagne

A micro échelle, durant les premières heures du jour, le réchauffement plus marqué des versants, de par leur orientation et inclinaison, par rapport au fond de vallée, provoque des mouvements ascendants (brises anabatiques). Ce mouvement s'inverse durant les premières heures de la nuit, alors que les versants se refroidissent plus rapidement, de petites saccades liées à l'irrégularité topographique des lieux descendent les pentes (brises catabatiques). Cela correspond au balancement nycthéméral des brises catabatiques et anabatiques (Chaix, 2007). Ces écoulements nocturnes et diurnes sont généralement relayés par des écoulements à une échelle plus large : les brises de montagne ou de vallée.

La figure 30 montre une brise de montagne généralisée en vent de terre sur le département des Alpes-Maritimes un matin d'hiver. La résolution (3 km) du champ de vent modélisé permet de déceler l'influence de la topographie (massifs-vallées) sur la direction de ces flux de terre. En effet, on voit par exemple que les vallées de la Tinée, de l'Estéron et du Var canalisent la brise de montagne (fig. 26, ellipses roses). En outre, on remarque également que ce vent thermique de terre interfère en surface avec un vent synopytique d'est à est-nord-est en mer à environ 10 nautiques.

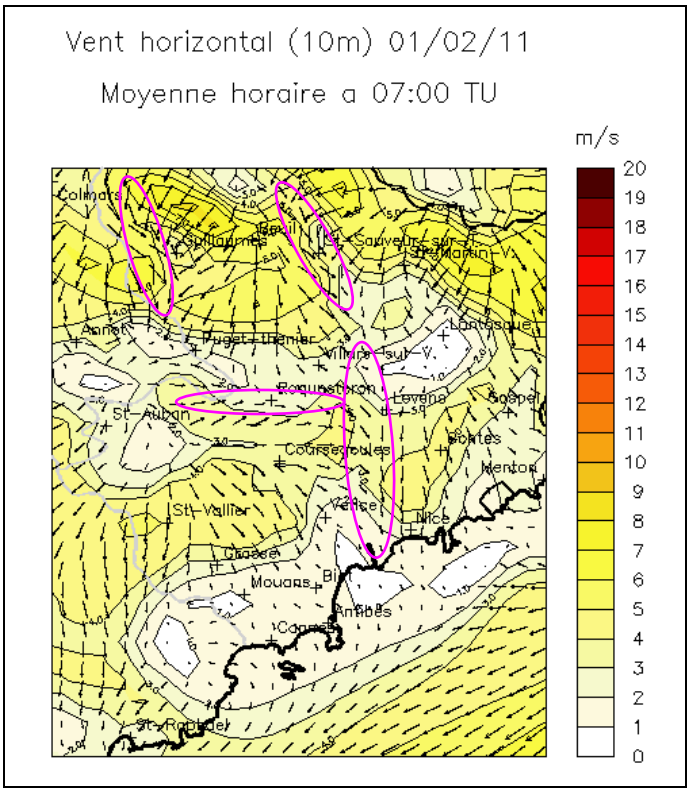


Figure 30. Champ de vent modélisé à 10m du sol (Alpes-Maritimes). Modèle MM5. Le 01/02/2011 à 07h TU. (Source : www.aires-mediterranee.org/).

Par ailleurs, quand le relief resserre une vallée, d'autant plus que celle-ci est étroite, profonde et rectiligne, comme c'est le cas pour les gorges du Loup dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes, cela crée une accélération du vent : c'est l'effet Venturi. A méso-échelle, le Mistral est un bel exemple de flux accéléré par effet venturi. Un autre exemple caractéristique, toujours dans les Alpes-Maritimes, à partir du pont de la Mescla, le défilé du Chaudan en contrebas du mont Vial, illustre bien ce phénomène d'accélération en canalisant le vent dans la basse vallée du Var.

Ainsi, dans un espace littoral montagneux, les brises sont généralement contraintes tant dans leur direction que dans leur vitesse par le relief et des particularités se soustraient aux flux de brise généralisé de terre ou de mer. Par conséquent, le relief conditionne aussi la mise en place des brises anabatiques le jour, et catabatiques la nuit et le matin tôt.

2.2. Le rôle des grand plans d'eau

2.2.1. Rupture-réservoir thermique

Le fait marquant du comportement thermique d'une mer ou d'un grand plan d'eau est que la fluctuation de la température quotidienne est moindre comparée à la variation annuelle. Le mécanisme de remontée d'eau froide (upwelling) occasionné par le Mistral sur l'espace côtier azuréen est relativement rare, en comparaison aux littoraux provençaux situés à l'ouest du cap

Camarat où ce vent, lorsqu'il souffle fort, engendre une baisse de la température quotidienne de l'eau de mer nettement plus marquée. La Tramontane occasionne le même mécanisme sur les côtes du Languedoc-Roussillon.

En sachant que l'inertie est symétrique, si l'eau répond avec retard au réchauffement sous l'effet du rayonnement incident, elle répond également avec retard au refroidissement. Par exemple, un plan d'eau (marais, lac, mer) retardera les maximums du réchauffement diurne. A l'inverse, les espaces dénudés comme des prairies rases et sèches, les parkings, les tarmacs d'aéroports ou les déserts ont quant à eux la faculté d'avancer les maximums (une surface sèche répond plus vite au rayonnement incident). En effet, la capacité d'échauffement de la surface d'un milieu est d'autant plus forte que la chaleur spécifique (quantité de chaleur nécessaire pour élever d'un degré centigrade/Kelvin une masse d'1 kg), la conductivité thermique et la teneur en eau sont faibles.

Même si le département ne connaît pas de lacs capables de jouer un rôle dans le climat local, précisons que lorsqu'ils sont suffisamment imposants, comme dans les Alpes italiennes, l'inertie thermique de ces derniers fait en sorte que les écarts de température, dans leur voisinage, sont en général moins marqués qu'à l'intérieur des terres et peuvent donc largement tempérer leurs bordures (Carollo et Libera, 1989). Ou encore l'influence d'un grand plan d'eau est également perceptible sur le méso-climat comme c'est le cas avec les brises de lacs sur les bords des grands lacs nord-américains (Keen et Lyons, 1978 ; Laird *et al.*, 2001).

Evidemment, dans les Alpes-Maritimes, le couple mer Méditerranée-relief et son jeu de brises mer-terre, balaie sans concurrence toute velléité météorologique issue d'éventuels contrastes des autres rares surfaces aquatiques (fleuves, rivières et lacs de montagne), du moins à l'échelle locale.

2.2.2. Les brises de mer-terre

Lorsque le soleil se lève, il réchauffe rapidement l'air au-dessus du continent qui devient plus léger et s'élève. La pression diminue alors en surface par rapport à la pression en mer au même niveau. C'est de ce gradient que naît un flux d'air relativement plus frais, humide et dense allant, en surface, de la mer vers la terre (Dudouit-Fichet et Quénol, 2008). Ce phénomène s'appelle la brise de mer. Cette dernière peut pénétrer loin dans les terres comme l'ont indiqué Azorin-Molina *et al.* (2011) dans la région d'Alicante en Espagne. Elle peut également être influencée par la topographie locale (Melas *et al.*, 1995) en particulier quand les terrains sont complexes. La nuit, le phénomène inverse est observé, il s'agit de la brise de terre. *« Il y a néanmoins des exceptions : par exemple une brise de terre hivernale se prolonge volontiers si le temps se couvre ou qu'il pleut, ce qui empêche la terre de devenir plus chaude que la mer »* (Carrega, 2005).

D'après une revue de travaux numériques (Crosman et Horel, 2010), le retour de brise en altitude est indiqué. Toutefois, la théorie du retour de brise est parfois contestée. En effet, dans la réalité, l'équilibre ne se fait pas forcément par un flux exactement inverse de celui de surface, notamment parce que ce flux de retour peut être masqué par la circulation d'échelle supérieure (Lyons et Olsson, 1972).

« La vitesse de la brise de mer est, en général, supérieure à celle de la brise de terre du fait d'un gradient thermique terre/mer généralement plus fort le jour, d'un frottement continental ralentissant la brise de terre et d'une turbulence verticale réalisant un échange des vitesses horizontales entre les hautes et les basses couches » (Dudouit-Fichet et Quénol, 2008). Quant à sa direction, lorsque la brise de mer s'établit sur le littoral dans la matinée, elle est à peu près perpendiculaire au trait de côte, excepté les modifications dues au relief. Au fil des heures, la rotation terrestre la dévie vers la droite dans l'hémisphère Nord. Par conséquent, la direction de la brise de mer évolue en cours de journée (Jacq *et al.*, 2005). Nous venons de voir que les brises s'expriment pleinement, entres autres, lorsque que le flux synoptique est faible. Mais parfois, les deux flux se combinent et se renforcent comme dans le cas de la brise de mer et du Mistral sur le littoral provençal, ou du Ponant sur la Côte d'Azur. Ainsi, l'effet de brise sur le Mistral contribue à rapprocher la direction de ce dernier au trait de côte pour passer au secteur sud-ouest sur le littoral, ainsi qu'à augmenter sa vitesse (Jacq *et al.*, 2005).

2.3. L'influence de la ville

2.3.1. Modification du bilan énergétique, couche limite urbaine

Najjar (2007) souligne que la ville est un milieu artificiel dont les matériaux et les formes modifient les caractéristiques physiques de la surface (albédo, rugosité, imperméabilité…). L'impact de la ville sur son environnement se caractérise en particulier par un bilan énergétique modifié et des mécanismes d'échanges d'énergie spécifiques, comme l'a mesuré et modélisé Ringenbach (2004) lors de campagnes de mesures à Strasbourg. La rareté des surfaces humides en ville occasionne une moindre humidité[25] qui fait que le flux de chaleur latente est considérablement réduit, et donc que la chaleur sensible prévaut. L'albédo qui est généralement plus faible qu'en milieu rural (Colombert, 2008), la capacité calorifique des matériaux, le piégeage radiatif dû à la géométrie des bâtiments (Kastendeush *et al.* 2006), ainsi que l'apport anthropique de chaleur contribuent aussi à modifier les caractéristiques environnementales de la ville.

La figure 31a, illustre l'influence d'une rue canyon qui occasionne un phénomène de piégeage[26] de la radiation solaire et de ses réflexions au sein de la canopée urbaine. De la même manière, les bâtiments empêchent le rayonnement infrarouge de s'évacuer vers l'atmosphère (fig. 31b). Autrement dit, le déficit de rayonnement infrarouge est moins important dans une rue canyon qu'à la campagne (Fischer *et al.*, 2000). A cela s'ajoute le fait que lorsque les constructions s'opposent aux flux d'air, celles-ci ont tendance à cantonner la chaleur accumulée puisqu'il n'y a pas ou peu de transfert des masses d'air.

[25] Puisque le substrat est majoritairement imperméabilisé, empêchant l'eau de s'infiltrer, donc au sol de stocker l'eau d'où une évaporation réduite.

[26] De même que les polluants y restent piégés dans un volume d'air réduit. De ce fait, pour des conditions météorologiques similaires et des mêmes émissions, plus le bâti est haut et dense et donc la rue est encaissée, plus les concentrations de polluants sont élevées (Maignant, 2005).

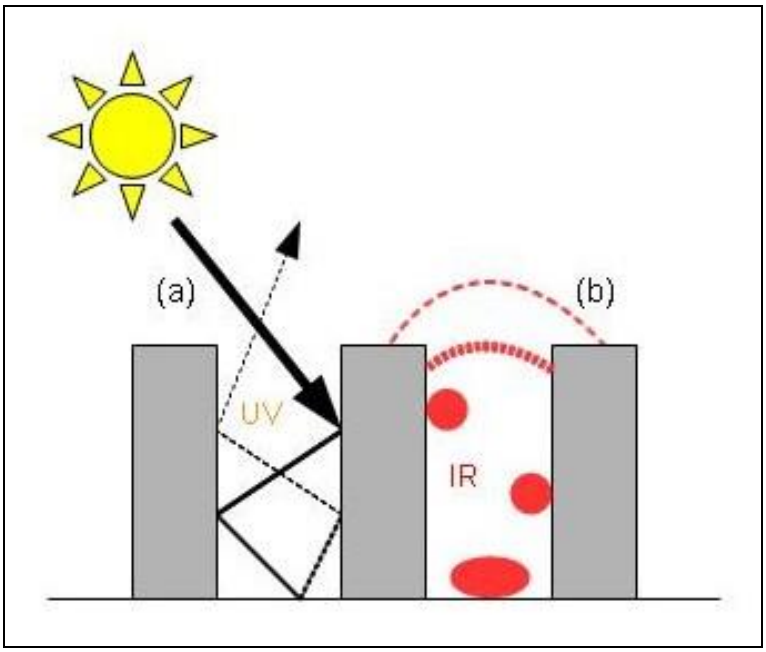


Figure 31. Piégeage du rayonnement Solaire (a) et IR (b). (Source : d'après Mariethoz, 2006).

De plus, l'augmentation de la rugosité modifie la vitesse des vents et leur direction (Oke, 1997 ; Reynaud, 1997).

Ces caractéristiques altèrent la relation initiale de masse et d'énergie entre le sol et l'atmosphère sus-jacente. Cette nouvelle relation s'établit au sein de la couche limite urbaine (CLU) où l'on peut, d'après Bailey *et al.* (1997) et Najjar *et al.* (2005), distinguer plusieurs parties (fig. 32) :

- la première étant la canopée urbaine qui correspond à la hauteur des bâtiments. Elle est le siège du phénomène de l'îlot de chaleur urbain (ICU) qui est une particularité singulière du climat urbain. Par ailleurs, la pollution de l'air y est conséquente notamment dans les canyons urbains ;
- au-dessus des toits, on retrouve la couche de rugosité (*i.e.* la sous couche turbulente de surface de la CLA), comprise entre 2 et 5 fois la hauteur moyenne des bâtiments, où persiste la turbulence et une certaine hétérogénéité spatiale des paramètres météorologiques et des flux (Najjar, 2007) ;
- la couche de mélange surmonte l'ensemble. Cette partie connaît une meilleure organisation des mouvements turbulents. Les polluants y sont aussi recyclés selon un cycle nycthéméral.

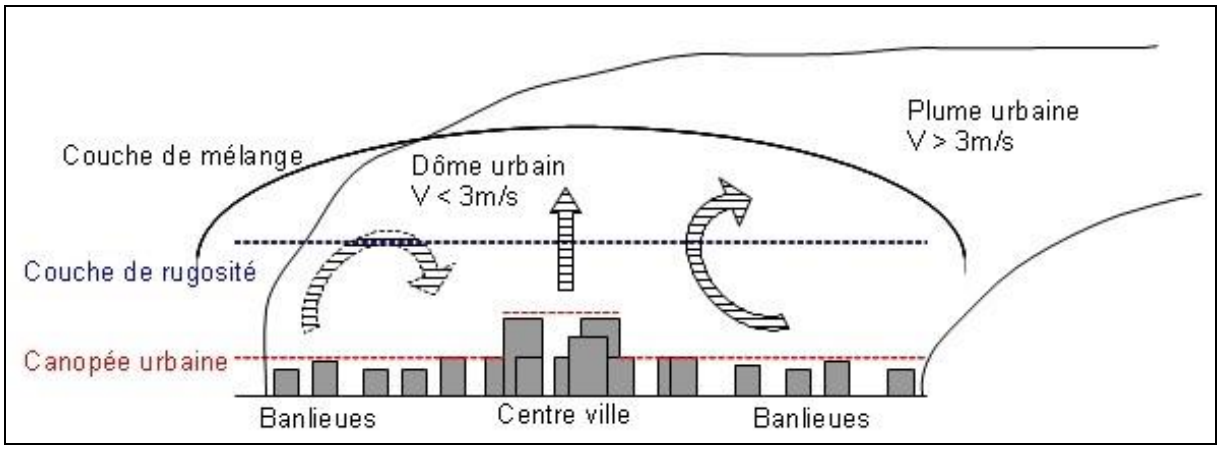


Figure 32. Organisation de la CLU. (Source : d'après Bailey *et al.*, 1997 ; Najjar *et al.*, 2005).

Aussi, la CLU a la propriété d'être plus développée en hauteur que la couche limite rurale, en particulier en milieu de journée (Pigeon *et al.*, 2008).

Sans qu'elles en soient les uniques résultats, nous présenterons ci-après deux des principales manifestations du lien entre la ville et le climat local : l'ICU et la ventilation urbaine.

2.3.2. ICU et ventilation urbaine

« *La modification la plus spectaculaire du climat par l'urbanisation est l'apparition de températures plus élevées dans la partie centrale des agglomérations, formant en quelque sorte un îlot de chaleur décroissant du centre vers la périphérie* » (Escourrou, 1991). L'ICU est le fait d'un bilan énergétique modifié, qui s'explique essentiellement par la consommation énergétique et dans une moindre mesure par le rayonnement visible, le bilan infrarouge et la consommation d'énergie anthropique.

L'écart de température peut atteindre plusieurs degrés (voire une dizaine de degrés) entre un grand centre urbain et sa campagne. Toutefois, les ruelles ombragées des vieilles villes peuvent être plus fraîches à la mi-journée et au niveau du sol que la campagne environnante, comme à Annecy par exemple (Endlicher, 1981). L'ICU peut apparaître tout au long de l'année, de jour comme de nuit, mais avec une intensité généralement plus importante la nuit (Papanastasiou et Kittas, 2011). Des conditions anticycloniques, un vent synoptique faible, une stabilité atmosphérique et une faible nébulosité sont néanmoins nécessaires à son installation (Gedzelman *et al.*, 2003), comme ce fut le cas en région parisienne[27] le 27 septembre 2011, et durant toute la dernière décade (fig. 33). Le même jour à 14 h locales (fig. 34), cette situation météorologique a engendré un gradient thermique d'environ 4°C entre Paris et sa grande couronne.

[27] Caractéristique en la matière, on focalisera notre attention sur la région francilienne pour des raisons pédagogiques.

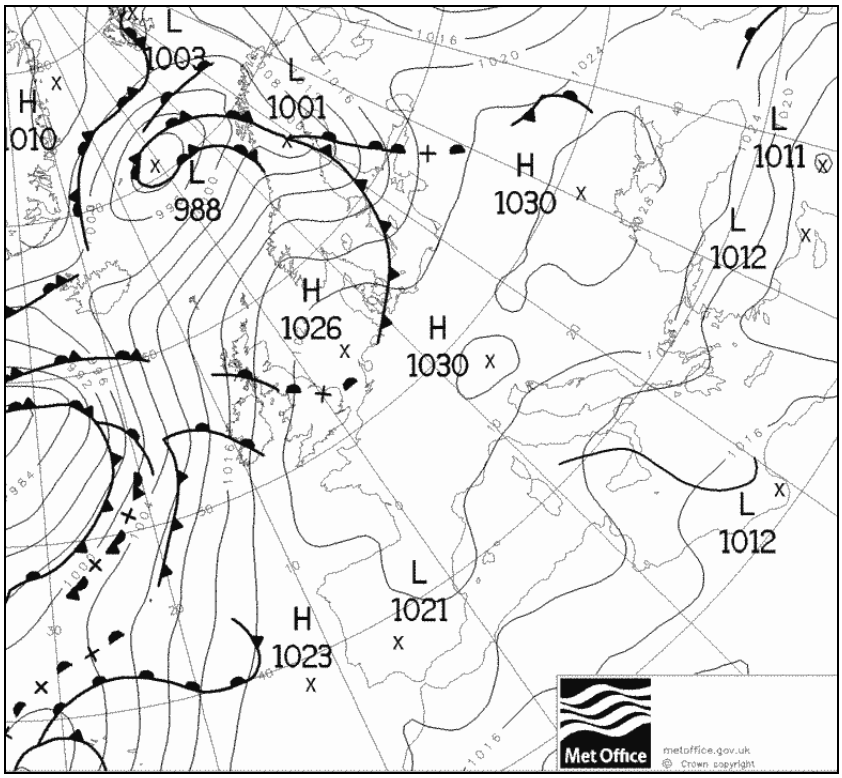


Figure 33. Analyse de surface le 27/09/2011 à 00h TU. Modèle Bracknell du MetOffice. (Source : www.wetterzentrale.de).

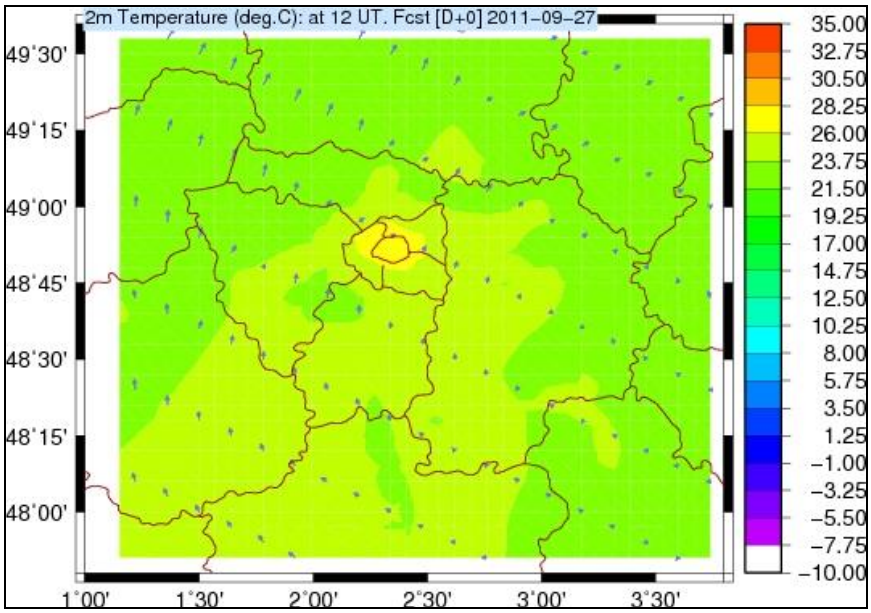


Figure 34. Champ de vent et température modélisés en surface, IDF et régions limitrophes, le 27/09/2011 à 12h TU. Modèle WRF. (Source : www.lmd.polytechnique.fr/cosy/wrf-maps.php).

Selon Oke (1987), la ville concentrique type se divise en trois couronnes spatiales. La première, rurale, marque la transition avec l'espace périurbain et par conséquent occasionne une nette augmentation du gradient de température (fig. 35). L'auteur conceptualise cette transition par le terme de « falaise ». La seconde couronne, appelée « plateau », constitue la

zone périurbaine, très étalée (à l'image des villes nord-américaines, mais plus uniquement). Cette zone connaît un faible gradient thermique avec parfois des baisses de températures comme au-dessus des espaces boisés ou des parcs ainsi qu'une tendance au réchauffement dans les zones les plus denses. Enfin, au centre, un « pic » de chaleur est observé au-dessus du centre-ville dense.

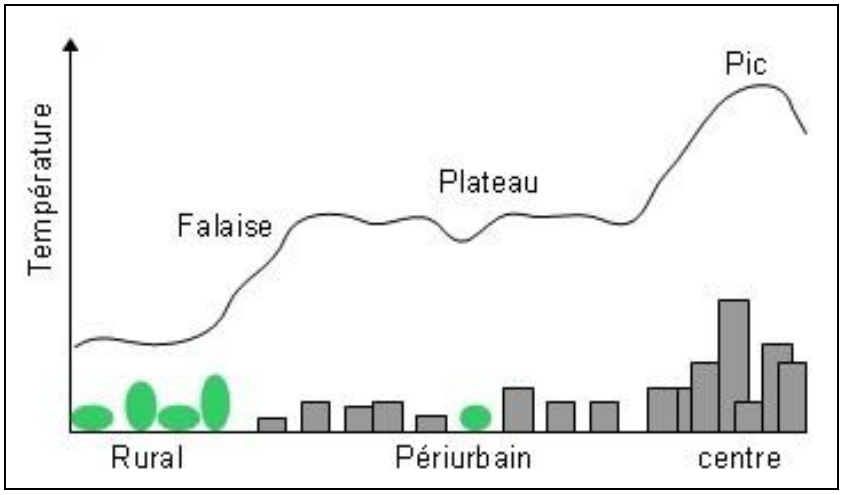


Figure 35. Courbe de température idéalisée à travers un transect rural/urbain. Illustration d'un ICU.

(Source : d'après Oke, 1987).

La ville change le climat et augmente les températures en son centre, c'est le fait le plus caractéristique. Ce constat, volontairement raccourci, est tiré de recherches effectuées en région parisienne (Cantat, 2004), en Midi-Pyrénées (Hidalgo *et al.*, 2008) et en Amérique du Nord (Oke, 1973). Ce principe, valable pour les villes plus ou moins concentriques situées en plaine, est difficilement extrapolable à toutes les villes et à plus forte raison à l'ensemble des climats. En climat méditerranéen, les différences physiques entre ville et campagne sont minimes. La ville évapore peu, comme le fait la campagne à partir de la fin du printemps et surtout l'été. *« La ville utilise partiellement des matériaux dont les caractéristiques physiques sont proches de celles des pierres et roches calcaires affleurantes qui abondent dans la campagne méditerranéenne »* (Carrega, 1994).

Ces particularités régionales et locales que sont les sols nus, les grands espaces rocheux et la faible végétation à la périphérie favorisent d'une part la chaleur sensible plutôt que l'évaporation (chaleur latente) et d'autre part peuvent amoindrir l'effet d'îlot de chaleur, voire conférer à la ville une certaine fraîcheur en comparaison à la campagne. Une étude de Carrega et Rosa (2005) aborde le climat urbain niçois et montre en comparaison de deux stations (une « rurale » : l'aéroport ; et l'autre urbaine Vernier : sensible en fonction de la saison aux effets radiatifs locaux) qu'un îlot de chaleur nocturne est plus marqué en hiver en ville, mais que celle-ci est plus froide en matinée. De plus, l'îlot de chaleur urbain est peu développé au-dessus de la ville de Nice, surtout en été.

Plus à l'ouest, à Marseille, lors de la campagne ESCOMPTE, Pigeon *et al.* (2006) ont simulé un ICU de forme quasi concentrique, marqué en début de nuit mais dont l'écart s'homogénéisait en seconde partie de nuit. D'après la même étude, le jour, l'ICU n'était pas observé et le champ thermique, parallèle au trait de côte, était dominé par les interactions mer-

terre. Sur la façade orientale de la Méditerranée, Goldreich (1995) explique que la manifestation de l'ICU est partiellement valable pour trois villes côtières israéliennes qu'il a étudiées. En revanche, en Tunisie, les villes de Tunis (Charfi *et al.*, 2010) et Sfax (Dahech *et al.*, 2005) subissent d'après les images satellites et mesures *in situ* un ICU nocturne relativement important. Sous un climat de type semi-continental[28], Strasbourg dans le Bas-Rhin, son agglomération et les campagnes avoisinantes connaissent clairement le phénomène d'ICU, marqué de particularités liées à la structure de l'agglomération et à l'effet de la brise thermique (Fischer *et al.*, 2000). A l'instar des nuances infinies de climats, il y a donc autant de différents ICU qu'il y a de villes.

La rugosité qu'exerce la ville modifie le champ et le profil du vent. Les rues canalisent ou font obstacle aux flux, comme à Chambéry en Savoie, où Reynaud (1997) atteste l'influence de la ville sur la canalisation de l'air. L'auteur indique que *« le vent prend généralement en enfilade les rues orientées dans la même direction que le flux synoptique […] La vitesse du vent dans la ville varie en fonction de l'étroitesse des rues, de leur orientation par rapport au flux synoptique, de la hauteur et de l'alignement plus ou moins continu des bâtiments qui les délimitent de part et d'autre »*.

Par analogie aux brises côtières (Oke, 1987), une brise de campagne souffle de la périphérie et des espaces ruraux plus frais, vers la ville (fig. 36, haut) et ses quartiers les plus chauds. Cette ventilation de surface, plus ou moins centripète[29], a des conséquences importantes sur la répartition spatiale et temporelle des niveaux de polluants (Masson *et al.*, 2008) (fig. 36, bas), particulièrement quand le vent est faible.

La consultation des données amateurs de température et de direction du vent le 25 septembre 2011, à partir de stations automatiques franciliennes[30] indique, à 06h locales, un gradient thermique de plusieurs degrés entre le centre urbain dense et la banlieue plus ou moins lointaine, ainsi que des directions de flux d'air en surface qui convergent vers la capitale. Les données sont les suivantes[31] :

- Cormeilles (95), banlieue nord-ouest à 15 km de Paris : 9,9°C ; DD[32] : N ;
- Le Bourget (93), banlieue nord à 6 km de Paris : 12,3°C ; DD : NNE ;
- Paris Saint-Germain (75), 6ème arr. au centre de Paris : 17,2°C ; DD : SSE ;
- Paris Montsouris (75), 14ème arr. au sud de Paris (parc) : 14,2°C ; DD : S ;
- Levallois-Perret (92), à l'ouest limitrophe à Paris 17ème : 17,3°C (balcon domicile) ;

[28] Ou océanique dégradé selon la classification de Köppen.

[29] Convergente en surface et divergente en altitude comme simulée à Paris (Lemonsu et Masson, 2002) et mesurée durant la campagne CAPITOUL (Masson *et al.*, 2008).

[30] www.meteo-paris.com/ile-de-france/stations-meteo.html ; www.meteociel.fr/temps-reel/obs_villes.php

[31] Si pour cet exemple ces relevés apportent une information sur la répartition spatiale des températures et des directions de vent, ils sont néanmoins à considérer avec précaution non pas du fait qu'ils soient tirés d'amateurs, mais plutôt parce que je ne connais naturellement pas, ni les emplacements exacts, ni les conditions dans lesquelles les mesures ont été faites (hauteur girouette, paroi d'un balcon, turbulence ? etc.). Par ailleurs, ces mesures sont certainement hétérogènes d'un point de vue technique. Cet ensemble induit par défaut une plus ou moins bonne fiabilité des mesures. Ou autrement dit, tout simplement parce que chez soi (à moins d'avoir un grand terrain plat sans obstacle alentours), ce n'est généralement pas représentatif des conditions de mesures préconisées par l'OMM. Pour l'exemple, on partira du principe que les mesures ont été effectuées dans les meilleures conditions.

[32] DD : direction du vent.

- Toussus-le-Noble (78), banlieue sud-ouest à 17 km de Paris : 11,8°C ; DD : SE ;
- Villacoublay (78), banlieue sud-ouest à 15 km de Paris : 14,7°C ; DD : S ;
- Melun (77), en grande banlieue à 42 km au sud-est de Paris : 13°C ; DD : SE.

Par ailleurs, la figure 36 (haut) révèle également que ce phénomène local, en l'occurrence la brise de campagne du fait de l'ICU, est imbriqué dans un phénomène d'échelle supérieure, à savoir le flux synoptique. D'après cet exemple francilien, ce flux synoptique suffisamment faible laisse la brise de campagne s'exprimer.

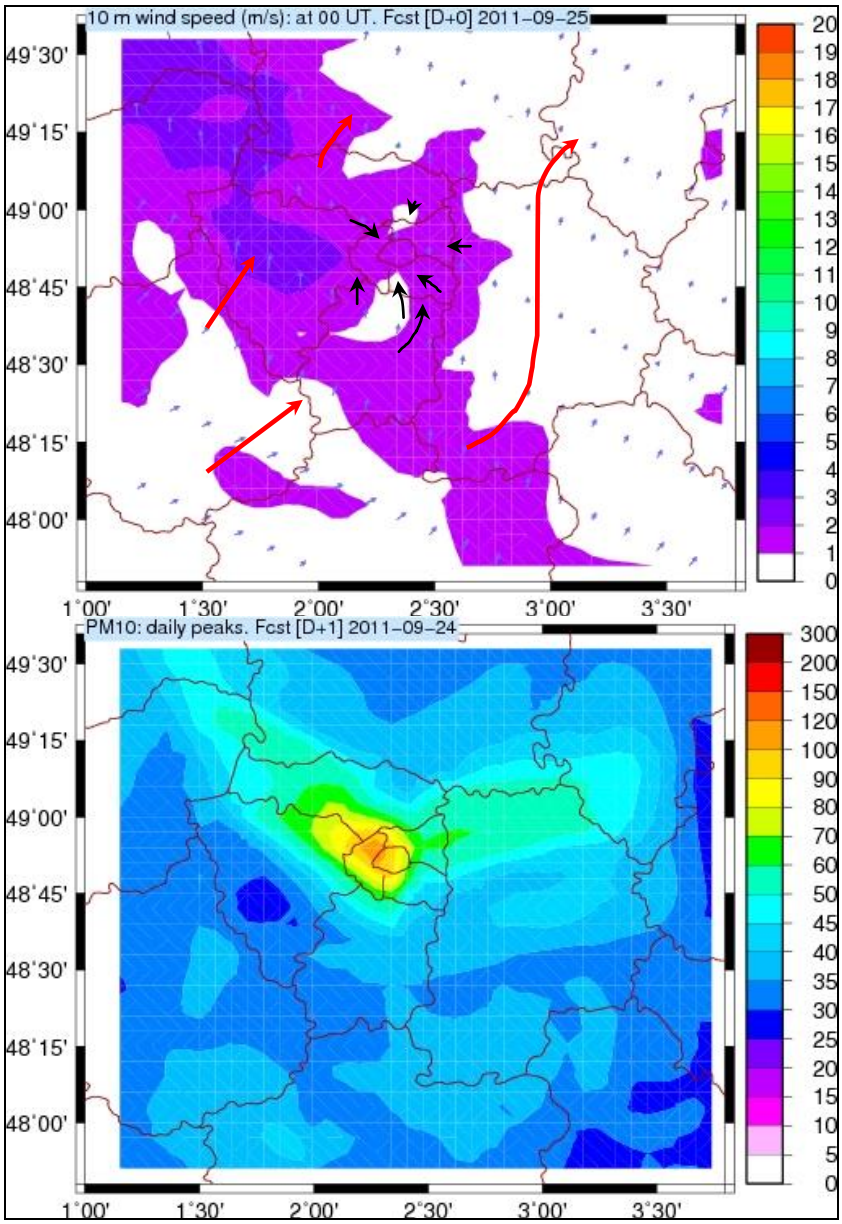


Figure 36. En haut : Champ de vent (à 10 m du sol, en m/s) illustrant la convergence des brises (en noir) en petite couronne francilienne, imbriquée dans un faible flux synoptique (en rouge), le 25/09/2011. Modèle WRF. En bas : niveaux maximums journaliers en PM_{10} (µg/m^3) le 25/09/2011 (prévision du 24/09/2011 J+1). IDF et régions alentours. Modèle WRF/CHIMERE. (Source : www.lmd.polytechnique.fr/cosy/).

En outre, le radiosondage de Trappes du 25 septembre 2011 à 00h TU (fig. 37, haut), à environ 20 km au sud-ouest de Paris, montre[33] qu'il y a une inversion thermique en surface (gradient thermique positif de 5°C pour environ 300 mètres d'élévation). Ce jour-là, les polluants situés sur l'ouest parisien et le nord des Hauts-de-Seine se sont donc dilués dans un volume d'air faible, qui plus est peu brassé. Ces niveaux importants de PM_{10}[34] sont certainement dus conjointement à l'inversion thermique ainsi qu'à la convergence de la brise de campagne nocturne qui a transporté les polluants émis et accumulés sur la région vers les points les plus chauds de l'agglomération. Dans une moindre mesure, même un dimanche, le rôle des émissions locales n'est probablement pas négligeable (activités industrielles ralenties mais non arrêtées - en particulier celles du port de Gennevilliers -, trafic routier faible). De plus, la région était sous l'influence de conditions anticycloniques durables[35] (situation similaire à la fig. 33) où des masses d'air subsidentes[36] et très stables ont permis le recyclage des polluants dans les basses couches. Dans la matinée, la masse d'air s'est réchauffée et s'est asséchée par la base rompant l'inversion. L'air a pu retrouver un gradient thermique normal, une certaine instabilité (fig. 37, bas), permettant une dilution des polluants en altitude et ainsi une baisse des concentrations au cours de la journée dans la zone concernée (fig. 36) par la convergence des vents thermiques (fig. 38).

[33] Egalement que l'air est globalement stable (gradient thermique < 0,5°C/100 m, ou positif marquant deux discontinuités thermiques aux niveaux de pression 975 et 600 hPa), très humide mais non saturé en surface au sein de l'inversion.

[34] PM_{10} : particules en suspensions dans l'air d'un diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 µm. PM : particulate matter (la thématique sera développée plus précisément dans la seconde partie).

[35] La situation générale est restée stable, avec peu de vent durant la 3ème décade de septembre 2011. Les concentrations de PM_{10} ont logiquement augmentées au fur et à mesure.

[36] La masse d'air d'origine anticyclonique s'est réchauffée durant sa descente par compression adiabatique et a occasionné une inversion de température dans la partie inférieure de la troposphère, accompagné d'une baisse de l'humidité relative (zone entre 750 et 975 hPa) (fig. 37, bas).

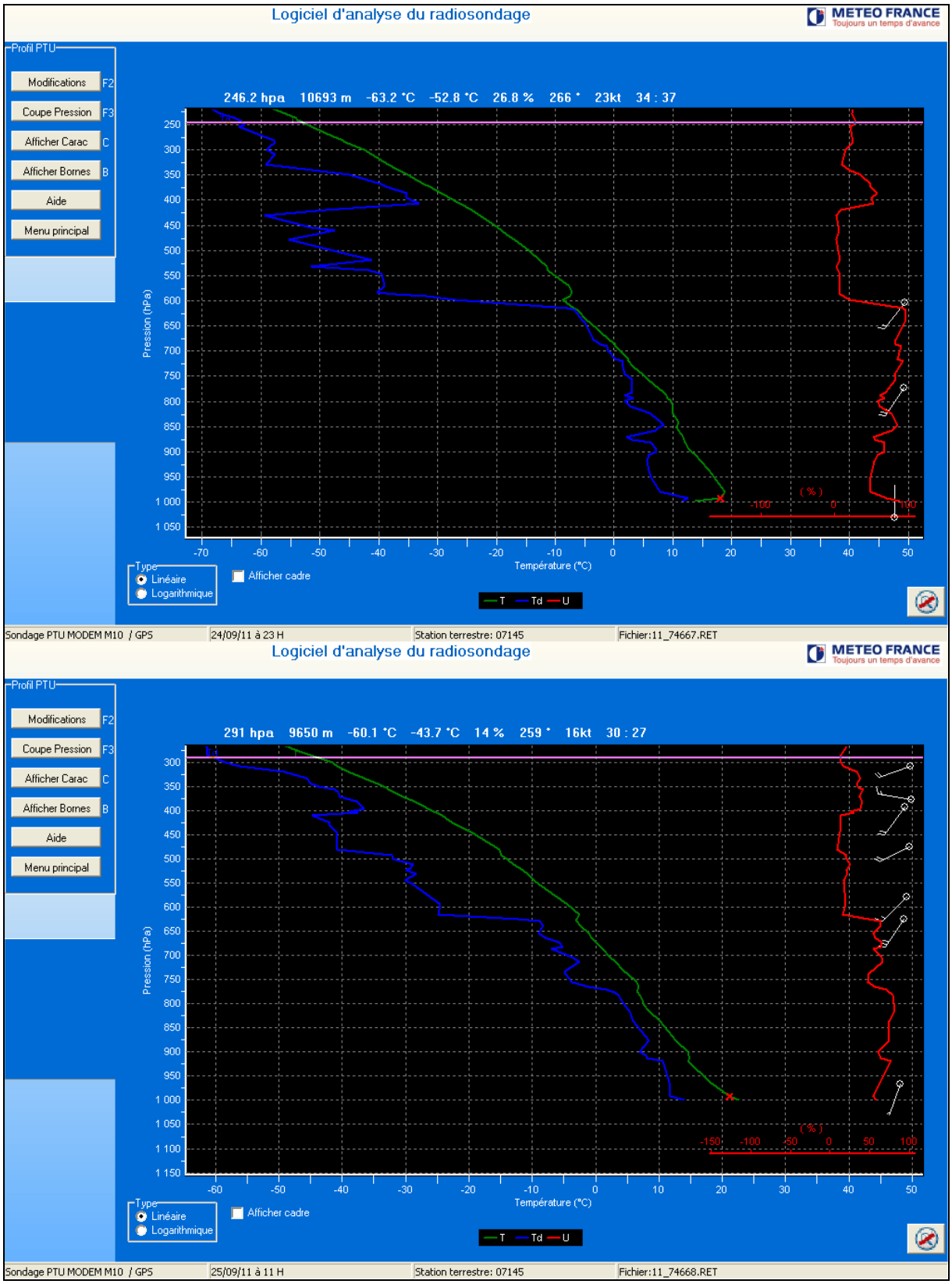


Figure 37. Radiosondages de Trappes, Yvelines, le 25/09/2011 à 00h et 12h TU, respectivement en haut et en bas. Température (T) ; Température du point de rosée (td) ; humidité relative (U).
(Source : Meteo-France, CDM des Yvelines).

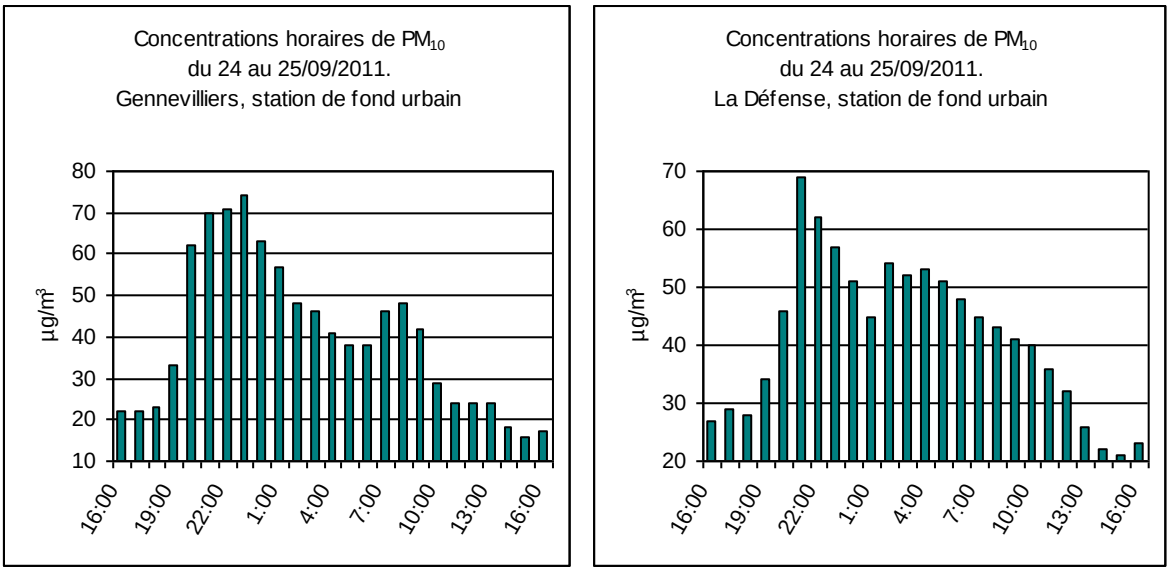


Figure 38. Concentrations horaires de PM_{10} en µg/m^3 à Gennevilliers et à La Défense (92) du 24 au 25/09/2011. (Source : données Airparif).

Aussi, l'ICU devrait *a priori* renforcer la brise de mer dans les villes côtières, comme c'est par exemple le cas sous des latitudes tropicales. En effet, dans la région métropolitaine de São Paulo, au Brésil, Freitas *et al.* (2007) ont simulé une augmentation, durant l'hiver, de la vitesse de la brise de mer d'environ 0,32 m/s du fait de la présence de la zone urbaine et de son ICU en comparaison à un scénario sans ville. Cette accélération de la brise de mer au-dessus d'une zone urbaine a également été observée sur le littoral indien (Sarkar *et al.*, 1998). Or, en ce qui concerne les ICU diurnes, sur le littoral méditerranéen français, précisément en région PACA, dans la mesure où ceux-ci s'avèrent peu significatifs (Carrega et Rosa, 2005) voire inexistants (Pigeon *et al.*, 2006), ces derniers ne sont apparemment pas capables de structurer leur propres champ de vent à l'échelle de la ville. Cette comparaison basée sur des exemples en climats différents ne permet certes pas de distinguer de trait commun, mais indique néanmoins la diversité et la complexité du fonctionnement des brises urbaines.

Toujours est-il que ces brises restent difficiles à distinguer et à quantifier, en particulier dans des environnements géographiques complexes et/ou contrastés. Et pour cause, les brises urbaines sont surclassées et donc masquées par d'autres brises liées à d'autres contrastes thermiques dominants (terre-mer ; montagne-vallée).

Toutefois, cela n'empêche pas certaines villes de connaître, aux échelles fines, des systèmes de ventilation singuliers, comme l'a montré Carrega (1994) lors d'études d'écoulements d'air au-dessus des toits niçois.

2.4. Le rôle du substrat

2.4.1. Nature et humidité du sol

La composition minéralogique d'un sol, sa granulométrie, sa teneur en eau, sa couleur (albédo) et sa couverture, déterminent ses propriétés physiques : conductivité, chaleur spécifique et évaporation en particulier. Les propriétés physiques de la surface du sol influencent le champ thermique. Il en résulte des variations de températures à différentes échelles.

Pour obtenir une image fidèle de la température de l'air à la surface du sol, il faut considérer pour une situation donnée, que la capacité d'échauffement de la surface d'un milieu est d'autant plus forte que la chaleur spécifique (quantité de chaleur nécessaire pour élever d'un degré centigrade/Kelvin une masse d'1 kg), la conductivité thermique et la teneur en eau sont faibles. Ce qui vaut pour le sol vaut également pour les différents types de terrains et de revêtements.

Essayons d'expliquer les températures de différentes surfaces (moyennes indicatives d'une journée estivale ensoleillée en zone tempérée), en prenant deux exemples issus d'un ouvrage d'Häckel (1999) : une route goudronnée (env. 50°C) et une prairie bien fournie (env. 25°C). Commençons par la route goudronnée. D'une part, elle absorbe beaucoup de chaleur durant la journée en raison de sa couleur sombre (albédo env. 7%) et d'autre part, elle n'évapore quasiment rien, et la conduction de la chaleur du sol y est très faible, en raison du soubassement généralement constitué de cailloux, graviers et sables (nombreux creux remplis d'air, donc mauvaise conductivité thermique). L'eau ruisselle à la surface de l'asphalte et de fait le sol en dessous reste très sec. Une grande partie de la chaleur solaire est donc disponible pour réchauffer l'air sus-jacent, ce qui explique la forte température.

Comparons cette surface nue à un sol de prairie verte bien fournie en hautes herbes et petits végétaux. Dans ce cas, le flux de chaleur en direction du sol est modeste : les nombreuses poches d'air entre les parties aériennes des plantes et le réseau racinaire qui décompacte le sol réduisent la conductivité de la chaleur. En outre, cette surface subit une intense évaporation et utilise pour ce faire la chaleur disponible. Ce qui explique la moindre élévation de la température.

Présenté d'une autre manière : les sols poreux à texture grossière (sable, cailloux) « *renferment de l'air et sont de mauvais conducteurs de chaleur : durant le jour le sol se réchauffe sur une faible épaisseur et il refroidit d'autant plus vite la nuit* ». A l'inverse, les sols compacts à texture fine (argiles) « *absorbent la chaleur du jour sur une plus grande épaisseur, chaleur restituée la nuit, ce qui limite le refroidissement du sol et de la couche atmosphérique au contact de celui-ci* » (Avila, 2003). Il fait ainsi, relativement moins froid la nuit et moins chaud le jour sur ces sols.

Dans la zone d'étude de cette thèse, le sud-ouest des Alpes-Maritimes, une plate-forme carbonatée[37] (l'autochtone provençal) constitue un ensemble de plateaux faiblement élevés[38],

[37] Sauf à l'extrême sud-ouest - basse vallée de la Siagne/Tanneron - qui marque la fin des gneiss du socle du massif du Tanneron.

plus ou moins boisés par des chênaies, pinèdes et oliveraies. Cet ensemble est bordé au nord par la série carbonatée des Préalpes de Grasse appartenant à l'arc de Castellanne. Cet espace fortement karstifié connaît des sols majoritairement nus où les calcaires jurassiques (de couleur blanc/gris clair) affleurent largement. Ces zones karstiques connaissent une infiltration généralement rapide et l'évapotranspiration soustrait 40 à 50 % des précipitations (Gilli *et al.*, 2006). Le substrat se révèle relativement pauvre en eau, découvert pour une grande partie, avec des roches ayant une chaleur massique faible : elles emmagasinent et restituent tout aussi rapidement la chaleur. Cela créé des disparités thermiques importantes entre le jour et la nuit et d'un endroit à un autre. Et donc des inégalités de pressions, comblées par des transferts d'air à différentes échelles.

Pour parfaire ce paragraphe, il est bienvenu de se reporter aux travaux de Carrega (1994) relatifs aux mesures radiométriques de la température de surface de divers milieux en Provence.

2.4.2. La végétation

Parce que la végétation modifie le bilan hydrologique (évaporation), le bilan énergétique (albédo, chaleur latente : donc la température) et la rugosité, elle peut être considérée comme un facteur climatique puisqu'elle intervient sur les éléments du climat. De manière globale, les interactions végétation/atmosphère impliquent des processus complexes à différentes échelles spatio-temporelles (Angelini, 2011).

Concernant l'énergie thermique, dans les mêmes conditions environnementales, la présence de végétation va modifier le flux thermique de surface par rapport à une surface au sol nu. En effet, le rapport entre le flux de chaleur sensible et latente varie avec les caractéristiques des surfaces végétalisées (Shen, 1998). Mahfouf *et al.* (1987) ont suggéré qu'un couvert végétal uniforme pouvait même restreindre la circulation à méso-échelle de par les hétérogénéités d'humidité du sol.

La rugosité de la végétation, de par la friction qu'elle occasionne, va modifier l'écoulement du vent, et le ralentir (fig. 39). La présence du feuillage plus ou moins dense selon la saison, les essences et le type de forêts vont créer un microclimat entre le sol et la canopée. « *La végétation intervient aussi sur l'humidité atmosphérique grâce à la transpiration des plantes […] La transpiration est favorisée par le déficit de saturation de l'atmosphère, une certaine turbulence de l'air et une élévation de sa température* » (Pagney, 1995). La nuit, les sous-bois qui sont plus humides créent en quelque sorte un effet de serre local qui empêche la chaleur emmagasinée au niveau du sol de se dissiper vers l'espace. Par contre, le jour, et d'autant plus en période chaude, l'air y demeure plus frais.

Ainsi, la rigueur des basses températures et la sévérité des fortes chaleurs de l'air libre ne se retrouvent pas sous les arbres. De fait, on constate de manière générale un écrasement des caractères thermiques saisonniers en milieu abrité alors que des écarts importants interviennent en dehors de la forêt. Avila (2003) l'a démontré dans une étude relative aux écarts thermiques nocturnes dans les clairières de la forêt des Landes.

[38] Plateaux de Roquefort, Valbonne, La Colle-sur-Loup, en périphérie desquels se situent les villes de Grasse, Vence, Cannes, Antibes, Cagnes et Saint-Laurent-du-Var.

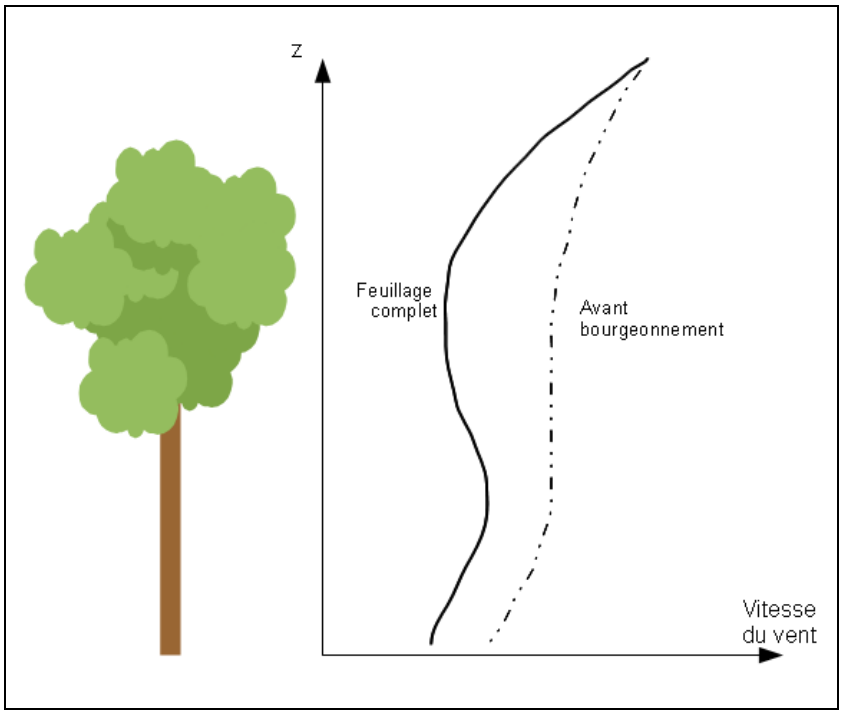


Figure 39. Influence du feuillage sur la vitesse du vent. (Source : d'après Geiger *et al.*, 1995).

Par ailleurs, à travers des simulations, Avissar (1996) a évalué l'impact potentiel de la végétation sur l'environnement thermique urbain et le vent généré entre le milieu rural/urbain. Ses travaux montrent que la transpiration de la végétation offre un approvisionnement d'humidité qui augmente considérablement la quantité d'eau dans la CLA rurale. Cette humidité est advectée par la brise de campagne où elle se mélange à la CLU. Cela peut avoir des conséquences sur la météorologie locale comme le développement d'orages. A l'inverse, quand ces espaces urbains sont végétalisés, les gradients de flux de chaleur sensible et latente entre les zones rurales et urbaines sont réduits, et les phénomènes observés précédemment sont minimisés. Et l'auteur conclut en soulignant le rôle important de la végétation sur les interactions avec l'atmosphère dans les zones urbaines et rurales.

Conclusion de la partie I

En première analyse, cette première partie a permis de souligner l'importance de la structure verticale de la troposphère et le rôle du vent sur la dispersion des polluants. En bref, stabilité et vent faible sont synonymes d'une mauvaise diffusion des polluants. Cela indique que les conditions météorologiques, par ailleurs initiatrices des effets de couche limite, sont maîtresses des niveaux de pollution. De plus, le vent va disperser et aussi transporter les polluants selon des écoulements contraints par la topographie. Ces variations locales de ventilation affectent ainsi la répartition spatio-temporelle de la pollution de l'air. Aussi, le vent peut donc être bénéfique comme néfaste pour la qualité de l'air.

Ensuite, il a été précisé que la majeure partie de l'année, la situation météorologique à l'échelle synoptique engendre sur le département un temps calme, un vent faible et offre un

ciel clair, qui plus est l'été quand le gradient de pression anticyclonique est faible. Ce type de situation météorologique générale confère aux Alpes-Maritimes un type de temps, à l'échelle annuelle, peu perturbé, doux et ensoleillé. De ce fait, les effets du rayonnement solaire et du rayonnement terrestre jouent pleinement entre les différents substrats géographiques et entraînent des disparités thermiques précurseurs de phénomènes topoclimatiques, comme les brises et inversions thermiques. Puis, l'étude des roses des vents des postes météorologiques de Cannes, Pégomas et Caussols a prouvé que l'essentiel de la ventilation du sud-ouest du département est assuré par le jeu des brises thermiques. Cette dernière a également démontré un emboîtement et une superposition de différents types de flux d'air.

La seconde partie de cette thèse aborde le sujet des poussières atmosphériques et des principales conséquences qu'elles peuvent avoir sur la santé humaine.

PARTIE II : LES PARTICULES EN SUSPENSION DANS L'AIR AMBIANT ET EFFETS SANITAIRES ASSOCIES

Dans un rapport au Premier ministre relatif à la qualité de l'air et au changement climatique, Richert (2007) rappelle que la loi du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE) a établi pour chacun le droit de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé. Cette déclaration est aujourd'hui toujours d'actualité compte tenu de l'air dégradé que respirent les français. Si des progrès notables ont été réalisés ces vingt dernières années avec une baisse des émissions de particules, force est de constater qu'il y a encore des dépassements de normes[1]. L'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS) a d'ailleurs établi que la population française exposée aux dépassements de normes de particules dans l'air représentait 15 millions de personnes en 2007, 1,3 millions en 2008 et 6 millions en 2009. Ces écarts s'expliquent par les conditions météorologiques changeantes.

Les résultats du programme européen Carbosol (Szidat *et al.*, 2004 ; Legrand et Puxbaum, 2007 ; Piot *et al.*, 2007 ; Puxbaum *et al.*, 2007 ; Gelencsér *et al.*, 2007), prouvent que la combustion de la biomasse est responsable de 40 % à 70 % de la pollution carbonée hivernale en Europe. Dans le programme Particul'Air, mené dans plusieurs zones rurales françaises, Besombes *et al.* (2011) rapportent que la combustion de la biomasse est la source principale de la pollution aux particules dans les fonds de vallées. Quant aux zones urbaines, les transports routiers y sont la source principale de la pollution atmosphérique (Derville et Michelot, 2011).

Le temps de vie plus ou moins long des particules fait que celles que l'on respire à un endroit donné, sont la somme des contributions de proximité (la rue), locales (quartier, ville, agglomération) et régionales[2] (transport longue distance).

---

[1] L'article R. 221-1 du code de l'environnement définit les normes suivantes :

Objectif de qualité : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère à atteindre à long terme, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.

Valeur cible : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble, à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné.

Valeur limite : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé sur la base des connaissances scientifiques à ne pas dépasser dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble.

Seuil d'information et de recommandation : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles de la population rendant nécessaires des informations immédiates et adéquates.

Seuil d'alerte : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé de l'ensemble de la population ou de dégradation de l'environnement justifiant l'intervention de mesures d'urgence.

[2] Au sens méso-échelle.

Sur le plan sanitaire, l'exposition aux particules a des effets sur le bien-être et la santé des populations. Les études sont nombreuses et indiquent que les particules les plus fines notamment, induisent un stress oxydant à l'origine d'une réponse inflammatoire (Marano *et al.*, 2004). Cela se traduit par une irritation des voies respiratoires, une altération la fonction respiratoire et cardiaque et par l'apparition de cancers. Aussi, l'Afsset (2009) précise que *« l'impact sanitaire prépondérant est dû aux expositions répétées à des niveaux modérés de particules et non au pics »*.

La partie suivante s'intéresse aux particules et rappelle qu'elles sont un polluant spécifique du fait de leurs origines et caractéristiques diverses et complexes (chapitre 1). Puis, compte-tenu de leur nocivité[3], l'impact sanitaire de cette pollution est développé (chapitre 2).

CHAPITRE 1. LES PARTICULES EN SUSPENSION DANS L'AIR AMBIANT

L'aérosol atmosphérique est formé des particules solides et liquides en suspension dans l'air. La taille (granulométrie) et la composition (chimique) de ces particules sont très variables. Elles peuvent être émises directement ou être issue de processus physico-chimiques dans l'atmosphère. Elles constituent un mélange hétérogène de substances elles-mêmes très variables qui coexistent dans une masse d'air, où elles interagissent entre elles et avec des espèces gazeuses. Outre leur concentration massique totale, la réglementation actuelle concerne principalement les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les métaux lourds (cadmium, nickel, arsenic, plomb) en raison de la toxicité avérée de ces composés.

1.1. Origines et caractéristiques générales des particules : un polluant complexe

En se basant sur un rapport de l'Afsset (2009), les particules sont constituées :

- de particules primaires, émises par des sources naturelles (volcanisme, embruns marins, érosion éolienne, feux de forêts, etc.) ou anthropiques[4] (combustions, agriculture, etc.) ;
- de particules dites secondaires, formées dans l'air par des processus chimiques complexes, à partir de précurseurs gazeux tels que les oxydes de soufre et d'azote (SOx et NOx), l'ammoniac (NH_3), et les composés organiques volatils (COV).

La taille de ces diverses particules est l'une de leurs caractéristiques importantes car elle détermine d'une part leur temps de séjour dans l'air, et d'autre part leur aptitude à pénétrer plus ou moins profondément dans l'appareil respiratoire.

[3] La nocivité dépend à la fois de la taille, puisque les plus fines pénètrent plus profondément dans l'appareil respiratoire, mais aussi de la composition chimique.

[4] Combustion des matières fossiles (par exemple le trafic routier avec les moteurs diesel surtout), du bois-énergie (pour le chauffage domestique) et autres activités industrielles diverses.

Les particules issues des processus de combustion sont généralement très petites, avec un diamètre de quelques dizaines de nanomètres[5]. En guise de référence, le tableau ci-après rappelle quelques-unes des plus petites unités de longueurs (tab. 4).

Tableau 4. Exemples d'unités de longueurs.

Unité	**Valeur en mètre**	**Exemple**
Micromètre ou Micron (µm)	10^{-6} = 0,000 001 m. (1 µm = 0,001 mm)	Particules grossières et fines
Nanomètre (nm)	10^{-9} = 0,000 000 001 m.	Particules ultra fines (ou nanoparticules)
Ångström (Å)	10^{-10} = 0,000 000 000 1 m.	Cellules
Picomètre (pm)	10^{-12} = 0,000 000 000 001 m.	Atomes

Les particules primaires d'origines naturelles ont généralement une taille supérieure au micromètre. A l'inverse, les particules secondaires produites par nucléation de précurseurs gazeux prennent naissance sous la forme de noyau de condensation nanométrique. Entre les deux, on trouve avant tout des aérosols émis directement par les activités anthropiques et/ou issus de processus d'accumulation. Ainsi, on distingue trois grands modes de formation des particules :

- le mode nucléation[6] correspond aux particules dites ultrafines, d'un diamètre[7] aérodynamique médian inférieur[8] à 0,1 micromètre (µm). Leur durée de vie est brève car elles disparaissent en grossissant par coagulation[9] entre elles ou avec des particules plus grosses. Ce processus augmente la masse des particules ;
- le mode accumulation correspond aux particules fines, d'un diamètre inférieur à 1 µm. Elles proviennent notamment de phénomènes de coagulation avec des particules plus petites formées par nucléation, et aussi de condensation de gaz sur les particules. Cela contribue à faire diminuer le nombre de particules. A l'inverse, leur taille augmente[10]. Ces particules sont comprises entre 50 nm et 1 µm de diamètre, voire plus. Comme l'indique la figure 40, elles sont concernées par le dépôt humide (lessivage en particulier). Leur durée de vie est de l'ordre de quelques jours à une semaine et peuvent donc être transportées sur de plus ou moins longues distances avec éventuellement les substances toxiques qui les composent.
- le mode grossier correspond logiquement aux particules grossières, d'un diamètre supérieur au micron. elles sont généralement issues de processus mécaniques (remises en suspension, érosions, etc.), mais aussi de combustions et leur composition est en

[5] Comme les particules que l'on retrouve dans les gaz d'échappement des moteurs diesel. Celles-ci sont généralement comprises entre 30 nm et 500 nm.

[6] Formation de particules solides ou liquides à partir de précurseurs gazeux, en phase homogène ou hétérogène. La phase homogène de la nucléation crée un aérosol totalement nouveau.

[7] L'aérosol est supposé sphérique puisque l'on parle de diamètre, ce qui n'est évidemment pas vrai en réalité.

[8] On abrègera par la suite « diamètre aérodynamique médian » par « diamètre ».

[9] Ou agrégation : l'objet agrégé est issu de la collision des particules originelles, et est un amalgame fragile de ces dernières qui gardent leur caractère.

[10] Ou agglomération, phénomène cohésif en général. *« Pour l'agrégation et l'agglomération, c'est la somme des volumes ou des masses des particules, et non celle des tailles qui est conservée »* (www.mines-albi.fr).

général celle du matériau d'origine. Ces particules sont sujettes au dépôt sec compte-tenu de leur masse plus élevée. Néanmoins, elles peuvent migrer sur de longues distances, comme celles présentes dans les vents de poussières sahariennes voyageant à plus ou moins haute altitude.

Notons toutefois que sur la distinction des gammes granulométriques, contrairement à ce qu'indique la figure 40 et ce qui est adopté réglementairement, *« la frontière entres les modes accumulation et grossier se situe à environ 1 µm et non 2,5 µm, diamètre de coupure des instruments de mesures utilisés dans la surveillance atmosphérique réglementaire »* (HCSP, 2012).

En complément de cette classification, on désigne également sous le terme de PM_{10}[11] les particules de diamètre inférieur à 10 µm. De manière analogue, le terme de PM_1 définit les particules d'un diamètre inférieur à 1 µm. Enfin, l'abréviation TSP (total suspended particle) désigne quant à elle la masse totale de particules en suspension et regroupe habituellement les particules jusqu'à un diamètre de 40 µm.

La figure 40 résume la terminologie des particules et les processus en place qui les régissent.

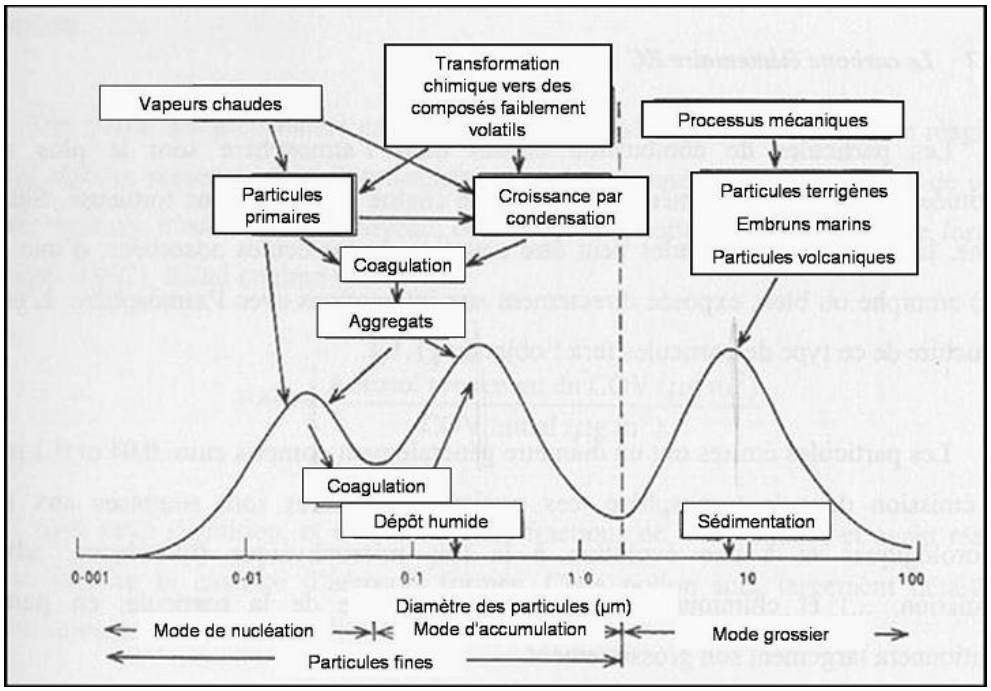


Figure 40. Eventail de tailles d'aérosols et processus régissant leur évolution. (Source : OMER7-A).

En complément, afin de se faire une idée concrète, la figure 41 illustre quelques différentes tailles de particules.

[11] PM : particulate matter.

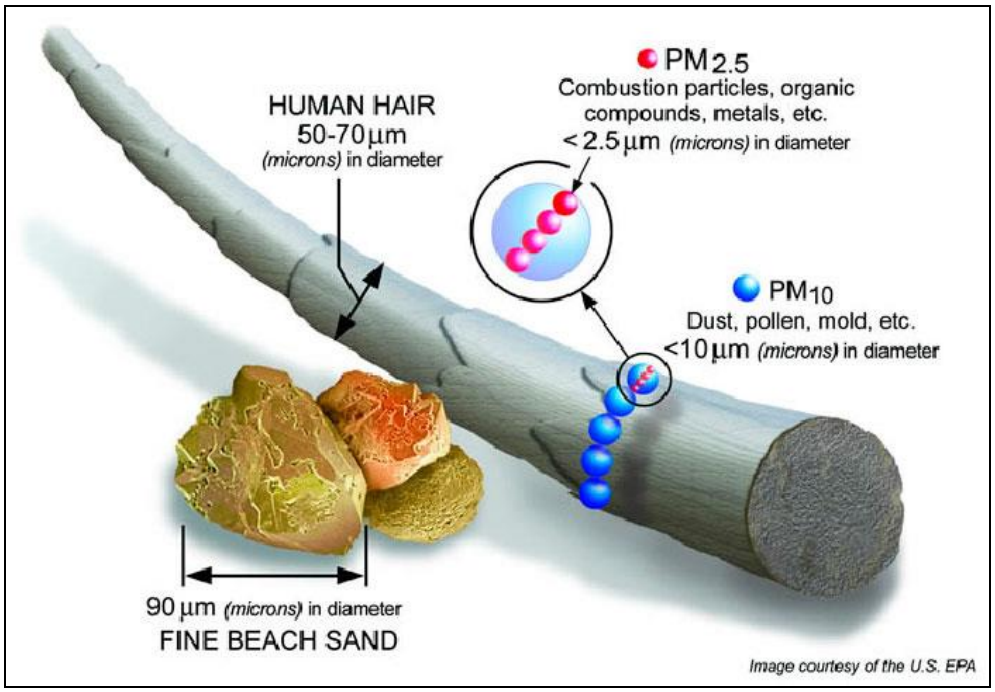


Figure 41. Représentation de plusieurs tailles de particules comparées à un cheveu humain. (Source : US.EPA).

En général, ce sont les particules grossières qui constituent la fraction granulométrique la plus importante en masse dans l'air. En revanche, les particules fines et ultrafines représentent en nombre la population de particules la plus importante dans l'atmosphère[12]. Cela peut avoir un impact du point de vue toxicologique et sanitaire. En effet, un nombre élevé de particules fines multiplie la surface réactive[13] comparé aux particules plus grossières (Marano, 2010).

Sur le plan chimique, on distingue trois grandes classes d'aérosols d'après leur origine :

- Matière carbonée : constituée de carbone élémentaire et de carbone organique. Le carbone élémentaire (Elemental Carbon (EC), ou carbone suie, ou Black Carbon (BC)) est un résidu de combustion contenant quasi-exclusivement des atomes de carbone. Il est réfractaire et absorbe le rayonnement lumineux. A l'inverse, le carbone organique (OC) contient une quantité importante d'hétéroatomes (O, H, N, etc.), est moins résistant thermiquement et a plutôt tendance à diffuser le rayonnement lumineux. Il peut également provenir de combustions incomplètes, formées par oxydation de COV dans l'atmosphère. Cette classe chimique comprend de nombreuses sous-classes de composés organiques, comme les HAP, mais également les particules primaires biogéniques (pollens, spores et divers micro-organismes constitués en général de grosses particules).
- Inorganique soluble : par exemple le sulfate, le nitrate et l'ammonium (tous trois issus de processus de formations secondaires) et des sels d'origine naturelle (embruns marins, etc.).
- Inorganique insoluble (contenant majoritairement des espèces métalliques) : d'origine naturelle (érosion des sols, poussières désertiques) ou anthropique : de processus

[12] Cela pose la question de la pertinence d'une mesure réglementaire en masse des particules.

[13] Et donc l'activité des substances nocives qu'elles véhiculent.

d'abrasion (érosion des routes et freinage des véhicules par exemple), d'émissions liées à des processus industriels et aux combustions (chauffages, incinérations, etc.).

La figure 42 illustre différentes particules d'après leur origine chimique.

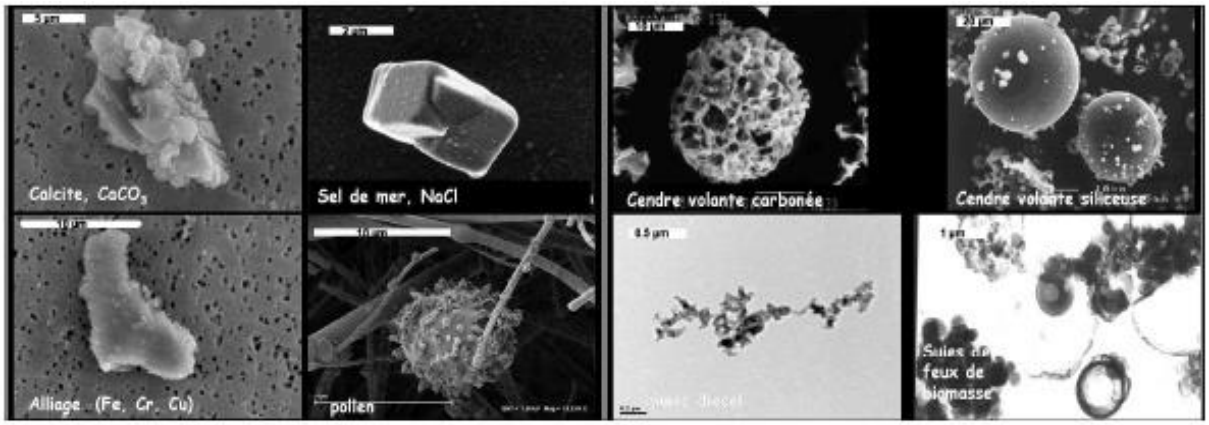


Figure 42. Quelques exemples de particules atmosphériques. (Source : LISA).

1.2. Les émissions de particules en France métropolitaine

En ce qui concerne le territoire métropolitain, les données au format SECTEN (2011) du Centre interprofessionnel technique de la pollution atmosphérique (CITEPA) montrent une contribution importante du secteur agricole aux particules primaires, à savoir 36 % pour les PM_{10} et 22 % pour les $PM_{2,5}$[14]. Le secteur résidentiel/tertiaire (22,3 %) se positionne pour le PM_{10} en troisième position, derrière l'industrie (28 %). Les données du CITEPA montrent une contribution significative du secteur domestique aux particules primaires, à savoir 27 % pour les PM_{10} et 39 % pour les $PM_{2,5}$ en 2010, ce qui respectivement correspond à 367 kt et 255 kt. Les autres émissions dues à la combustion du bois se répartissent entre les secteurs de l'industrie, de l'agriculture et du chauffage collectif. Globalement (fig. 43), les particules émises par le secteur résidentiel/tertiaire (22,3 % pour les PM_{10} et jusqu'à 61,6 % pour les PM_1) proviennent très majoritairement des équipements de combustion du bois et, dans une moindre mesure, du charbon et du fioul.

[14] Les émissions nationales d'ammoniac (NH_3), qui est un précurseur de particules secondaires, sont issues à 97 % des activités agricoles (CITEPA, 2011). Celles-ci connaissent malheureusement peu d'évolution depuis 1980.

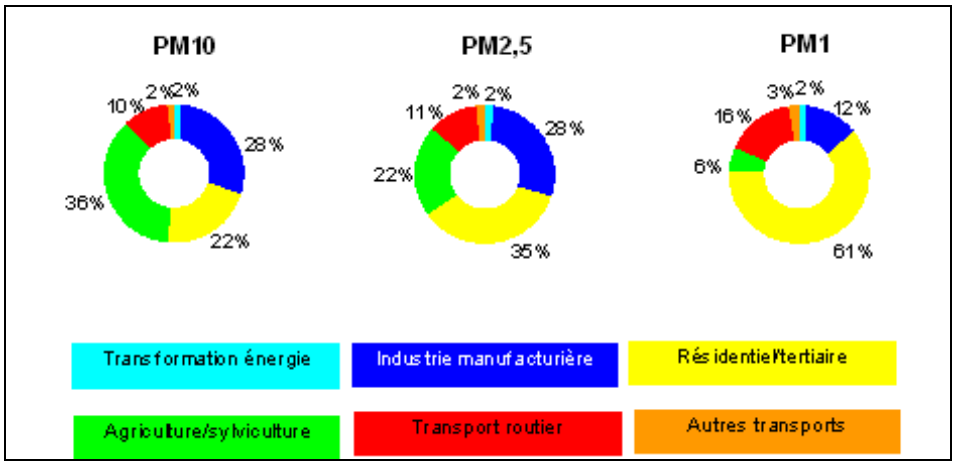


Figure 43. Emissions nationales de particules par secteur d'activité en 2009. (Source : CITEPA, 2011).

L'inventaire des émissions de polluants atmosphériques indique une diminution des émissions de particules ces vingt dernières années (fig. 44). *« Malgré l'année 1991, particulièrement froide, qui constitue une année exceptionnellement élevée (maximum observé sur la période étudiée) du fait, en particulier, d'une forte consommation de bois dans le secteur résidentiel/tertiaire »* (CITEPA, 2011), entre 1990 et 2009, les émissions de $PM_{10\text{-}2,5\text{-}1}$ ont baissé respectivement de - 36,3 % (248 kt), - 43,7 % (210 kt) et - 55,5 % (187 kt). Ce constat positif est en revanche à tempérer d'un point de vue sectoriel. La baisse est observée dans tous les secteurs sauf pour les « autres transports » (tous modes sauf routier) où les émissions sont stables sur cette même période. Toujours d'après le CITEPA (2011), l'amélioration des techniques de dépollution des industries, des technologies de combustion de la biomasse et l'arrêt de l'exploitation des mines dans les années 2000 expliquent cette baisse des émissions de $PM_{2,5\text{-}1}$. En outre, il faut tempérer le lien direct entre émissions et responsabilité d'un secteur car l'inventaire du CITEPA concerne les polluants primaires et non les polluants secondaires.

Globalement, malgré cette réduction, la qualité de l'air demeure problématique en France, en particulier dans les agglomérations. Les niveaux élevés rencontrés localement, sont le fait principalement des émissions issues du trafic routier et du chauffage domestique[15]. Ces niveaux de pollution font que l'Etat français ne respecte pas les normes de qualité de l'air édictées par la Directive européenne 2008/50/CE[16]. Cette situation vaut à l'Etat français d'être

[15] Particules principalement émises par le chauffage au bois et les véhicules à moteurs diesel.

[16] Pour des raisons environnementales et sanitaires, les émissions ou les concentrations dans l'air ambiant d'un certain nombre de polluants atmosphériques sont réglementées par des directives communautaires inspirées des recommandations de l'OMS :

- une directive de 2008 relative à la qualité de l'air ambiant et un air pur en Europe (CE/2008/50) concerne les polluants suivants : PM_{10} et $PM_{2,5}$, les NOx, NO_2, SO_2, CO, O_3, le benzène, le plomb. La directive reprend des valeurs limites contraignantes déjà définies dans la directive précédente de 1996 (96/62/CE) et ajoute une valeur limite pour les $PM_{2,5}$ en 2015.

- une directive de 2001 dite « plafond » ou « NEC » (National Emission Ceilings), fixe pour chaque Etat membre des plafonds maximum d'émissions à respecter en 2010 pour le SO_2, les NO_x, les COV et le NH_3. Cette directive doit être révisée en 2014. Des plafonds à l'horizon de 2020 seront introduits ainsi que l'ajout d'un plafond pour les particules $PM_{2,5}$. Elle est l'outil européen mis en œuvre afin de respecter les engagements internationaux pris dans le cadre de la convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière (protocole de Göteborg amendé en 2012).

assigné devant la Cour de justice européenne pour non-respect des valeurs limites[17] pour les PM_{10} (Michelot, 2011) dans 11 zones ou agglomérations.

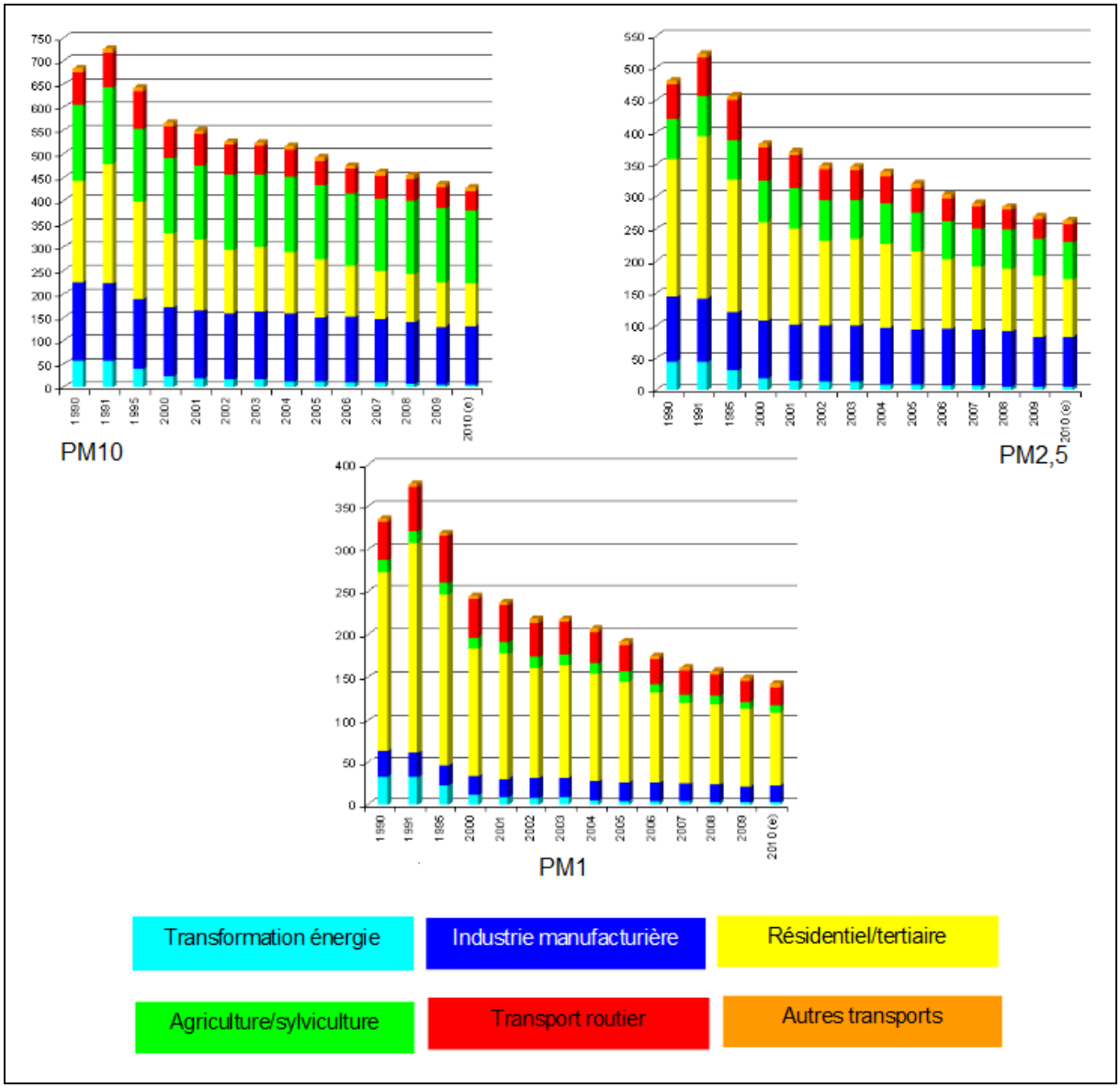


Figure 44. Evolution des émissions nationales de particules par secteur d'activité en kilotonnes, entre 1990 et 2010. (Source : CITEPA, 2011).

1.2.1. Focus sur les secteurs du résidentiel/tertiaire et du transport routier

- *Le chauffage au bois : oui… mais avec des appareils récents et performants !*

[17] Moyenne annuelle de 40 µg/m3 et/ou moyenne journalière de 50 µg/m3 à ne pas dépasser plus de 35 jours par an. La France ne respecte pas, dans plus du quart du réseau de surveillance, ces valeurs limites applicables depuis 2005.

Les émissions de $PM_{10-2,5-1}$ de ce secteur contribuent fortement au bilan national (27 % des PM_{10} et 39 % des $PM_{2,5}$ en 2010) voire très forte (63 % des PM_1 en 2010) du fait des niveaux d'émissions plus faibles des autres secteurs d'activité. Quant à la combustion du bois, à partir des valeurs absolues du CITEPA (2012) elle représente environ 90 % des émissions de ces fractions en 2010. Autant dire que la combustion du bois contribue de manière écrasante aux émissions de particules du secteur résidentiel/tertiaire.

Le CITEPA (2011) signale que *« la plupart des émissions du secteur résidentiel/tertiaire diminuent globalement sur la période 1990-2009 tout en conservant une fluctuation interannuelle. Ces tendances variables peuvent trouver leur origine dans les fluctuations de la consommation annuelle d'énergie de ce secteur, très dépendante des conditions climatiques (bien que d'autres éléments tels que les caractéristiques des combustibles mais aussi l'amélioration continue des technologies de combustion, puissent influer fortement) ».* La tendance à la baisse s'explique aussi par l'amélioration des performances des appareils domestiques de combustion du bois. Cette amélioration tient en particulier sur la technique de la double combustion qui permet à de hautes températures dans un foyer fermé de rebrûler les gaz et autres substances imbrûlées. Par conséquent, cette évolution technique a permis d'améliorer le rendement énergétique (jusqu'à 85 %) et de réduire les émissions de polluants[18]. A titre de comparaison, la contribution aux émissions de polluants est variable en fonction des types d'équipements de chauffage individuel : un foyer ouvert émet 6 à 9 fois plus de PM_{10} qu'un foyer fermé à l'aide d'un insert performant. Une chaudière bois émet jusqu'à 15 fois moins de particules qu'une cheminée ouverte.

Dans le cadre de la lutte contre l'effet de serre, les politiques publiques soutiennent financièrement et fiscalement le bois-énergie, en tant que combustible, depuis de nombreuses années, car celui-ci est considéré comme neutre pour le bilan carbone[19]. Toutefois, ce soutient a des effets antagonistes en matière de qualité de l'air. Comment résoudre ce problème ? Ces derniers sont maintenant considérés[20] en ciblant les aides pour des appareils performants et/ou labellisés (label Flamme Verte) ainsi que pour certaines zones géographiques où le chauffage au bois est reconnu comme responsable d'une part significative ou majoritaire des émissions de particules (expérimentation en 2013 d'un soutien financier au renouvellement des appareils de chauffage individuel dans la vallée de l'Arve, en Haute-Savoie).

Les services de l'Etat en charge de l'élaboration des plans de protection de l'atmosphère (PPA) ont proposé une mesure, qui consiste à limiter les émissions de particules dues aux équipements de combustion individuels au bois, dont, entre autres, l'interdiction des foyers ouverts. En effet, au-delà du caractère récréatif et de l'image bucolique qu'ils représentent, ces derniers fournissent un rendement énergétique faible et génèrent d'importantes émissions de gaz et particules, tant dans l'air extérieur qu'intérieur.

---

[18] D'autres techniques existent comme les chaudières à combustion horizontale ou inversée. Le tirage a toute son importance. Pour qu'il soit optimal, au-delà de l'entretien du conduit, celui-ci doit être bien installé en évitant les coudes à 90°. Le combustible doit être approprié (pas de papier glacé, cagette peinte…) et bien utilisé (bois sec, pas de surcharge du foyer, allumage inversé…). En somme, un appareil bien utilisé revient à moins de pollution et plus de performance.

[19] Si tant est que la forêt soit replantée…

[20] Tout en retenant les objectifs « climat ». C'est d'ailleurs l'objet des schémas régionaux climat, air, énergie (SRCAE).

- *Les aides financières et mesures fiscales pour soutenir le renouvellement du parc d'appareils de chauffage individuel au bois*

Pour soutenir le renouvellement des appareils de chauffage individuel au bois dans le secteur domestique, la loi de finances pour 2012 a prorogé le crédit d'impôt développement durable[21] (CIDD) jusqu'en 2015 et majoré le taux de crédit d'impôt à 26 % en cas de remplacement de l'appareil. Par ailleurs, afin de favoriser les rénovations lourdes, le taux du crédit d'impôt est également majoré en cas de réalisation d'un bouquet de travaux : pour le renouvellement d'appareils de chauffage au bois, il est alors porté à 24%. Pour bénéficier de ces avantages, les travaux doivent être effectués par des professionnels.

De plus, un éco-prêt à taux zéro (éco-PTZ) a été mis en place depuis le 1er avril 2010. Ce dispositif d'un montant maximal de 30 000 € alloués aux ménages sans condition de ressource, permet de financer les travaux lourds de rénovation énergétique en résidence principale de sorte que l'essentiel du coût de la rénovation soit payé par les économies

[21] En 2013 :

Critères CIDD pour les appareils à bois :

Le rendement énergétique doit être supérieur ou égal à 70 %. La concentration en monoxyde de carbone doit être inférieure ou égale à 0,3%. L'indice de performance environnemental ≤ 2.

Critères actuels CIDD pour les chaudières :

Le rendement énergétique $\geq$ 80% (chargement manuel) ou $\geq$ 85 % (chargement automatique).

Taux du CIDD à compter du 1er janvier 2012 pour les appareils à bois et pour les chaudières :

15 % en cas de primo-acquisition ou 26 % en cas de renouvellement de l'appareil. Le taux majoré en cas de remplacement est accordé sous réserve de pièces justificatives assurant la reprise de l'ancien appareil en vue de sa destruction par un recycleur. En cas de bouquet de travaux, les taux s'élèvent respectivement à 23 % ou 34 % (autrement dit, il s'agit d'une majoration de 8 points).

Historique de l'évolution des valeurs relatives entre primo acquisitions et renouvellement :

2005 : taux 40 % critères pour les appareils à bois et chaudières: rendement $\geq$ à 65 %.

2006 : taux relevé de 40 à 50 %.

2008 : critères appareils à bois : rendement relevé de 65 % à 70 % et ajout taux de CO inférieur ou égal à 0,6 % - critères chaudières : rendement énergétique relevé de 65 % à 70% (chargement manuel) et à 75% (chargement automatique).

2009 : taux réduit de 50 à 40 %.

2010 : taux réduit à 25 % en cas de primo-acquisition, maintien du taux de 40 % en cas de remplacement d'un équipement de chauffage à bois par un nouvel équipement à bois plus performant sur un plan énergétique et environnemental, mesure prise pour réduire les émissions de particules critères appareils à bois : taux de CO abaissé de 0,6 % à 0,3 % - critères chaudières : rendement énergétique relevé de 70 % à 80% (chargement manuel) et de 75 % à 85% (chargement automatique).

2011 : taux réduit à 22 % en cas de primo-acquisition et à 36 % en cas de renouvellement (application de la réduction homothétique sur les niches fiscales ou « rabot »).

2012 : taux réduit à 15 % en cas de primo-acquisition et à 26 % en cas de renouvellement (application de la réduction homothétique sur les niches fiscales ou « rabot »). Bonification de 8 points en cas de bouquet de travaux. Critères pour les appareils à bois : ajout d'un indice de performance environnemental ≤ 2.

La programmation de loi de finances 2014 prévoit un CIDD et un éco-PTZ simplifié au taux unique de 25 % pour un bouquet de travaux. 15 % si primo-acquisition ou renouvellement d'un appareil de chauffage au bois, pour les ménages modestes (à compter du 01/01/2014). 46 % des français sont éligibles aux aides aux plus modestes selon un plafond de ressources.

d'énergie issues de la rénovation. Le CIDD et l'éco-PTZ sont cumulables sous conditions de ressources.

Aussi, d'après le Bureau chaleurs renouvelables, du ministère de l'écologie, l'Agence nationale de l'habitat (ANAH) aide les propriétaires occupants sous plafond de ressources et les propriétaires bailleurs pour la réalisation de travaux d'amélioration de l'habitat. En particulier, la loi n° 2010-237 de finances rectificative pour 2010 a créé un programme national d'aide à la rénovation thermique des logements : le programme « habiter mieux » est ainsi doté de 500 M€ issus des investissements d'avenir, complétés par des financements de l'ANAH à hauteur de 600 M€ et des fournisseurs d'énergie à hauteur de 250 M€. Il alloue une aide complémentaire à celle de l'ANAH aux propriétaires occupants modestes d'un montant minimum de 1600 € (500 € supplémentaires conditionnés à un abondement des collectivités territoriales) réalisant des travaux permettant un gain énergétique d'au moins 25 %. Il prévoit également un accompagnement spécifique avec une subvention de 300 € en secteur programmé à 430 € en diffus pour l'assistance à maîtrise d'ouvrage des propriétaires.

Différentes primes sont cumulables notamment avec les certificats d'économies d'énergies (CEE).

- *La responsabilité du diesel sur les émissions de particules*

Du point de vue des émissions, si la part du secteur des transports[22] reste en retrait à l'échelle nationale (en 2009 : 11 % pour les $PM_{2,5}$ et 15,9 % pour les PM_1), il faut préciser qu'en agglomération, celui-ci peut représenter une source principale d'émissions de $PM_{2,5}$ (jusqu'à 80 %). Cela est d'autant plus significatif qu'une population importante y est exposée (Levy et Hanna, 2011). Plus précisément, les émissions de particules du secteur des transports proviennent surtout du transport routier : contribution variable entre 83 et 90 % selon la granulométrie en 2009. La figure 45 montre que la combustion du gazole des moteurs diesels est largement responsable des émissions totales de particules.

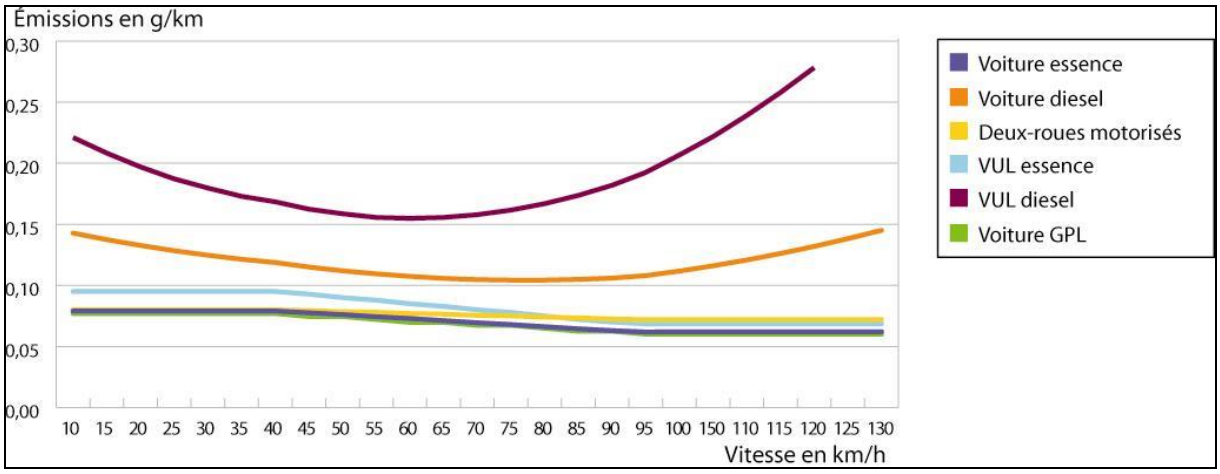


Figure 45. Emissions de particules totales en fonction du type de véhicule, de carburant et de la vitesse. (Source : COPERT IV, parc roulant français, CITEPA).

[22] Emissions issues quasi exclusivement de la combustion du gazole et dans une moindre mesure de l'abrasion des routes, pneus et freins.

Ce gazole est responsable au sein du secteur du transport routier de 63 % des émissions de PM_{10} en 2009, de 51 % des émissions de $PM_{2,5}$, et de 81 % des émissions de PM_1 en 2010. Les véhicules essence émettent très peu de particules (fig. 46). On remarque aussi que l'usure des matériels et des routes n'est pas anodine.

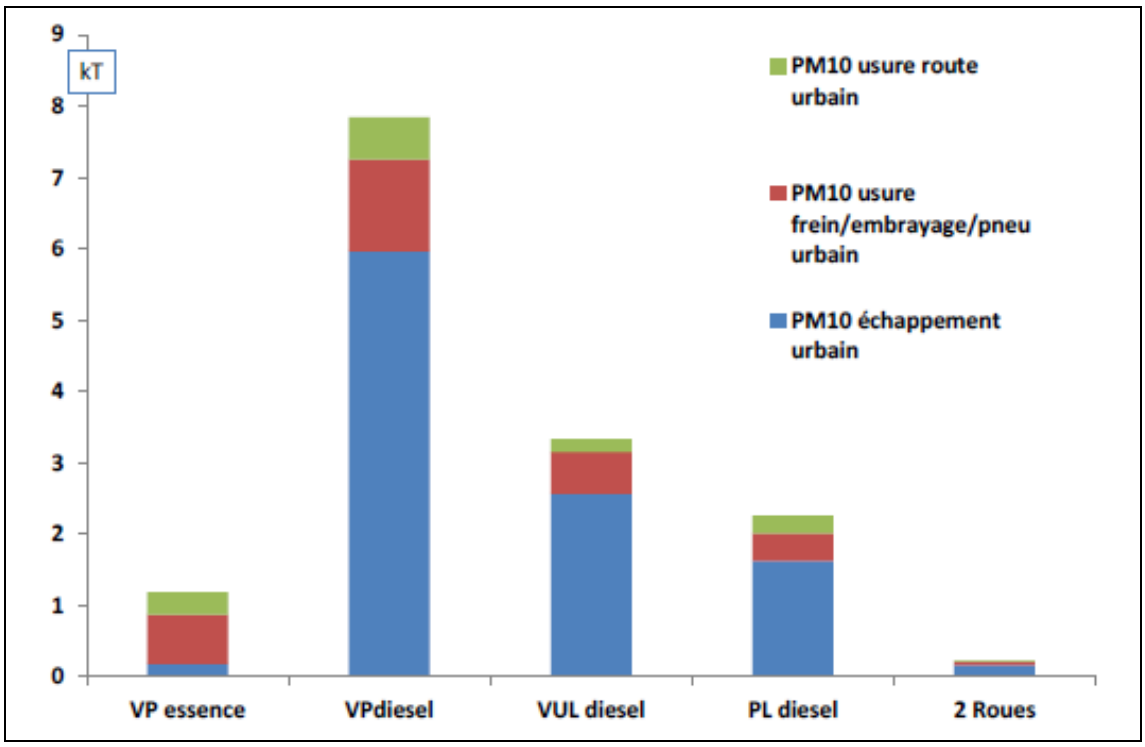


Figure 46. Emissions primaires de PM10 calculées pour le parc roulant urbain de l'année 2010. (Source ADEME/CITEPA).

De nombreux modes de transport roulent au diesel (tab. 5) :

- près de 60% du parc national de véhicules particuliers (VP) et de véhicules utilitaires légers (VUL) ;
- la quasi-totalité (99,5 %) des véhicules lourds de transport de marchandises (PL) ;
- des véhicules de transport en commun de personnes (autobus et autocars).

Les moteurs diesels équipent aussi de façon prédominante les engins non routiers, tels que les tracteurs et engins agricoles, les engins de chantier, les groupes électrogènes, les bateaux et les navires, ainsi que les locomotives et autorails non électriques. Cet ensemble contribue à environ 10 % des émissions de particules du secteur des transports. C'est peu au niveau sectoriel, mais cette contribution peut être significative localement par exemple avec les chantiers de travaux publics, les gares de triage et les ports situés en centre-ville, comme c'est le cas à Nice (fig. 47).

Tableau 5. Parc de véhicules français en 2012 (COPERT 2012).

Type de véhicule	Nombre	% du parc
VP Essence	11 603 461	27,8
VP Diesel	19 894 679	47,6
VP GPL	188 640	0,5
VP électrique	30 489	0,1
VUL essence	164 052	0,4
VUL diesel	5 524 939	13,2
PL essence	2 572	0,01
PL diesel	554 884	1,3
Cars/bus	81 425	0,2
Deux roues	3 709 212	8,9
Total	41 754 353	100

Dans le transport routier, environ 48 % des particules viennent des VP diesel, 24 % des VUL et 11 % des PL (COPERT, 2012).

Figure 47. Echappements des ferrys fortement émetteurs des polluants, dont des particules, dans le bassin Lympia du port de Nice. On remarque que le vent de sud dirige les fumées d'échappements vers la ville dense (quartiers Riquier et Saint-Roch). (Source : www.nicematin.com ; © Dodergny).

Ces contributions relatives du diesel aux émissions des $PM_{10-2,5}$ du secteur du transport routier doivent tout de même être minorées. En effet, d'après l'analyse du CITEPA (2011), les émissions de TSP, et de $PM_{10-2,5}$ « *incluent à la fois les émissions de particules à l'échappement des véhicules et celles liées à l'usure des routes et de certains organes des*

véhicules tels que les pneus et les freins, alors que les PM_1 ne proviennent que de la combustion [du carburant]. *En fonction de la granulométrie, l'abrasion représente entre 12 et 41 % des émissions. Selon la granulométrie considérée, les évolutions des émissions du transport routier entre 1990 et 2009 ne sont pas identiques : - 34 % (-25 kt), - 45 % (-24 kt) et - 48 % (-22 kt) respectivement pour les $PM_{10-2,5-1}$. Ceci est lié au fait que les émissions relatives à l'abrasion croissent avec le trafic depuis 1990, alors que les émissions relatives à l'échappement sont en régression depuis 1993*[23]*. A cela s'ajoute également le fait que, selon la granulométrie, la contribution des émissions liées à l'abrasion n'est pas la même (plus faible contribution pour les particules les plus fines) ».* Toujours est-il que l'on retiendra que le diesel contribue de façon prépondérante aux émissions de particules du secteur du transport. On rajoutera qu'à l'instar du bois pour le secteur résidentiel/tertiaire, le gazole participe de manière écrasante aux émissions de particules ultrafines qui sont les plus dangereuses pour la santé.

- *Quelques mots sur les normes Euro et les filtres à particules (FAP)*

Précisons que les émissions des transports en France métropolitaine ont globalement diminué au cours des 20 dernières années et que les baisses notées vont au bénéfice du sous-secteur du transport routier (fig. 48), notamment du fait de l'évolution des technologies pour atteindre les normes Euro[24] (annexe 2), dont les « fameux » FAP [25] qui équipent divers modèles de véhicules diesels (annexe 3), et qui défraient la chronique[26].

[23] Par unité, les véhicules ont bénéficié des nouvelles technologies et sont donc devenus moins polluants, mais étant donné que le trafic et la diésélisation du parc automobile français ont augmenté, cela fait de ce secteur un contributeur majeur aux émissions.

[24] Les émissions atmosphériques des véhicules sont réglementées par les normes Euro. Elles fixent des valeurs limites d'émissions, pour chaque catégorie de véhicules, pour les oxydes d'azote (NOx), les hydrocarbures imbrûlés (HC), le monoxyde de carbone (CO), les particules (sans distinction de taille), qui deviennent de plus en plus contraignantes dans le temps. Jusqu'à présent, les particules n'étaient réglementées qu'en masse. A partir de la norme Euro 5b pour les VP et camionnettes, et à partir de la norme Euro VI pour les PL, elles seront également réglementées en nombre.

[25] Si les FAP, catalysés ou additivés, permettent de réduire les émissions de particules, ils contribuent en revanche à l'augmentation du rapport NO_2/NO et globalement à l'augmentation du NO_2.

[26] Voir par exemple l'émission télévisée « Cash Investigation » du 25/09/2013 disponible sur http://pluzz.francetv.fr/videos/cash_investigation_,89163472.html

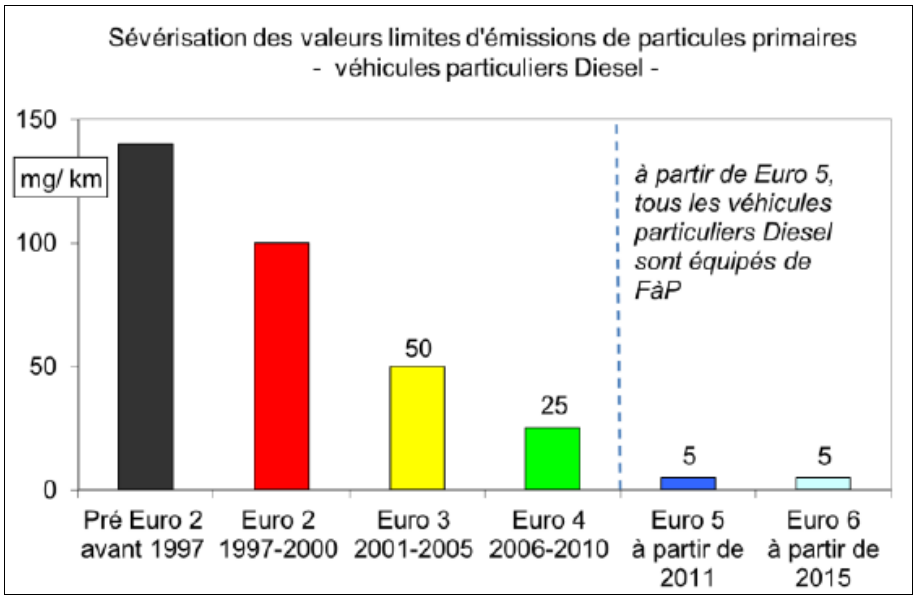


Figure 48. Normes applicables aux émissions à l'échappement des voitures neuves (classes M1) et utilitaires légers neufs N1 (classe 1) en masse (la norme réglemente également le nombre de particules). (Source : ADEME).

« Aujourd'hui, le nombre de véhicules diesel équipés de filtres à particules est estimé à 4,5 millions d'unités soit 23,8 % du parc de véhicules diesel en circulation, grâce à une introduction démarrée dans les années 2000, contre 14,5 millions sans filtre à particules (76,2 %). Les véhicules utilitaires lourds, dont la durée de vie est plus longue, restent très peu équipés en filtres à particules, cet équipement n'étant apparu qu'avec la norme Euro IV, applicable depuis 2005 » (ADEME, 2013). On voit bien là l'importance du parc vieillissant non équipé de technologie de traitement des émissions.

1.2.2. Les origines géographiques et les secteurs d'émissions de particules en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA) et dans le département des Alpes-Maritimes

Au sein de la région PACA, les Alpes-Maritimes ne sont pas le plus grand émetteur de polluants primaires. La très faible proportion de SO_2 émise dans le département reflète l'absence d'industrie lourde (fig. 49). A contrario, la même figure montre que le département des Bouches-du-Rhône[27] est prédominant pour l'ensemble des émissions de polluants à l'exception des COVNM, répartis plus uniformément sur l'ensemble des zones (émissions biogènes).

[27] Avec en particulier le pourtour de l'étang de Berre et ses activités pétrochimiques.

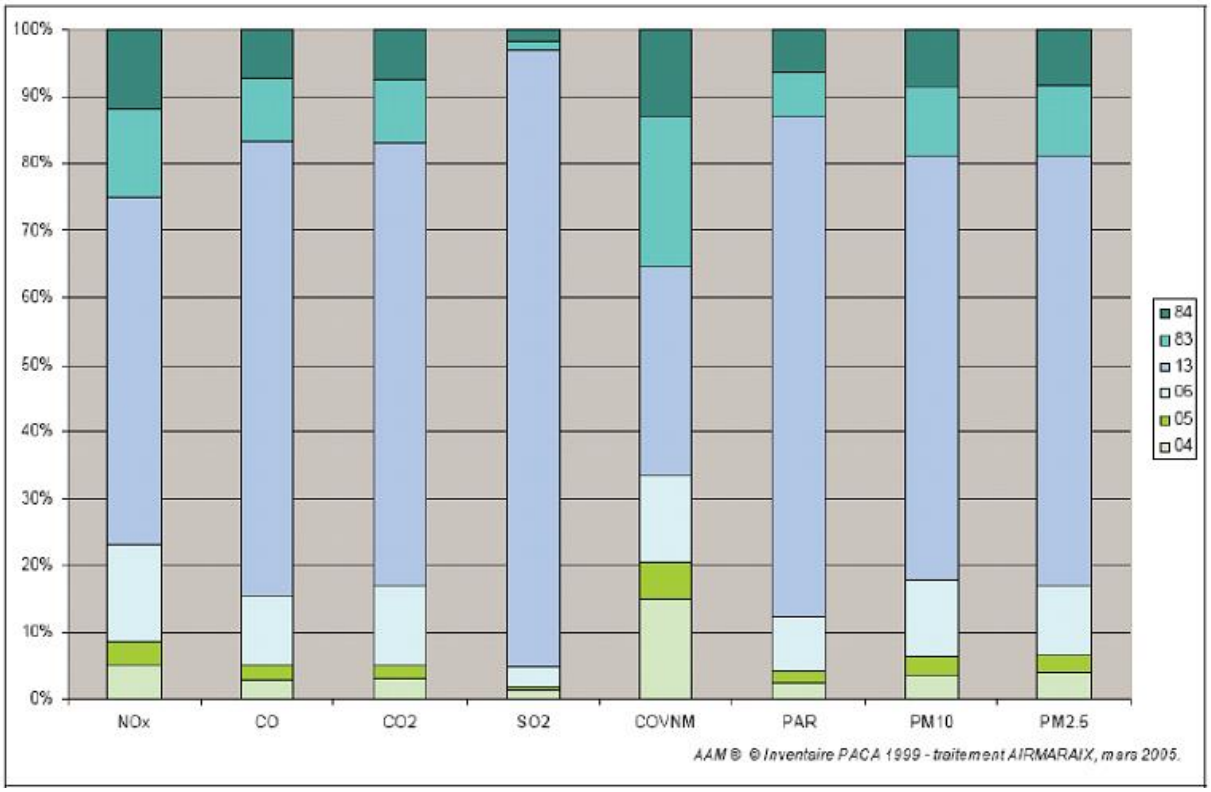


Figure 49. Répartition en pourcentage des émissions de polluants primaires par département de la région PACA en 1999 (de bas en haut : Alpes de Haute-Provence, Hautes-Alpes, Alpes-Maritimes, Bouches-du-Rhône, Var, Vaucluse). (Source : Atmo PACA).

D'une manière générale, deux grands types d'émissions se distinguent dans la région : les sources mobiles et les sources fixes. Les premières sont majoritairement composées des gaz émis par le transport routier, par le trafic ferroviaire (en gare de triage principalement), par le trafic aérien et par le trafic maritime. Les secondes comprennent les grandes sources ponctuelles (GSP généralement industrielles, mais à distinguées de celles-ci, fig. 50), les émissions industrielles et les émissions du secteur résidentiel et tertiaire. Si l'on regarde les Alpes-Maritimes sur la carte des GSP particules de la région PACA (fig. 50), on peut voir cinq GSP, dont trois à l'est du département dans les vallées des Paillon.

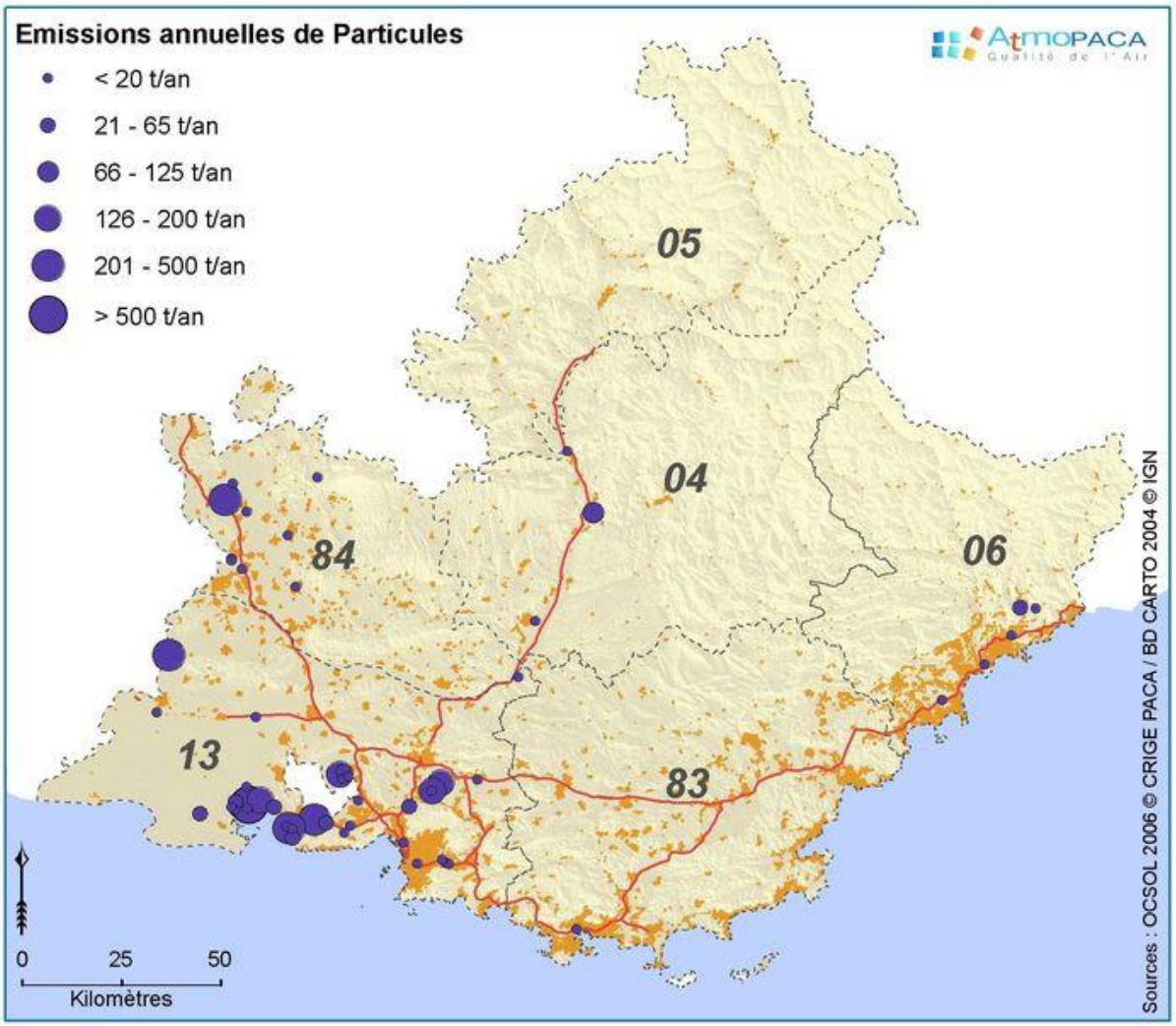


Figure 50. GSP particules t/an en PACA en 2004. (Source : Atmo PACA)

Les transports routiers sont le second émetteur de PM_{10} (33 %) du département et le premier pour les $PM_{2,5}$ (34 %). Les activités industrielles émettent 35 % et 25 % pour ces mêmes fractions, le secteur résidentiel/tertiaire : 21 % et 28 % (fig. 51 et 52).

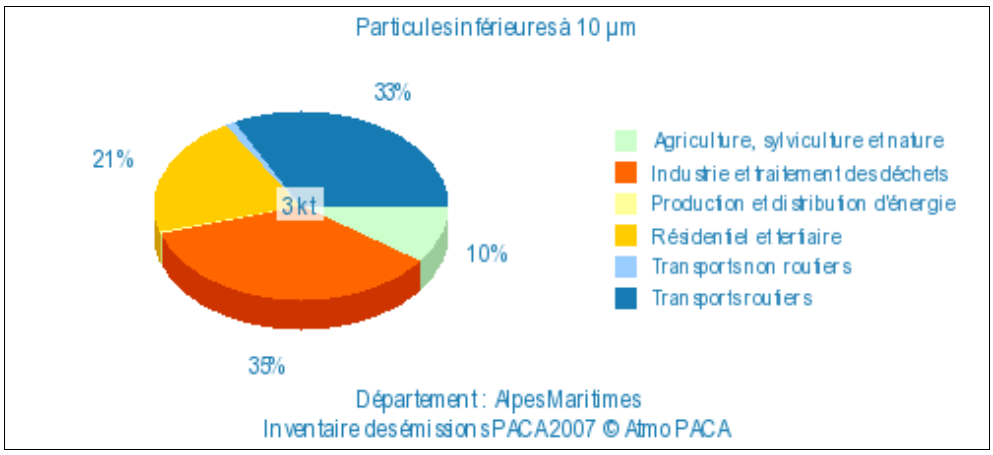


Figure 51.Contributions des principaux secteurs d'émissions de PM_{10} dans les Alpes-Maritimes.

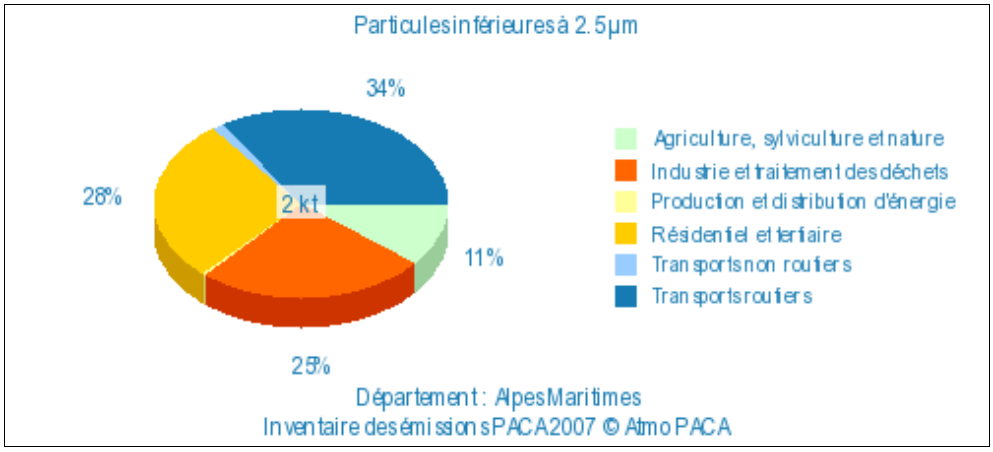


Figure 52. Contributions des principaux secteurs d'émissions de $PM_{2,5}$ dans les Alpes-Maritimes.

Les origines départementales de la pollution primaire par les particules sont principalement les sources mobiles du transport routier, l'industrie et le traitement des déchets, et le secteur résidentiel et tertiaire.

Afin d'avoir une autre approche de la répartition spatiale des émissions, les zones de rapportage européen[28] (dites zones CE) constituent des espaces géographiques cohérents au regard de la problématique de la qualité de l'air, sur la base desquels des statistiques sont élaborées annuellement pour l'Europe. A ce titre, il est intéressant d'analyser la structure des émissions dans ces zones, dont celle de Nice. Ce découpage met en valeur deux espaces au sein des Alpes-Maritimes dont les limites géographiques correspondent à la frange littorale la plus urbanisée (où vit 80 % de la population).

La répartition des sources de $PM_{10-2,5}$ selon ces surfaces (fig. 53) permet d'apprécier leur caractère opposé. En effet, les émissions de particules sont près de trois à quatre fois plus élevées dans la zone urbanisée que dans l'intérieur du département. Il en va de même pour les NO_x pour ne citer que cet autre polluant, qui d'ailleurs représente une part écrasante du secteur des transports.

[28] Action de rendre compte à la commission européenne des niveaux de polluants réglementés et des actions en faveur de l'amélioration de la qualité de l'air, lorsque ceux-ci dépassent les valeurs à respecter fixées par l'Europe.

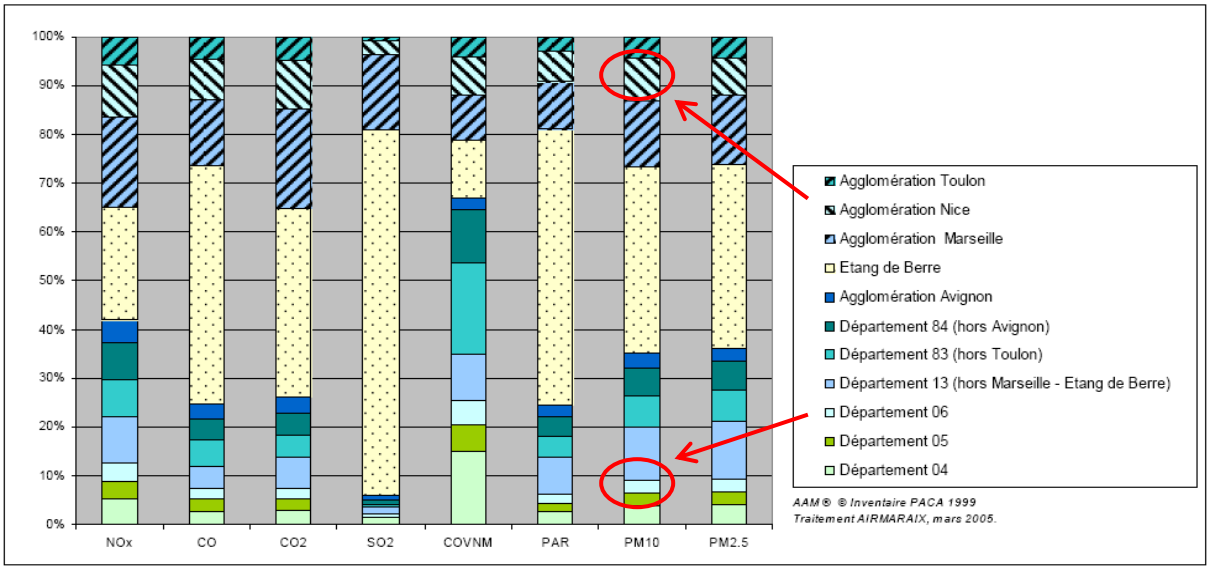


Figure 53. Répartition en pourcentage des émissions de polluants primaires par découpage en zones CE en région PACA en 2005. (Source : Atmo PACA)

Les répartitions des émissions aux échelles de la ZAS de Nice et du département sont comparables, à l'exception près que les transports deviennent prédominants pour la ZAS de Nice (fig. 54 et 55). Cela traduit évidemment le rôle de la mince bande littorale sur laquelle s'étend l'agglomération azuréenne et où se concentrent les plus importants axes routiers.

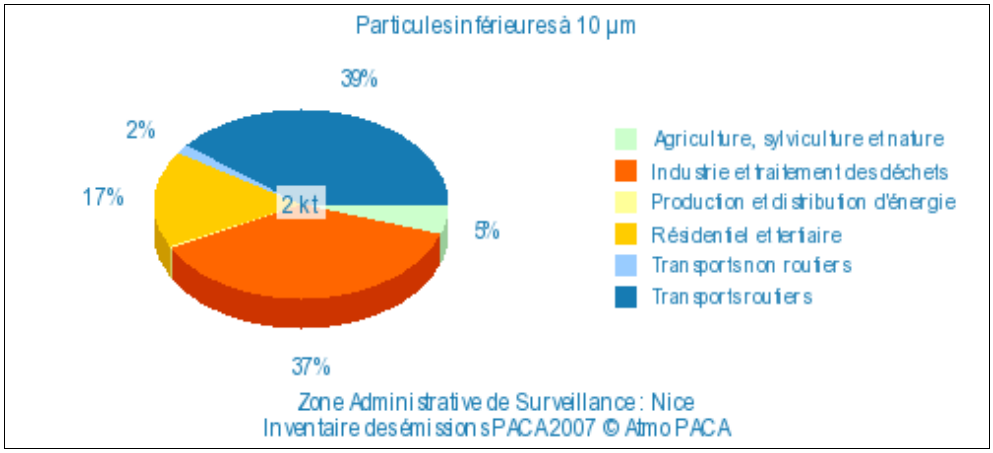


Figure 54. Contributions des principaux secteurs pour les PM_{10} dans la ZAS de Nice.

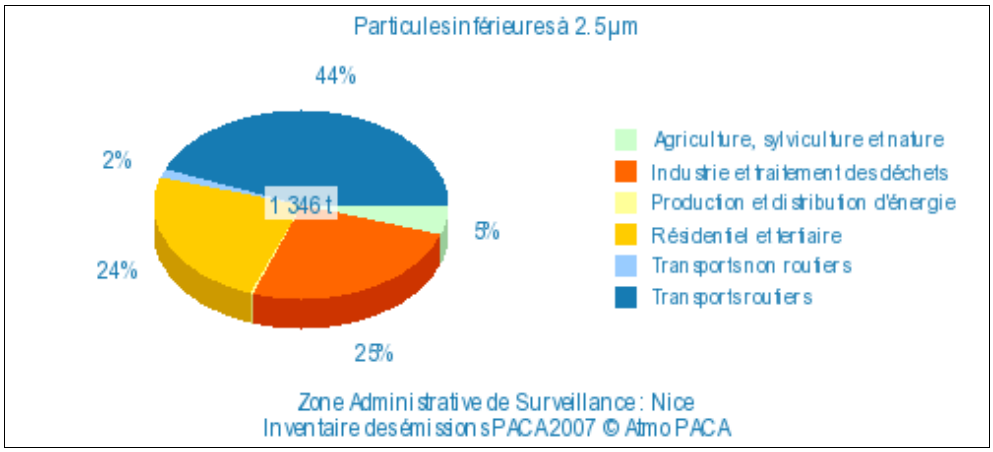


Figure 55. Contributions des principaux secteurs pour les $PM_{2,5}$ dans la ZAS de Nice.

Martin (2008) propose de retenir l'explication suivante : *« les Alpes-Maritimes sont caractérisées par un fort déséquilibre spatial dans la répartition de la population et des activités. La bande littorale, attractive par la topographie, est très urbanisée ; depuis plusieurs dizaines d'années la hausse des prix du foncier a provoqué une forte périurbanisation jusqu'aux premiers contreforts des Alpes à une quinzaine de kilomètres de la côte. Les mouvements pendulaires au sein de cet espace sont à l'origine des fortes émissions de polluants primaires par la circulation des véhicules à moteur qui représentent la première source de pollution dans le département »*. A l'instar du niveau national, la figure 56 illustre le rôle des gaz d'échappements des moteurs diesels.

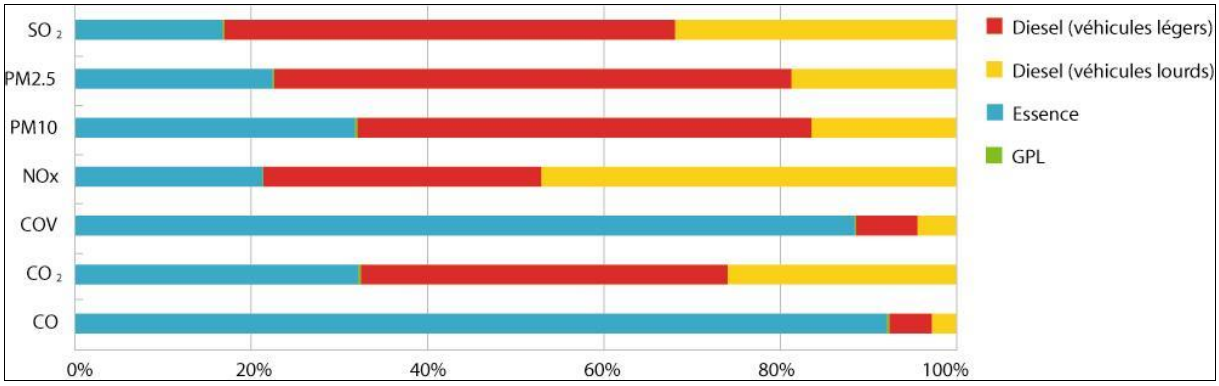


Figure 56. Comparaison en région PACA des émissions en 2004 des véhicules diesel, essence et GPL. (Source : Air Paca).

C'est donc logiquement dans cet espace que se concentrent les risques de dépassement des valeurs limites de qualité de l'air, et surtout dans les villes de Nice, Cannes, Grasse et Antibes.

Dans les centres urbains, la part du transport routier est généralement prépondérante et peut atteindre 70 % et jusqu'à 84 % des émissions anthropiques de PM_{10}, respectivement à Marseille et à Nice. La figure 57 montre clairement la spécificité régionale avec le poids du transport routier sur les émissions de $PM_{10-2,5}$, NO_x et Benzène.

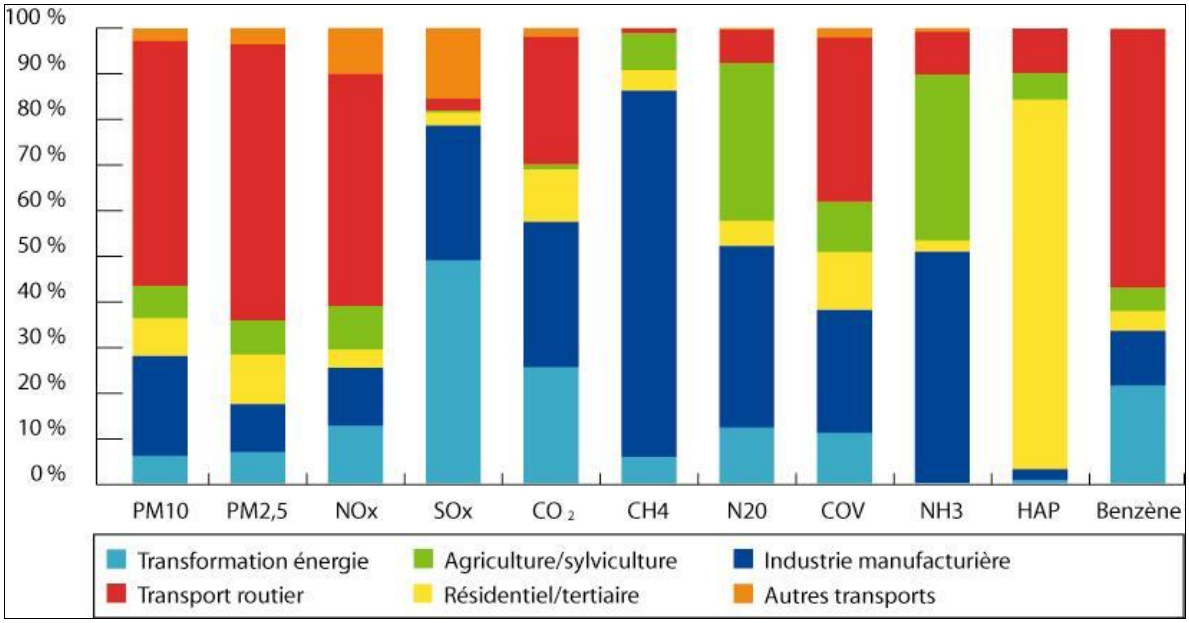


Figure 57. Emissions de polluants en région PACA en 2004 (Source : Air PACA).

L'importance du chauffage au bois dans le secteur résidentiel a aussi un impact considérable dans les émissions de particules (fig. 58), comme l'ont démontré Pissot *et al.* (2009) dans une étude basée sur l'utilisation de traceurs organiques de combustion. Dans une moindre mesure, mais parfois de manière prépondérante localement ou épisodiquement, à l'instar des régions Ile-de-France et Rhône-Alpes (Favez *et al.* 2009 ; Piot *et al.* 2011), la combustion de biomasse (brûlage des déchets verts, feux de forêts, chauffage domestique), mais aussi les activités industrielles (comme les carriers et cimentiers situés dans les vallées des paillons), ont une incidence importante sur la qualité de l'air en région PACA et dans les Alpes-Maritimes.

Pour exemple, la présence de matière carbonée provenant des combustions de biomasse effectuées dans les vallées des Paillon (arrière-pays niçois) a été démontrée par caractérisation chimique lors d'une étude menée par l'AASQA locale. Elle représente en hiver entre 50 % et 90 % des particules (Atmo PACA, 2010). Ces résultats invitent à porter un autre regard sur les responsabilités locales. Autrement dit, les industriels présents dans ces vallées depuis longtemps (bien avant le phénomène de périurbanisation) ne peuvent être constamment « le bouc émissaire » pour endosser la responsabilité de la dégradation de la qualité de l'air. Dans ce sens, les habitants de ces vallées sont à la fois victimes et acteurs de cette pollution, du fait de leurs déplacements pendulaires (VL majoritairement diesels) et pratiques domestiques (chauffage au bois et brûlages de jardins en particulier en hiver). A cela s'ajoutent les norias de camions (et pas uniquement ceux des carriers) qui transitent dans ces vallées.

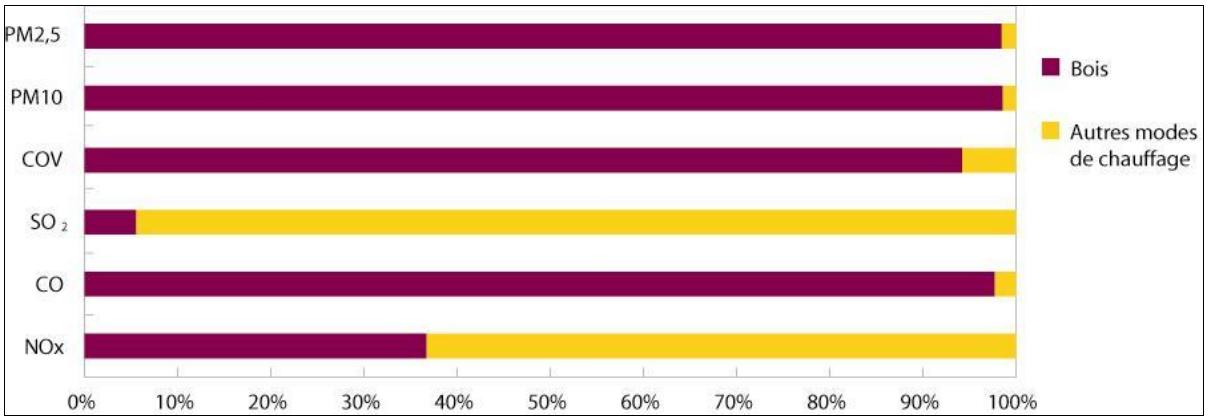


Figure 58. Répartition des émissions de polluants par type de chauffage dans le secteur résidentiel en 2004 en région PACA. (Source : Airpaca).

A l'inverse, l'arrière-pays et ses montagnes sont de faibles émetteurs de polluants atmosphériques (hormis pour les COV biogèniques, précurseurs d'ozone et de PM secondaires), mais connaissent néanmoins une pollution à l'ozone (Carrega *et al.*, 2010) et aux PM_{10} (Michelot et Carrega, 2012) en été, du fait des brises thermiques qui advectent ces polluants sur les massifs.

Enfin, d'après les informations du site web d'Air PACA, dans la région, plus de 800 000 personnes vivent dans une zone dépassant les normes européennes de qualité de l'air. Dans les Alpes-Maritimes, 200 000 personnes sont concernées et cela correspond à une surface de 60 km².

1.3. La surveillance de la qualité de l'air ambiant

Ce passage se limite à présenter les grandes lignes de l'organisation et de la mesure de la qualité de l'air extérieur. Le dispositif législatif et réglementaire, l'ensemble des acteurs, le dispositif de métrologie, et leur analyse, peuvent être consultés dans le rapport de la Cour des comptes (2012) relatif à la surveillance de la qualité de l'air extérieur en France. A l'échelle nationale, les principaux résultats et tendances de cette surveillance sont retranscrits dans les bilans annuels de la qualité de l'air, téléchargeables sur le site Internet du ministère de l'écologie.

Si des éléments qui suivent peuvent paraître acerbes, ils ne sont en aucun cas le reflet d'un parti pris. Ils résultent au contraire d'une approche éclairée et documentée du dispositif français de surveillance de la qualité de l'air.

Conformément à la loi LAURE codifiée, la surveillance de la qualité de l'air et l'information du public sont confiées par l'Etat aux associations agrées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA). Réparties sur le territoire métropolitain et d'Outre-mer, les AASQA sont désormais au nombre de 26[29] car elles ont été régionalisées le 1er janvier 2012 (fig. 59). En région PACA, l'AASQA régionale s'appelle Air PACA. Cette nécessaire régionalisation permettra :

[29] 27 si l'on compte l'AASQA de Nouvelle-Calédonie, au statut différent.

- une meilleure adaptation aux évolutions de la réglementation de la surveillance ;
- une meilleure visibilité des AASQA au niveau européen ;
- et une mutualisation des moyens techniques.

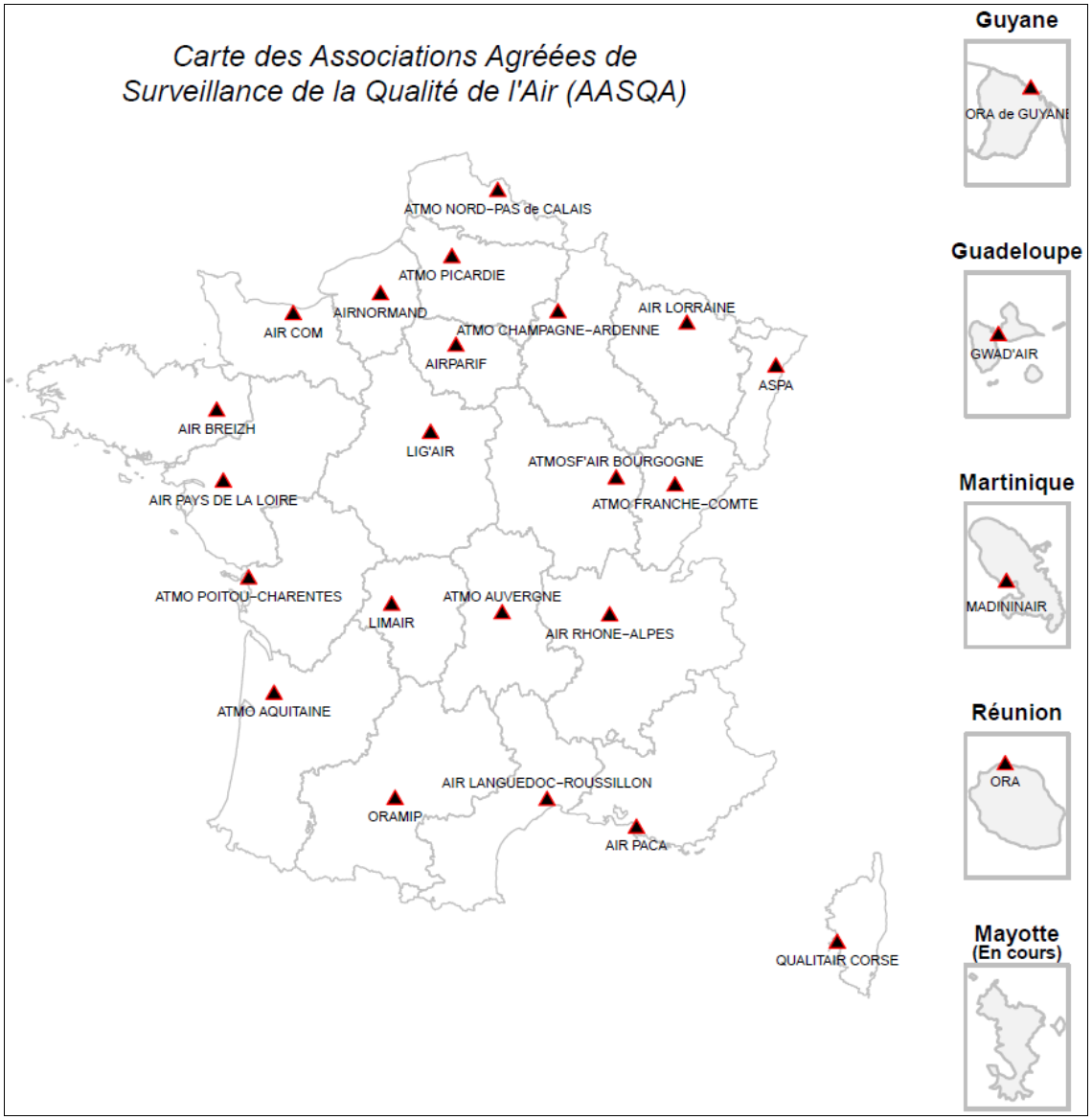


Figure 59. Carte des 26 AASQA françaises. (Source : BQA 2012).

Parallèlement, l'Etat a confié par arrêté ministériel du 29 juillet 2010 la coordination technique du dispositif de surveillance au Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA). Les AASQA surveillent prioritairement les polluants réglementés[30]. L'objectif

[30] La surveillance porte en priorité sur les polluants réglementés par le code de l'environnement et les directives européennes : dioxyde de soufre, oxydes d'azote dont dioxyde d'azote, ozone, particules (PM_{10} et $PM_{2,5}$), monoxyde de carbone, benzène, plomb, arsenic, cadmium, nickel, mercure, hydrocarbures aromatiques polycycliques.

principal de la surveillance consiste à déterminer l'exposition des populations aux dépassements de valeurs réglementaires.

Pour mettre en place cette surveillance, les AASQA font appel à différents moyens, parmi lesquels figure en premier lieu le réseau de stations fixes de mesures automatiques. « *Le parc analytique des AASQA comprenait en 2011 environ 2200 instruments automatiques répartis sur près de 800 stations de mesures* » (MEDDE, 2012). Ce parc fait de la France un pays fortement équipé au sein de l'Union européenne

1.3.1. Une connaissance de la pollution de l'air perfectible à fine échelle

Air Paca dispose d'une cinquantaine de sites répartis sur les six départements de la région, tant en zones urbaines qu'en zones rurales afin de répondre aux exigences européennes et nationales. Les Alpes-Maritimes sont dotées de treize sites de mesures permanents. Hormis, deux stations rurales montagnardes (Cians et Adrechas dédiées à la mesure de l'ozone), les postes de mesures sont situés sur la frange littorale urbanisée. Plus spécifiquement, sept stations enregistrent les PM_{10} (Peillon, Contes, Nice aéroport, Cagnes Ladoumègue, Antibes Guynemer, Antibes Jean Moulin, Cannes Broussailles), deux les $PM_{2,5}$ (Cannes Broussailles et Peillon). Les autres stations, dont celles citées, mesurent aussi le SO_2 et le NO_2. Les polluants mesurés sont différents selon le type de station. Par exemple, le NO_2 est une problématique routière, et est donc ciblé par des stations de type trafic, mais pas seulement. Le SO_2 lui est suivi par des stations de type industriel. Les particules sont mesurées sur tout type de station sauf rural.

Viennent s'ajouter aux réseaux fixes des AASQA des campagnes mobiles destinées à des études spécifiques, ou pour améliorer les connaissances sur des territoires qui ne justifient pas la présence de stations fixes.

La surveillance est aussi assurée par les outils de modélisation qui jouent un rôle important en termes de connaissances, mais aussi afin d'anticiper et prévenir au mieux les distributions spatiales et temporelles des épisodes de pollution. Néanmoins, toutes les AASQA ne disposent pas des mêmes compétences, et moyens humains et techniques pour développer ces outils et leur interprétation. Cette modélisation est assurée en région par Air Paca via la plateforme AIRES Méditerranée (www.airpaca.org).

Par ailleurs, les stations fixes peuvent avoir une durée de vie limitée car il arrive que les appareils aient été déménagés ou supprimés, ce qui empêche la constitution de longues séries, et donc d'étudier l'évolution temporelle. De plus, lorsque l'on regarde dans le sud-ouest du département la répartition spatiale des stations fixes du réseau d'Air PACA, on remarque que le territoire allant de Vence à Grasse (en dehors des communes littorales) n'est pas doté de station. Or, cet espace connaît un mitage urbain conséquent et donc une population importante en progression constante.

Toutefois, dans cette même zone, le territoire de la communauté d'agglomération de Sophia-Antipolis (CASA) a fait l'objet d'une campagne de mesures et de modélisation permettant de mettre en évidence, à l'exception des zones de montagnes, des petites villes et villages au front des Préalpes, des dépassements de normes de qualité de l'air du fait du trafic routier (Atmo PACA, 2011). Combien même cette étude de modélisation a permis d'améliorer

amplement les connaissances, compte tenu des incertitudes liées à celle-ci et du manque de stations fixes[31], il en demeure pas moins que la population de la zone périurbaine située entre Antibes et le front des Préalpes, reste relativement mal informée à fine échelle des niveaux de polluants auxquels elle est exposée. En revanche, et cela est toujours positif, plus à l'est, la ville de Nice a connu en 2010 l'installation de deux nouvelles stations fixes.

Soulignons également que le parc instrumental dont disposent les AASQA se caractérise par son hétérogénéité, tant dans les types d'appareils utilisés que dans le choix des fabricants. A titre d'illustration, la Cour des comptes (2012) indique que *« les appareils récents (c'est-à-dire de moins de 5 ans) utilisés dans le dispositif national de surveillance, a priori seuls conformes aux normes européennes, représentent 36 % du parc en 2010 (23,8 % en 2009). Les instruments anciens (c'est-à-dire de plus de 10 ans) représentent environ 49 % en 2010 (35 % en 2009). Certaines AASQA sont sous-dotées, voire non équipées pour certains types d'appareils de mesure. Les appareils mis en réserve en tant qu'appareils de remplacement ou de mulet peuvent représenter entre 6 % (COV), 10 % (PM_{10} et $PM_{2,5}$), 15 % (BTX, DOAS) et jusqu'à plus de 20 % pour les autres polluants »*.

L'ensemble de ces éléments laisse à penser que la connaissance de la qualité de l'air demeure parcellaire et inégale pour certains territoires, d'autant plus si le relief est contrasté.

1.3.2. Quelles sont les informations disponibles sur la mesure des particules par le réseau d'Air PACA dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes ?

Dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes (annexe 1), les PM_{10} et $PM_{2,5}$ sont suivies par 4 analyseurs sur 3 stations fixes : Antibes Jean Moulin, Cannes Broussailles et Cagnes Ladoumègue. Seules les stations les plus « proches » des espaces étudiés et pouvant être raisonnablement mises en relation avec des données météorologiques ont été retenues, à savoir respectivement : les stations d'Air Paca de Cannes et Cagnes-sur-Mer, mais aussi la station de Nice aéroport[32], avec les METAR des aéroports de Cannes Mandelieu et de Nice Côte d'Azur.

De plus, ces stations de mesure des particules sont positionnées sur la marge sud des espaces investigués dans cette thèse, à proximité immédiate de la mer. Cela confère un intérêt par rapport à l'aérologie locale car elles sont positionnées sous le vent de la brise de terre et au vent de la brise de mer, à l'inverse des postes d'Auribeau-sur-Siagne et de Vence-Gaudissard installés spécialement pour cette thèse (cf. parties suivantes). Ces derniers étant positionnés dans un espace vierge d'instrumentations métrologiques des particules par Air Paca, respectivement dans l'arrière-pays cannois, et au front des Préalpes de Vence.

Ce sont les raisons pour lesquelles ces trois stations du réseau de surveillance d'Air Paca ont été conservées. Elles permettront d'une part d'avoir des repères, et d'autre part de faire des comparaisons avec les mesures effectuées dans les pays cannois, grassois et vençois.

---

[31] La tendance nationale va vers un moindre usage des stations fixes et un recours plus important à des méthodes de modélisation et autres approches (campagnes des mesures spécifiques par ex.)

[32] Cette station est certes située en dehors de la zone sud-ouest du département, mais reste proche du fait qu'elle soit limitrophe, et est également à proximité immédiate du poste météorologique de l'aéroport de Nice Côte d'Azur.

D'une manière générale, dans les stations du sud-ouest des Alpes-Maritimes, Air Paca (2012, 2013) indique que les niveaux moyens annuels de PM_{10} sont globalement en hausse depuis 2011 alors qu'ils étaient en baisse de 2007 à 2010 (tab. 6). La tendance des $PM_{2,5}$ est à la stagnation depuis 2010 après une augmentation durant 3 ans. Toutefois, la valeur limite annuelle de 40 µg/m^3 est respectée pour l'ensemble de ces stations situées dans la partie sud-ouest des Alpes-Maritimes. Sans pour autant dépasser le seuil des 35 jours par an, la valeur limite journalière de 50 µg/m^3 est atteinte à de nombreuses reprises à Cannes et à Antibes pour les années 2011 et 2012 (entre 9 et 20 fois selon les stations - tab. 6). Ces dépassements s'expliquent par des conditions météorologiques défavorables à la dispersion des polluants. Pour les $PM_{2,5}$, la valeur limite est respectée les 3 années sur la station de Cannes Broussailles, sans non plus s'illustrer par une moyenne annuelle basse (tab. 6), d'autant que la valeur limite annuelle décroit chaque année, et ce jusqu'à l'horizon 2015 pour se fixer à 25 µg/m^3.

Tableau 6. Synthèse des niveaux moyens de PM_{10} et $PM_{2,5}$ pour les années 2010 à 2012, à partir des stations du réseau d'Air Paca situées dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes.

		Moy. /an µg/m^3			**Moy. max. /jour** µg/ m^3			**Nb de jours** > 50 µg/m^3		
Station PM_{10}	**Type**	**2010**	**2011**	**2012**	**2010**	**2011**	**2012**	**2010**	**2011**	**2012**
Antibes Jean Moulin	Péri-urbain	26	30	33	53	61	62	1	11	20
Cannes Broussailles	Urbain	27	29	27	52	107	64	1	9	12
Cagnes-sur-Mer Ladoumègue	Urbain	25	26	28	49	58	57	0	1	2
Nice aéroport*	Observation	24	29	30	46	80	66	0	6	6
Valeurs limites		*40*						*35 jours*		
Objectif de qualité		*30*								
Station $PM_{2,5}$	**Type**	**2010**	**2011**	**2012**	**2010**	**2011**	**2012**			
Cannes Broussailles	Urbain	20	19	21	47	47	53			
Valeur limite		*29*	*28*	*27*						
Valeur cible		*20*								
Objectif de qualité		*10*								

*Station limitrophe au sud-ouest du département.

CHAPITRE 2 : LES EFFETS SANITAIRES DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE

L'OMS précise que la pollution atmosphérique constitue une menace pour tous et en particulier pour les populations vulnérables comme les personnes âgées, déjà malades ou encore les enfants.

Parce que nous vivons majoritairement en ville et que nous sommes victimes et acteurs de la pollution des transports, notons que récemment le centre international de recherche sur le cancer (CIRC)[33] a classé les gaz d'échappement des moteurs diesel comme cancérigènes certains (groupe 1) pour les humains (CIRC, 2012), augmentant le risque de mortalité par cancers des poumons (Attfield *et al.*, 2012). Silverman *et al.* (2012) rapportent également dans leurs travaux un risque de mortalité par cancer des poumons et rajoutent que cela devient donc un enjeu majeur de santé publique. En aparté, comment expliquer d'un point de vue sanitaire le choix des pouvoirs publics[34] en faveur de la diésélisation du parc automobile français depuis des décennies, alors même que depuis 1988 le CIRC avait déjà classé ces gaz comme cancérigènes probables (groupe 2A) ? Et que pendant ce temps[35], la communauté scientifique était unanime et apportait des preuves sur les dangers sanitaires causés par les gaz d'échappement des moteurs diesel (Diaz-Sanchez *et al.*, 1997 ; Salvi *et al.*, 1999).

Les particules issues de la combustion de la biomasse ne sont pas en reste. En effet, Estrellan et Iino (2010) ont démontré leur toxicité, et Naeher *et al.* (2007) indiquent dans leur revue de littérature, relative aux effets sanitaires des fumées de feux de végétation, que celles-ci occasionnent d'importants effets sanitaires pour les personnes exposées. L'ANSES (2012) a consacré un rapport d'expertise collective à ce sujet. L'Institut national de santé publique du Québec (Benmarhnia *et al.*, 2013) a récemment indiqué que les feux de biomasse contribuaient à l'augmentation significative des niveaux de pollution des villes situées sous le vent de ces sources. Ces auteurs confirment aussi les impacts sanitaires de ces fumées.

En outre, il est important de préciser que si le risque associé à une exposition individuelle à des polluants est globalement faible, l'impact sanitaire collectif lui, est important car c'est toute une population qui est soumise à cette exposition.

Dans ce chapitre, les questions soulevées sur la toxicité et les effets sanitaires seront posées. Aussi, les principales études d'impact sanitaire de la pollution de l'air seront présentées.

2.1. Pourquoi les particules sont-elles si toxiques pour la santé humaine ?

Le passage suivant propose une approche succincte des principaux aspects toxicologiques concernant les particules. Pour plus de détails, le lecteur est invité à consulter notamment les articles de Marano *et al.* (2004), Oberdöester *et al.* (2002, 2004) et Donaldson *et al.* (1996). Les premiers auteurs répondent aux questions posées par la toxicologie des particules à l'aide

[33] L'agence pour le cancer de l'OMS.

[34] Mais le choix économique en vu de protéger le climat du fait que la combustion du gazole émet moins de CO_2 que l'essence…

[35] D'autres pays comme le Canada et les USA n'ont pas choisi de développer le diesel. Le Japon l'a banni.

de travaux menés par des études expérimentales. Les seconds traitent de la question de la translocation des particules dans les organes chez l'animal. Enfin, les derniers se penchent sur la réactivité chimique des particules fines.

La taille et la chimie des particules sont parmi les éléments les plus importants en toxicologie. Ils occasionnent à l'organisme un stress oxydant[36] à l'origine d'une réponse inflammatoire, provoquant des pathologies cardio-pulmonaires qui impactent plus sévèrement les personnes sensibles.

Aussi, il convient de poser les questions suivantes : Quel est le devenir, dans l'organisme, des substances chimiques ou biologiques inhalées ? Jusqu'où les particules vont-elles dans l'arbre pulmonaire ? En ressortent-elles ? Et enfin, peuvent-elles franchir les barrières biologiques ?

2.1.1 Les propriétés physico-chimiques des particules et leur dépôt

Comme déjà mentionné, les particules sont un agglomérat de substances chimiques et/ou biologiques diverses dont certaines sont cancérigènes comme par exemple certains HAP, des métaux lourds ou encore des allergènes. Ces composés qui sont transportés par les particules se fixent sur l'ADN et peuvent provoquer des processus cancérigènes. A ce titre, Marano (2010) indique que les toxicologues ont développé le concept du cheval de Troie : *« les particules font entrer dans le poumon profond des molécules organiques et/ou d'origine biologique qui n'auraient pas pu y accéder seules. Elles participent également à leur passage des barrières biologiques, en particulier la barrière alvéollo-capillaire ».*

Les particules fines, qui sont faibles en masse mais très nombreuses (cf. supra), présentent déjà une surface réactive plus importante que les particules grossières, et sont aussi respirables. C'est-à-dire qu'elles se déposent dans les voies respiratoires inférieures et jusqu'aux alvéoles[37]. En effet, le dépôt dans le site de l'appareil respiratoire est principalement dû à la taille des particules. La figure 60 montre les trois grandes régions de dépôt des particules.

[36] Le stress oxydant apparaît dès que le système de protection est submergé. Ceci peut être par exemple dû à :

- l'introduction dans la cellule de radicaux libres ou d'espèces réactives oxygénées, dites ERO (polluants photochimiques pénétrant l'organisme via le système respiratoire) ;

- l'introduction dans la cellule ou dans un organe de molécules hautement réactives, par exemple des particules ultra-fines (PUF) et nanoparticules. Si elle sont nombreuses, les macrophages (système de défense) n'arrivent plus à les traiter et peuvent libérer leurs oxydants dans l'organisme en provoquant une réaction inflammatoire exacerbée.

[37] Au fond des poumons, après les bronchioles, il y a les alvéoles.

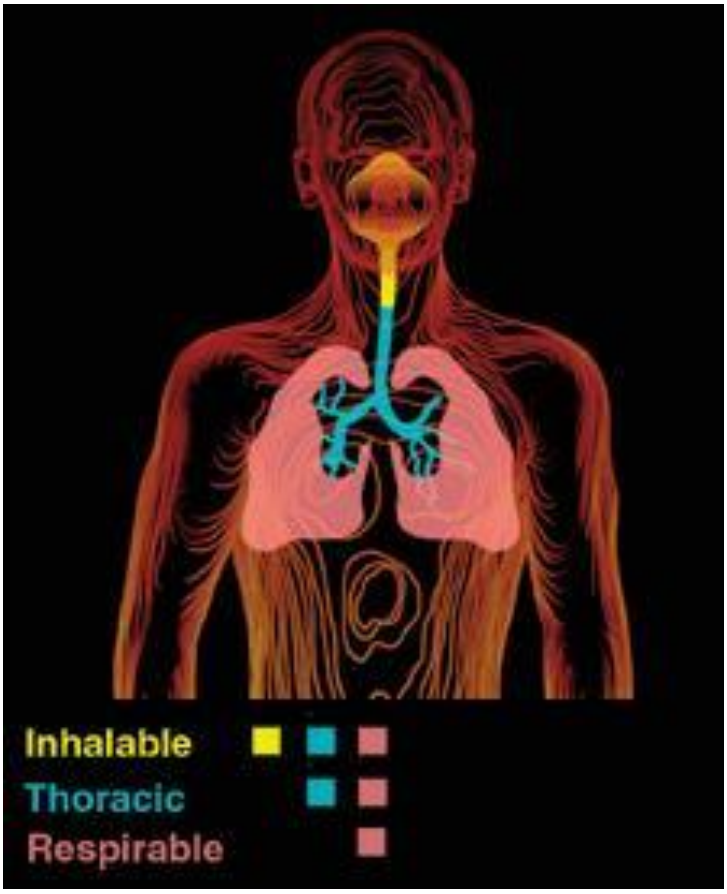


Figure 60. Régions de dépôt des particules. Inhalation (<100 µm), elles se déposent dans la région des voies respiratoires supérieures. Thoracique (<10 µm), elles se déposent dans les voies pulmonaires. Respirable (<4 µm), elles se déposent dans la région des voies respiratoires inférieures. (Source : ACGIH, 1999).

La région naso-pharyngées correspond aux voies respiratoires supérieures (partie jaune de la fig. 60) où se déposent les particules dites inhalables d'une taille généralement inférieures à 100 µm. Les particules d'une taille inférieure à 10 µm se logent dans la région trachéobronchiale (en bleu). Les particules fines, dites respirables, vont dans les poumons (en rose), voire pour les plus fines descendent jusqu'aux bronchioles et alvéoles pulmonaires[38]. La figure 61 montre une particule qui s'est déposée dans l'appareil respiratoire.

[38] Les alvéoles pulmonaires sont formées d'un tissu très fin et très irrigué ou se produit l'échange gazeux, et ou se logent les particules les plus fines et leurs constituants. C'est pourquoi elles sont parmi les plus préoccupantes d'un point de vue sanitaire.

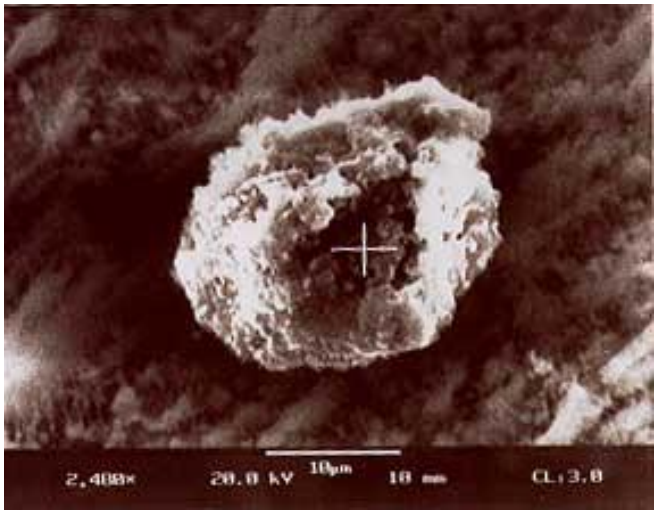


Figure 61. Particule d'environ 25 µm dans les voies aériennes supérieures (pharynx, larynx). (Source : InVS).

Enfin, *« La déposition particulaire dans les poumons est sensiblement plus marquée chez les malades atteints de pathologies obstructives telles que l'asthme et la bronchopathie pulmonaire obstructive (BPCO) »* (Marano *et al.*, 2004).

2.1.2. La persistance des particules dans l'organisme et les conséquences sur le système immunitaire

Le temps de séjour des particules dans l'appareil respiratoire dépend de la clairance particulaire[39]. Au niveau des voies aériennes, la clairance est *« mucociliaire et l'élimination des particules, rapide (en 24h environ). Pour les particules déposées au niveau alvéolaire, la clairance macrophagique est plus lente, la demi-vie des particules pouvant atteindre des mois et, dans des conditions de surcharge chronique, conduite à l'accumulation »* (Marano *et al.*, 2004). En d'autres termes, les particules les plus fines ont la capacité d'aller s'enkyster au plus profond des poumons pour y persister, voire ne quasiment plus en ressortir. Enfin, leur vie dans l'organisme va aussi dépendre de leur solubilité.

De manière très schématique, on peut dire que les particules affectent le fonctionnement des lymphocytes et des macrophages qui ont un rôle majeur dans le système immunitaire. En effet, au plus profond des poumons, le macrophage alvéolaire est un gros leucocyte qui assure la défense de l'alvéole. Il phagocyte les contaminants (microbes et particules déposés dans la région alvéolaire des poumons) (fig. 62 et 63) et permet au corps humain de résister aux maladies. D'une certaine façon, ce défenseur sanitaire reconnaît les corps étrangers et les attaquent en notre faveur.

[39] C'est-à-dire la capacité des poumons à éliminer les particules inhalées, elle-même dépendante de la toxicité intrinsèque des particules.

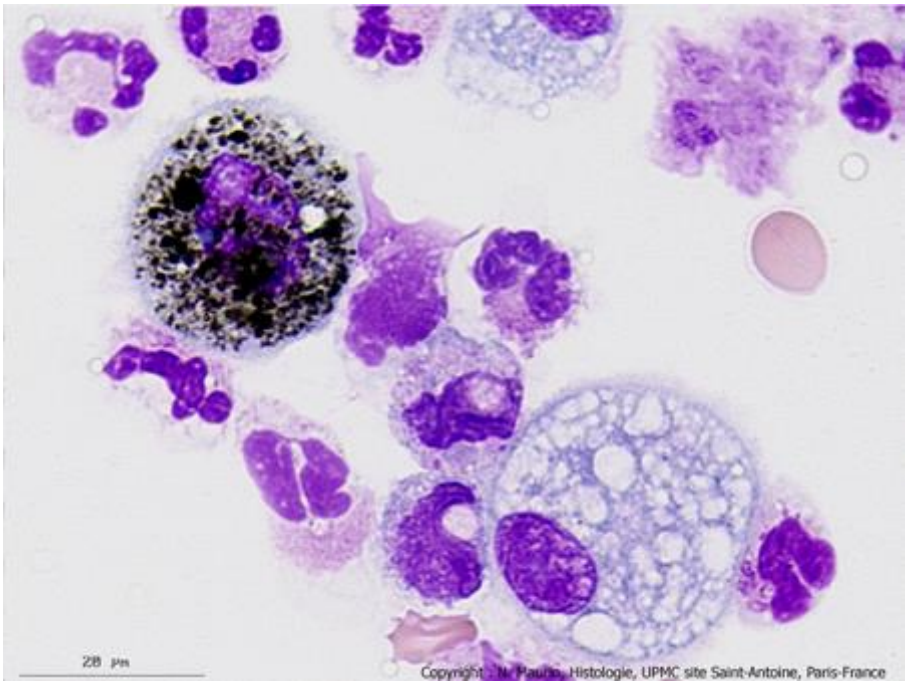


Figure 62. Macrophage alvéolaire « empoussiéré » (marques noires). (Source : UPMC).

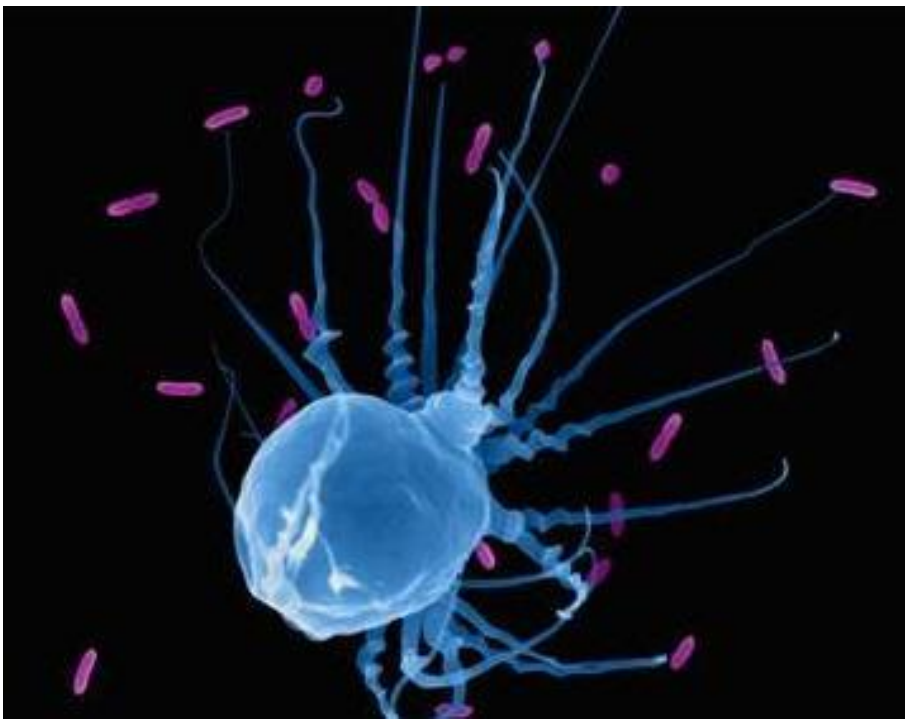


Figure 63. Macrophage phagocytant des poussières (en violet). (Source : inconnue).

Cependant, quand il y a une surcharge, le macrophage alvéolaire peut aussi engendrer des médiateurs d'inflammation qui provoquent une réponse inflammatoire (maladies cardio-pulmonaires) possiblement chronique, et du stress oxydant d'autant plus que les particules sont petites (Donaldson *et al.*, 1996). Le stress oxydant est un facteur d'inflammation et de mutagenèse. Il est aussi considéré comme une des principales causes de cancer, de

pathologies plus courantes telles que les maladies cardio-vasculaires et les accidents cérébro-vasculaires (AVC).

Le passage des barrières biologiques par les particules fines n'a pas lieu a priori chez l'homme, car on considère qu'elles n'en sont pas capables au-delà d'une taille d'un micron. En revanche, le transfert des particules ultrafines (PUF < 1µm) vers le sang a été établi chez l'homme mais reste mal compris (Nemmar *et al.*, 2002). Leur accumulation dans d'autres organes comme le foie, les reins et le cerveau a été mis à jour chez l'animal (Kreyling *et al.*, 2007). Toutefois, chez l'homme, bien que la translocation à partir des poumons puisse se produire après l'inhalation, la plus grande partie des PUF reste dans les poumons et ce n'est qu'une infime fraction qui atteint la circulation sanguine (Brown *et al.*, 2002 ; Mills *et al.*, 2006 ; Möller *et al.*, 2008). Ces études précisent les mécanismes en place mais reflètent aussi que les connaissances sur la translocation restent incertaines[40] et nécessitent d'être considérées avec précaution, même si un consensus autour de ce potentiel existe. A ce titre, il convient d'être prudent en particulier sur l'extrapolation à l'homme des données acquises par des études expérimentales d'inhalation chez l'animal. Cependant, il est raisonnable de considérer qu'un tel passage des barrières biologiques par une très petite portion de la dose inhalée se produise chez l'homme, de même qu'une persistance dans les organes puisse s'opérer par les particules les plus petites.

2.2. Quels sont les effets des particules sur la santé ?

De nombreux travaux ont montré qu'une augmentation des niveaux ambiants de particules atmosphériques urbaines était associée à des effets à court et long terme sur la morbidité et la mortalité. De plus, les résultats des études épidémiologiques prouvent les associations entre des évènements de santé et la pollution atmosphérique. C'est l'établissement de la causalité de la relation entre pollution atmosphérique et santé qui est aujourd'hui un enjeu de santé publique. En effet, d'après Filleul *et al.* (2003), la nature causale a été établie pour légitimer l'utilisation des relations doses-réponses[41] ainsi estimées dans le calcul d'un nombre de cas attribuables.

Afin de guider l'action publique sur la qualité de l'air, l'OMS a recommandé d'utiliser les connaissances épidémiologiques pour quantifier l'impact sanitaire de scénarios de réduction des concentrations atmosphériques de polluants à partir des données de santé et d'exposition disponibles. C'est ce que fait en France l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) avec ses évaluations d'impact sanitaire de la pollution atmosphérique (EIS-PA) en utilisant, entre autres, les relations exposition-risque (ER)[42]. Autrement dit, la quantification de l'impact sanitaire se traduit par la notion de risque relatif (RR)[43], exprimé à travers la relation

[40] De nombreuses études expérimentales de translocation à partir des poumons ont échoué chez l'homme car la limite de détection se situait au-dessus de la dose administrée.

[41] Relation entre l'intensité de l'exposition et le nombre de sujets présentant des effets : plus la dose d'exposition est élevée, plus le nombre de sujets exposés qui présentent un effet est élevé.

[42] Comparaison d'un événement sanitaire associé à une variation de pollution.

[43] Le risque relatif (RR) est un indicateur statistique mesurant la relation entre une exposition (à un facteur de risque : en l'occurrence la pollution atmosphérique) et l'apparition d'une maladie ou autre problème de santé. *« On dit qu'il y a un impact sanitaire prouvé lorsque que l'intervalle de confiance à 95 % sur le risque relatif est au-dessus de 1. Un risque relatif de mortalité cardio-respiratoire des personnes âgées de plus de 30 ans*

exposition risque. Une fois cette relation quantifiée, on applique les relations expositions-réponses à la proportion de personnes exposées aux niveaux de pollution rencontrés. On arrive ainsi à évaluer le nombre de cas attribuables à la pollution de l'air. Cette méthodologie est décrite dans un guide publié par l'InVS (2008), et est schématisée dans la figure 64.

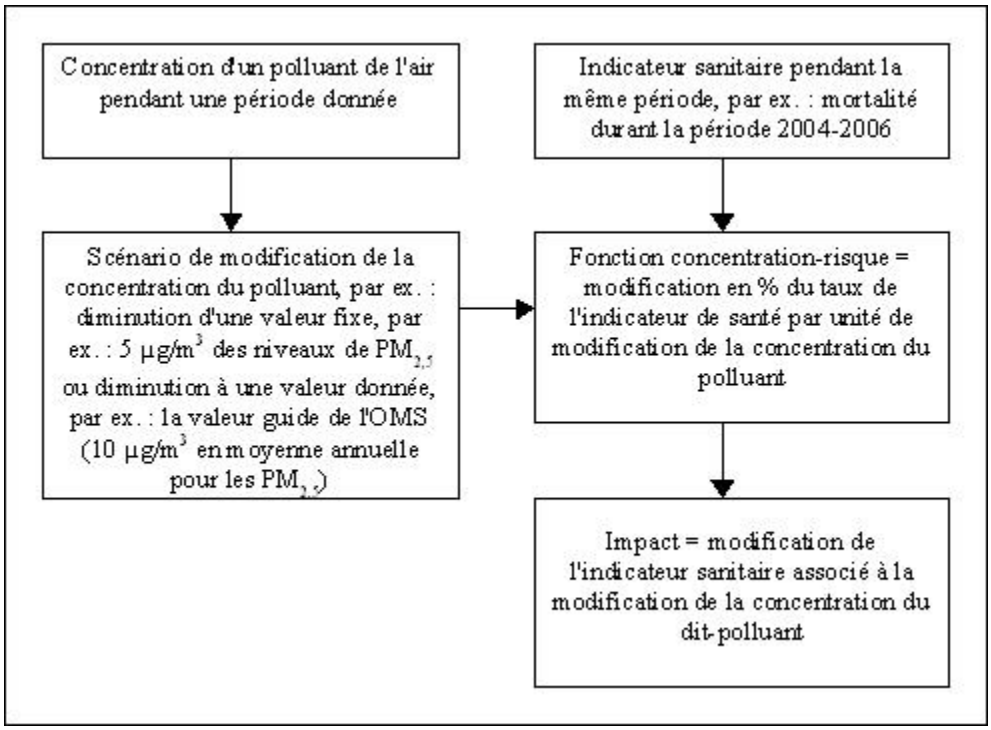


Figure 64. Principes de l'évaluation de l'impact sanitaire (EIS) de la pollution atmosphérique. (Source : d'après Declercq, 2012).

Les impacts sur la santé répertoriés dans la littérature sont de deux ordres :

- les effets à court terme : à la suite d'une exposition ponctuelle aiguë, qui sont les manifestations cliniques, fonctionnelles ou biologiques survenant dans des délais brefs (quelques jours ou semaines) après des variations journalières des niveaux de pollution de l'air (Afsset, 2009) ;
- les effets à long terme : qui peuvent survenir après une exposition chronique (plusieurs mois ou années) à la pollution atmosphérique, mais à des niveaux de pollution faibles et qui peuvent induire une surmortalité et une réduction de l'espérance de vie. L'exposition à long terme aux particules fines conduit à un risque accru de cancer du poumon et à une augmentation du risque de décès toutes causes et plus spécifiquement par maladies cardio-respiratoires. Cette augmentation est imputable à la pollution atmosphérique urbaine dans son ensemble. En d'autres termes, même si les particules sont nettement mises en cause, il demeure difficile d'attribuer un effet spécifique à un polluant particulier (Künzli *et al.*, 2000 ; Afsse, 2004).

estimé à 1,06 [1,02 ; 1,10] pour une augmentation de 10 ug/m³ des concentrations moyennes annuelles des $PM_{2,5}$ veut dire que si la concentration moyenne en $PM_{2,5}$ diminue de 10 ug/m³, le nombre de mort par maladie cardiovasculaire diminuera d' environ 6 % » (Lavergne, 2012).

2.2.1. Un choix d'études d'impact sanitaire évocateur de l'enjeu sanitaire

Quelques-unes des principales études françaises et européennes, ou encore outre-Atlantique sont présentées ici. Le lecteur pourra compléter le passage suivant en consultant les travaux de Filleul *et al.* (2003), d'Annesi-Maesano *et al.* (2004) ou encore de Declerq *et al.* (2012) qui précisent les démarches et concepts des études épidémiologiques, ainsi que les relations entre exposition à la pollution atmosphérique particulaire et risques de mortalité et morbidité.

Une EIS-PA réalisée par l'InVS (Pascal *et al.*, 2009) dans 9 villes françaises (Bordeaux, Le Havre, Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg, Toulouse), dite PSAS9 (Programme de Surveillance Air et Santé pour ces 9 villes), a permis d'estimer qu'une réduction de 5 $\mu g/m^3$ de l'exposition moyenne annuelle aux particules fines ($PM_{2,5}$) permettrait une diminution d'au moins 2 % du taux annuel de mortalité de la population âgée de 30 ans et plus, soit un total d'environ 1 500 décès annuels pour les 9 villes. L'étude a montré une augmentation significative du nombre de décès et d'hospitalisations pour motifs cardiovasculaires, en particulier pour cardiopathies ischémiques (crises cardiaques), dans les deux jours suivant une élévation des niveaux de particules en suspension. Ce programme a ainsi permis d'attribuer à la pollution atmosphérique ambiante des 9 villes du dispositif un nombre de décès anticipés, c'est-à-dire des décès qui n'auraient pas eu lieu ce jour-là en l'absence de pollution (Cassadou *et al.*, 2000), et qui ont été précipités par une sur-exposition de courte durée à la pollution de l'air.

A long terme, une étude diligentée par l'OMS et conduite par Künzli *et al.* (2000) dénombrait 40 000 décès (soit environ 6 % de la mortalité totale) par an attribuables à une exposition chronique à la pollution atmosphérique particulaire dans 3 pays européens (France, Suisse et Autriche), et que la pollution du trafic routier était à l'origine de près de la moitié d'entre eux.

D'autres travaux montrent les conséquences de la pollution de l'air des agglomérations sur l'appareil respiratoire et cardiovasculaire, voire sur la mortalité. C'est le cas entre autres du programme ERPURS (Evaluation des Risques de la Pollution URbaine sur la Santé) qui depuis sa création en 1990, a permis de mettre en évidence des liens significatifs entre la pollution atmosphérique urbaine et la santé. Par exemple, sur la période 1987-2000, Campagna *et al.* (2003) ont montré des liens significatifs entre la plupart des indicateurs de pollution et des variables sanitaires étudiées. Les effets sont particulièrement marqués chez les enfants de moins de 15 ans en ce qui concerne les hospitalisations pour maladies respiratoires, dont l'asthme. Les relations les plus importantes apparaissent avec les particules et le dioxyde d'azote. Toujours dans le même programme, Chatignoux et al. (2008) se sont intéressés sur la période 2003-2006 à la nocivité des particules en suspension dans l'atmosphère. Les résultats contribuent à une meilleure compréhension des effets propres des différentes fractions particulaires dans la région Ile-de-France : indépendamment des $PM_{2,5}$, les particules plus grossières (PM_{10}) ont des effets à court terme sur le nombre d'hospitalisations et d'appels à SOS Médecins, en particulier pour les affections respiratoires.

Dans la grande région de Montréal, au Canada, sur une population de 1,8 million d'habitants, Judeck *et al.* (2005) prouvent dans leurs travaux que 1 540 décès prématurés sont associés à la pollution de l'air chaque année. Parmi ceux-ci, 400 sont liés aux épisodes de pollution intense et 1 140 à une exposition chronique.

Le programme CAFE (Clean Air For Europe) de la commission européenne a estimé qu'en France, en 2000, plus de 42 000 décès (WHO, 2006) par an étaient en relation avec l'exposition chronique aux $PM_{2,5}$ d'origine anthropique (à l'origine des maladies cardio-vasculaires, respiratoires, voire de cancers). Autrement dit, toujours d'après ce programme, si la pollution atmosphérique n'existait pas, l'espérance de vie serait 8,6 mois de plus en Europe, et 8,2 mois en France en 2000.

Plus récemment, le projet Aphekom (2011), coordonné par l'InVS et mené dans 12 pays européens montre que la perte d'espérance de vie associée à un niveau de concentrations de particules fines ($PM_{2,5}$) supérieur au seuil de l'OMS (fixé à 10 µg/m^3) pour les personnes âgées de plus de 30 ans et plus est estimée à 5,8 mois à Paris, 7,5 mois à Marseille, 5 mois à Bordeaux. En comparaison, la ville étudiée où la perte d'espérance de vie est la plus importante est Bucarest en Roumanie, avec près de 2 ans. A l'opposé, les villes où l'on est le moins ou pas « impacté », sont Dublin en Irlande, et Stockholm en Suède, avec respectivement 0,4 et 0 mois de perte d'espérance de vie. Ce travail conclut aussi que vivre près des routes peut être la cause de 15 à 30 % des nouveaux cas d'asthme chez les enfants et de maladies pulmonaires chez les 65 ans et plus.

« Considérant les données récentes sur l'impact avéré des polluants sur la santé des populations (effets sur la mortalité et la morbidité), à savoir, à court terme comme à long terme, des effets respiratoires et cardiovasculaires avérés ; d'autres effets, en cours d'investigation expérimentale, sont suspectés sur les fonctions neuro-développementales et cognitives ou les maladies chroniques telles que le diabète » (WHO, REVIHAAP, 2013).

En outre, l'avis de l'AFSSET (2009) relatif aux particules dans l'air ambiant, précise que l'impact sanitaire prépondérant à l'échelle nationale est dû aux expositions répétées à des niveaux modérés de particules dans l'air. De plus, il existe aussi un effet sans seuil, c'est à dire qu'on ne peut observer un seuil de concentration en particules en deçà duquel aucun effet sanitaire ne serait constaté.

Enfin, même s'il est question ici de pollution particulaire, dans la mesure où les pics d'ozone sont récurrents et concernent de larges territoires, il est intéressant de s'y attarder brièvement d'un point de vue sanitaire. A ce titre, Henrotin *et al.* (2010), ont étudié le rôle de la pollution atmosphérique à l'ozone dans la survenue des accidents vasculaires cérébraux ischémiques (AVC) et des infarctus du myocarde (crises cardiaques). Ce travail bourguignon, suffisamment rare dans le domaine pour le signaler, a été effectué dans la ville de Dijon de 2001 à 2007. 1 574 AVC et 913 crises cardiaques ont pu être confrontés aux données de la pollution atmosphérique par le SO_2, NO_2, CO, les particules fines et l'ozone. Globalement, ce travail mené dans une ville relativement peu polluée a montré que les pics d'ozone peuvent augmenter le risque d'AVC et de crises cardiaques, essentiellement chez les patients à risques. Plus précisément, il en ressort que :

- une association significative a été trouvée entre l'exposition à l'ozone et les AVC récidivants dans les 3 jours suivants l'exposition. La même relation a été retrouvée pour les crises cardiaques mais sans différence significative ;
- une forte association a été observée avec l'AVC chez les patients présentant des facteurs de risques cardio-vasculaires, comme l'hypertension artérielle, le diabète, le cholestérol et le tabagisme ;
- enfin, cela montre le rôle amplificateur des niveaux élevés d'ozone sur le risque d'AVC et de crise cardiaque.

2.2.2. L'impact sanitaire en PACA et dans les Alpes-Maritimes

Une étude de la Cire-Sud[44] (InVS, 2011), a quantifié l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans six agglomérations de la région PACA (Avignon, Aix-en-Provence, Marseille, Toulon, Cannes et Nice). Ce travail estime à près de 560 le nombre de décès attribuables aux effets à court terme chaque année, sur la période étudiée, et à environ 1 000 hospitalisations pour causes cardio-respiratoires chez les 65 ans et plus. Quant à l'impact à long terme de la pollution chronique particulaire, il est encore plus lourd puisqu'il s'élève à près de 2 500 décès annuels.

Plus localement, concernant des effets à court terme, une EIS-PA a montré que le nombre annuel de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique s'élevait à 177 décès, dont 74 décès par mortalité cardio-vasculaire et 16 décès par mortalité respiratoire pour les principales communes de la zone côtière de Cannes à Nice (InVS, 2007).

Conclusion de la partie II

Les particules atmosphériques sont un polluant complexe du fait de leurs caractéristiques physico-chimiques et de leurs origines. Elles sont au centre des attentions des épidémiologistes compte-tenu de leur nocivité pour la santé humaine.

On retiendra que l'exposition chronique aux particules fines est responsable d'environ 42 000 morts prématurés chaque année en France (WHO, 2006). Plus récemment, l'InVS (2012) indiquait dans son projet européen Aphekom, que des bénéfices sanitaires et financiers importants pouvaient être atteints si l'on réduisait la pollution des particules fines à la valeur guide de l'OMS (10 $\mu g/m^3$). En France cela correspondrait à une augmentation de l'espérance de vie à 30 ans de 3,6 à 7,5 mois selon la ville, et d'un bénéfice économique associé estimé à près de 5 Md€/an pour les 9 villes françaises étudiées. Le CGDD estimait en 2013 que le coût global de la pollution de l'air pour la société française était compris entre 20 et 30 Md€/an. Ces chiffres permettent de comprendre la nécessité d'engager des investissements lourds par les pouvoirs publics. Ces financements permettraient de donner à l'air un rôle économique majeur capable d'engendrer des profits colossaux dès le court-terme pour la société française (impacts sur le système de soins, les arrêts de travail, le remboursement des médicaments, les cultures agricoles, la qualité de vie, la dégradation du bâti et des bâtiments historiques, etc.).

Les inventaires d'émissions nous rappellent que les échelles sont importantes. Selon ou l'on se place, par exemple au niveau national ou local, la part des secteurs contributeurs aux émissions de particules varie fortement. C'est le cas des transports où les émissions de particules correspondent à environ 10 % des émissions à l'échelle de l'hexagone, alors que dans certaines agglomérations, elles peuvent atteindre 75 %, voire plus. Par conséquent, il convient de jongler constamment entre les échelles afin de bien comprendre les problématiques des origines au regard des différents territoires, notamment en termes de prises de décisions.

[44] Cellule interrégionale d'épidémiologie = antenne régionale de l'InVS (Institut de Veille Sanitaire).

Les trois parties suivantes se consacrent au cœur de cette thèse par des mesures et instrumentations sur différents terrains, des analyses chimiques des PM_{10} (parties III et IV), ainsi que de la modélisation de celles-ci (partie V).

PARTIE III : DESCRIPTIONS ET INSTRUMENTATIONS DES MESURES DES BRISES ET INVERSIONS THERMIQUES, ET DES PARTICULES, DANS LE SUD-OUEST DES ALPES-MARITIMES

Située au sud-ouest du département, la zone d'étude est soumise au jeu des brises et inversions thermiques, comme déjà évoqué, lorsque les conditions météorologiques sont anticycloniques, mais pas seulement. En effet, il faut un ciel clair et pas ou peu de vent synoptique (conditions radiatives). Ceci arrive par marais barométrique et même avec une dépression (cas classique par Mistral sur l'ouest de la région PACA et dépression sur le golfe de Gênes : fort gradient et pas de vent synoptique sur les Alpes-Maritimes).

Les territoires investigués n'avaient jusqu'alors pas fait l'objet de mesures de particules dans l'air ambiant. En outre, comme nous l'avons vu précédemment l'aire urbaine littorale contribue de manière prépondérante aux émissions de particules.

Localement, l'écoulement de l'air à faible altitude, ou son immobilité, sont des variables essentielles pour étudier les liens entre topoclimatologie et qualité de l'air. Comme l'indique Carrega *et al.* (2009) dans des travaux relatifs à des mesures d'écoulements d'air à faible altitude au-dessus du bassin du Paillon (arrière-pays niçois, Alpes-Maritimes), ces derniers sont déterminants puisqu'ils établissent *« la qualité du brassage de l'air, dans la mesure où les concentrations de polluants atmosphériques sont très dépendantes de ces écoulements. En effet, les concentrations des polluants primaires sont commandées d'une part par les émissions polluantes, et d'autre part, par la dispersion de ces polluants, réalisée par les mouvements de l'air (vent et diffusion verticale selon la plus ou moins grande instabilité verticale de l'air) »*.

Qu'en est-il alors du devenir des particules prises en charge par ces flux d'air aux directions alternées ou bloquées par des inversions thermiques ? Autrement dit, quelles concentrations massiques peut-on retrouver aux échelles spatio-temporelles fines, sous l'effet des topoclimats, c'est-à-dire de la brise d'amont (terre-montagne), de la brise d'aval (vallée-mer), et de la stratification thermique de l'air ? Mais aussi, comment se comportent et qu'expriment les différentes fractions de particules mesurées en masse ?

Pour répondre à ces questions, plusieurs campagnes de mesures fixes et itinérantes de paramètres météorologiques et de concentrations en masse par volume d'air ($\mu g/m^3$) de particules ont été mises en œuvre à différentes époques des années 2011 et 2012. Ces mesures, effectuées en hiver et en été, avaient pour objectif de saisir la distribution spatio-temporelle des particules sous l'effet des vents locaux et des inversions thermiques. Ces travaux se sont déroulés dans un espace compris entre la zone urbaine littorale et le front des Préalpes des pays grassois, vençois et cannois. Des mesures ont également été menées sur le massif du Tanneron, situé de part et d'autre des départements du Var et des Alpes-Maritimes.

Les mesures fixes de particules ont été réalisées à l'aide d'un analyseur positionné aux côtés de la station météorologique automatique installée pour l'occasion (du 30/01/2011 au 04/02/2011). L'appareil était réglé pour enregistrer les fractions environnementales (PM_{10}, $PM_{2,5}$ et PM_1). En revanche, lors des mesures itinérantes, seules les PM_{10} ont été retenues pour les raisons suivantes :

- d'abord, pour les mettre en regard avec la mesure réglementaire de ce polluant ;
- ensuite, parce que la zone urbaine littorale fait l'objet d'un contentieux européen en matière de qualité de l'air pour le non-respect de la valeur limite quotidienne de PM_{10} (c'est-à-dire 50µ/m^3 à ne pas dépasser plus de 35 fois par an) ;
- et enfin, parce qu'il n'était pas judicieux de comparer plusieurs fractions sur la base de relevés itinérants car l'hétérogénéité spatiale et temporelle des particules est importante. De plus, la contribution des sources est complexe et inconnue pour les parcours suivis.

Parallèlement, des traçages de masses d'air à basse altitude ont été opérés aux instruments optiques à proximité des lieux de mesure des particules. Quant aux paramètres météorologiques itinérants (T, td, HR, FF et DD), ils ont été relevés à différents moment du jour et de la nuit, à l'aide d'une sonde et d'un anémomètre à hélices sur lequel un fil de soie était attaché afin d'apprécier la direction du vent. La solidité des données itinérantes dépend en partie de la qualité du matériel, mais surtout de l'utilisation qu'en fait l'opérateur. Elles s'avèrent dès lors discutables comme pour l'estimation de la direction du vent avec un fil de soie. Malgré cela, ces données ont le mérite d'apporter une information unique et précieuse sur la situation météorologique locale.

Cette troisième partie expose les résultats relatifs aux instrumentations des masses d'air au niveau du sol et à faible altitude, ainsi qu'aux mesures de particules. Ces résultats ont été obtenus sur les différents terrains d'étude aux échelles spatio-temporelles fines. Trois chapitres structurent cette partie. Les deux premiers concernent l'influence des inversions thermiques sur les niveaux de particules. Le rôle des brises thermiques sur les concentrations de PM_{10} est traité dans un troisième chapitre.

Par ailleurs, sauf indication précise, le lecteur retiendra que les heures mentionnées dans le texte sont toutes locales, d'hiver ou d'été (respectivement TU+1 et TU+2).

CHAPITRE 1. LE ROLE DES INVERSIONS THERMIQUES SUR LA VARIABILITE TEMPORELLE DES PARTICULES A AURIBEAU-SUR-SIAGNE : DESCRIPTIONS ET INTERPRETATIONS DES MESURES FIXES

Le présent chapitre expose au préalable l'aire d'étude et la situation météorologique. Puis il présente les matériels et méthodes employés durant la campagne de mesures. Deux séries de résultats sont ensuite exposées :

- la première concerne des comparaisons entre plusieurs fractions particulaires ;
- la seconde traite du rôle de différents facteurs sur les concentrations de particules.

Enfin, le caractère multi-causal de la pollution de l'air par les PM_{10} est mis en avant.

1.1. Le site de mesures

Auribeau-sur-Siagne est une petite commune du sud-ouest des Alpes-Maritimes dominée par son vieux village pittoresque perché à 100 mètres d'altitude. Elle se situe à mi-chemin entre les villes de Cannes, au sud-est, et de Grasse, au nord. La commune est voisine du département du Var dont la limite est matérialisée au sud-ouest par un petit fleuve côtier : la Siagne. Celui-ci est flanqué par le massif du Tanneron dont les premiers sommets, allant de 200 à 300 mètres d'altitude, dominent sa rive droite. La commune s'est développée presque entièrement sur la rive gauche du fleuve, là où ses gorges se terminent. La colline du Gibeou (139 mètres) 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 mètres) délimite tout aussi nettement son territoire. A l'est et au nord-est, en direction des villes de Grasse et de 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 (fig. 65).

Figure 65. Localisation des postes de mesures. Auribeau-sur-Siagne, arrière-pays cannois, sud-ouest des Alpes-Maritimes. (Fond : Google Earth).

Pour des raisons de protection du matériel, les postes de mesures ont été installés sur un terrain clos au sein d'un quartier résidentiel, au lieu-dit du Gabre. Une route secondaire assurant les liaisons avec le village du Tanneron et les gorges de la Siagne passe à une trentaine de mètres. Cette route draine un maigre flux de véhicules caractérisé par les mouvements pendulaires domicile-travail. D'après le constat visuel des fumées de cheminées, il est certain que la population alentour se chauffe en hiver au bois, en base ou en appoint. De plus, malgré l'interdiction du brûlage à l'air libre des déchets verts (MEDDTL, 2011), particuliers (entretien des jardins) et agriculteurs (exploitations de mimosas tout particulièrement) contribuent régulièrement à la dégradation de la qualité de l'air en brûlant leurs résidus de coupes, qui plus est, humides comme en attestent les épaisses fumées blanches observées pendant la campagne de mesures. Ces précisions sont utiles afin d'apprécier la diversité des sources d'émissions de polluants à proximité du site de mesures.

La position du site en cuvette et au débouché des gorges de la Siagne se révèle parfaite pour étudier les inversions thermiques et les écoulements d'air à basse altitude (fig. 66). Ces derniers ont d'ailleurs été caractérisés à l'aide de plusieurs CLB en février et novembre 2012 (cf. chapitre 3).

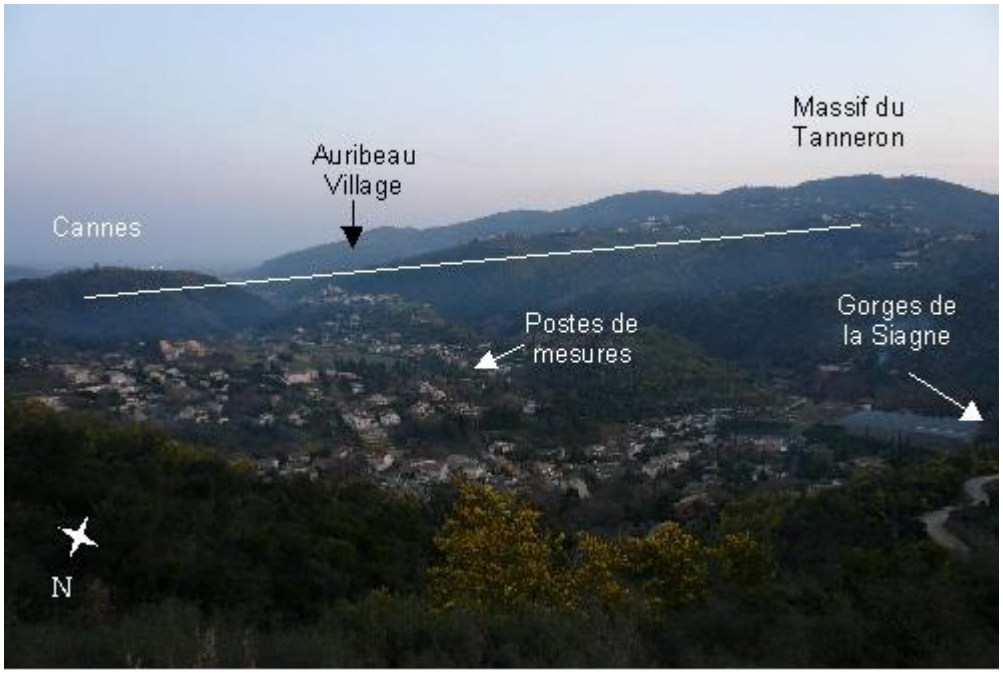


Figure 66. La zone d'étude vue vers le sud-sud-est à partir du versant sud du Peygros (160 m. d'alt.). Le 26/02/2012 vers 18 h. En dessous du trait blanc, marquant la limite d'inversion, un voile opaque formé de fumées témoigne de la mise en place d'une stratification de l'air. A ce moment, l'air refroidi commence à descendre les pentes par gravité pour venir former un lac d'air froid dans la cuvette. Une fois l'inversion thermique en place, celle-ci empêchera toute diffusion des polluants en altitude. (© Michelot).

1.2. Les conditions météorologiques durant la campagne de mesures du 30 janvier au 4 février 2011

La fin du mois de janvier 2011 voit le passage d'une perturbation pluvieuse, qui donne de la neige jusque vers 700 mètres d'altitude sur les Préalpes de Grasse. Le beau temps s'installe le 31 janvier. La première décade de février 2011 connaît des conditions anticycloniques franches où les pressions oscillent entre 1 020 et 1 030 hPa sur l'Europe continentale, centrale et occidentale (fig. 67). S'il y a un faible gradient de pression sur l'Europe continentale, on remarque au contraire qu'un puissant flux d'ouest intéresse l'Europe du Nord. En effet, durant ces premiers jours de février, un chapelet de dépressions actives balaie les Iles Britanniques et la Scandinavie. Les conditions anticycloniques s'installent aussi clairement sur le Maghreb à partir du 3 février 2011, tandis que le creux barométrique se déplace vers la Méditerranée orientale (fig. 68).

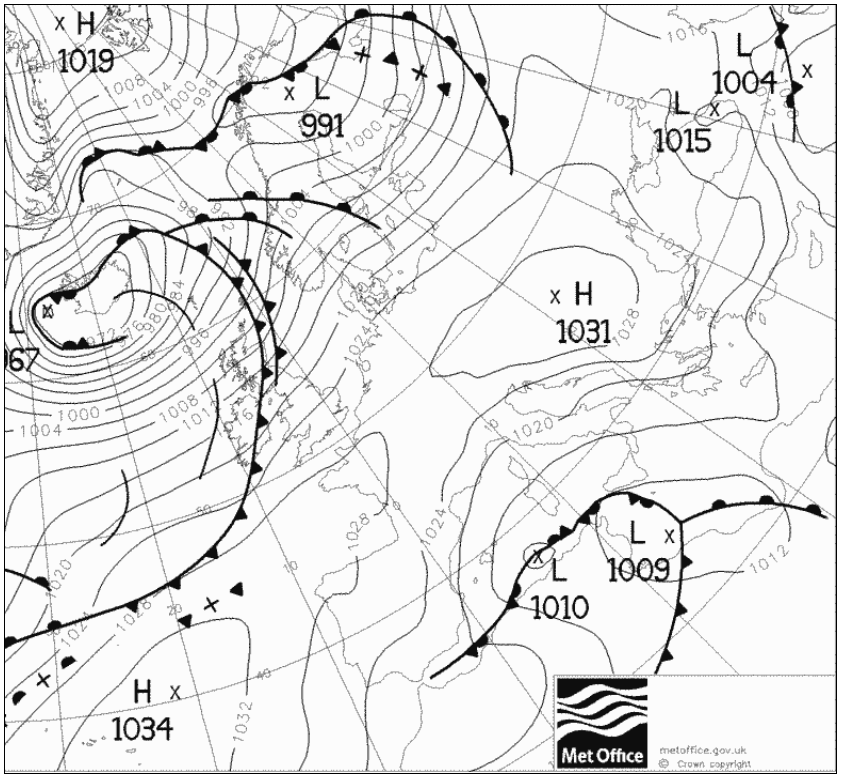


Figure 67. Analyse du Met Office en surface le 01/02/2011 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

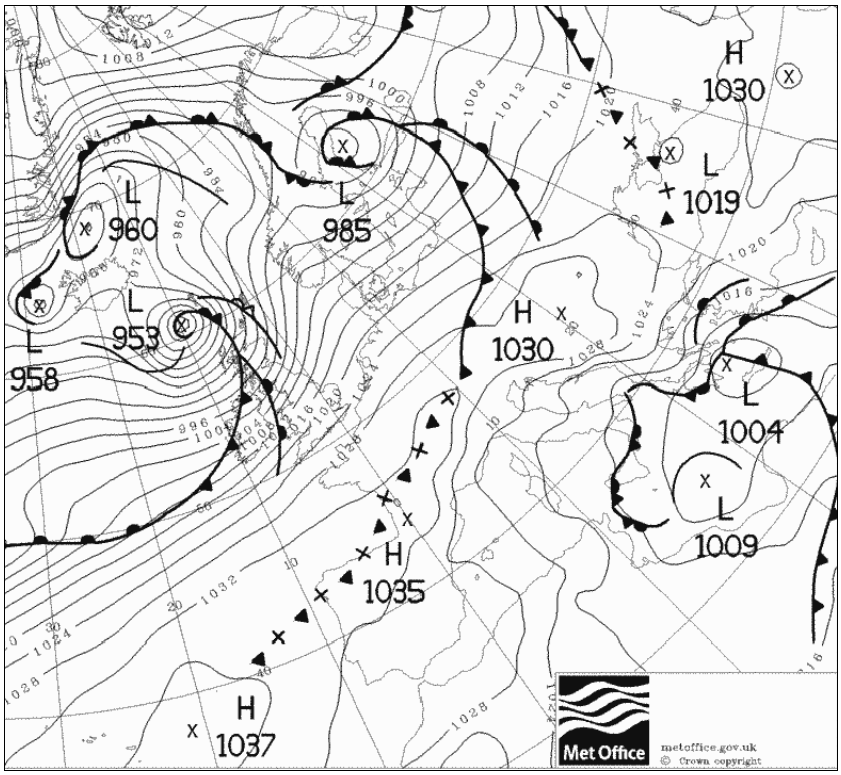


Figure 68. Analyse du Met Office en surface le 03/02/2011 à 18h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

A plus grande échelle, à l'ouest de l'étang de Berre dans le Sud de la France, Mistral et Tramontane soufflent en surface en basse vallée du Rhône et sur le Languedoc-Roussillon. Le Grégale qui souffle entre Corse et continent, converge avec le Mistral au sud-sud-est de Marseille le 1er février et au sud de Toulon le 3 février 2011 (fig. 69 et 70). Les deux premiers flux synoptiques s'orientent au nord-nord-ouest sur le golfe du Lion compte tenu de la position du minimum dépressionnaire centré au large des côtes libyennes (fig. 68). Le sud-est de la région PACA se trouve protégé des flux de basses couches par le relief alpin. La configuration barométrique et le relief alpin laissent ainsi les côtes varoises et azuréennes au calme des flux synoptiques. C'est donc un flux général de brise de terre de secteur nord qui domine sur le département des Alpes-Maritimes ces matins-là. La brise de mer s'installe quelques heures à la mi-journée sur la période. En altitude, au-dessus du département, le flux est orienté au nord-est pendant les premiers jours de février 2011.

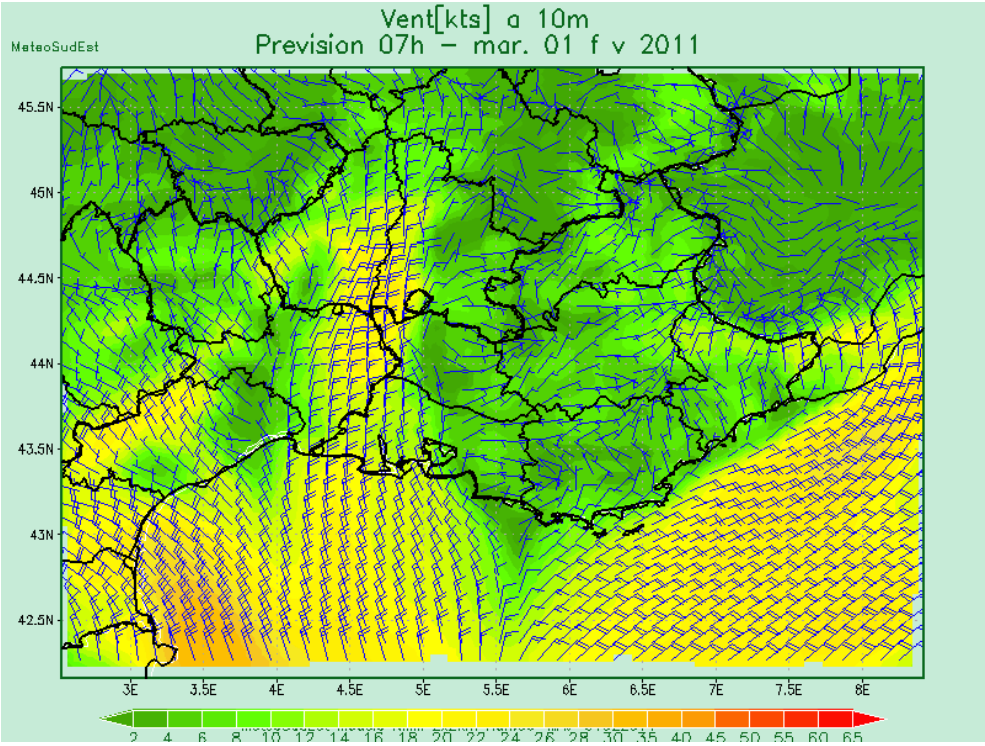


Figure 69. Prévisions par le modèle NMM de la direction et de la force (en nœuds) du vent en surface pour le grand quart sud-est de la France, à 07h le 01/02/2011. (Source : www.meteosudest.org).

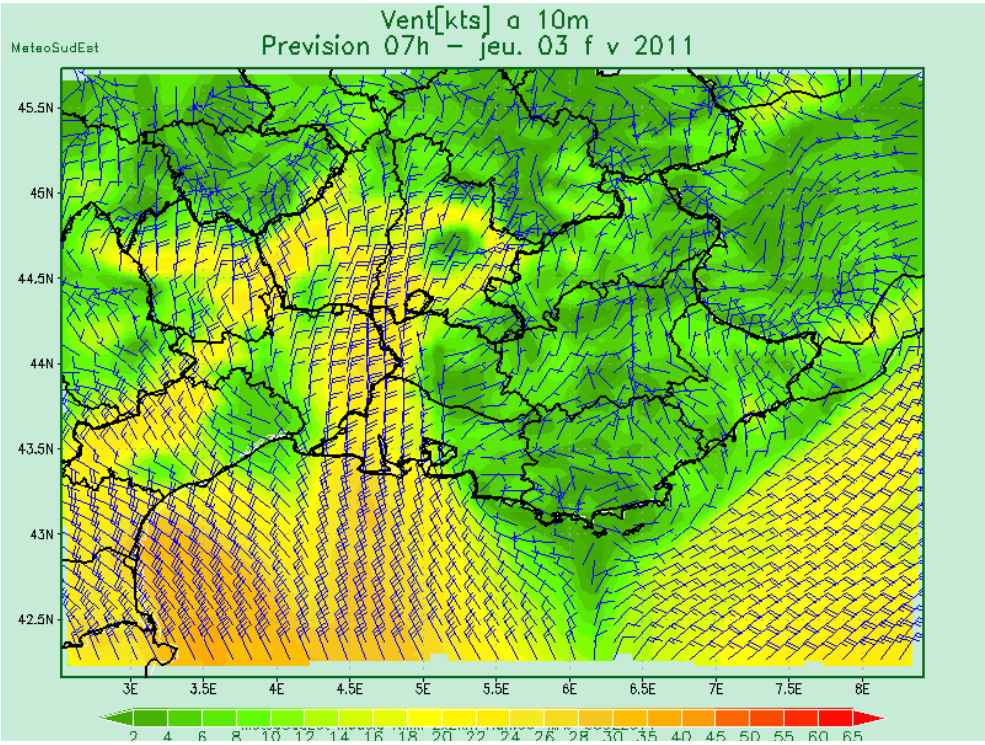


Figure 70. Prévisions par le modèle NMM de la direction et de la force (en nœuds) du vent en surface pour le grand quart sud-est de la France, à 07h le 03/02/2011. (Source : www.meteosudest.org).

A cette période, le soleil est largement présent sur les Alpes-Maritimes. Il brille avec intensité et confère des températures maximales franchement douces, 16,4°C à Nice le 4 février, voire chaudes pour la saison comme à Saint-Martin Vésubie (poste situé à près de 1000 mètres d'altitude en fond de vallée) avec 19,4°C le 6 février (METEO-FRANCE, 2011). Le vent synoptique ne souffle pas vraiment sur le continent la première décade de février 2011. Ces conditions météorologiques générales, stables et nettement ensoleillées, permettent ainsi aux contrastes thermiques d'exister entre les différents milieux géographiques et topographiques. Les brises et inversions thermiques se sont donc exprimées.

1.3. Matériels et méthodes

Les données météorologiques proviennent d'une station automatique La Crosse Technology. A ses côtés, des mesures de particules ont été faites à l'aide d'un analyseur Grimm. L'ensemble des données a été recueilli avec un pas de temps de 5 minutes, sur la période du 30 janvier 2011 au 02 février 2011 (4 jours). Des statistiques élémentaires ont été faites sur des périodes courtes (à la journée ou sur 4 jours), d'une part pour tenter de dégager des tendances vis-à-vis du comportement et de la représentation des différentes fractions massiques de particules, et d'autre part pour mettre en relation ces concentrations avec des variables météorologiques. Ainsi, les liens entre teneurs en particules et conditions de dispersion ont été explorés afin d'identifier des facteurs explicatifs des niveaux de pollution rencontrés.

1.3.1. L'information sur les concentrations de particules et les émissions

Les particules (ici trois tailles : PM_{10}, $PM_{2,5}$ et PM_1) ont été mesurées 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 (Seine-et-Marne). L'appareil a été installé à 1,50 m du sol à côté de la station météorologique. 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). Elle 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).

Ceci étant, 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). Néanmoins, les résultats sont à considérer avec précaution dans la mesure où, d'une part la lecture optique reste indicative, et d'autre part cette campagne hivernale s'est déroulée sur une courte période. Ceci dit, vu que ce travail s'effectue de manière relative, cette considération reste limitée. Cet appareil offre aussi la possibilité de mesurer plusieurs fractions en masse et en nombre, mais pas simultanément. Pour une utilisation sur le terrain, de manière fixe ou itinérante, l'appareil s'avère être un outil portable et simple d'utilisation. En effet, l'analyseur est peu encombrant (boîte à chaussures), léger (3 kg) et est alimenté par batterie (secteur aussi) pour une durée de 7 heures (fig. 71).

Figure 71. Appareil de mesure de particules GRIMM. (Source : GRIMM Technologies, Inc.).

Enfin, concernant les sources d'émissions, hormis les données relatives au trafic routier sur l'axe principal de la commune (fournies par le Conseil Général des Alpes-Maritimes), aucune information n'est disponible ou existe pour l'année 2011.

1.4. Traitement des données météorologiques et des concentrations de particules

1.4.1. L'information météorologique

Pour cette campagne de mesures fixes, les variables retenues sont la température (mesurée à 1,70 m. du sol) ainsi que la vitesse et la direction du vent (mesurées à 8 m. du sol). Une sonde enregistreuse de température et d'humidité relative (Rotronic HW3) a également été placée à quelques mètres pour doubler, au cas où, et comparer les relevés. Les données des deux appareils sont similaires. De plus, chaque matin de la campagne de mesures, des relevés de températures itinérants ont été effectués à l'aide d'une sonde Testo, à proximité du site, pendant une heure[1], afin de caractériser les inversions thermiques de rayonnement. Durant la campagne de mesures, les inversions thermiques sont quotidiennes. Celle du 2 février 2011 est présentée en figure 72.

[1] Pour capter au mieux la variabilité spatiale et non temporelle.

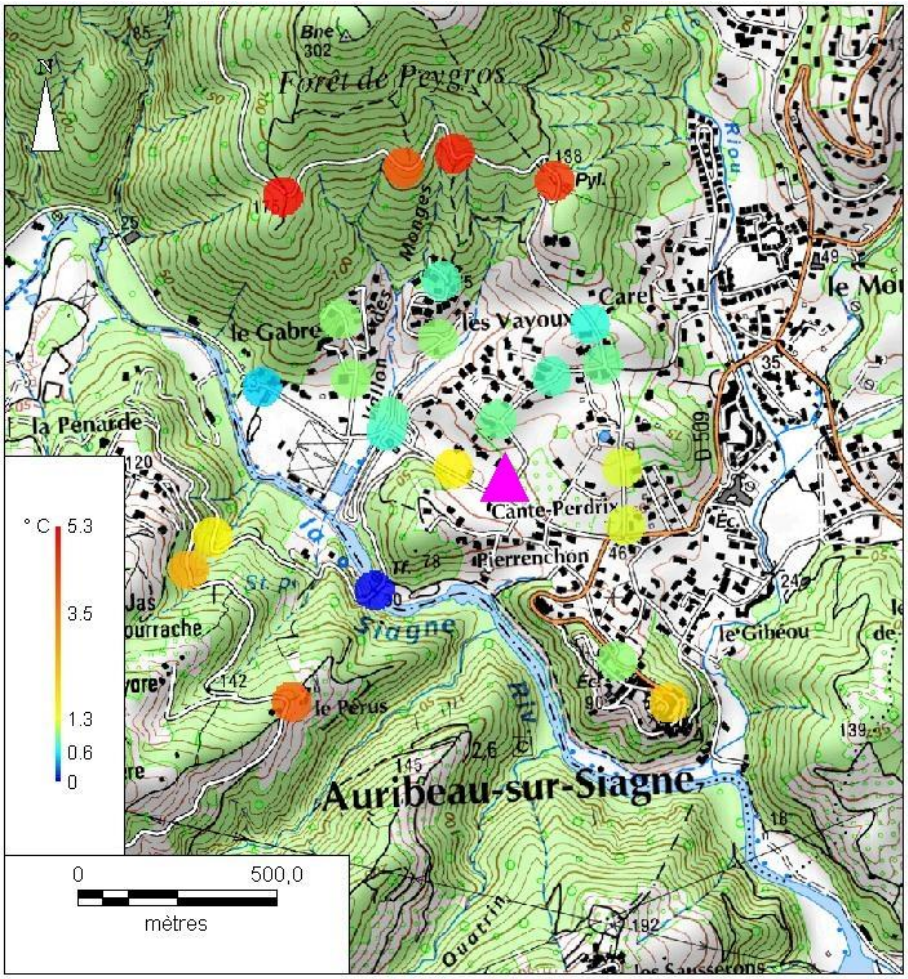


Figure 72. Vue en plan de l'inversion thermique du 02/02/2011 à 07h30 à Auribeau/Siagne. Triangle rose : postes de mesures. (Fond : Scan25 IGN).

Afin d'éviter de se retrouver avec des résultats erronés, Carrega (2008) propose d'utiliser la décomposition des vecteurs vents pour effectuer des calculs sur la vitesse et la direction du vent. Et pour cause, si l'on fait la moyenne de deux vents de nord, par exemple 359° et 1°, cela donnera un vent de 180°, à savoir le sud. Ici, au contraire, les nombres complexes ont été préférés aux vecteurs bidimensionnels parce que plus pratique à mettre en œuvre dans le langage informatique utilisé, en l'occurrence Python (Swinnen, 2012).

La formule employée est la suivante :

$$V = FF*COS(PI*(90-DD)/180) + iFF*SIN(PI*(90-DD)/180)$$

Où V = nombre complexe (vent vectoriel) et « I » l'unité complexe telle que $I^2 = -1$.

Ainsi, pour chaque série de données, il devient alors possible de faire des moyennes, dans le cas présent aux pas de temps semi-horaire et horaire.

1.5. Comparaison des particules fines

Des trois espèces mesurées, deux composent les particules dites fines : les $PM_{2,5}$ et PM_1. Compte tenu que l'on dispose des deux espèces fines, laquelle retenir comme meilleur indicateur des particules fines sur le site d'étude ? Pour répondre à cette question, les données enregistrées toutes les cinq minutes sont comparées pour les 4 jours de mesures. En s'inspirant des travaux de Mathe (2000), le tableau 7 résume les résultats obtenus.

Tableau 7. Résultats statistiques des mesures de $PM_{2,5}$ et PM_1 à Auribeau-sur-Siagne.

Taille	**$PM_{2,5}$**	**PM_1**
Observations	996	
Minimum µg/m³	2,7	2,1
Maximum µg/m³	74	66,8
Moyenne µg/m³	13,9	12,3
Droite de corrélation	$PM_{2,5}$ µg/m³ = 0,450+1,099*PM_1 µg/m³	
Coefficient de corrélation	0,994	
Rapport des moyennes	0,884	
Ecart type	8,6	7,8

Une droite de régression linéaire est ensuite tracée pour l'ensemble des données (fig. 73).

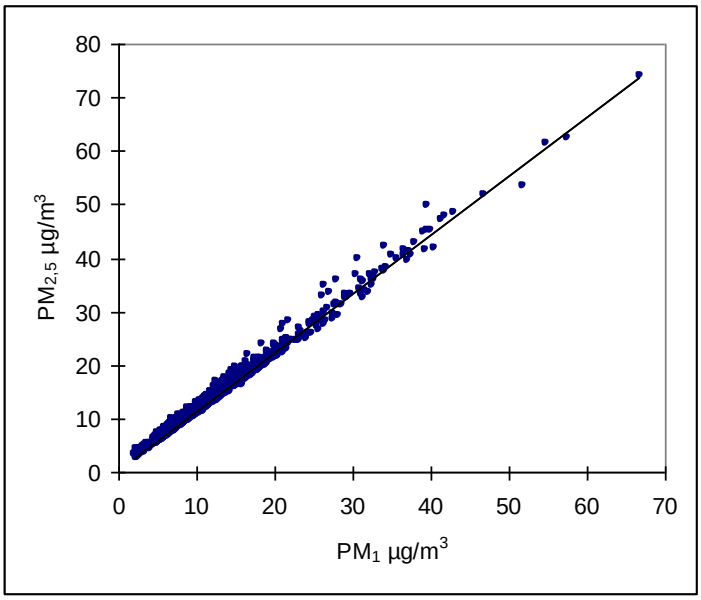


Figure 73. Régression de $PM_{2,5}$ par PM_1 (R^2 = 0,989).

Les deux espèces sont parfaitement corrélées (r = 0,994) et associées (R^2 = 0,989), ce qui respectivement indique une relation très forte et explique la quasi-totalité de la variance. Le rapport des moyennes vaut 0,884. On peut ainsi considérer que près de 90 % des $PM_{2,5}$ sont constituées de PM_1. Sur ce site, les PM_1 sont donc un très bon indicateur des particules fines.

Ajoutons à cela que les propriétés physico-chimiques des PM_1 génèrent un risque sanitaire inquiétant.

Finalement, même si les PM_1 ne sont pas réglementées en Europe pour la mesure massique (ADEME, 2009), on les retiendra pour ces raisons en tant qu'indicateur des particules fines afin de les mettre en perspective avec les PM_{10} sur notre site d'étude.

1.6. Etude des liens entre PM_1 et PM_{10}

Ce passage commence par comparer les histogrammes des concentrations de PM_1 et PM_{10}. Des indicateurs statistiques sont ensuite présentés sur la base des ratios et de la corrélation entre PM_1 et PM_{10}. Enfin, à l'instar des travaux d'Honoré et Malherbe (2006), la variabilité temporelle des concentrations de ces espèces est explorée.

1.6.1. Histogrammes des concentrations de PM_1 et PM_{10}

Les histogrammes des concentrations, basés sur les moyennes glissantes au pas de temps de cinq minutes, ont une apparence comparable. On note toutefois que la classe de fréquence maximale pour les PM_{10} est décalée positivement de 5 µg/m^3 par rapport aux PM_1 (fig. 74). Cette caractéristique s'avère similaire à ce que d'autres campagnes de mesures en sites urbains faites à différentes échelles spatiales et temporelles ont montré (Honoré et Malherbe, 2006). On remarque enfin que le comportement des classes de fréquences, sur ce site et pour la période considérée, permet de définir une typologie d'aspect effilée des concentrations de PM_1 et PM_{10}, respectivement autour des gammes 5-15 µg/m^3 et 10-20 µg/m^3.

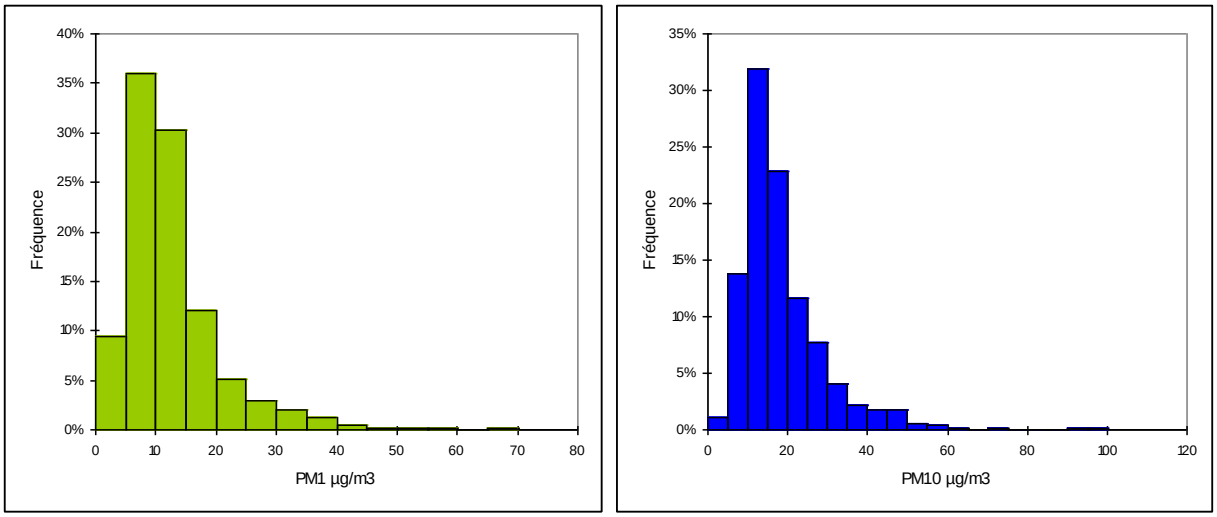


Figure 74. Histogrammes des concentrations de PM_1 et PM_{10} du 30/01 au 02/02/2011 à Auribeau-sur-Siagne (échelles des abscisses différentes entre les deux espèces).

1.6.2. Corrélation entre PM_{10} et PM_1

Si l'association des espèces $PM_{2,5}$ et PM_1 est évidente pour les particules fines, comme vu avant, celle des PM_{10} et PM_1 l'est moins malgré une très bonne corrélation (r = 0,863) et une variance expliquée à près de 75 % (R^2 = 0 ,745) (fig. 75). Pour cause, on introduit dans la comparaison la fraction grossière dont les niveaux sont pour partie dus généralement à des origines différentes que pour la fraction fine. Cela s'exprime graphiquement par les quelques points situés en dehors du nuage de points en haut à gauche de la figure 75. Il est dans ce cas délicat d'en déduire un lien absolu entre les niveaux de PM_1 et de PM_{10}.

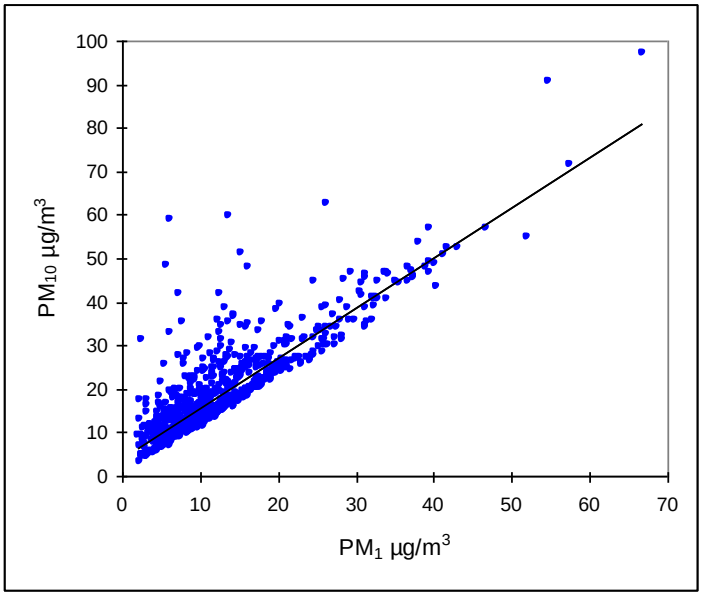


Figure 75. Régression de PM_{10} par PM_1 (R^2 = 0,745).

Par contre, il est intéressant de regarder la variation temporelle de leur rapport en fonction des concentrations de PM_{10} (Bessagnet *et al.*, 2010), afin de voir le poids de la fraction fine sur la fraction grossière.

1.7. Evolution du rapport PM_1/PM_{10} en fonction des concentrations de PM10

La figure 76 permet de constater que globalement le rapport PM_1/PM_{10} baisse quand les concentrations de PM_{10} augmentent. Ce constat se fait de façon plus nette en soirée dès le 31 janvier lorsque les conditions météorologiques stables s'affirment. Cela suggère que les PM_1 jouent un rôle relatif sur la masse totale des particules, et limité sur les pics de PM_{10}. On peut donc avancer 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 un apport massif de pollution de proximité.

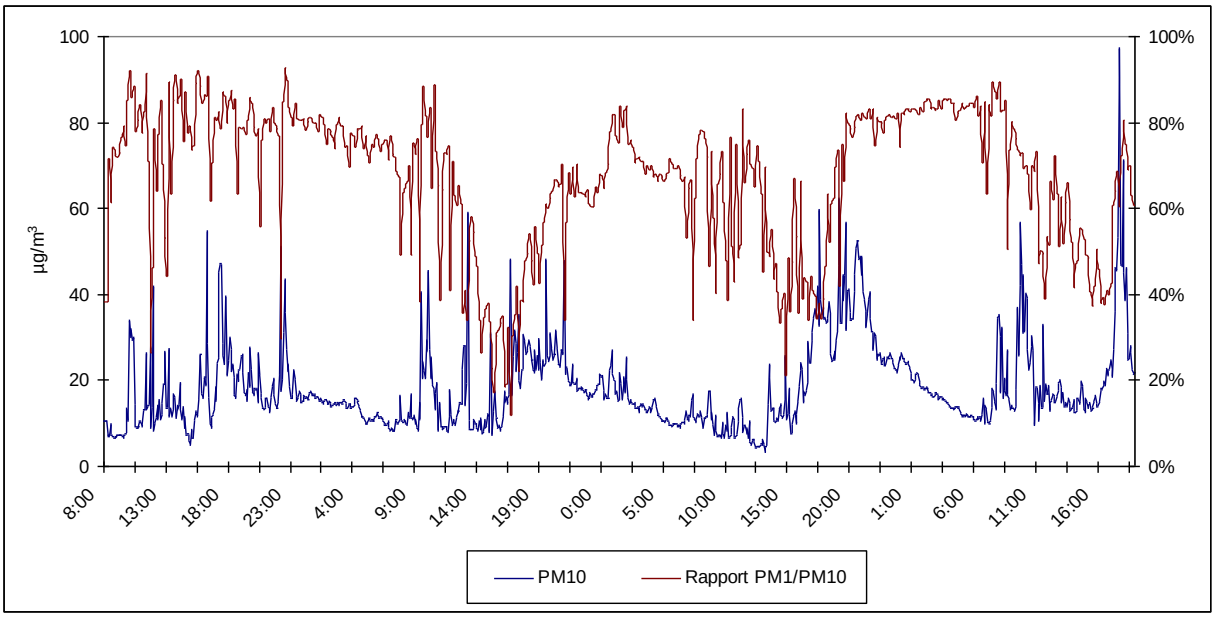


Figure 76. Evolution du rapport PM_1/PM_{10} et des concentrations de PM_{10} du 30/01 au 02/02/2011 à Auribeau-sur-Siagne.

1.8. Relations entre les concentrations de PM_{10}/PM_1 et les conditions météorologiques, et le trafic routier

1.8.1. Le rôle du vent et de la température

La figure 77 montre une variabilité quotidienne des concentrations de particules, marquée par l'influence du vent et de la température durant la campagne de mesures hivernale. En effet, à l'heure de la renverse de brise et en même temps que la température chute en fin d'après-midi (mise en place d'une stratification verticale de l'air), les concentrations augmentent franchement puis commencent à baisser en début de nuit quand la brise de terre se met à souffler, même faiblement (environ 1,5 m/s).

En journée, les effets convectifs d'origine thermique et la turbulence mécanique occasionnent une instabilité de l'air et donc une bonne dilution des particules en altitude[2]. En début de matinée, avant de rompre l'inversion thermique, le réchauffement par la base conjugué à la période calme durant l'alternance des brises occasionne un enfumage généralisé (quasi quotidien) lorsque des brûlages de déchets verts sont réalisés (fig. 81). Cela engendre les pics de particules que l'on discerne sur les figures 77 et 78, entre 09 et 10 h les 30 et 31 janvier, ainsi que le 2 février 2011 (fig. 80). Il convient de préciser que l'enfumage est un phénomène important en matière de pollution de l'air, et ce, à un moment bien précis de la journée. En effet, par conditions radiatives en début de matinée, l'enfumage est dû à la coexistence d'une couche d'inversion nocturne subsidente, qui stabilise l'air au-dessus d'une couche nouvellement créée au contact du sol, convective (apparition du soleil). Cette dernière brasse l'air et donc la fumée, avec un blocage au-dessus tant que la couche convective n'a pas éliminé l'ancienne couche d'inversion (courbe de température en Z).

[2] La hauteur de la CLA augmente, donc le volume de mélange devient plus important.

On peut donc dire que l'intensité du vent et l'augmentation de la température agissent comme agent de la diffusion des particules. En revanche, la direction du vent ne semble pas particulièrement impliquée sur les concentrations relevées à cet endroit durant la campagne.

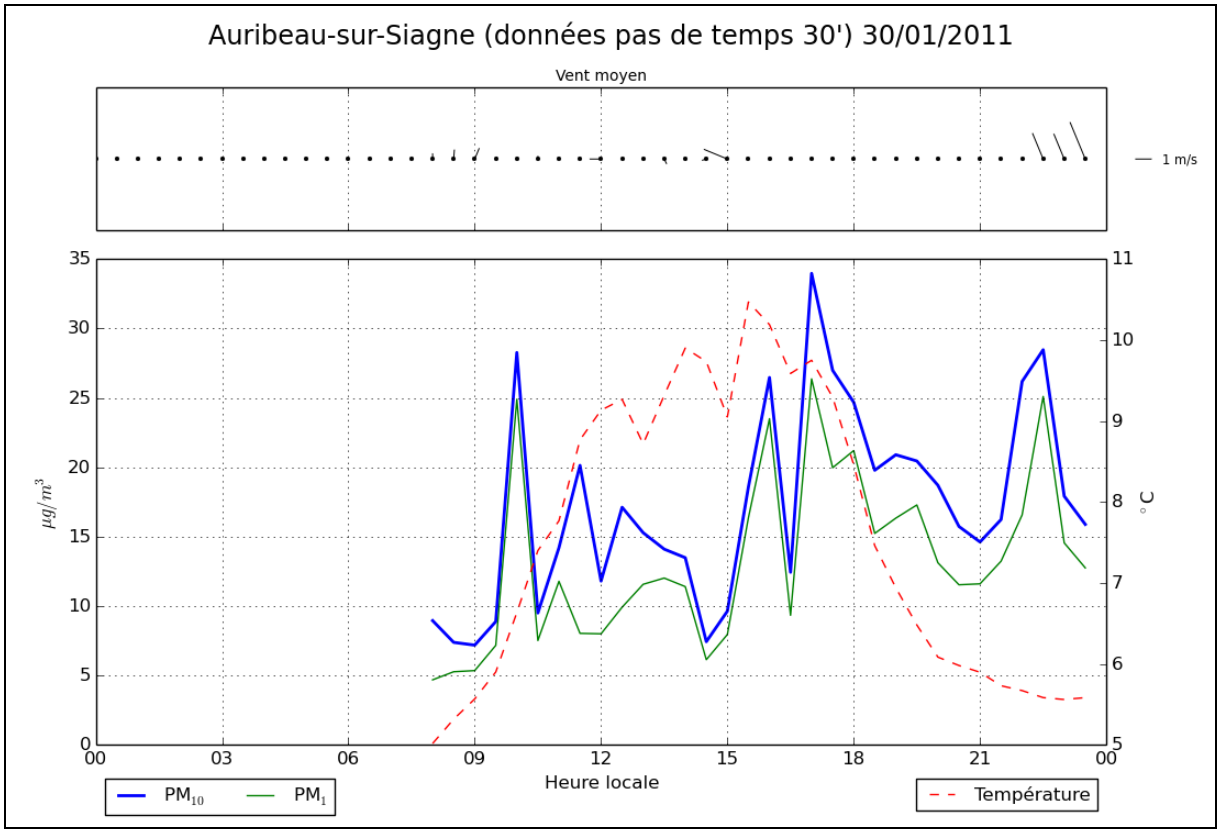


Figure 77. Evolution temporelle des variables météorologiques et des concentrations de PM_{10} et PM_1 le 30 janvier 2011 à Auribeau-sur-Siagne.

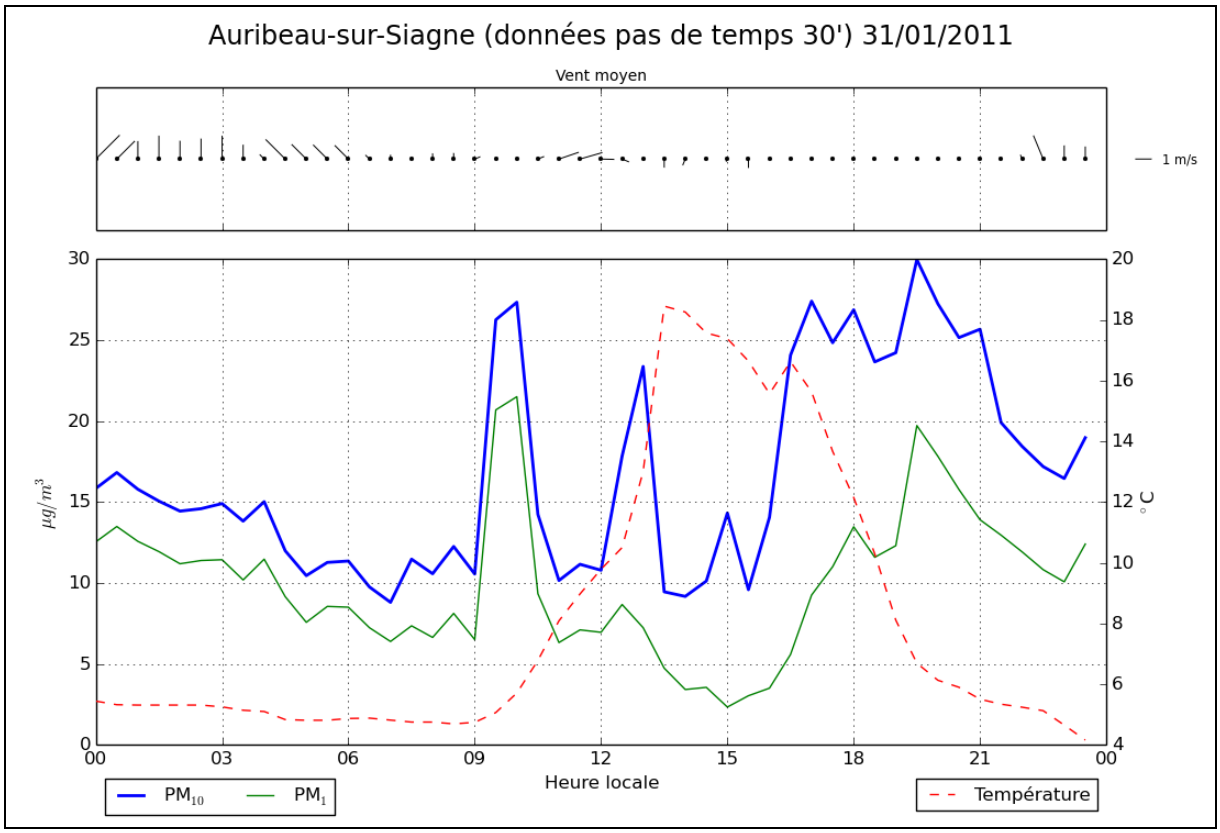


Figure 78. Evolution temporelle des variables météorologiques et des concentrations de PM_{10} et PM_1 le 31 janvier 2011 à Auribeau-sur-Siagne.

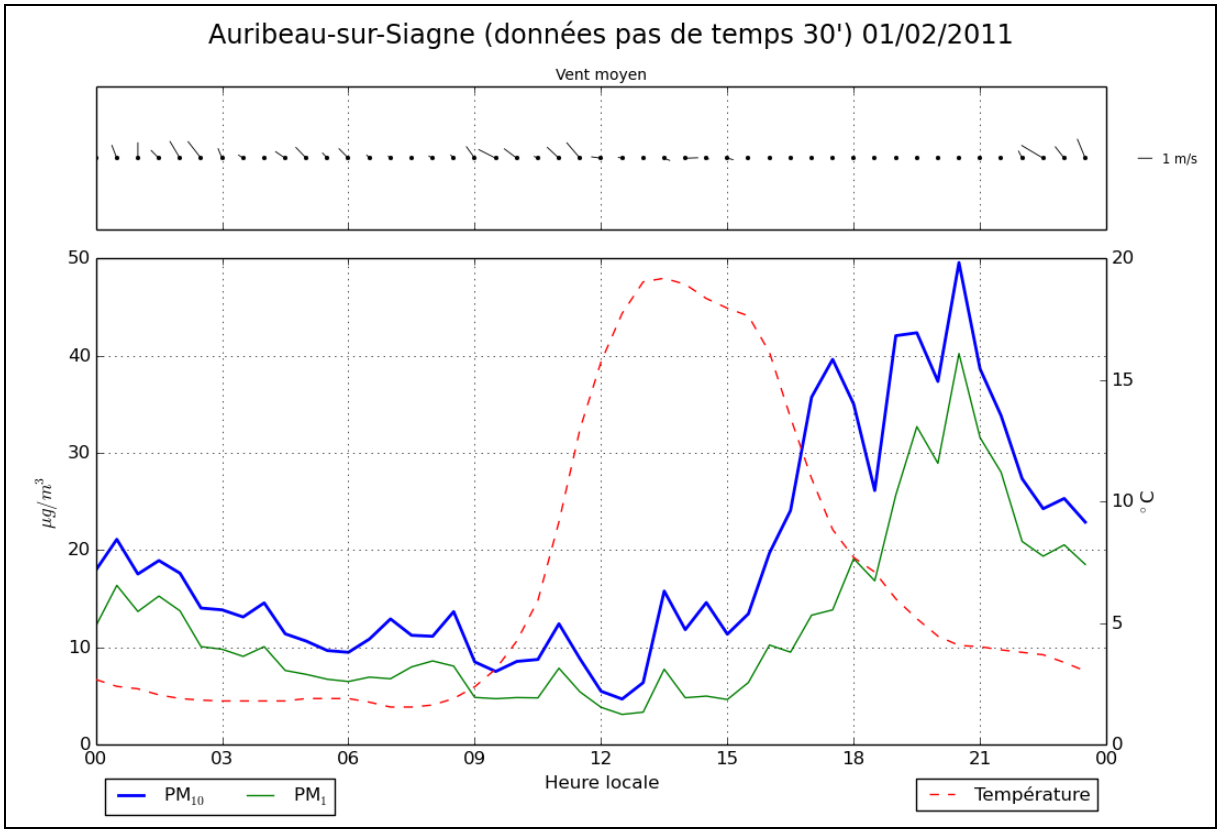


Figure 79. Evolution temporelle des variables météorologiques et des concentrations de PM_{10} et PM_1 le 1er février 2011 à Auribeau-sur-Siagne.

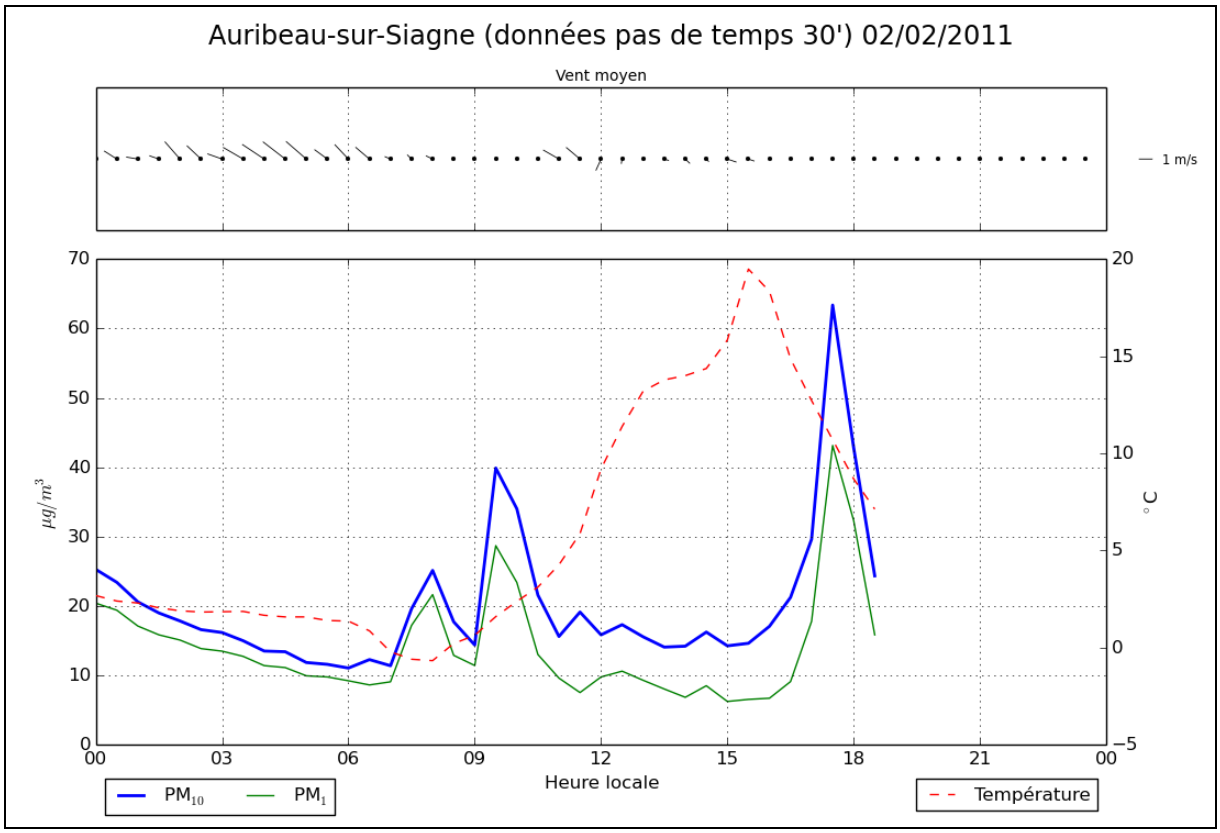


Figure 80. Evolution temporelle des variables météorologiques et des concentrations de PM_{10} et PM_1 le 2 février 2011 à Auribeau-sur-Siagne.

Figure 81. Les villes d'Auribeau-sur-Siagne (premier plan) et Pégomas (derrière dans le nuage opaque) enfumées par des brûlages sous l'effet d'une inversion de température (la discontinuité thermique se situe vers 100 m. d'alt.). Le 31/01/2011 à 09h00. Vue vers le sud-sud-est depuis le mont Peygros. (© Michelot).

Concernant la brise d'aval (brise de vallée de la Siagne - brise de mer), l'hypothèse consiste à avancer que ce flux rencontre une topographie marquée aux niveaux des communes de Pégomas et d'Auribeau-sur-Siagne (verrou et gorges de la Siagne et de la Mourachonne, buttes et collines). Cela génère des mouvements au sein de la masse d'air, tant horizontaux que verticaux. Pour exemple, la butte du Gibeou (139 mètres) modifie vraisemblablement une partie de l'écoulement de surface de la brise d'aval, forçant à la contourner dans ce cas précis par l'est-sud-est[3] en journée comme en témoigne les directions du vent présentées en figure 79. Cet air marin est également relativement instable puisqu'il se réchauffe à sa base en survolant le continent. Par conséquent, la diffusion des particules présentes dans la masse d'air s'opère et occasionne une baisse des concentrations.

Quant à la brise d'amont (brise de terre-montage), elle assure principalement la ventilation durant cette période (fig.77 à 80). Elle persiste jusqu'en fin de matinée puis se réinstalle en début de nuit après un long calme favorable à l'accumulation des particules émises sur place. Elle souffle faiblement (environ 1,5 m/s), mais plus fortement (environ 3 m/s) en seconde partie et en fin de nuit quand le contraste thermique est le plus important entre mer et continent. Ce flux nocturne s'oriente en surface principalement au nord-ouest compte tenu du guidage topographique qu'exercent les gorges de la Siagne.

Toutefois, concomitamment, des mesures itinérantes de paramètres météorologiques ont été effectuées chaque jour vers 08h du matin le long des versants qui encadrent la cuvette. Elles prouvent la présence d'un lac d'air froid faiblement ventilé par le nord-ouest, et surmonté au-dessus du niveau d'inversion (à environ 100 mètres d'altitude, figure 82) par une brise de secteur nord relativement plus forte (4 m/s en instantané à 180 mètres d'altitude). Au nord, il y a l'agglomération grassoise susceptible d'alimenter en particules cette brise d'amont. Ce lac d'air froid (0°C à sa base avec constat de gelées jusque vers 09h dans les endroits abrités) est relativement plus dense que la brise qui le coiffe et, est protégé au nord par le massif du Peygros. Il s'affranchit de ce flux d'amont qui passe au-dessus de lui comme le panache de fumée l'indique (fig. 82). Au même moment, l'air sous le panache est quasi immobile.

[3] Il s'agit bien d'une brise de mer de secteur sud et non un flux synoptique d'est : vérifié aux METAR de Nice Côte d'Azur (après-midi : DD 190° à 220°) et Cannes-Mandelieu (après-midi : DD 140° à 180°).

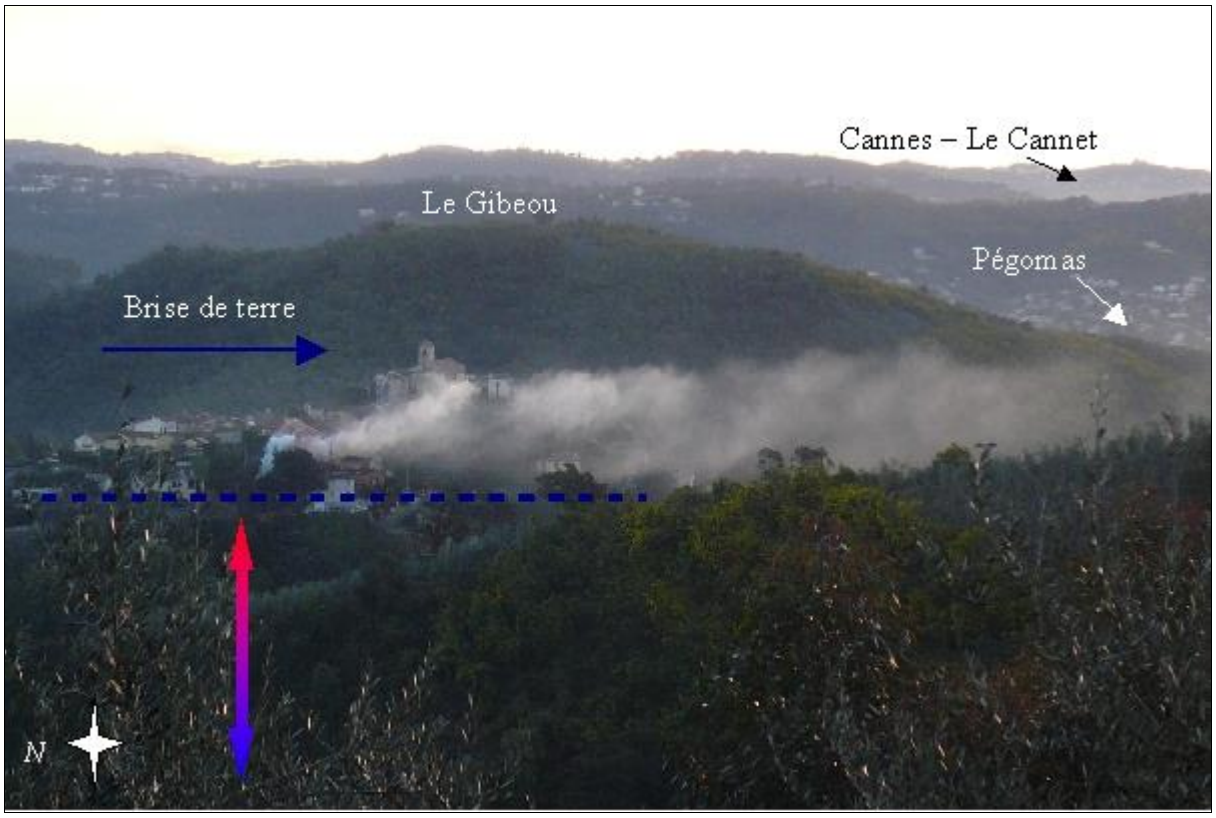


Figure 82. Dispersion d'un panache de fumées dans le lit de la brise d'amont (terre-montagne) orientée au nord. Auribeau-Village, le 01/02/2011, à 07h45. Vue vers l'est depuis le massif du Tanneron dans le département voisin du Var. (© Michelot).

D'une certaine manière, les particules émises au sein du lac d'air froid depuis la veille vivent en vase clos. Ainsi, la variabilité temporelle des concentrations de particules au sein de cette inversion thermique dépend de la vitesse du vent et de la température mais surtout des émissions de proximité, et non d'un apport extérieur. En revanche, d'autres zones moins abritées ou encaissées, comme la basse vallée de la Siagne, le littoral cannois ou bien encore les crêtes du massif du Tanneron, pourraient être concernées, en matinée sous l'effet de la brise d'amont, par un apport de particules originaires de l'agglomération grassoise (Grasse, Spéracèdes, Cabris, Peymeinade et le Tignet).

C'est en partie les raisons pour lesquelles il est possible de ne pas donner d'importance aux directions de ces écoulements d'air sur les concentrations relevées en surface, à Auribeau-sur-Siagne au lieu-dit du Gabre, durant la période du 30 janvier 2011 au 02 février 2011. Pour autant, si le passage d'une masse d'air polluée n'a pas été constaté, cela ne signifie pas non plus que les directions de ces écoulements d'air n'affectent pas la variabilité temporelle des concentrations de particules. Et ce, tant sur la zone où étaient installés les postes de mesures, qu'aux alentours, ainsi qu'à d'autres époques de l'année.

Afin d'affiner ce constat, il est intéressant de regarder à plus fine échelle temporelle le comportement des PM_{10} en fonction du vent (force et direction) et de la température. Calme et ensoleillée, la journée du 1er février 2011 est caractéristique de la situation météorologique pendant la campagne de mesures. En ce sens, elle est retenue pour l'analyse suivante.

1.8.2. La descente d'échelle temporelle améliore les relations entre les niveaux de PM_{10} et les variables météorologiques

Dans l'analyse temporelle qui suit, les variables météorologiques sont rapportées d'après les relevés au pas de temps de cinq minutes pour la journée du 1er février 2011.

D'après les figures 83 et 84, le premier constat concerne les concentrations de PM_{10} qui augmentent franchement jusqu'à plus de 60 µg/m^3 à 19h30, dès lors que la température chute aux environs de 16h et que, simultanément, le vent cesse de souffler, et ce durant les 4 heures suivantes. Second constat, la variabilité quart-horaire des niveaux de PM_{10} est importante. En effet, tant la nuit que le jour, les concentrations de PM_{10} augmentent lorsque que la vitesse du vent est nulle ou très faible, et baissent quand celle-ci augmente. Cela est particulièrement décelable entre minuit et 02h, 08h et midi puis vers 14h30. De toute évidence, la variabilité temporelle de la vitesse du vent joue sur celle des concentrations de PM_{10}.

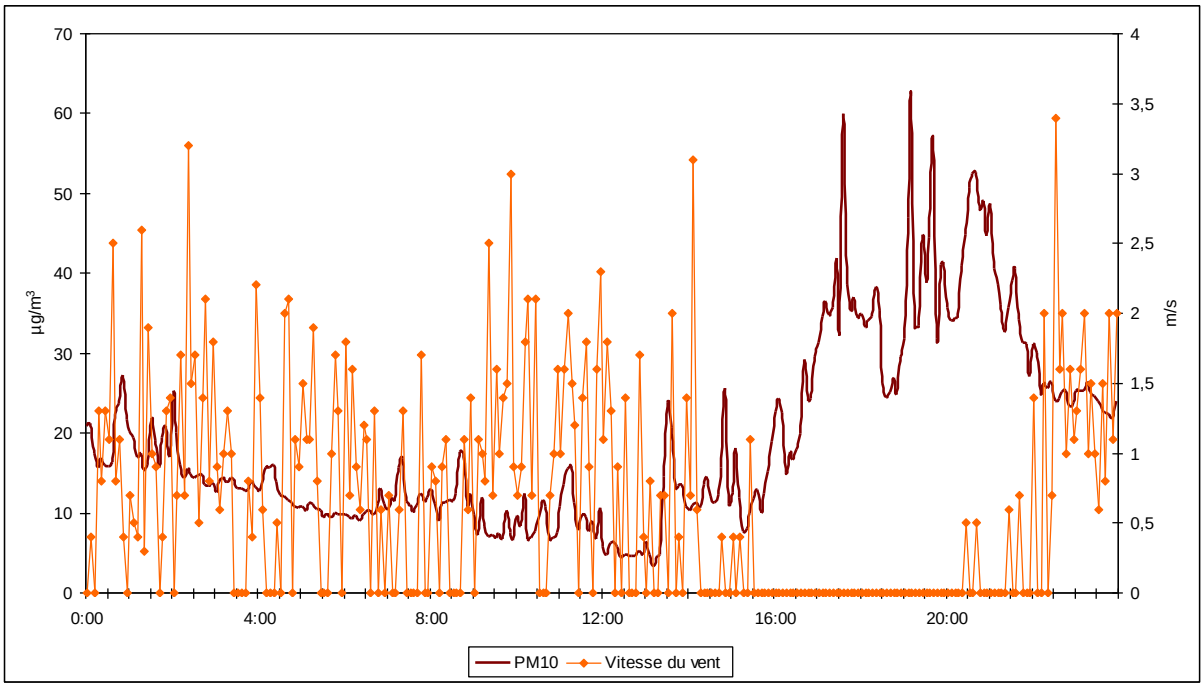


Figure 83. Evolution temporelle de la force du vent et des concentrations de PM_{10} le 01/02/ 2011 à Auribeau-sur-Siagne. (Données : pas de temps 5').

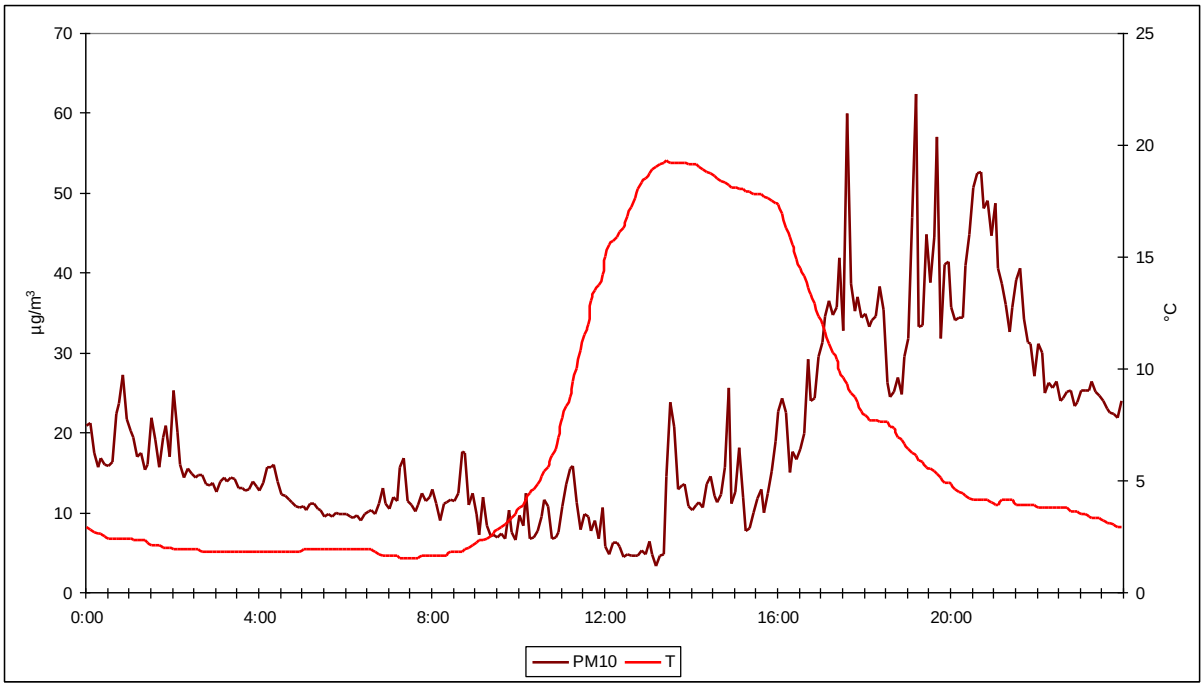


Figure 84. Evolution temporelle de la température et des concentrations de PM_{10} le 01/02/2011 à Auribeau-sur-Siagne. (Données : pas de temps 5').

A l'échelle journalière, il est tentant de voir dans la brise d'aval un certain effet sur les trois pics de concentrations de PM_{10} l'après-midi du 1er février 2011 entre 13h30 et 16h30, ce qui suggère le passage de masses d'air chargées en particules (fig. 85). Pourtant, l'étude de l'évolution du rapport PM_1/PM_{10} présentée auparavant, indique que ce dernier baisse lorsque que les concentrations augmentent. Cette tendance conduit à penser que ces pics sont dus à une pollution locale, probablement par la remise en suspension de poussières à cause de la circulation sur la route qui traverse le quartier du Gabre. Il convient donc d'être raisonnable et de ne pas attribuer un rôle à la brise d'aval sur les pics mesurés l'après-midi.

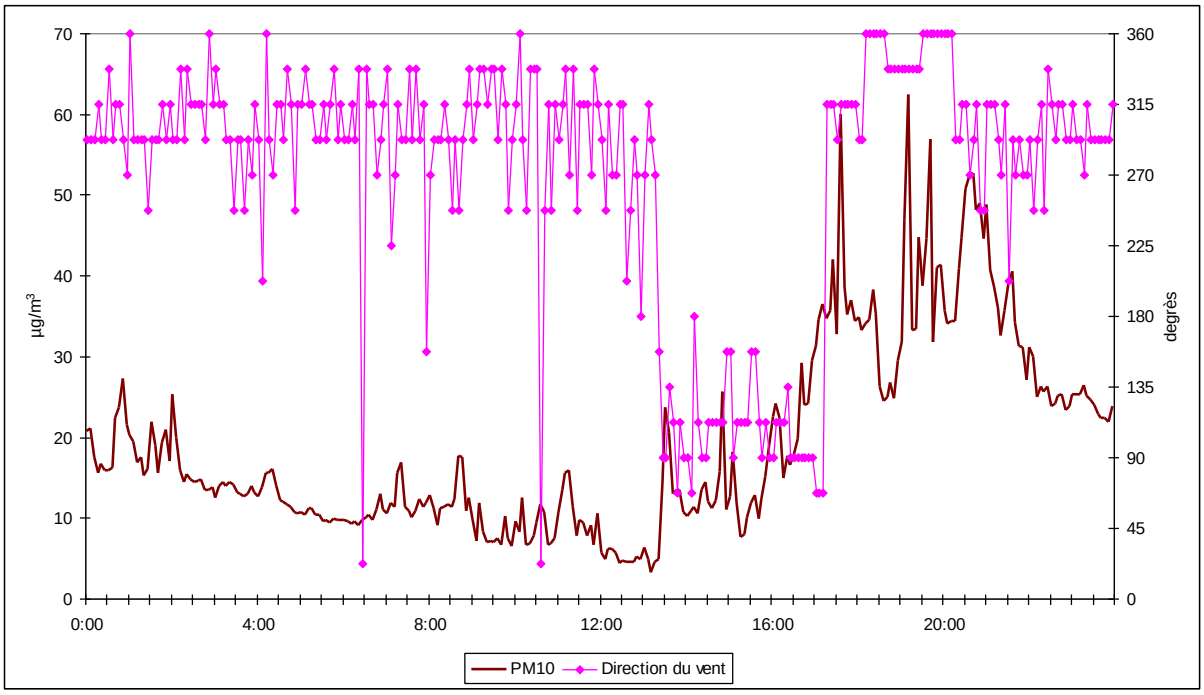


Figure 85. Evolution temporelle de la direction du vent et des concentrations de PM_{10} le 01/02 2011 à Auribeau-sur-Siagne. (Données : pas de temps 5').

Cependant, si les relations s'affirment pour la journée du 01/02/2011, les coefficients de corrélations restent faibles (PM_{10}/T = -0,127 ; PM_{10}/FF = -0,343) et montrent que, même si ces variables météorologiques explicatives sont significatives dans l'explication du modèle (les intervalles de confiance des coefficients normalisés ne comprennent pas le chiffre 0), elles ne peuvent expliquer à elles seules les concentrations de particules. Ainsi émerge le caractère multi-causal de la pollution de l'air à Auribeau-sur-Siagne.

Enfin, il faut ajouter que les horaires des fumées émises par les brûlages ou les cheminées du voisinage ne sont pas connus. Donc, sans observation précise tel ou tel jour, il est impossible d'attribuer un pic de particules à la météorologie plus qu'à un brûlage voisin.

1.8.3. Le rôle limité du trafic routier

A l'échelle de l'unité urbaine de Nice (au sens de la zone administrative), le secteur des transports routiers représente une part majeure des émissions de PM_{10} (44 %). En revanche, à l'échelle communale, la part de ce secteur s'amenuise au profit du secteur résidentiel tertiaire, respectivement 39 % et 46 % (Atmo PACA, 2007). Dans l'approche suivante, on dispose d'un comptage horaire automatique du nombre de véhicules qui transitent entre Cannes et Grasse par le principal axe routier d'Auribeau-sur-Siagne (*i.e.* la RD9). On retient pour l'exemple la période du 30 janvier au 2 février 2011 (le 30 janvier étant un dimanche). Les relations entre les moyennes horaires des concentrations en PM_{10} et le trafic routier sont présentées en figure 86.

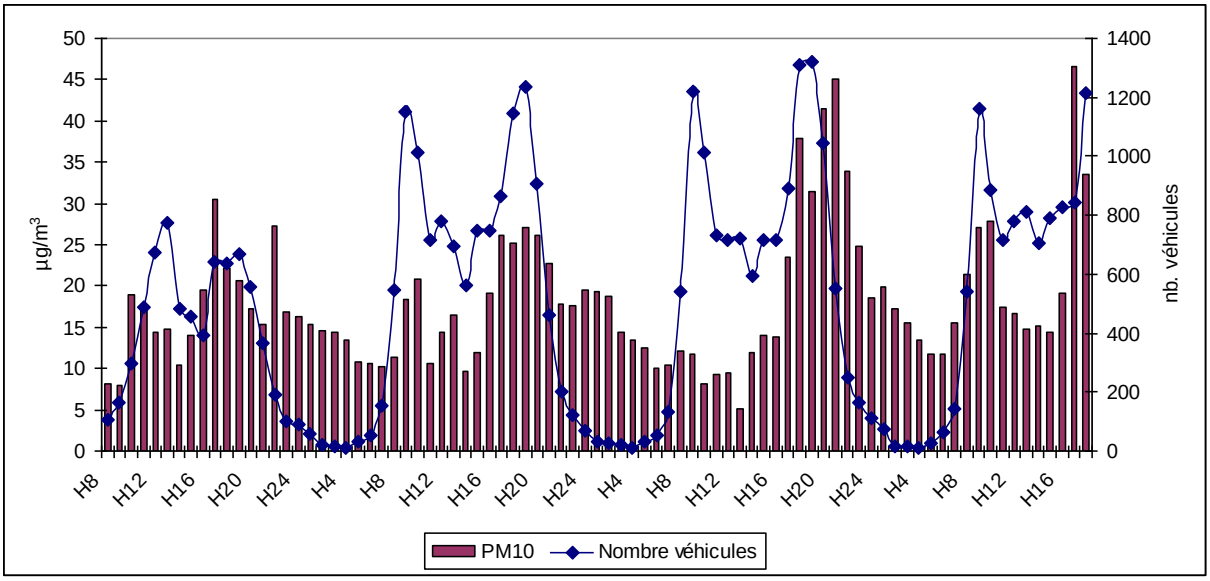


Figure 86. Relations horaires entre le nombre de véhicules et les concentrations en PM_{10}, du 30/01 au 02/02/2011. Poste de comptage sur la RD9 à Auribeau-sur-Siagne. (Source : comptage CG06).

A noter tout de même que l'analyseur de poussières est situé à environ 500 mètres du poste de comptage, mais néanmoins positionné à proximité du second axe routier de la commune en direction des villages d'Auribeau et du Tanneron. Sans disposer à cet endroit d'un comptage de véhicules, une approche qualitative reflète, dans une moindre mesure, un trafic au comportement calqué sur celui de la figure 86. C'est-à-dire une cinétique de type « chameau » caractéristique des mouvements pendulaires domicile-travail de l'unité urbaine de Nice. Il est facile de penser que plus il y a de véhicules qui circulent, plus les émissions sont importantes, et que cela occasionne un lien significatif avec les concentrations. Or, dans le cas présent, l'influence du trafic routier sur les concentrations n'est pas vraiment décelable.

Par exemple le 1er février 2011, même en soirée, alors que la chute du nombre de véhicules s'opère, les niveaux augmentent encore durant deux heures (figure 86) [4]. Inversement, quand le trafic augmente en matinée, les concentrations stagnent. La relation entre les concentrations de PM_{10} et le nombre de véhicules est globalement tentante à la vue du graphique, comme en fin d'après-midi. Mais elle s'avère finalement limitée comme en témoigne son coefficient de corrélation ($r = 0,39$). Enfin, le poids de cette variable explicative dans la variance est très faible ($R^2 = 0,152$). Autrement dit, il n'y a que 15 % de la variabilité des PM_{10} expliquée par le trafic.

[4] Il est possible que le pic de PM_{10} relevé entre 21h et 22h, le 01/02/2011, soit en partie dû à une utilisation importante du chauffage dans le quartier. Ce soir là, il a fait froid et le vent a peu soufflé jusqu'en milieu de nuit, ce qui a été favorable à l'accumulation des particules. Je suis sorti la nuit et une légère odeur bien caractéristique de bois brûlé était présente. Aussi, j'ai constaté que certaines cheminées voisines fumaient.

1.9. Le caractère muti-causal de la pollution de l'air

Finalement, comme pour la journée du 1er février 2011, les coefficients de corrélations basés sur les données horaires des quatre jours de la campagne de mesures hivernale, indiquent que les variables explicatives (tab. 8) jouent un rôle relatif sur les concentrations de PM_{10}. Le tableau 8 montre également que les variables représentant la force du vent et le trafic routier se démarquent tout en restant limitées. Pour autant, revêtent-elles un caractère significatif dans l'explication du modèle ? Et donc, quel rôle jouent-elles véritablement sur les concentrations de PM_{10} ?

Tableau 8. Coefficients de corrélations multiples pour la variable expliquée PM_{10}.

Campagne de mesures	Température	Pression atmosphérique	Vent moyen	Vent max.	Trafic routier
30/01 au 02/02/11	-0,046	0,261	-0,452	-0,496	0,431

La pression atmosphérique, qui a augmenté régulièrement pendant la campagne, a été ajoutée aux variables du modèle afin de voir quel pouvait être le poids statistique de la stabilité de l'air. Logiquement, la relation est positive puisque lorsque la pression atmosphérique augmente, les concentrations de PM_{10} tendent légèrement à augmenter sur la période de mesures. En effet, même si le jour la turbulence[5] permet à la CLA de se développer et d'offrir un volume d'air dans lequel les particules peuvent se diluer, il faut préciser qu'elles se dispersent moins facilement en altitude compte tenu de la stratification générale de la masse d'air anticyclonique au-dessus de la CLA. Et d'ajouter que cela favorise le recyclage des polluants émis la veille. Cela dit, la relation avec cette variable reste faible. En outre, l'ajout de variables au modèle améliore forcement le coefficient de détermination. Toujours est-il que plus de la moitié de la variance demeure inexpliquée ($R^2 = 0,448$).

La figure 87 permet de comparer le poids relatif des variables explicatives et de les pondérer au sein d'une régression linéaire multiple. En l'occurrence, plus le coefficient normalisé est élevé, plus le poids de la variable correspondante est important. De plus, lorsque les intervalles de confiance comprennent le 0, cela signifie que le poids de la variable dans le modèle n'est pas significatif.

[5] Par effets convectifs et de cisaillement du vent.

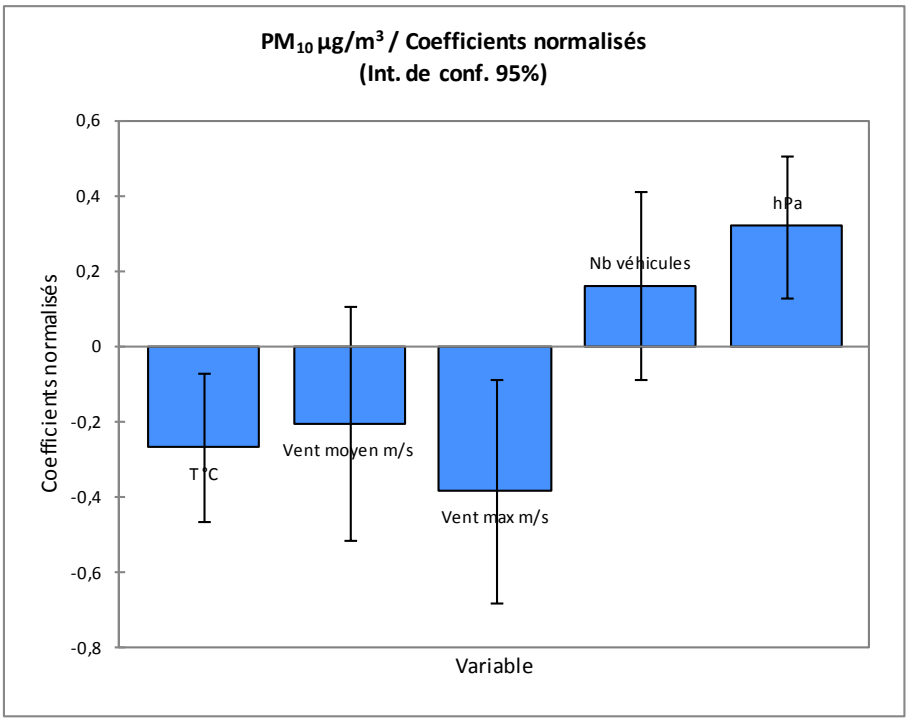


Figure 87. Histogramme des coefficients de corrélations normalisés en fonction des PM_{10}.

Il en résulte que la température gagne sa place dans le modèle (R normalisé = 0,271). Le trafic routier n'est pas significatif et voit sa relation diminuée (R normalisé = 0,16). En outre, ce dernier apparaît comme une variable trompeuse, même si celle-ci est capable d'expliquer une part non négligeable de la variance. Enfin, le vent maximum et la pression atmosphérique sont les deux variables ayant le plus de poids, relativement, dans l'explication des concentrations de PM_{10} (R normalisé respectif de -0,385 et 0,317). Finalement, le caractère multi-causal de la pollution de l'air par les particules est établi.

Cette étude établit d'abord que la ventilation est principalement assurée, pendant la campagne de mesures, par un régime de brise d'amont (terre-montagne) dominant qui souffle faiblement (environ 1,5 m/s) et que les inversions thermiques sont quotidiennes. La brise de montagne se met en place au cours de la nuit et se prolonge plus ou moins en matinée. Sa durée est d'environ 10 à 14 heures en hiver, tandis que la brise de mer ne souffle seulement qu'environ 4 heures au cours d'une même journée. Le reste du temps sont des périodes de calme. Quant aux inversions de température, leur gradient thermique vertical est positif de plus ou moins 5°C à l'aube sur une hauteur d'un peu plus de 100 mètres.

Pendant la campagne, d'une part le vent synoptique sur le continent est faible[6] et les nuits sont claires[7], ce qui permet l'établissement de cette brise au profit d'une mer dont la température se trouve plus chaude que le continent une majeure partie de la journée. D'autre part, la faiblesse et la stabilité verticale du flux thermique d'amont, conjuguées à la topographie alentour marquée par de fortes pentes, offrent de très bonnes conditions pour l'établissement d'inversions thermiques.

[6] Tandis que souffle un vent synoptique d'est en mer, au large (vérifié sur les modèles).

[7] L'air sus-jacent au sol se refroidit par conduction, d'autant plus que les nuits sont plus longues que les jours à cette époque de l'année.

Ensuite, les fins d'après-midi, lorsque la brise de mer cesse de souffler, une longue période calme s'impose en même temps que la température chute et que s'installe l'inversion thermique. Cette dernière perdure jusqu'en milieu de matinée dans les endroits les moins bien exposés. Par conséquent, les concentrations de particules augmentent fortement quotidiennement, jusqu'à ce qu'en début de nuit la brise de terre commande la ventilation près du sol et nettoie l'air. Cependant, l'étude des paramètres statistiques montre que ces brises et inversions thermiques jouent un rôle relatif sur les distributions temporelles des concentrations de particules. Il en résulte une muti-causalité dans l'explication des niveaux de particules mesurés à Auribeau-sur-Siagne.

Enfin, au-delà des variables météorologiques qui ne se montrent pas capables d'expliquer à elles seules les concentrations de particules, les rapports aux tailles de celles-ci ont révélé l'importance de la pollution locale (ville) et de proximité (quartier). Le chauffage domestique et les brûlages sont probablement les acteurs principaux de la pollution particulaire de l'air à Auribeau-sur-Siagne. Pourtant, il n'est pas possible de creuser cette piste car on ne dispose pas d'information sur la consommation énergétique à l'échelle spatiale et temporelle souhaitée pour l'année 2011 sur la commune.

CHAPITRE 2. LE ROLE DES INVERSIONS THERMIQUES SUR LA VARIABILITE SPATIALE DES PM_{10} A PEGOMAS ET A AURIBEAU-SUR-SIAGNE : DESCRIPTIONS ET INTERPRETATIONS DES MESURES ITINERANTES

Il s'agit essentiellement ici de caractériser des inversions thermiques et de démontrer leur rôle sur la variabilité spatiale des concentrations de PM_{10}. Tout comme le précédent chapitre, l'aire d'étude, les matériels et méthodes utilisés sont présentés avant de développer les résultats.

2.1. Le site de mesures

Comme sa voisine Auribeau-sur-Siagne déjà présentée, Pégomas est une commune où le relief est contrasté. En effet, d'ouest en est, on trouve le défilé des gorges de la Siagne, la colline du Gibeou (139 mètres) et les gorges de la Mourachonne qui marquent brutalement la partie nord de la commune. Au sud, le territoire s'ouvre sur les terres agricoles de la basse vallée de la Siagne. L'ouest voit son horizon bouché par l'imposant massif du Tanneron, pénétré par de puissants vallons encaissés, froids et humides en hiver. A l'est et au nord-est, l'espace s'ouvre sur une topographie relativement plus douce caractérisée par des collines et vallons. En résumé, Pégomas est accolée à un petit amphithéâtre (fig. 88).

Figure 88. Localisation des sites de mesures. Pégomas et Auribeau-sur-Siagne, arrière-pays cannois, sud-ouest des Alpes-Maritimes. (Fond : Google Earth).

2.2. Les conditions météorologiques durant les campagnes de mesures du 2 et 3 février 2011 et du 19 septembre 2013

Pour les journées des 2 et 3 février 2011, les conditions météorologiques sont les mêmes que pendant les mesures fixes faites à Auribeau-sur-Siagne du 30 janvier 2011 au 02 février 2011.

Concernant le 19 septembre 2013, la situation générale découle de la présence d'un anticyclone qui s'étend jusqu'au 50ème parallèle en Atlantique nord durant les jours précédents, puis gagne la France et l'Espagne le 19 septembre avec un front froid bloqué d'ouest en est par les chaînes de montagnes des Cantabriques, des Pyrénées et des Alpes du Sud (fig. 89). Après le passage du front froid et avec l'anticyclone bien ancré sur l'océan, c'est un flux de nord-ouest frais et instable d'origine arctique qui arrive sur la France. Sur le Sud de la France, la température est alors de 10°C à 850 hPa (environ 1 500 mètres d'altitude, fig. 90).

La dépression et l'air chaud s'évacuent à l'est de l'Europe méridionale. Le flux synoptique est orienté à tous les niveaux au nord/nord-ouest depuis plusieurs jours. Le matin du 19 septembre, à 700 hPa (fig. 91), il demeure orienté au nord, alors que plus bas l'air est immobile à variable, et une brise de terre souffle en surface sur le continent (fig. 92). Mistral et Tramontane continuent de souffler plus à l'ouest, du cap Camarat dans le Var, au cap de Creus en Espagne (fig. 92). Sur les Alpes-Maritimes, le temps est radiatif et calme. Les

inversions ont pu s'installer la veille et persister jusqu'en milieu de matinée pour les endroits les plus encaissés et non insolés.

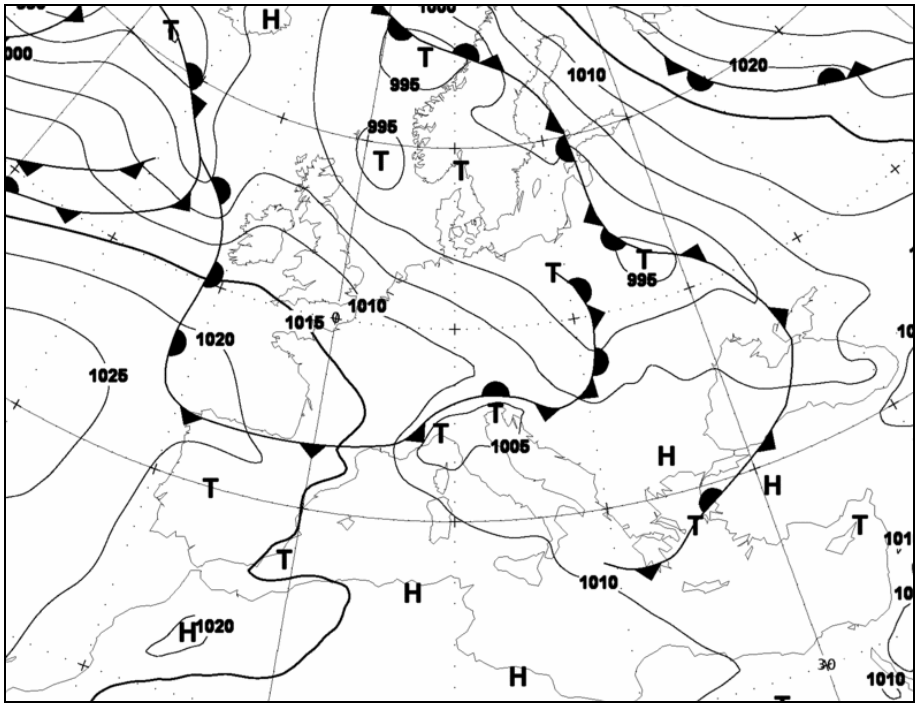


Figure 89. Analyse du Met Office en surface le 19/09/2013 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

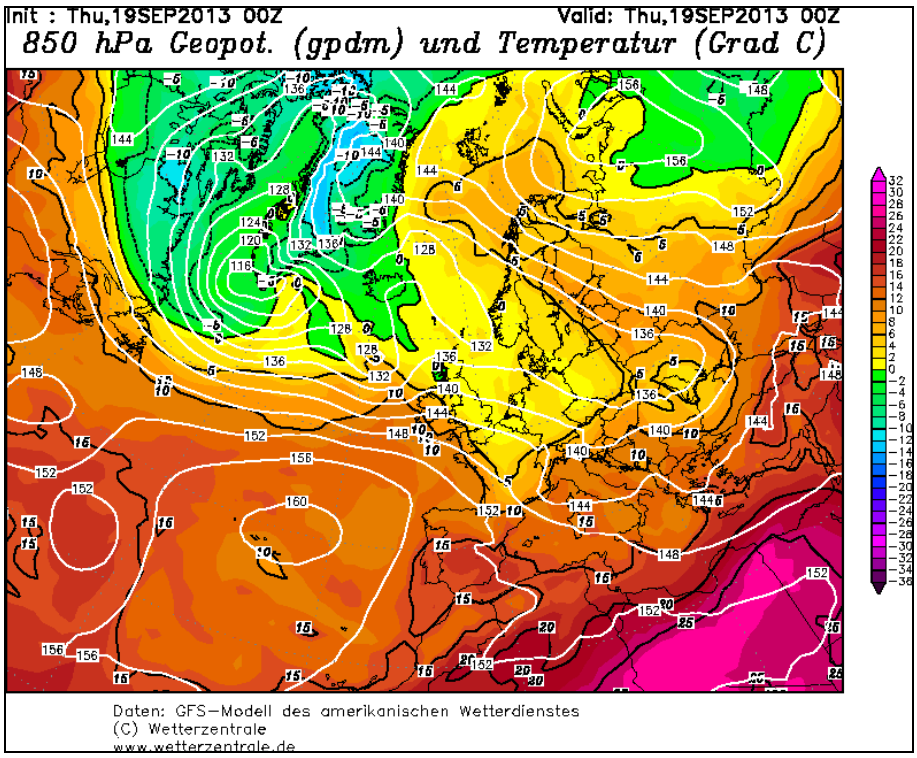


Figure 90. Prévision par le modèle GFS du géopotentiel et de la température pour le 19/09/2013 à 00h TU au niveau 850 hPa. (Source : www.wetterzentrale.de).

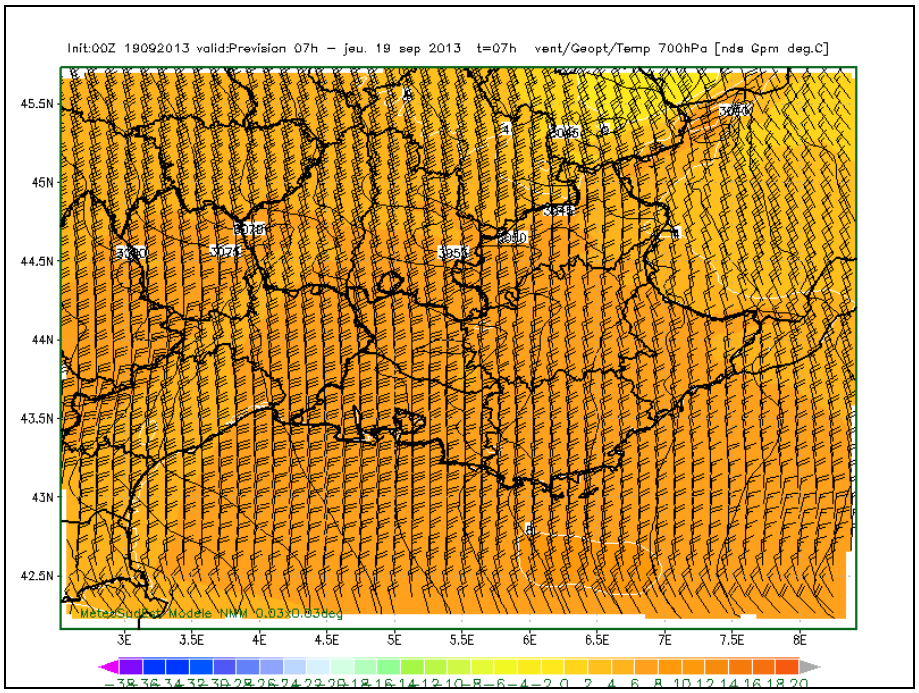


Figure 91. Prévisions par le modèle NMM pour le 19/09/2013 à 07h, de la direction et de la force du vent, de la température et du géopotentiel à 700 hPa, pour le grand quart sud-est de la France. (Source : www.meteosudest.org).

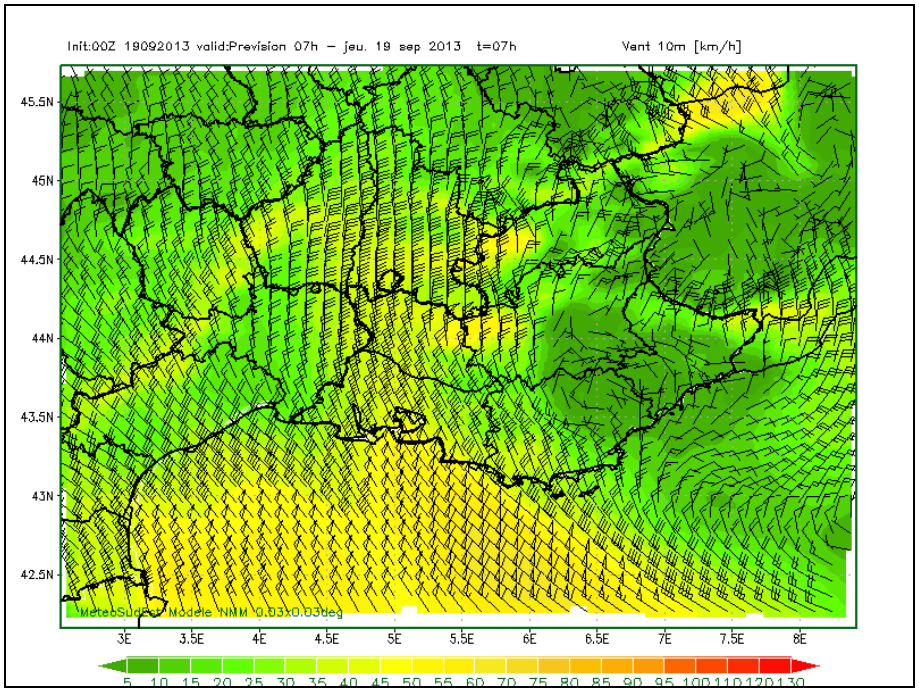


Figure 92. Prévisions par le modèle NMM pour le 19/09/2013 à 07h, de la direction et de la force du vent, en surface pour le grand quart sud-est de la France. (Source : www.meteosudest.org).

2.3. Matériels et méthodes

Les mesures itinérantes et instantanées des paramètres météorologiques (T, td et HR) ont été faites à l'aide d'une sonde Testo. Concomitamment, les concentrations de PM_{10} ont été relevées à l'aide de deux appareils :

- le premier est un analyseur Grimm 1.108, précédemment présenté, calé sur un pas de temps à la minute avec un prélèvement toutes les six secondes. Celui-ci a été installé dans l'habitacle d'un véhicule et relié à l'extérieur par une durite en plastique, au bout de laquelle était emboîtée la tête de prélèvement (fig. 93) ;
- le second est un analyseur DustMate, de marque Turnkey Instruments (fig. 94). Il a été calé sur un pas de temps de 10 secondes.

Le traitement des données s'est fait à l'aide d'un GPS embarqué, puis avec un SIG (MapInfo/VMapper) pour obtenir les cartes des concentrations de PM_{10}. Pour le Grimm, des tests avec ou sans durite (boîtier alors maintenu à la portière) ont été menés afin de déceler une éventuelle perte due au plastique. Dans les deux cas, les mesures sont semblables. Cet aménagement matériel a donc été retenu pour les mesures itinérantes. Quant au DustMate, qui n'est pas certifié pour la mesure réglementaire, un test de mesures a été fait aux côtés d'un TEOM-FDMS (cf. partie IV), qui est l'appareil de référence pour la mesure règlementaire. Des différences ont été relevées. Ceci étant, toute proportion gardée, ce qui compte pour des mesures itinérantes, c'est plus la réactivité de l'appareil dans l'espace pour capter la variabilité spatiale des particules que l'exactitude des niveaux mesurés.

Figure 93. Analyseur de particules Grimm 1.108, embarqué dans un véhicule lors des mesures itinérantes. (© Michelot).

Ces mesures se sont déroulées pendant les nuits des 2 et 3 février 2011, et au petit matin du 19 septembre 2013, le long de plusieurs trajets sur les communes d'Auribeau-sur-Siagne et de

Pégomas. Les travaux se sont faits sur de courtes durées (d'une à deux heures) afin de capter au mieux la variabilité spatiale des paramètres météorologiques et des concentrations de PM_{10}.

Figure 94. Matériels emportés manuellement lors des mesures itinérantes. De gauche à droite : le GPS Garmin, l'analyseur de particules DustMate, et la sonde Testo. (© Michelot).

2.4. Caractérisations d'inversions thermiques. Quel rôle sur la variabilité spatiale des concentrations de PM_{10} ?

- Mesures du 2 et 3 février 2011

La figure 95 montre l'évolution de la température en fonction de l'altitude le long d'un itinéraire, effectué le 2 février 2011, de nuit, à Pégomas. La situation est quasi-identique le 3. Contrairement au gradient thermique vertical habituel (négatif), on constate ici que la température augmente lorsqu'on s'élève. Cela prouve la présence d'une inversion de température qui a pu s'établir durant cette nuit claire et peu ventée[8]. L'effet radiatif a joué et l'air froid s'est accumulé par gravité dans les vallons et dans la cuvette de Pégomas. La figure 96 montre que la limite d'inversion se situe à 160 mètres d'altitude environ. Au-delà, le gradient thermique vertical redevient négatif. Autrement dit, la température décroît.

[8] Les nuits du 3 et 4 février connaissent aussi des inversions thermiques comparables. Les trajets ont été identiques.

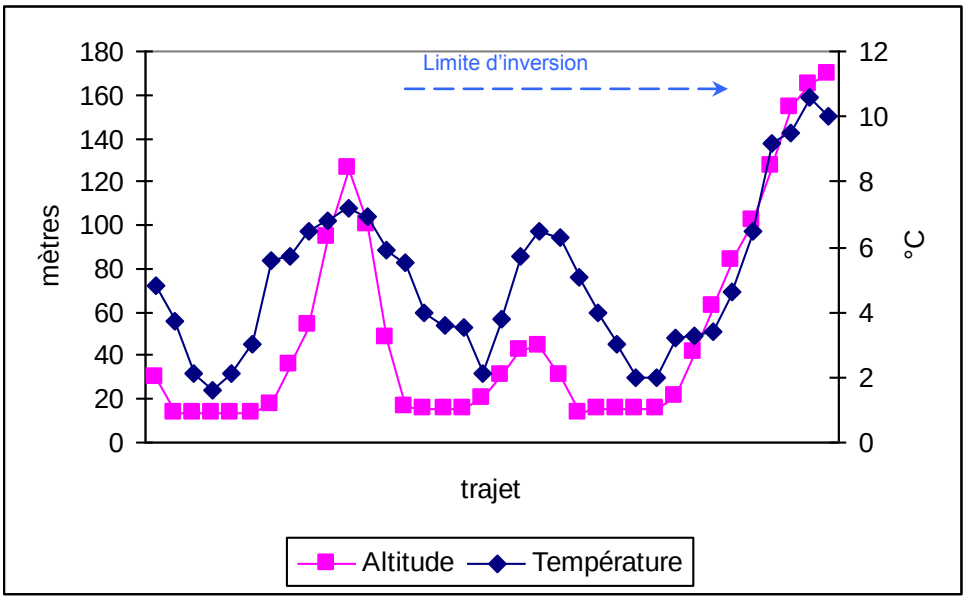


Figure 95. Relation entre température et altitude le long d'un trajet à Pégomas.
Le 02/02/2011, entre 22h15 et 22h50.

Sur une partie du parcours, la température et le point de rosée (td) ont été mesurés instantanément le long d'un versant du massif du Tanneron (fig. 96). L'inversion est épaisse d'environ 145 mètres. La différence de température entre le sol et la limite d'inversion est de +8,6°C. La mesure de ces deux paramètres dévoile également un assèchement de la masse d'air vers le haut au sein de l'inversion, sans pour autant descendre à sa base. Cette limite d'affaissement se situe vers 80 mètres d'altitude (fig. 96).

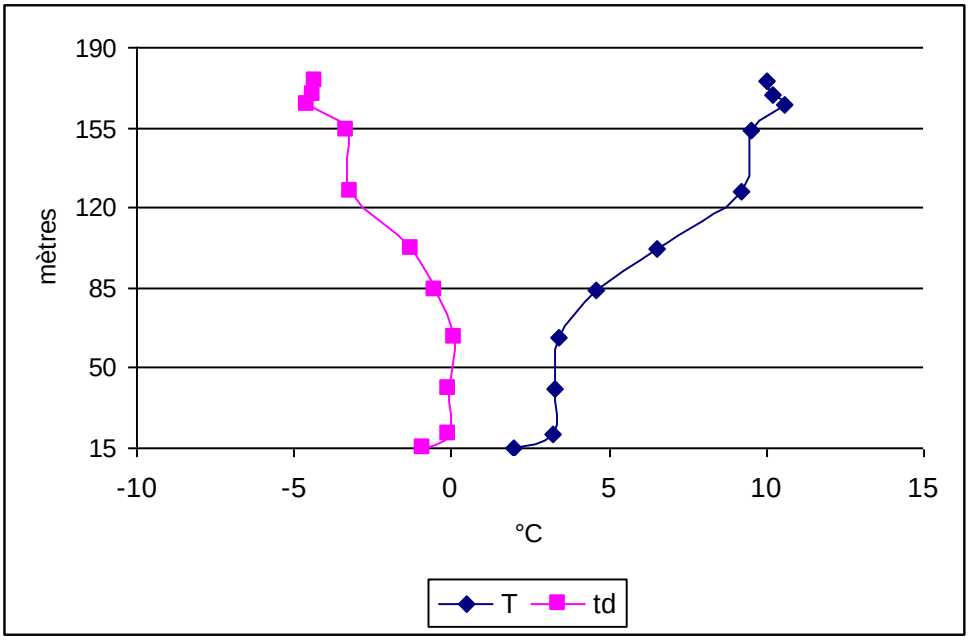


Figure 96. Coupe de l'inversion thermique mesurée sur le versant est du Tanneron à Pégomas.
Le 02/02/2011 en début de nuit.

Il apparaît à présent sur la figure 97 que les concentrations les plus importantes de PM_{10} sont situées dans les parties les plus froides du trajet, qui sont en même temps les points bas. Les inversions thermiques nocturnes jouent clairement leur rôle où l'air froid et dense plaque les polluants au sol les empêchant de se disperser en altitude. En conséquence, les particules s'accumulant dans un faible volume d'air, les concentrations augmentent. La figure 97 indique aussi qu'en sortant de la ville, dans le même cadre topographique (à droite de la figure 23, à partir de 22h42), les niveaux de PM_{10} restent relativement stables. Cela correspond à la pollution de fond périurbaine locale en PM_{10}, à savoir 12,6 µg/m^3.

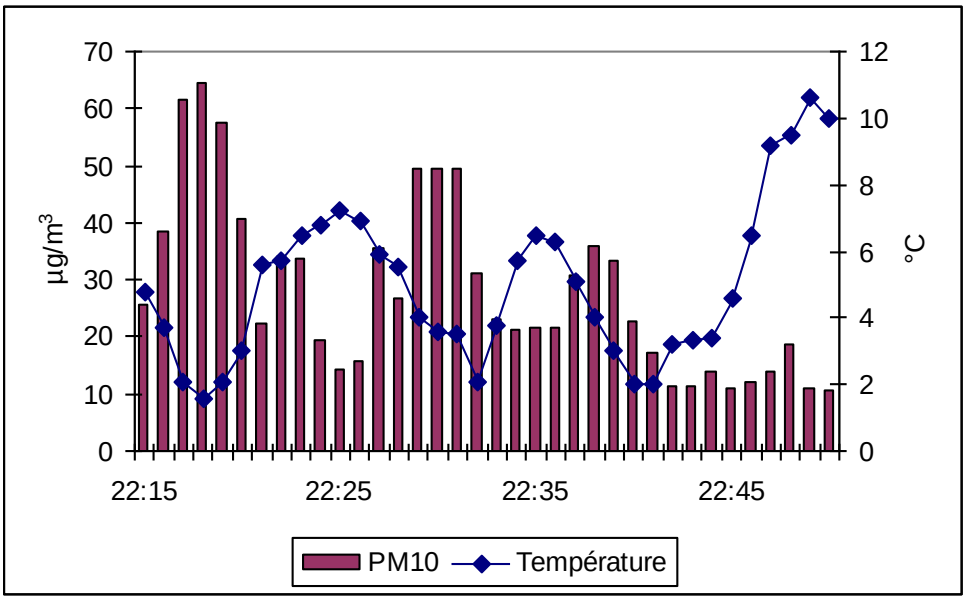


Figure 97. Relation entre la température et les concentrations de PM_{10} le long d'un trajet à Pégomas. Le 02/02/2011, entre 22h15 et 22h50.

Vu en plan, les creux topographiques et les talwegs concentrent les niveaux de PM_{10} les plus élevés. D'une certaine manière, l'amphithéâtre de Pégomas est favorable à l'accumulation des particules (fig. 98). Par exemple, de nombreuses mesures itinérantes faites dans cette cuvette indiquaient des niveaux supérieurs à 50 µg/m^3 à un moment donné, avec des maximums à 65 et jusqu'à 92 µg/m^3, respectivement les nuits du 2 et 3 février 2011 quand des inversions thermiques étaient en place.

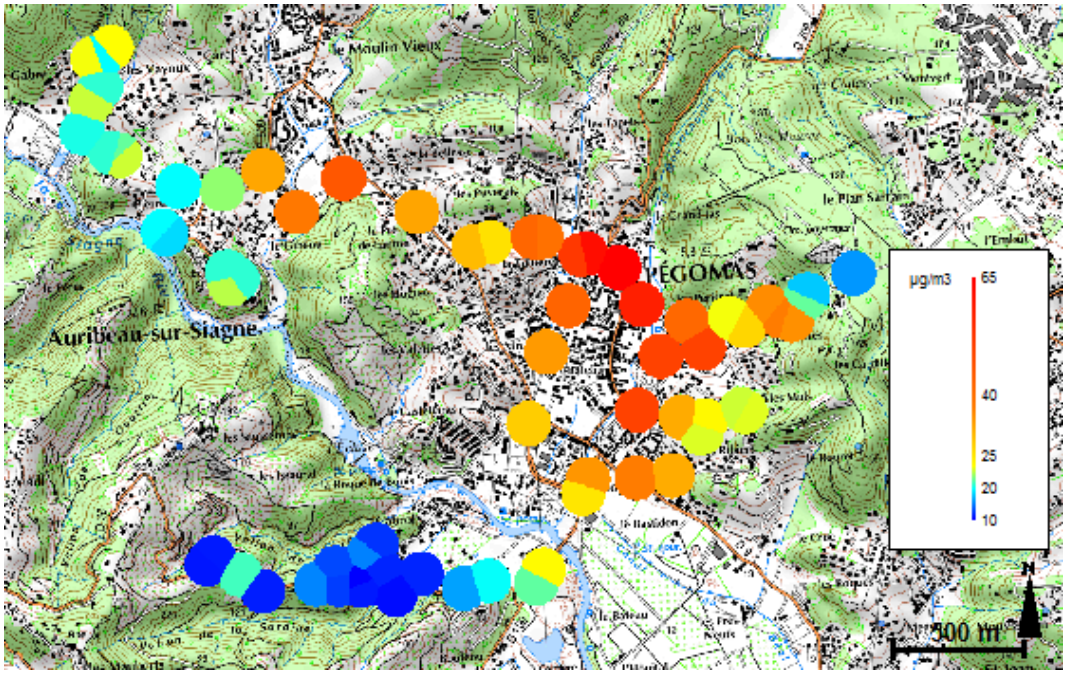


Figure 98. Concentrations des PM_{10} le long d'un trajet entre Auribeau/Siagne et Pégomas. Le 02/02/2011, en début nuit. (Fond : Scan25 IGN).

- Mesures du 19 septembre 2013

La figure 99 montre l'évolution de la température en fonction de l'altitude le long d'un itinéraire effectué le 19 septembre 2013 sur le versant sud-ouest de la colline de Clavary à Auribeau-sur-Siagne. Cela atteste la présence d'une inversion de température d'environ +5°C au minimum[9]. En même temps que T et td se rapprochaient, l'humidité relative a logiquement augmenté en descendant au cœur du vallon. L'inversion a pu s'établir durant cette nuit claire et peu ventée, contrairement aux jours précédents où le Mistral a soufflé. L'effet radiatif a joué et l'air froid s'est accumulé par gravité dans la cuvette d'Auribeau-sur-Siagne et dans les vallons environnants.

[9] Peut-être plus car la discontinuité thermique n'a pas été matérialisée ce matin-là.

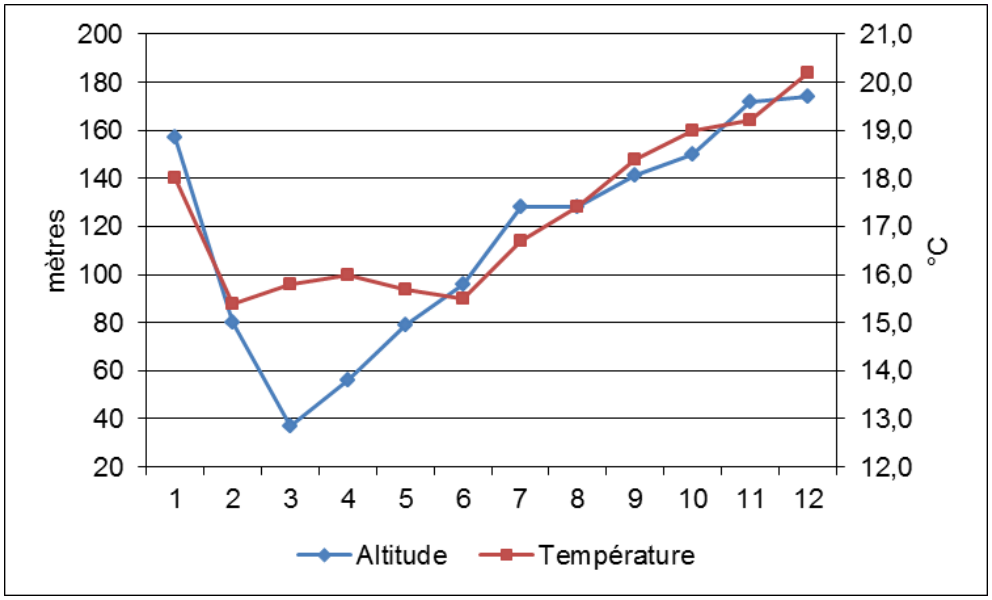


Figure 99. Coupe de l'inversion thermique mesurée sur le versant sud-ouest du vallon de Clavary à Auribeau-sur-Siagne, le 19/09/2013 vers 07h30.

Vu en plan, les creux topographiques et les talwegs de la zone d'étude concentrent les niveaux de PM_{10} les plus élevés (fig. 100), tout comme durant les mesures faites à l'hiver 2011. En début de parcours, les niveaux sont de l'ordre de 50-60 µg/m^3, puis baissent en descendant pour augmenter de nouveau jusqu'à 65 µg/m^3 (comme en hiver) dans Auribeau-sur-Siagne. On trouve les concentrations les plus importantes (65 à 84 µg/m^3) au niveau du quartier du Gabre en sortie des gorges de la Siagne (fig. 100). Enfin, les concentrations baissent de 12 µg/m^3 en remontant l'inversion thermique sur le flanc sud du massif du Peygros (elles passent de 50 µg/m^3 en bas du versant à 38 µg/m^3 à mi-versant).

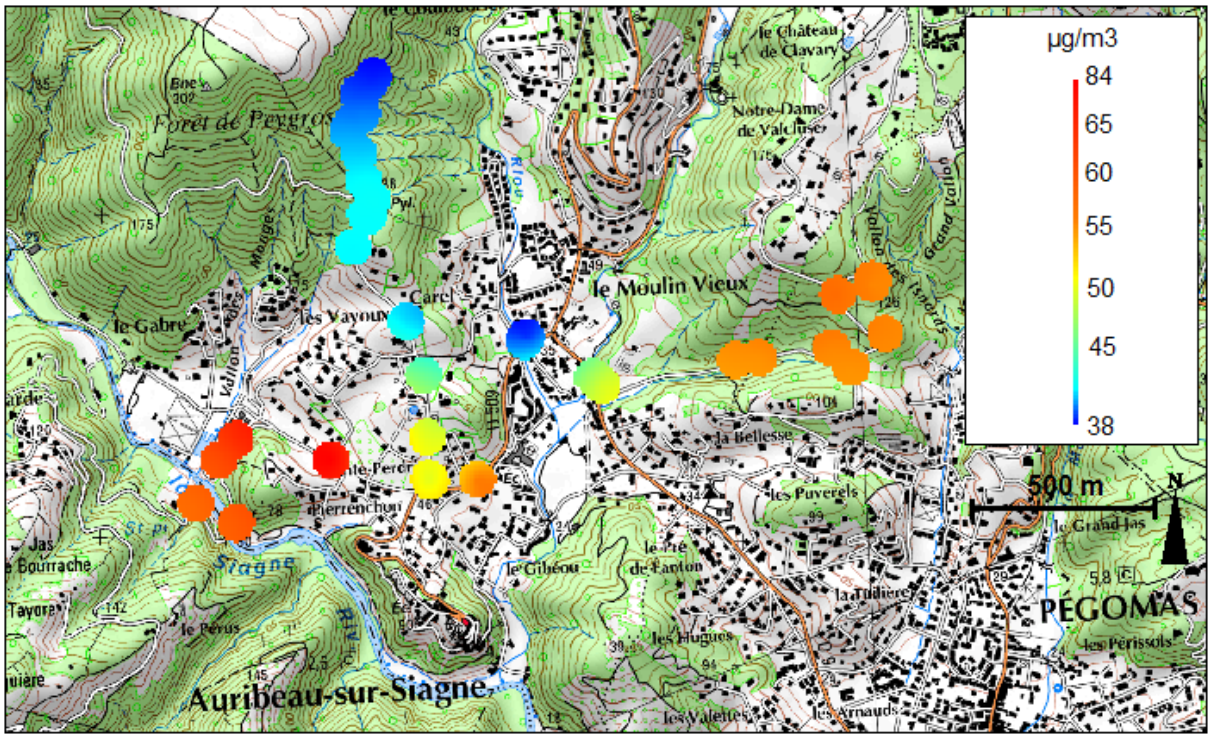


Figure 100. Concentrations des PM10 le long d'un trajet à Auribeau-sur-siagne. Le 19/09/2013 vers 07h30. (Fond : Scan25 IGN).

*****

Les sites géographiques et les conditions météorologiques étaient propices à ces études. En effet, la topographie qui se caractérise par de nombreux vallons et versants pentus offre d'excellentes conditions pour que, en hiver et même dès la fin de l'été, à la nuit tombée et par temps radiatif, l'air se refroidisse et s'écoule par gravité pour venir s'accumuler dans les points bas. Ainsi, lors des mesures, la masse d'air s'est stratifiée, avec un air froid près du sol surmonté par un air relativement plus chaud en altitude. A Pégomas, le gradient thermique vertical de l'inversion du 2 février 2011 a été de +8,6°C pour une hauteur de 145 mètres, et à Auribeau-sur-Siagne le 19 septembre 2013, d'au moins +5°C pour une hauteur de 140 mètres.

Aussi, au sein des inversions thermiques caractérisées pendant ces campagnes itinérantes, l'air froid a plaqué les polluants à proximité du sol (en témoigne le rabattement des fumées de cheminées en hiver). En d'autres termes, compte tenu de sa stabilité, l'air froid a empêché toute velléité d'ascension des particules d'air et donc toute possibilité de dispersion des particules en altitude. Par conséquent, dans les creux topographiques, les concentrations de PM_{10} ont augmenté lors de ces journées compte tenu du faible volume d'air disponible.

Finalement, l'identification des inversions thermiques est réalisée, et leur rôle sur la variabilité spatiale des concentrations de PM_{10} est prouvé.

Le chapitre suivant se différencie par la mise en œuvre de mesures d'écoulements d'air à faible altitude, caractérisés à l'aide de ballons équilibrés. Ces ballons évoluent à quelques

centaines de mètres d'altitude au-dessus du sol. Ils parcourent une distance allant de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres.

CHAPITRE 3. CARACTERISATION DES ECOULEMENTS D'AIR A FAIBLE ALTITUDE AU-DESSUS DU SOL. ETUDE DE LEUR ROLE SUR LA VARIABILITE SPATIALE ET TEMPORELLE DES PM_{10}

Des campagnes de mesures estivales et hivernales de paramètres et de particules ont été mises en œuvre, d'une part, pour caractériser les écoulements d'air à faible altitude au-dessus du sol, et d'autre part, pour saisir le comportement spatio-temporel des particules sous l'effet de ces derniers.

Ce sixième chapitre rappelle en premier lieu le mode opératoire employé. Ensuite, pour chacune des campagnes, les sites et les conditions météorologiques sont exposés. Enfin, après avoir démontré l'existence et l'organisation de ces écoulements d'air, leurs effets sur la variabilité spatio-temporelle des PM_{10} sont dévoilés.

3.1. Matériels et méthodes

Les mesures itinérantes de particules ont été effectuées à l'aide d'un analyseur portatif (Grimm 1.108) à différents moments de la journée pour cerner la variabilité temporelle, et ce, pendant un temps court (moins de deux heures) afin d'appréhender au mieux la variabilité spatiale. En d'autres termes, il s'agit d'appréhender les différences spatio-temporelles des niveaux de PM_{10} sous l'effet des brises. L'appareil était embarqué dans l'habitacle d'un véhicule, où la tête de prélèvement était reliée à l'extérieur par une durite, comme vu au chapitre précédent. De la même manière que précedemment évoqué, le traitement des données s'est fait à l'aide d'un GPS embarqué, puis avec un SIG (MapInfo/VMapper) pour obtenir les cartes des concentrations de PM_{10}.

En même temps, ou bien lorsque les conditions météorologiques similaires s'y prêtaient, des données quantitatives et qualitatives ont été obtenues sur des écoulements d'air à faible altitude (entre 100 et 800 mètres au-dessus du sol) à Vence, Pégomas, La Roquette-sur-Siagne ainsi qu'à Auribeau-sur-Siagne. Pour ce faire, des ballons équilibrés à niveau de pression constant (dits CLB : Constant Level Balloon, fig. 101) ont été poursuivis aux instruments optiques (théodolite et télémètre). Des ballons sondeurs ont été également suivis visuellement. Pour mémoire, la technique et les principes du CLB ont été présentés en première partie.

Figure 101. CLB prêt à être lâché le 06/06/2011 vers 10h30 près du col de Vence. Au 1er plan : à gauche, le théodolite, à droite, le télémètre. Vue vers le nord-ouest. (© Michelot).

3.2. Les traçages de masses d'air au front des Préalpes de Vence et mesures itinérantes de PM_{10}

Les ballons (CLB et sondeurs) poursuivis près du col de Vence le 6 juin 2011, à l'aube et durant la matinée, attestent l'existence de brises thermiques, par ailleurs imbriquées dans des flux synoptiques d'échelles supérieures. Dans ce cadre, les vents thermiques peuvent-ils influencer la répartition spatio-temporelle des concentrations de PM_{10} au sein des couches d'air près du sol ?

3.2.1. Le site de mesures

La zone de lâcher des CLB se situe au sein d'un ensemble karstique au-dessus de la ville de Vence, à 785 mètres d'altitude, au nord des premiers escarpements calcaires. Ces derniers sont matérialisés par endroit par de puissants ensembles rocheux, appelés baous en provençal (fig. 102). L'emplacement a été choisi pour son intérêt topo-géographique. En effet, il se trouve au front des Préalpes, à mi-chemin entre le littoral urbanisé, et le massif rural du Cheiron (fig. 102), au bord sud-ouest du Plan des Noves (plateau karstique) et débouche sur le vallon de la Lubiane, orienté nord-ouest/sud-est.

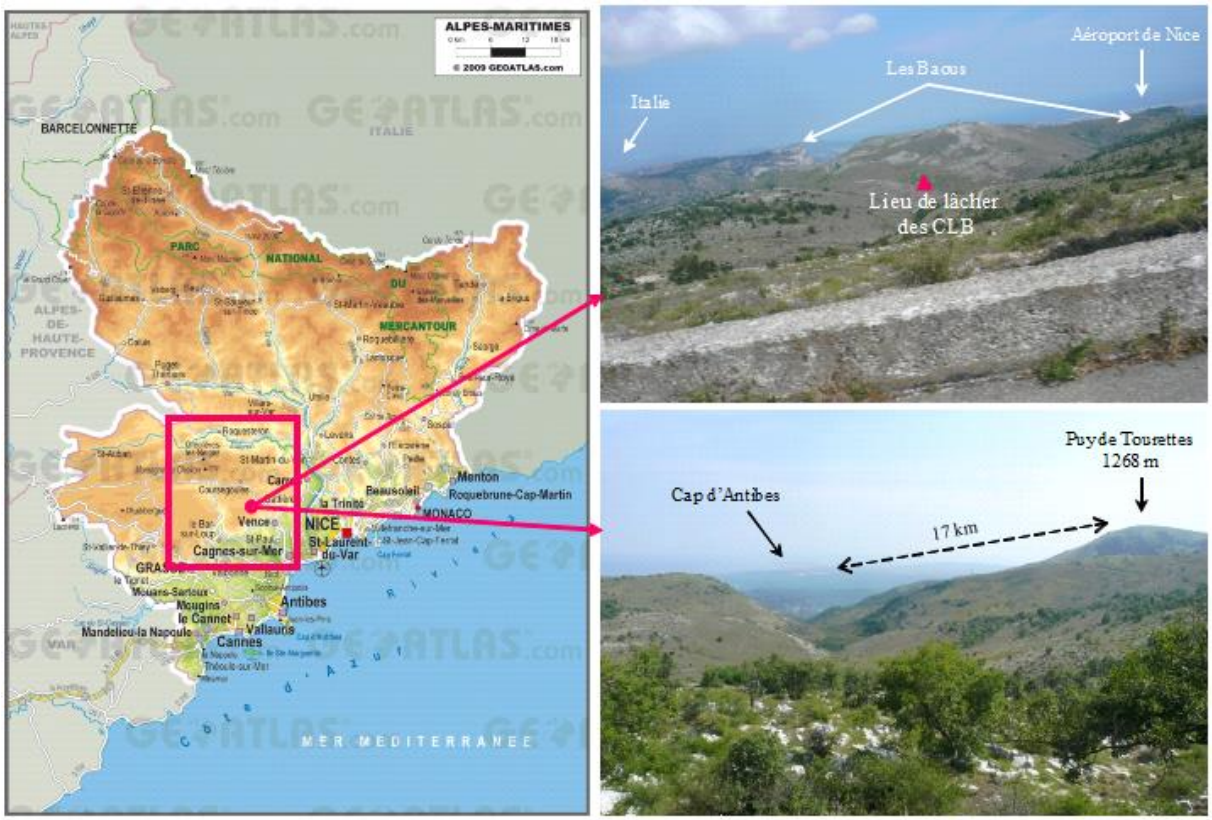


Figure 102. Localisation du site d'étude. Près du col de Vence, en haut à droite : vue vers l'est-sud-est en direction de Nice ; en bas à droite : vue vers le sud en direction d'Antibes.
(Sources : © Michelot ; carte : GéoAtlas)

3.2.2. Les conditions météorologiques durant la campagne de mesures du 4 au 6 juin 2011 et du 18 septembre 2013

La première décade de juin 2011 se caractérise par l'alternance de hautes et basses pressions. Le temps reste globalement instable. Des épisodes orageux, avec des vents forts marquent ce début de décade, notamment le 5 juin. D'après Météo-France (2011), il pleut 65,7 mm cette journée au poste de Valbonne, où le vent maximum quotidien (05/06/2011) atteint 39,2 km/h. Le même jour, le vent souffle à 101,5 km/h à Sospel, à l'est des Alpes-Maritimes dans l'arrière-pays mentonnais, et à 81,7 km/h au cap du Dramont dans l'est varois. Ce type de temps provient d'un régime dépressionnaire originaire des Baléares (fig. 103), et comme à l'habitude sous l'effet du relief côtier, son flux s'incurve du sud-est à l'est sur le département. Toutefois, les 4 et 6 juin 2011 (fig. 103 et 104) sont des journées relativement stables et ensoleillées, avec un type de temps radiatif ponctué d'un développement classique de cumulus de beau temps dès la fin de matinée (couverture nuageuse d'environ 4 à 5 octas). Ces fenêtres météorologiques calmes permettent aux contrastes thermiques de s'exprimer, et donc aux brises thermiques de se développer.

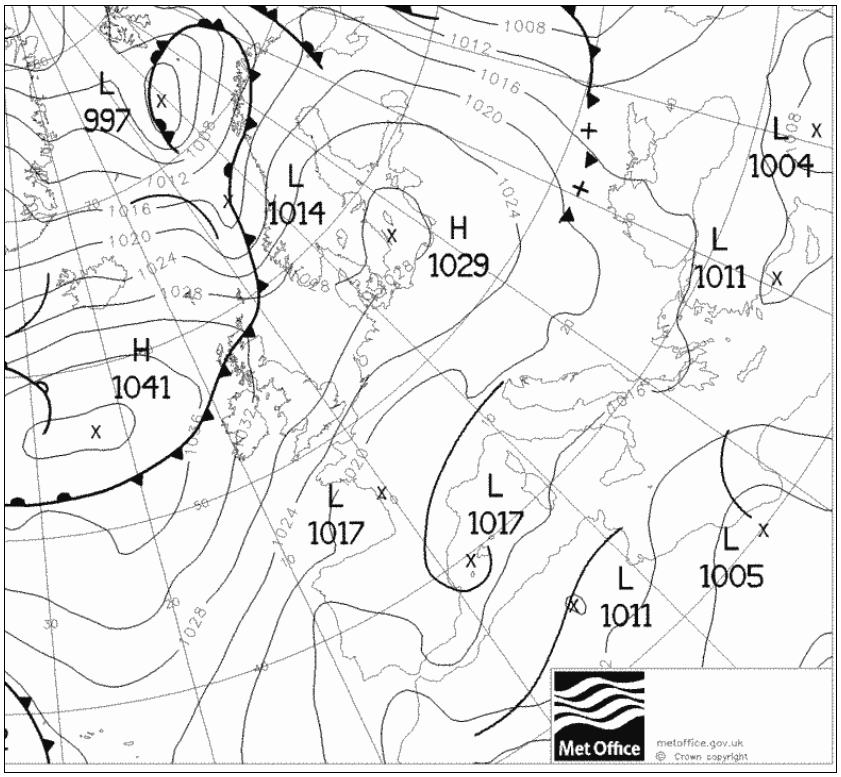


Figure 103. Analyse du Met Office en surface le 04/06/2011 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de)

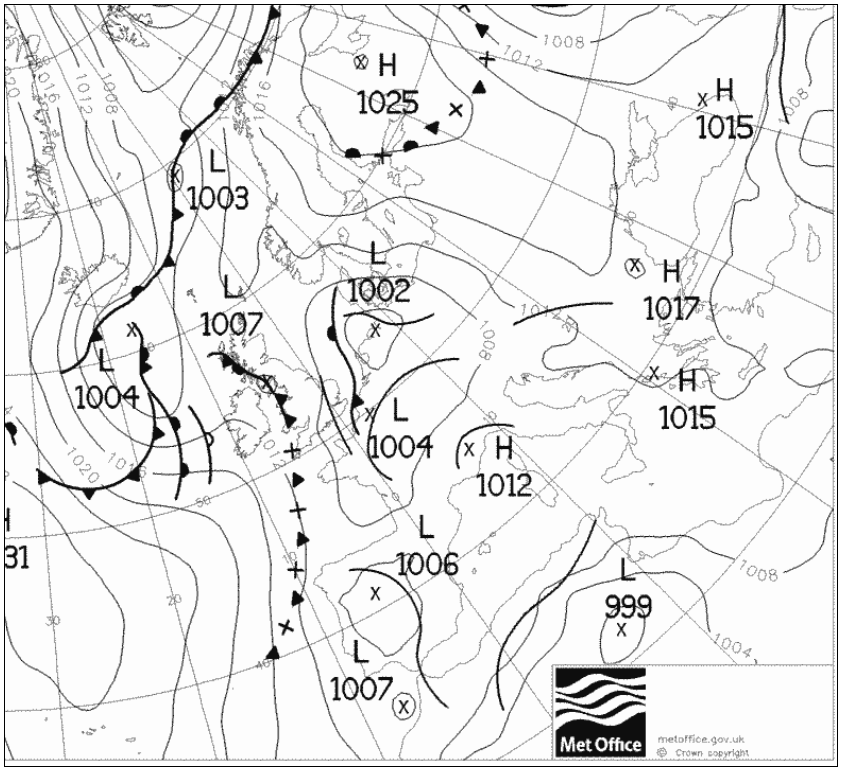


Figure 104. Analyse du Met Office en surface le 06/06/2011 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de)

La situation générale du 19 septembre 2013 a été en partie présentée précédemment au chapitre 2 (§ 2.2.) La journée du 18 septembre est similaire (fig. 105).

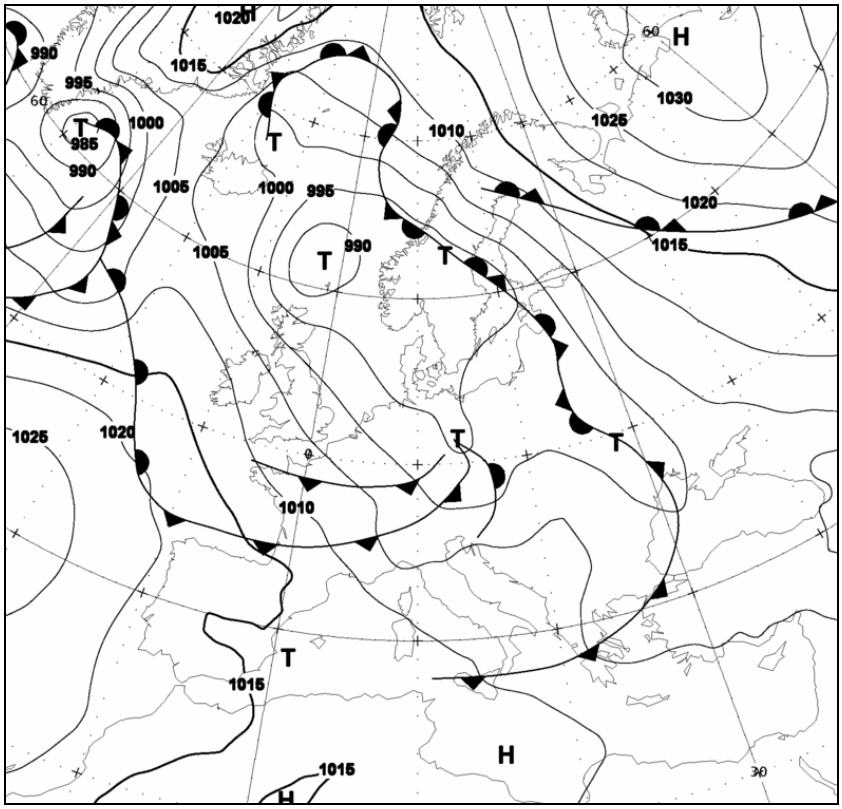


Figure 105. Analyse du Met Office en surface le 18/09/2013 à 12h TU. (Source : www.wetterzentrale.de)

On rajoutera que le flux de nord-ouest se définit comme un foehn qui souffle sur les Préalpes vers 850 hPa (fig. 106) et interfère avec la brise de mer vers 925 hPa. Ce flux se démarque par une ligne d'assèchement de la masse d'air au-dessus des premiers sommets, où les cumulus et altocumulus, dont lenticulaires, disparaissent (fig. 107). Entre ce niveau et la surface, la brise de mer souffle contrairement aux modèles qui prévoyaient un flux de nord-ouest sur le continent. Toutefois, en fin d'après-midi le flux synoptique gagnera les niveaux de pressions inférieurs comme l'ont révélé les mesures de terrain.

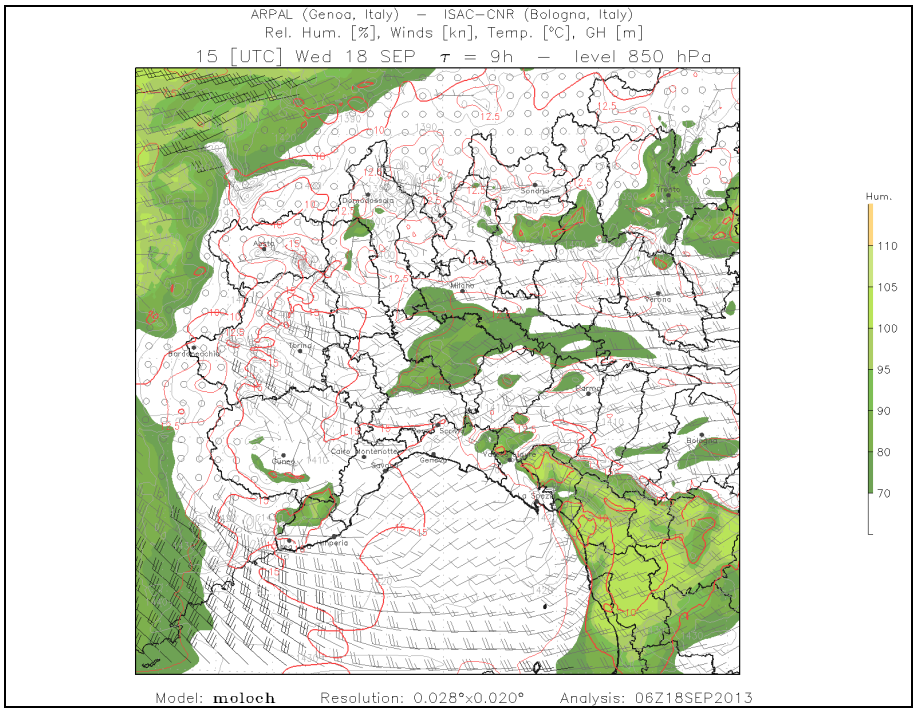


Figure 106. Prévision par le modèle MOLOCH pour l'Italie du Nord et l'extrême sud-est français, du vent, de l'humidité relative et de la température, à 850 hPa, pour le 18/09/2013 à 15h TU. (Source : www.arpal.gov.it).

Figure 107. Front de foehn au-dessus des premiers sommets des Préalpes l'après-midi du 18/09/2013. Vue vers le nord à partir du Plan des Noves à 785 mètres d'altitude. (© Michelot).

3.2.3. A l'aube : la brise de montagne nettoie l'air

- 6 juin 2011, sondage vertical 1 (T : 12,5°C, td : 7,6°C, HR : 73,4%)

A 06h00, le ciel est clair après s'être éclairci en fin de nuit à la suite d'une nuit orageuse. Le suivi visuel du ballon sondeur permet d'identifier une brise de terre épaisse d'environ 200 mètres. Puis, il part très nettement vers l'ouest. Cela montre l'imbrication de 2 flux : une brise de terre relativement épaisse sous-jacente au flux synoptique d'est soufflant sur le continent. En mer, au large, c'est un vent d'ouest qui souffle à l'aube, comme le montre les cumulus dont la forme est couchée vers l'est sur la figure 108.

- 6 juin 2011, 06h18, CLB 1

Pour mémoire, sur les figures des profils suivants, l'écart entre le point de départ sur l'ordonnée, qui est aussi le point de mesures, et la première marque sur le profil du CLB correspond à la distance minimale de visée du télémètre (environ 250 mètres).

Figure 108. CLB emporté par un flux catabatique à 06h18 le 06/06/2011 à proximité du col de Vence. Vue vers le sud-est avec la mer Méditerranée en arrière-plan. (© Michelot)

Au départ, le CLB se déplace au-dessus du vallon de la Lubiane (fig. 109) dans un air subsident à une vitesse de 3,8 m/s. Le CLB poursuit sa route dans la brise de montagne (2,6 m/s) tout en étant dévié légèrement vers l'ouest (fig. 110). Puis, le ballon est soulevé par effet orographique en avant du front des Préalpes pour ensuite passer dans le flux synoptique d'est[10] d'une vitesse de 0,8 m/s (fig. 109 à 111). Globalement, on constate un flux catabatique imbriqué dans une brise de montagne relativement forte, elle-même soufflant sous un flux synoptique d'est faible (fig. 109).

[10] Les CLB suivant confirmeront la présence du flux synoptique d'est (vérifié sur les modèles).

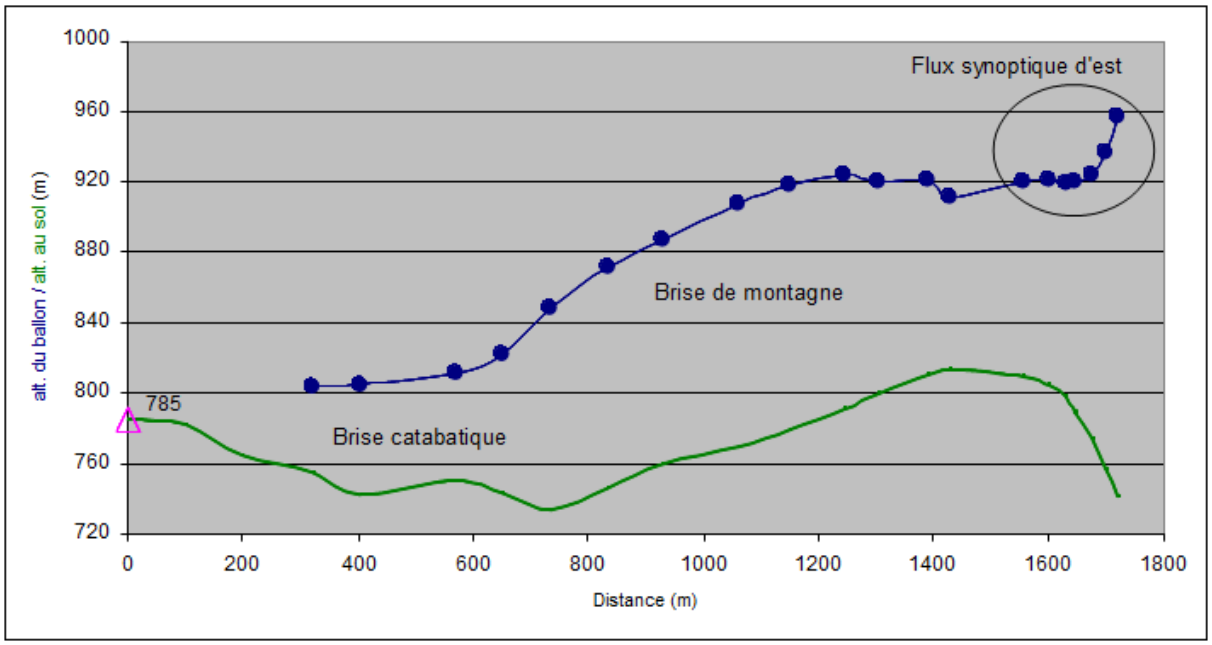


Figure 109. Profil vertical du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence. Le 06/06/2011 à 06h18. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ. En vert : profil topographique.

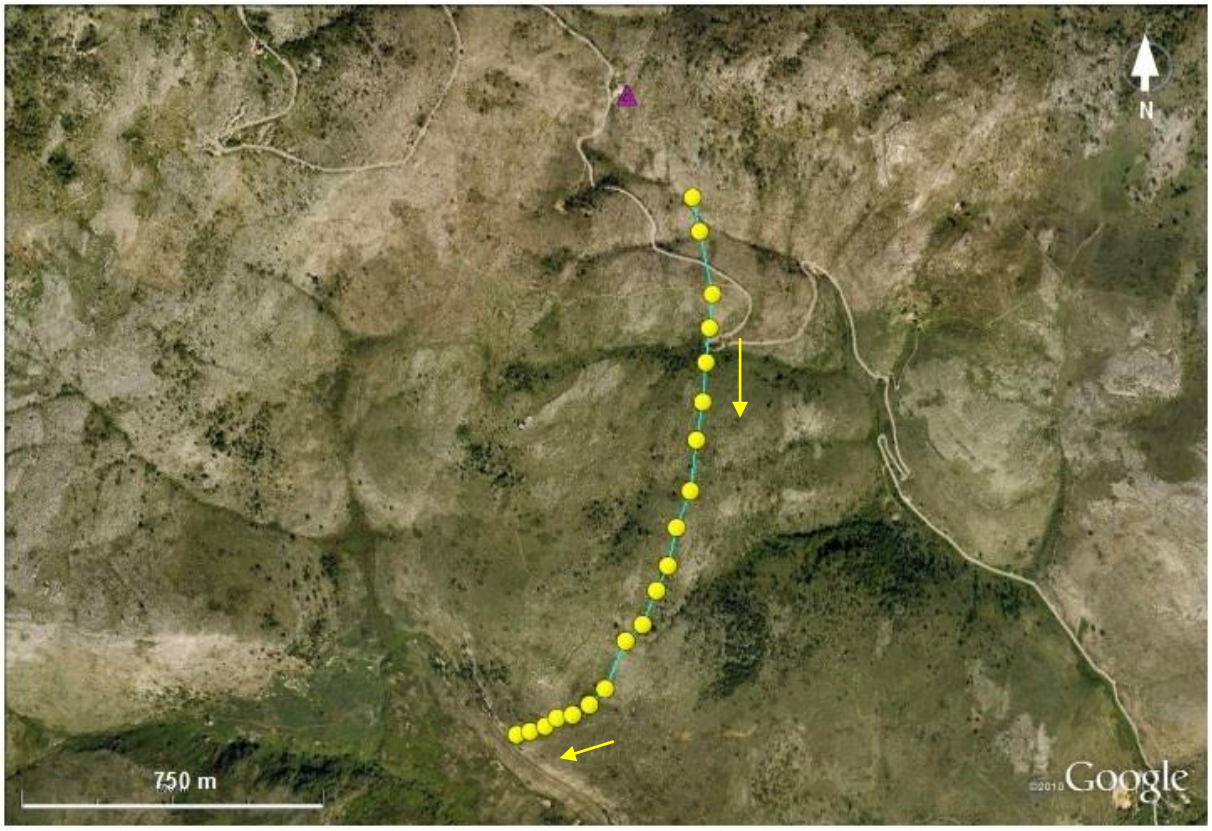


Figure 110. Parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 06h18. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB.

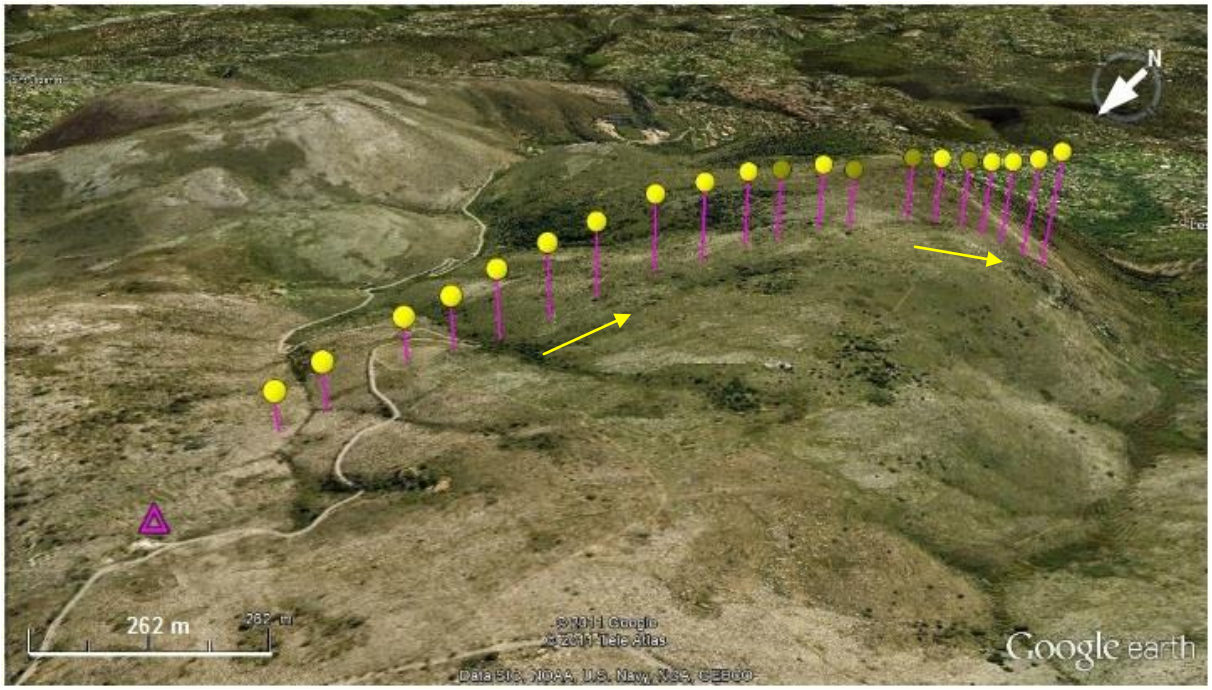


Figure 111. Vue en perspective du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 06h18. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB.

- 6 juin 2011, 06h42, CLB 2

Le second CLB se déplace moins rapidement (2,4 m/s). 4 minutes après son départ, le CLB entre clairement dans le flux synoptique d'est sous l'effet de l'impulsion orographique qui le fait monter (fig. 112 et 114). Le CLB vire ensuite franchement à l'ouest (fig. 113) et se stabilise dans le flux synoptique d'est qui souffle désormais à 1,4 m/s.

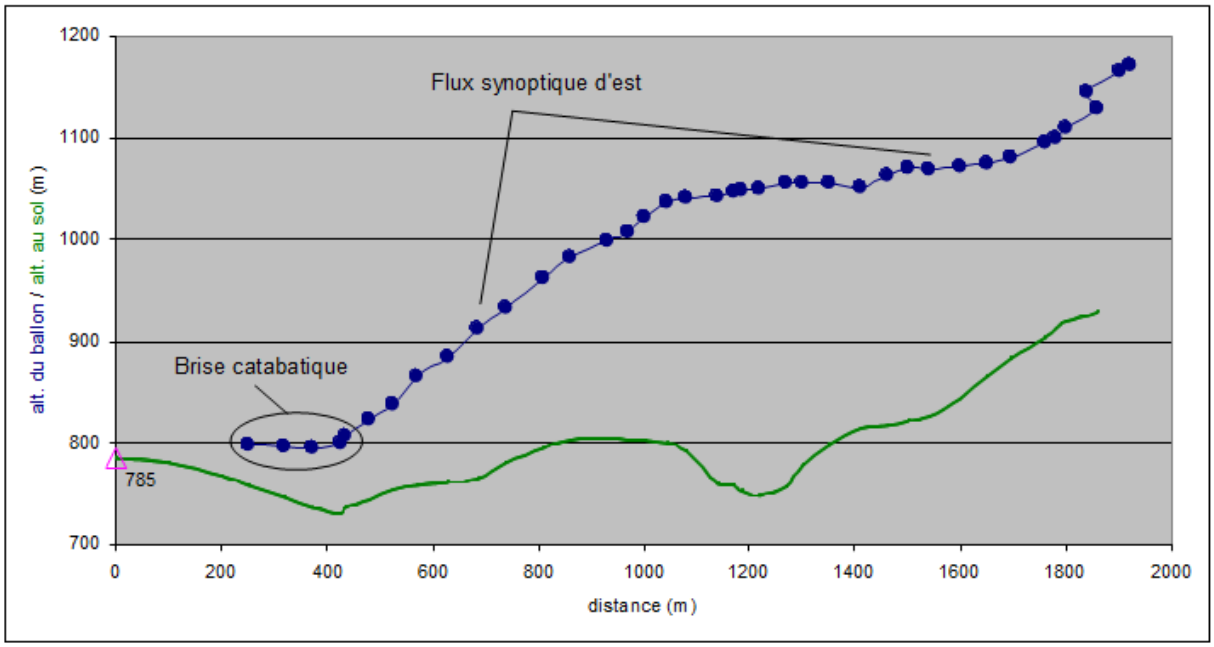


Figure 112. Profil vertical du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence. Le 06/06/2011 à 06h42. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ. En vert : profil topographique.

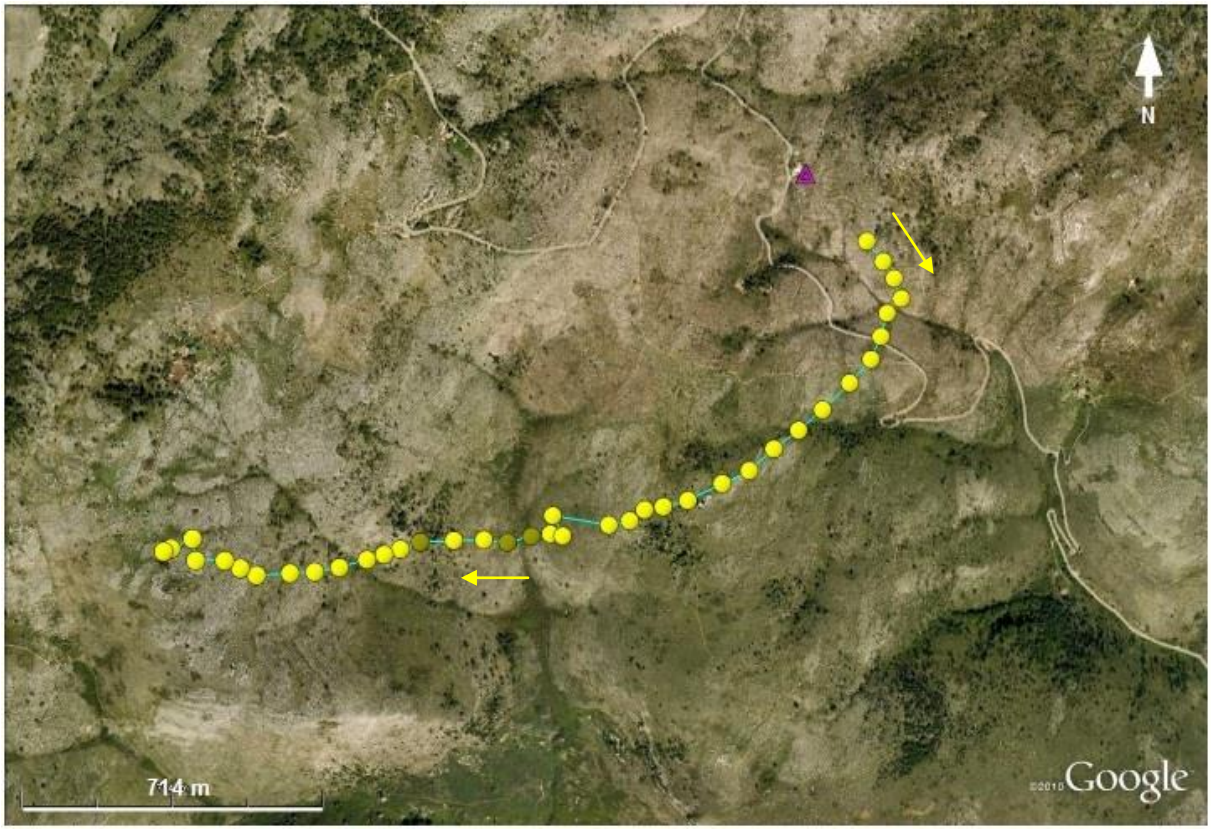


Figure 113. Parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 06h42. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB.

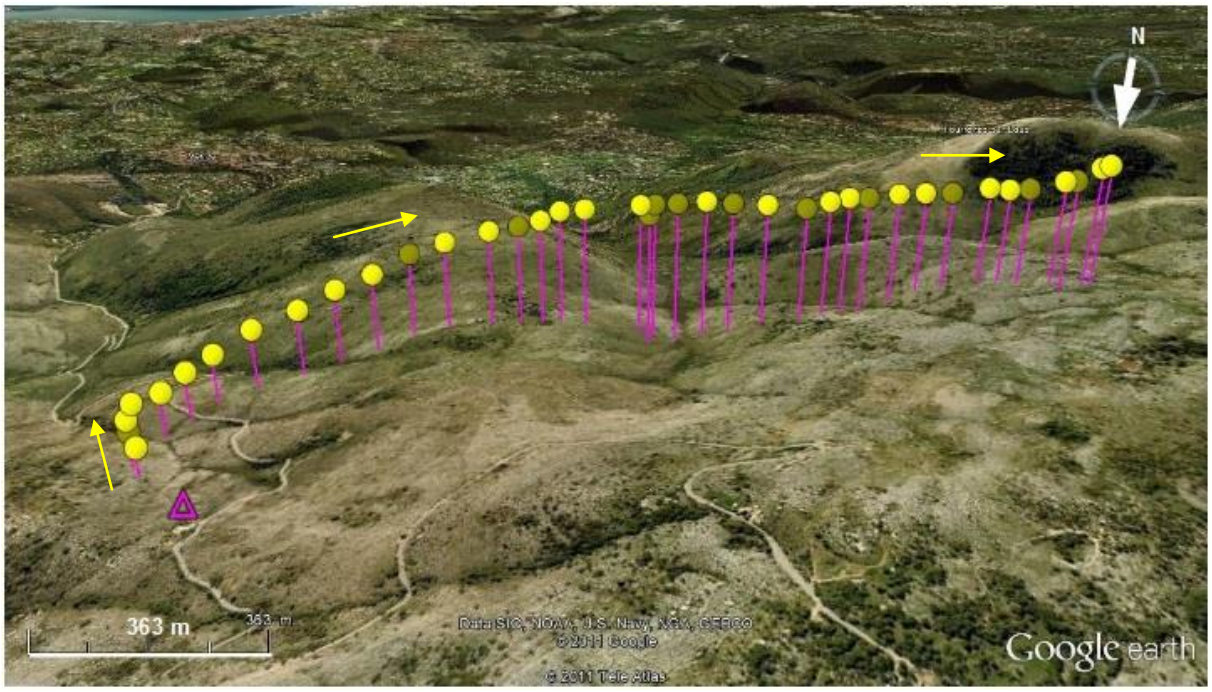


Figure 114. Vue en perspective du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 06h42. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB.

Ces mesures prouvent indiscutablement l'existence des brises thermiques. La synthèse indique que, globalement, sous l'influence d'une brise de terre-montagne de composantes nord à nord-ouest, épaisse d'environ 150 mètres pour une vitesse moyenne de 2,9 m/s, l'air montagnard nettoie les abords nord de Vence et de son centre-ville, et transporte les PM_{10} vers la bande littorale située au sud (fig. 115). Par conséquent, en plus de ses propres émissions de particules déjà importantes, la zone urbaine dense du front de mer voit la qualité de l'air s'aggraver le matin du fait de cet apport exogène qui se fait au sein d'une masse d'air stable et relativement froide d'origine thermique.

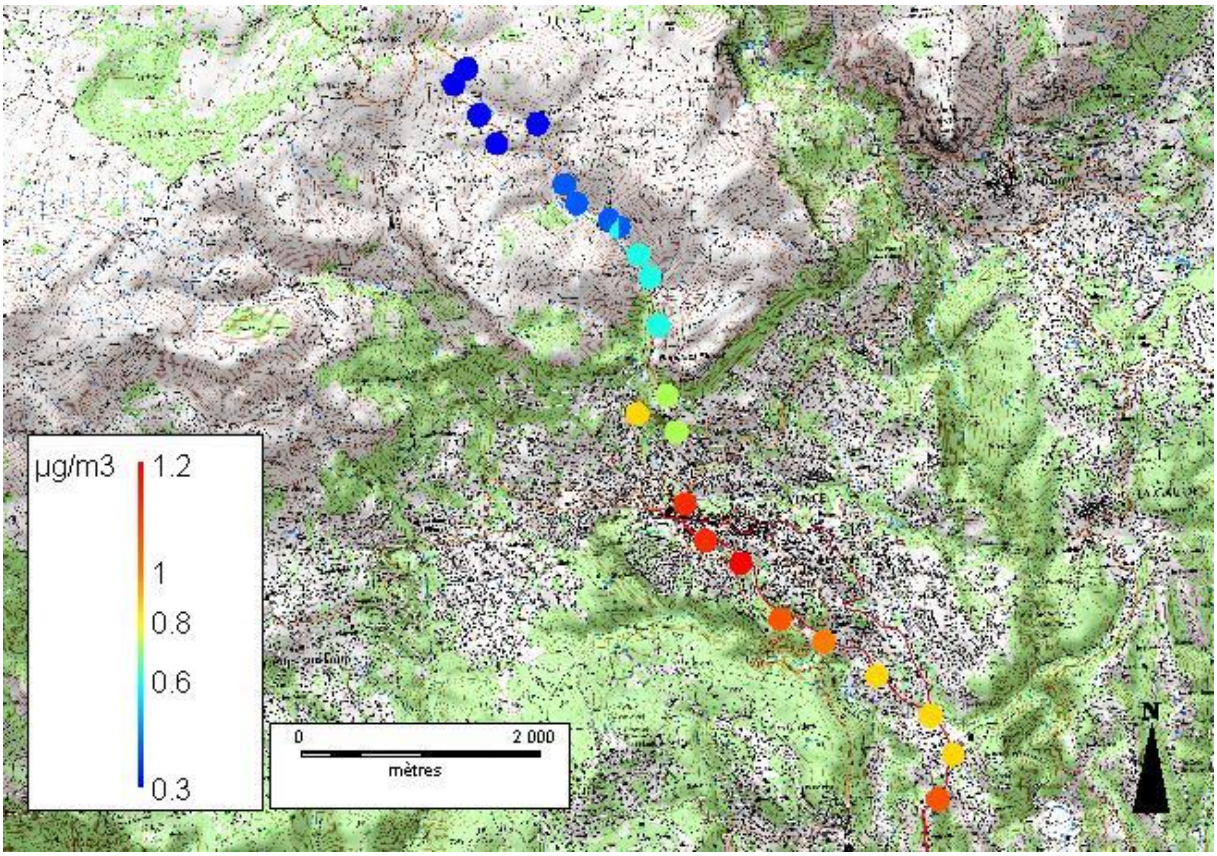


Figure 115. Distribution spatiale des concentrations des PM_{10} le long d'un trajet entre Saint-Paul de Vence et le Plan des Noves (Préalpes de Vence). Le 06/06/2011 à 05h30. (Fond : Scan25 IGN).

- 6 juin 2011, sondages verticaux 2-3-4-5-6

A 07h00 le flux de terre se tarit lentement pour laisser place à une période calme correspondant à la renverse de brises.

Le second lâcher a lieu à 07h06. Le ballon s'élève verticalement de 40 mètres à travers un air immobile, puis marque un très léger flux de sud-est et ensuite de sud. Cela atteste la fin de la brise de montagne, avec une brise de mer qui prend le relais. En effet, ce flux est trop épais pour être une brise de pente. Enfin, après environ 280 mètres d'élévation, le ballon part dans le flux synoptique d'est-nord-est.

Le troisième sondage vertical effectué à 07h27 indique un très léger flux ascendant orienté au sud-sud-est qui remonte la pente. On constate ainsi une épaisse brise de pente anabatique (280 mètres) surmontée d'un flux d'est à nord-est.

Le quatrième ballon lâché à 08h15 évolue plus verticalement que le précédent, avec toutefois une légère composante sud, puis sud-sud-est, tout en affirmant cette direction vers 900 mètres d'altitude.

Le ballon lâché à 08h53 démarre son ascension verticalement. Celui-ci part à l'ouest vers 1000 mètres d'altitude. A cet instant, les opérateurs commencent à ressentir nettement le flux remonter la pente du vallon de la Lubiane.

Lors du dernier sondage vertical de 09h13, le ballon part dans un flux de sud-est sur 200 mètres d'épaisseur guidé par le vallon de la Lubiane. Le flux anabatique s'est clairement installé, coiffé par le flux synoptique d'est.

3.2.4. La brise de mer advecte un air pollué en montagne

- 6 juin 2011, 09h55, CLB 3

Le troisième CLB caractérise le flux anabatique qui s'est installé sur 300 mètres d'épaisseur environ avec une vitesse de 1,4 m/s. Repris peu après dans le flux synoptique, le CLB subit des ascendances et subsidences occasionnées par la présence de cumulus (fig. 116).

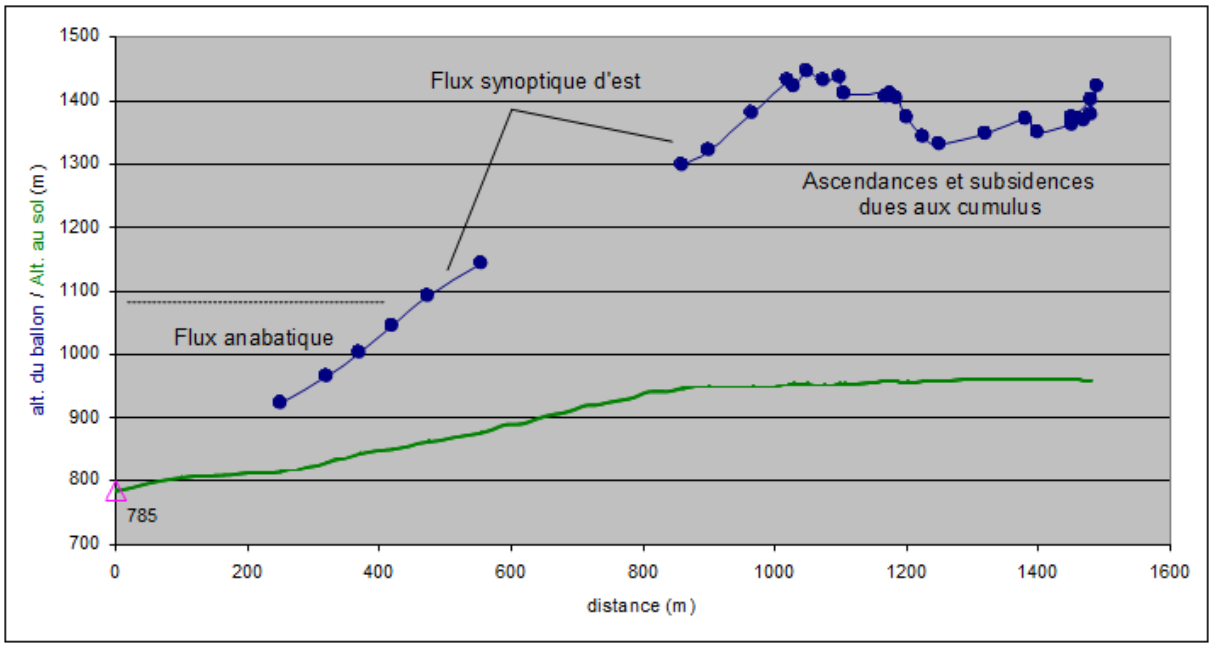


Figure 116. Profil vertical du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence. Le 06/06/2011 à 09h55. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ. La section manquante correspond à la perte visuelle du CLB. En vert : profil topographique.

La suite du parcours du CLB indique toujours la présence d'un flux synoptique d'est (fig. 117 et 118).

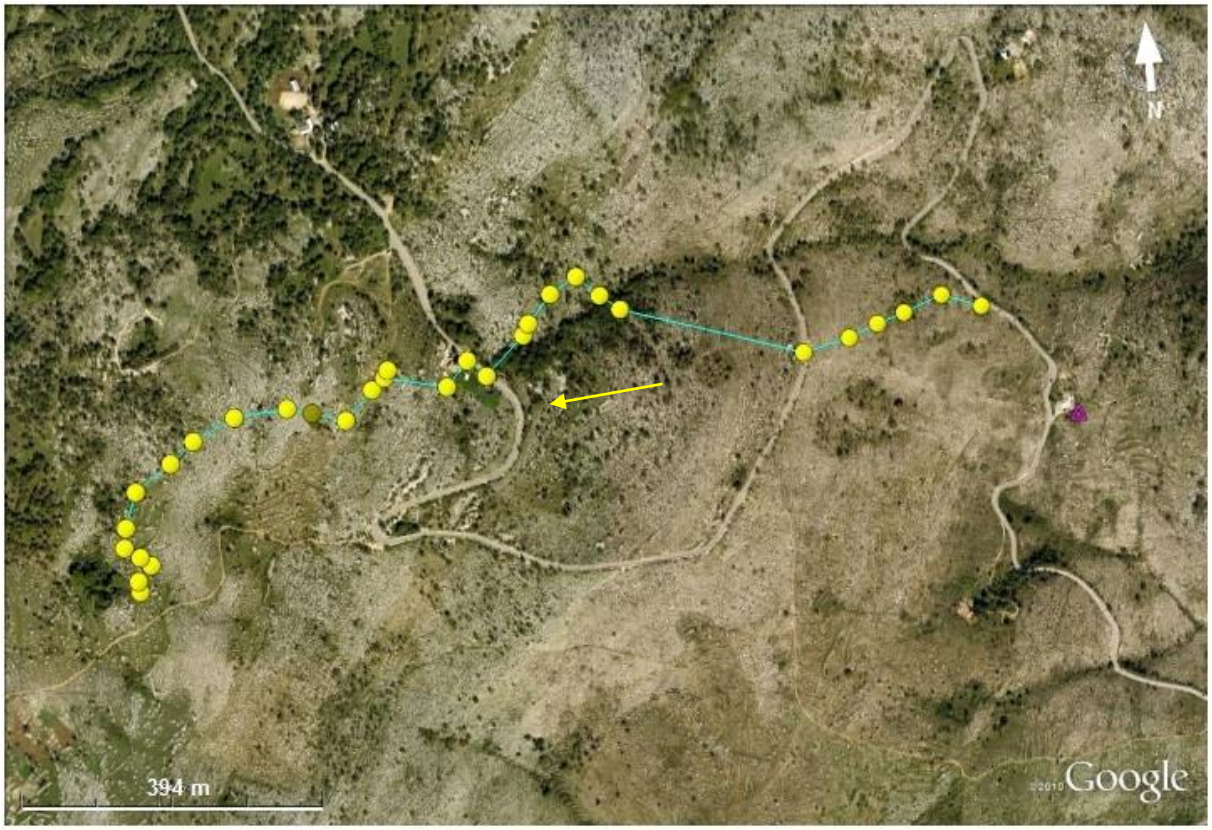


Figure 117. Parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 09h55. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

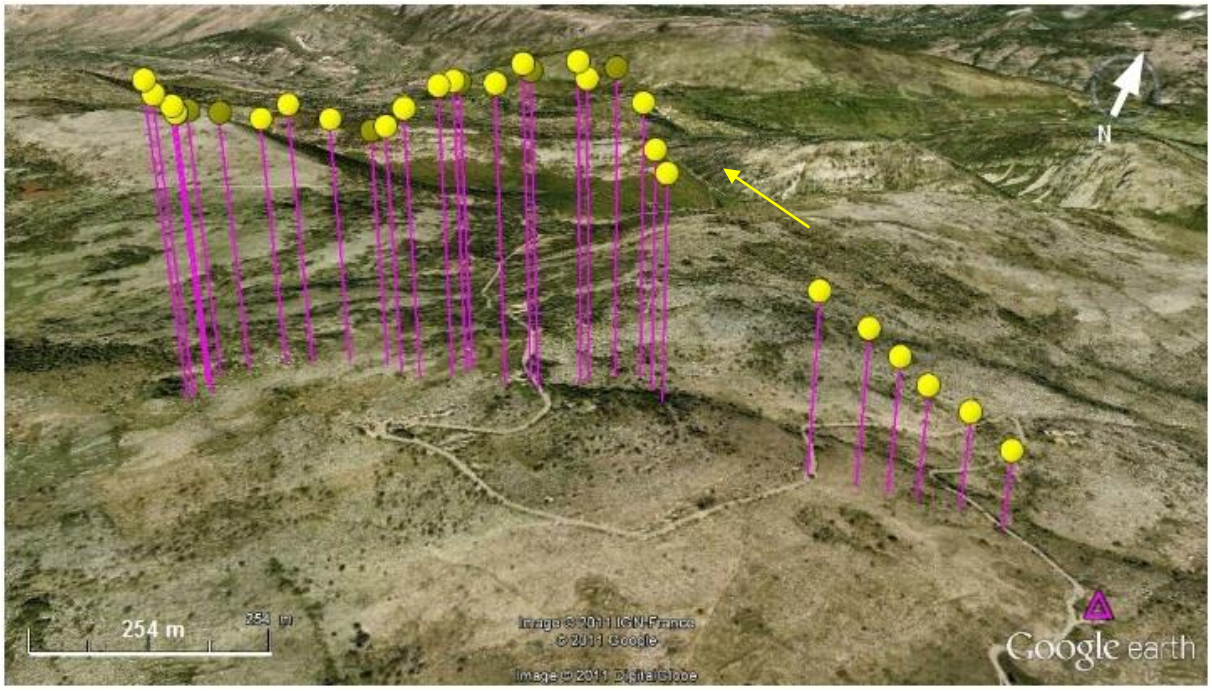


Figure 118. Vue en perspective du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 09h55. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

- 6 juin 2011, 10h33, CLB 4 (T : 18,6°C ; td : 11,3°C)

Au cours de la matinée le ciel se couvre progressivement avec le développement de cumulus de beau temps (4 octas). A l'instar du précédent lâcher, mais à la différence qu'il s'agit ici du flux thermique, le CLB est aussi soumis à des courants ascendants et subsidents générés par des cumulus présents au-dessus de la ligne de crête des Fraisses du Malvan (fig. 119) qui marque le versant sud des gorges de la Cagne.

Figure 119. CLB emporté par la brise de mer à 10h33 le 06/06/2011 à proximité du col de Vence. Vue vers le nord-ouest. (© Michelot).

Vers 10h30, la brise de mer s'installe clairement, sur plus de 400 mètres d'épaisseur (fig. 120), avec une vitesse de 2,1 m/s pour une direction sud-sud-est (fig. 121 et 122).

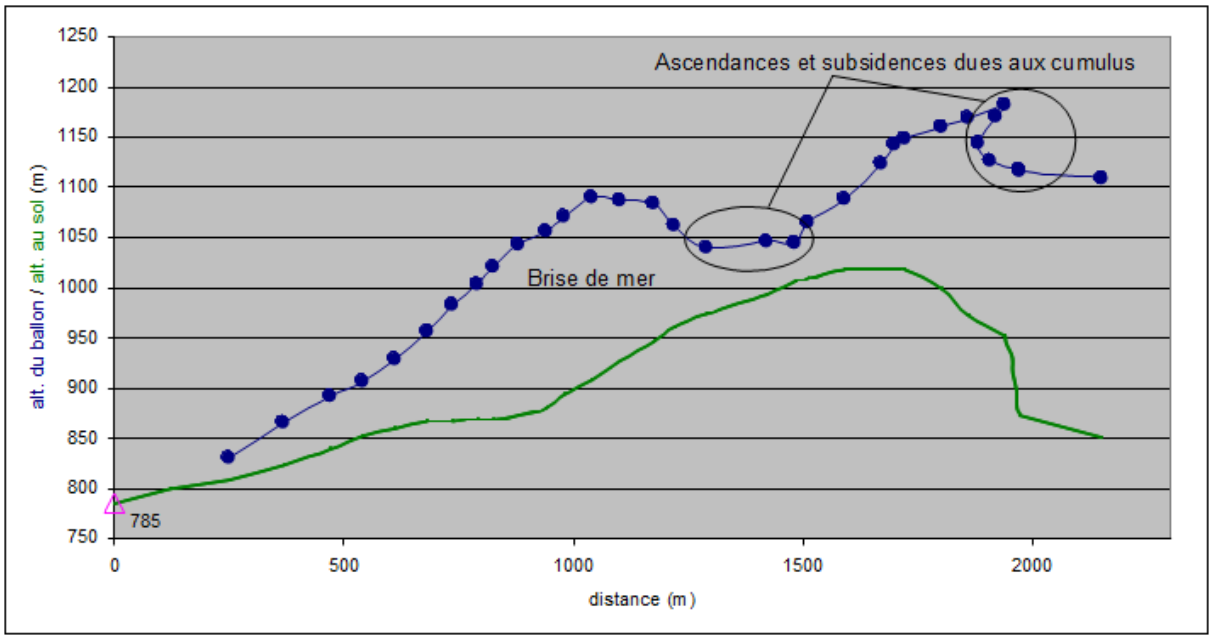


Figure 120. Profil vertical du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence. Le 06/06/2011 à 10h33. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ. En vert : profil topographique.

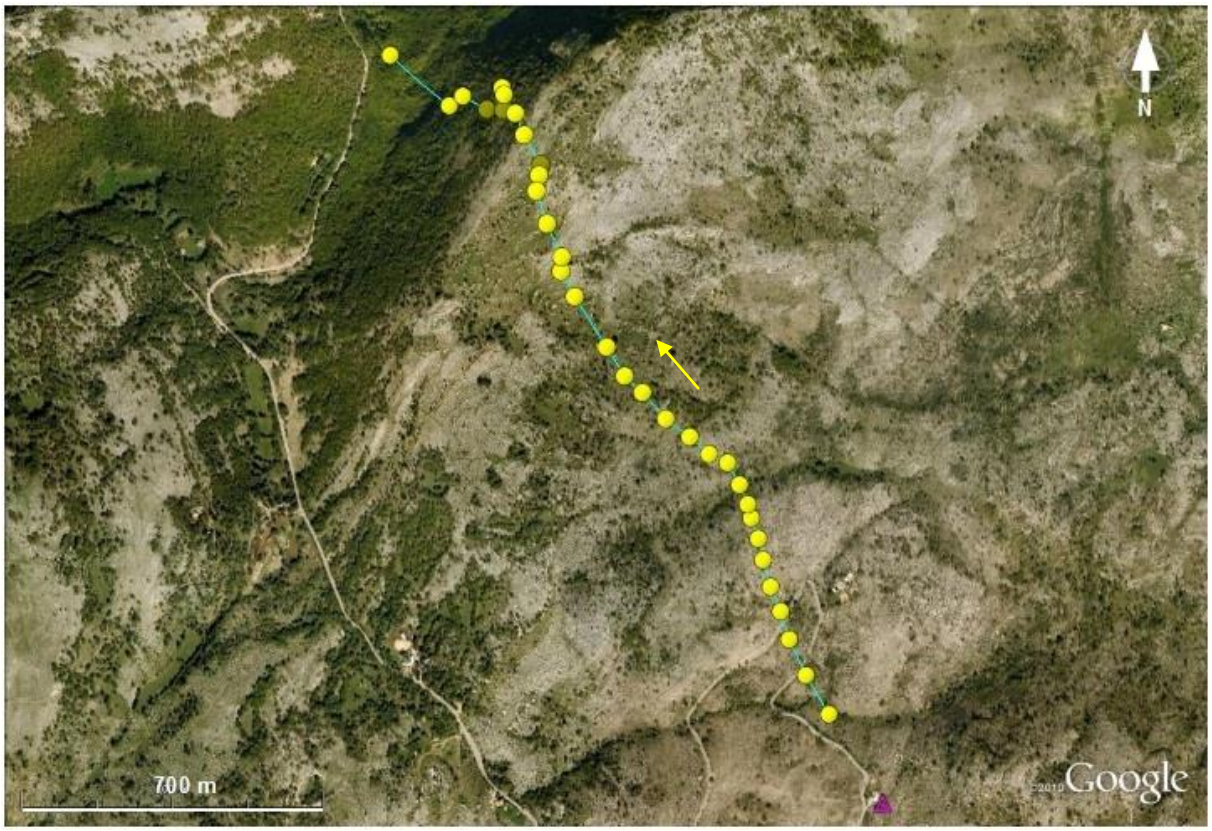


Figure 121. Parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 10h33. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

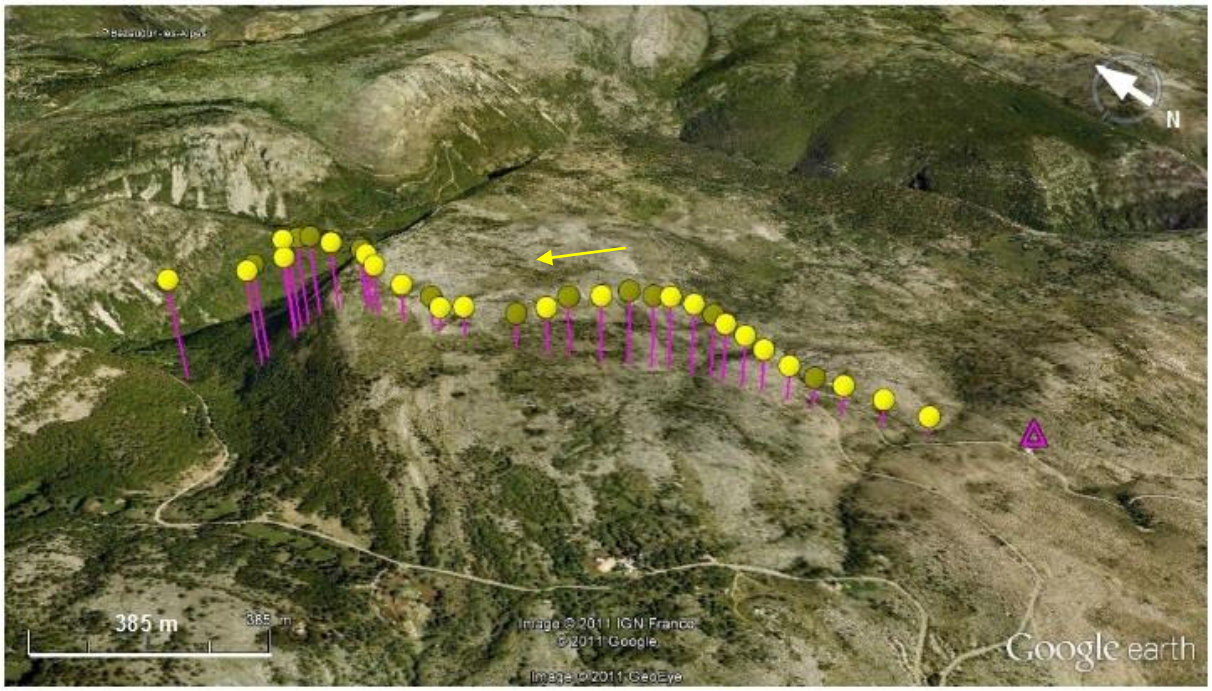


Figure 122. Vue en perspective du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 10h33. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

- 6 juin, 11h00, CLB 5

Emporté par la brise de mer, le CLB se dirige vers le nord-ouest. Il marque quelques hésitations (fig. 123), puis il se voit aspiré dans les cumulus sur la fin de son parcours.

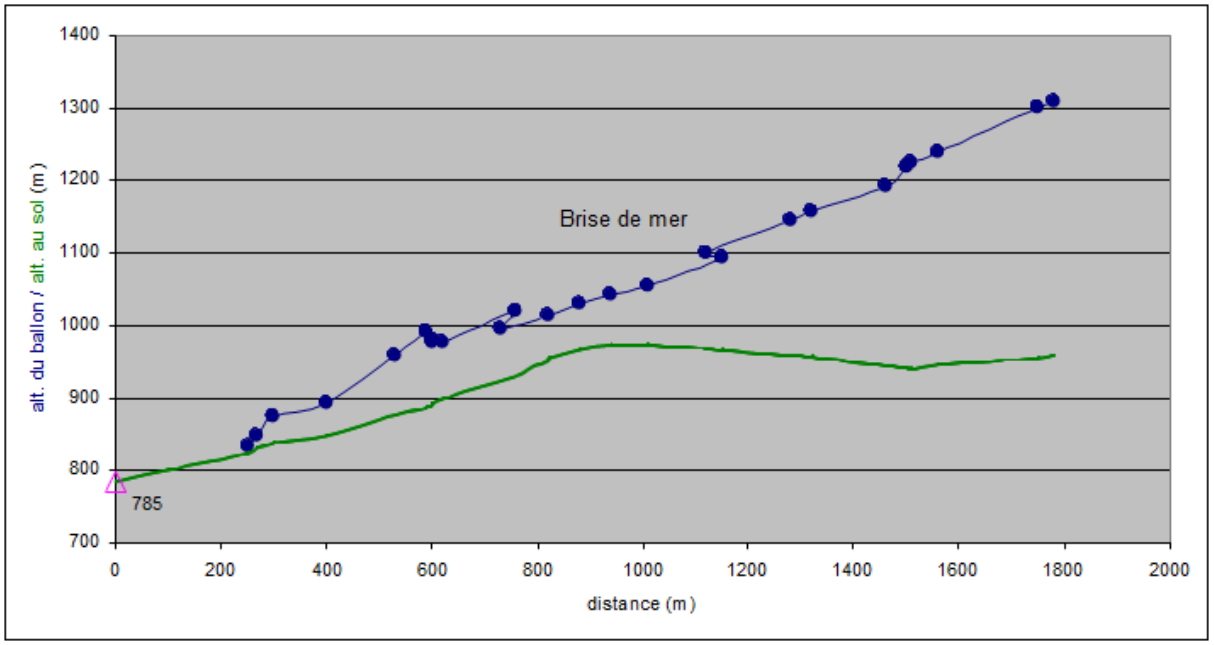


Figure 123. Profil vertical du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence. Le 06/06/2011 à 11h00. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ. En vert : profil topographique.

On saisit grâce à ce CLB que le flux thermique épouse le sens de la pente du Plan des Noves, orientée sud-est/nord-ouest (fig. 124 et 125). La vitesse de la brise de mer est alors de 2 m/s.

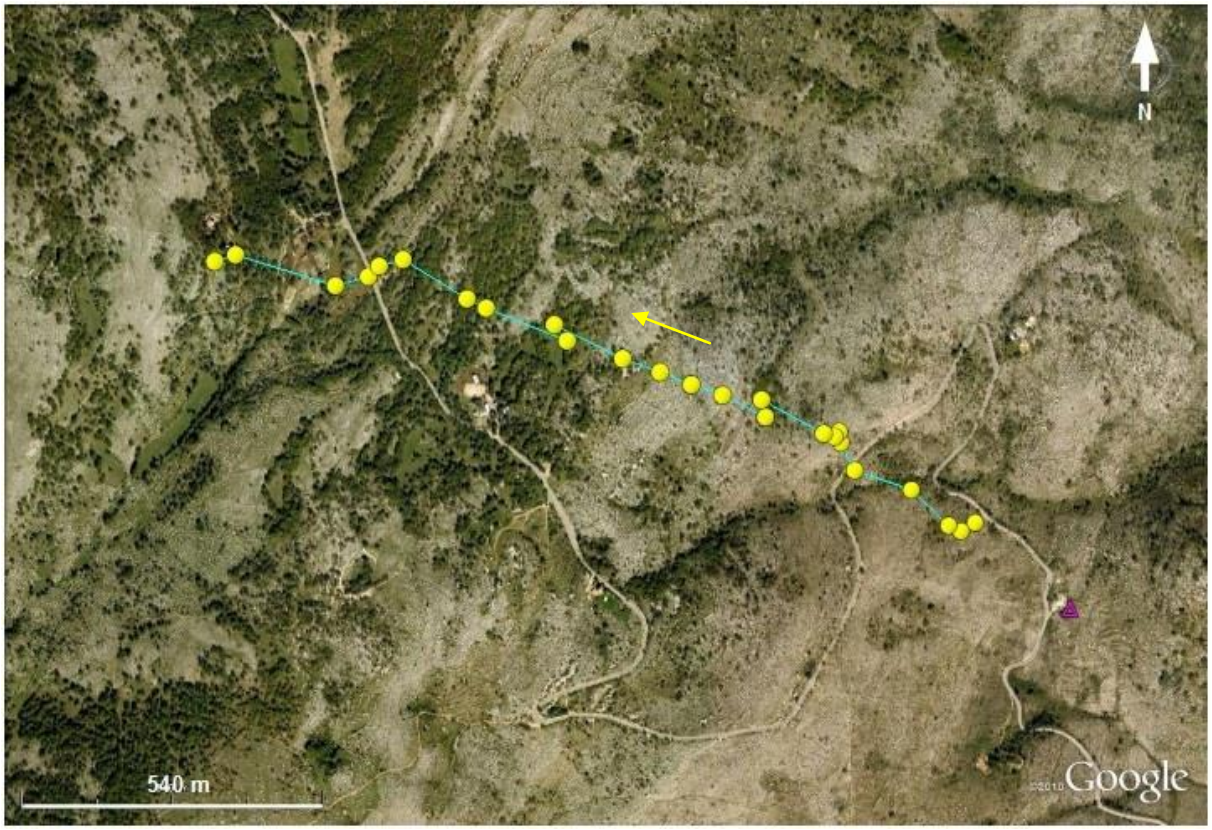


Figure 124. Parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 11h00. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

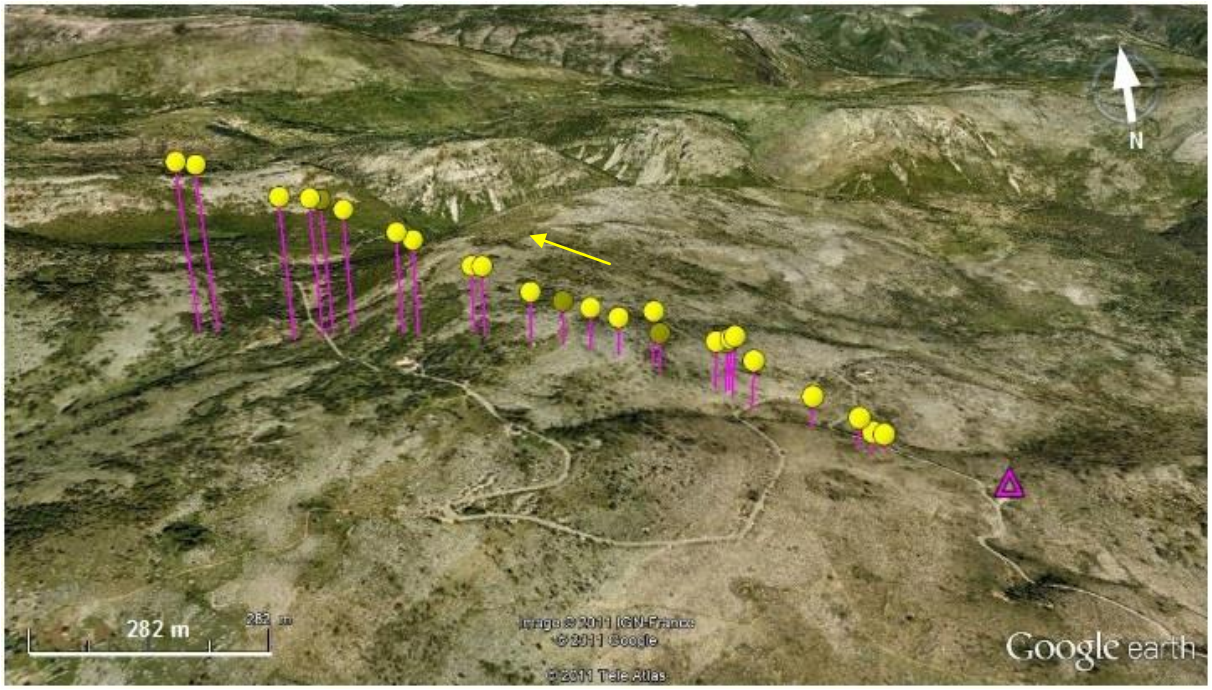


Figure 125. Vue en perspective du parcours du CLB lâché à proximité du col de Vence (triangle rose). Le 06/06/2011 à 11h00. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

Finalement, au-dessus du plateau des Noves, après la renverse de brise du matin, la brise de mer se caractérise par une épaisseur variant entre 250 et 500 mètres pour une vitesse moyenne de 2 m/s. Elle est orientée sud-est à sud-sud-est. Alors même qu'il n'y a pas de sources d'émissions fixes ou mobiles significatives, on retrouve le long des 10 km d'itinéraire montagneux des concentrations en PM_{10} de l'ordre de 10 µg/m^3, quasiment égales à celles de l'agglomération littorale au même moment.

La brise de mer est donc capable, en été, d'advecter l'air pollué depuis la côte jusqu'au front des Préalpes en matinée et en milieu d'après-midi (fig. 126 et 127), et jusqu'au massif du Cheiron, au nord de Coursegoules en fin d'après-midi (fig. 128), respectivement situés à 10 et 23 km de la mer Méditerranée.

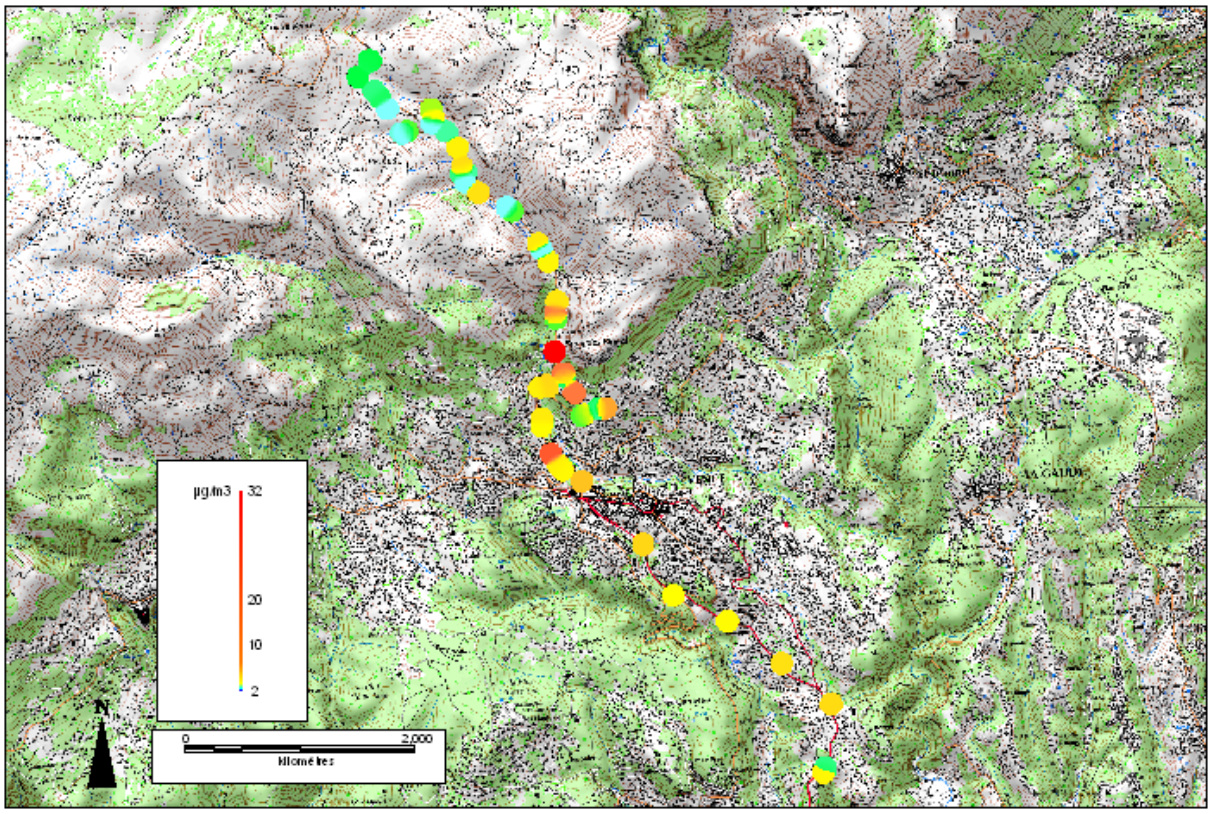


Figure 126. Distribution spatiale des concentrations des PM_{10} le long d'un trajet à Vence. Le 06/06/2011 vers 11h30. (Fond : Scan25 IGN).

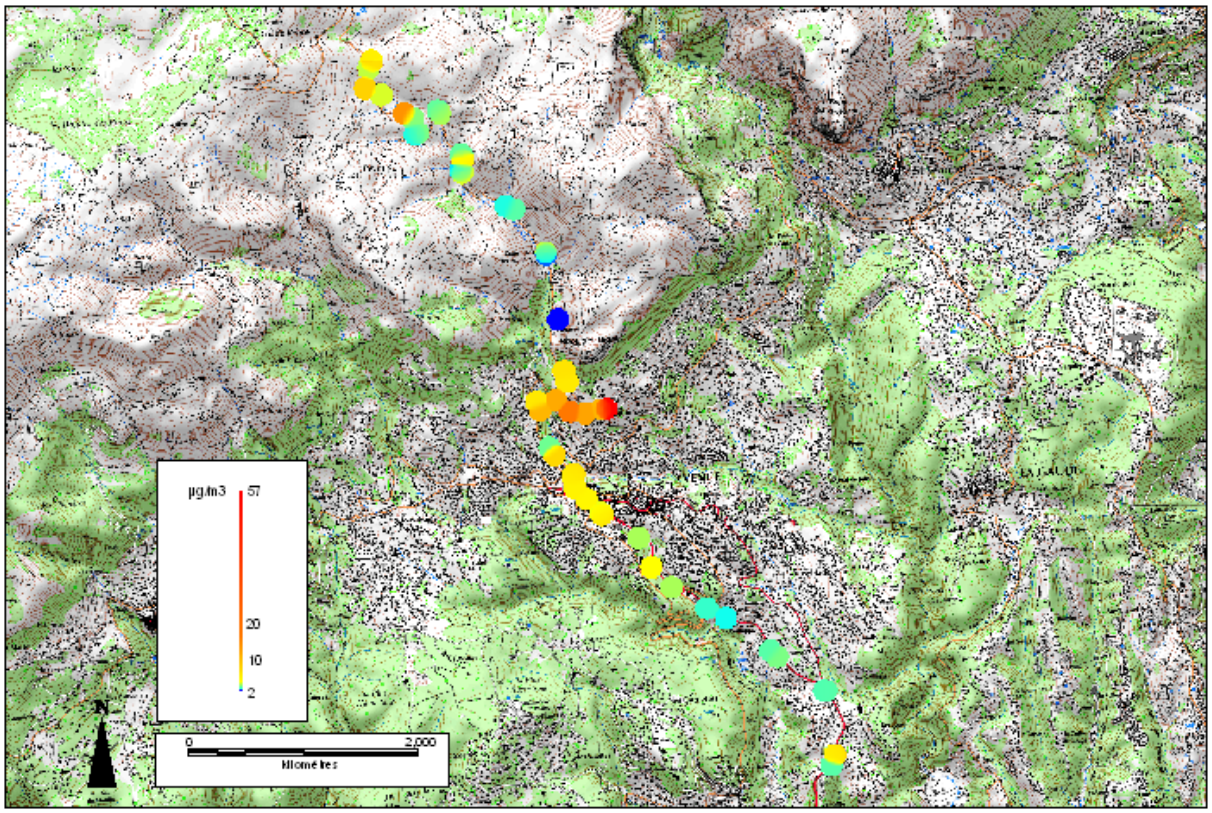


Figure 127.Distribution spatiale des concentrations des PM_{10} le long d'un trajet à Vence. Le 06/06/2011 vers 15h00. (Fond : Scan25 IGN).

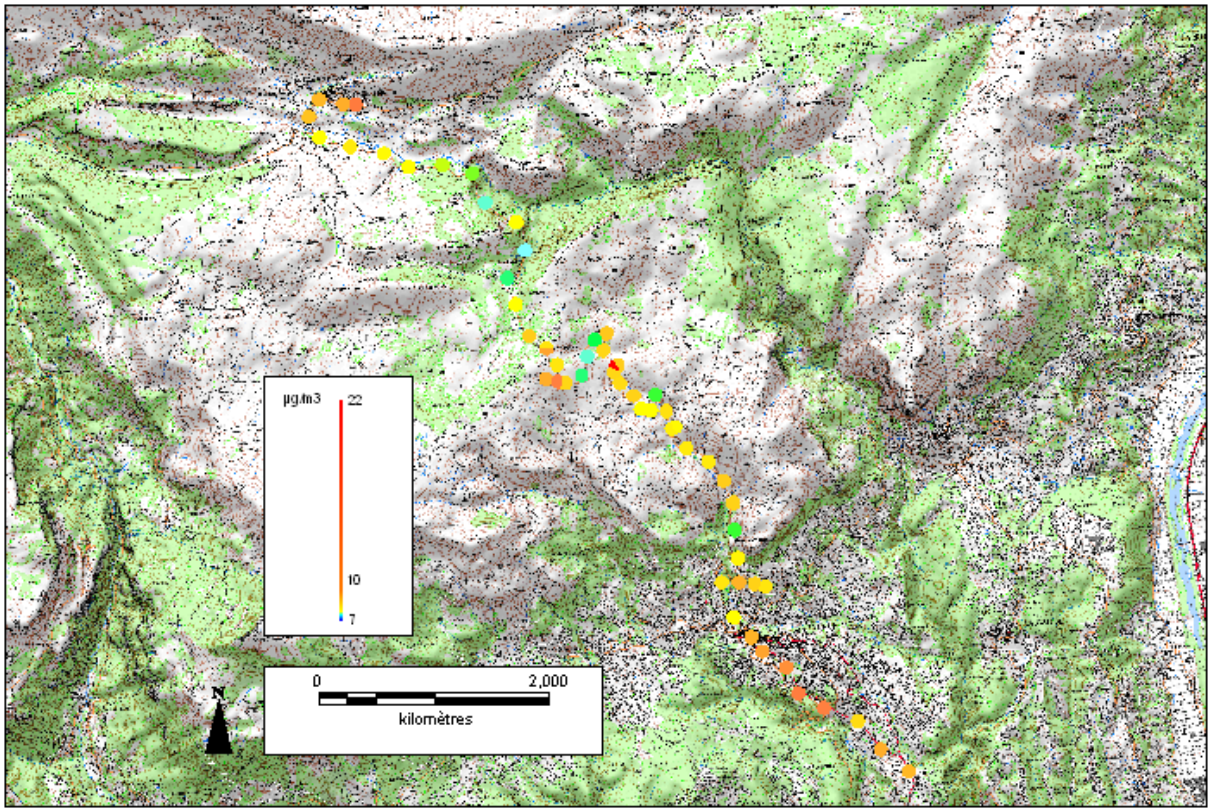


Figure 128. Distribution spatiale des concentrations des PM_{10} le long d'un trajet entre Vence et Coursegoules. Le 04/06/2011 entre 16h00 et 17h00. (Fond : Scan25 IGN).

3.2.5. Les niveaux de PM_{10} peuvent chuter brutalement lors d'un changement rapide du type de masse d'air

Des mesures itinérantes de PM_{10} ont été effectuées l'après-midi du 18 septembre 2013 avec l'analyseur portatif DustMate. L'objectif consistait à capter la variabilité spatiale des concentrations de PM_{10} sous l'effet de la brise de mer, entre le littoral et la montagne. Le trajet choisi a permis de rejoindre en 1 heure environ le Plan des Noves dans les Préalpes de Vence depuis le bord de mer, au sens propre du terme puisque les mesures ont commencé les pieds dans l'eau sur la plage de Saint-Laurent-du-Var (fig. 129).

En ce début d'après-midi du 18 septembre 2013, à 14h37, la sonde Testo indique en haut de la plage : T 28°C ; td 15,1°C ; HR 45,6 %, et 30 mètres plus bas au bord de l'eau : T 24,1°C ; td 14,7°C ; HR 56,4 %. La plage se situe entre l'embouchure du delta du Var, jouxtant les pistes de l'aéroport de Nice Côte-d'Azur situées à 1 440 mètres à l'est. Le port de plaisance de Saint-Laurent-du-Var se situe à 250 mètres à l'ouest.

Une brise de mer relativement soutenue souffle de secteur est-sud-est à sud-est. En plein sous le vent de l'aéroport, on constate rapidement (réactivité de l'appareil) sous l'effet de la brise de mer le passage des particules émises par les décollages et atterrissages d'avions. Aussi, les embruns volatilisés par les brises lames posés en avant de la plage et les enrochements du polder de l'aéroport y sont pour quelque chose dans les niveaux mesurés.

La distance entre les pistes et la plage, et le temps qui sépare le décollage d'un avion et le pic observé sur l'appareil (environ 4 minutes) permettent d'estimer la vitesse de la brise de mer à 6 m/s (21,6 km/h). A 14h30, le METAR de Nice relève un vent horaire de 18 km/h orienté à 110°. On enregistre alors 397,1 $\mu g/m^3$ de PM_{10} à 14h48 peu après le mouvement d'un avion, et même jusqu'à 1 471,6 $\mu g/m^3$ les 10 premières secondes de cette minute ! Ces quelques valeurs extrêmes ne rentrent pas dans le cadre de l'étude. Elles revêtent cependant un intérêt pour constater l'impact à micro-échelle et à très court-terme des aéronefs sur la qualité de l'air. Elles ont donc été isolées dans les relevés.

Jusqu'au front des Préalpes à Vence, le trajet s'est fait au travers de l'agglomération sur les axes routiers principaux. Les niveaux rencontrés sont principalement le fait de la circulation automobile qui était globalement fluide (fig. 129). Ils ont permis de voir la réactivité du DustMate avec les niveaux qui s'emballaient, par exemple lorsque nous étions bloqués derrière certains véhicules diesel qui fumaient fortement, lorsque nous passions dans un nuage de poussières, ou encore à côté de travaux publics.

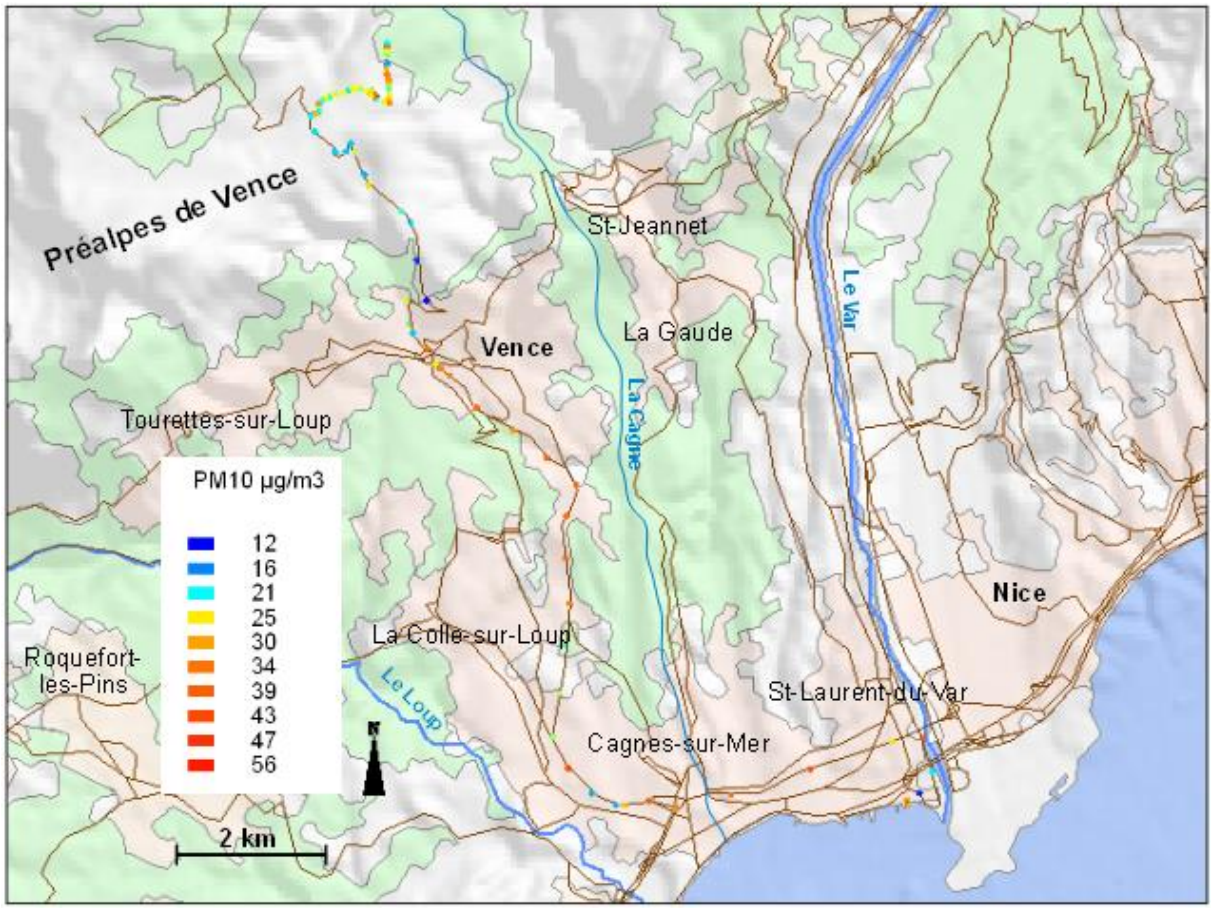


Figure 129. Distribution spatiale des concentrations des PM_{10} le long d'un trajet entre St-Laurent-du-Var et les Préalpes de Vence. Le 18/09/2013 entre 14h30 et 16h30. (Fond : SRTM 90m).

Au parking du col de Vence, la brise de mer s'accélère par effet de crête. A 15h36, on note : T 23,9°C ; td 12,4°C ; HR 54,8 %. La brise de vallée est bien canalisée dans le vallon de la Lubiane. On sent que la brise de versant se renforce car nous sommes en position de col. A 15h47, le foehn souffle en altitude. On relève alors : T 21,8°C ; td 14,1°C ; HR 50,9 % . Au cours de la randonnée, à travers le Plan des Noves en direction du nord, le vent est dans notre dos ce qui atteste la présence d'une brise de mer sur le plateau.

A cet endroit, on constate des valeurs de PM_{10} relativement importantes pour le site, pourtant exempt de toute source d'émission. En effet, l'analyseur indique durant le trajet pédestre des concentrations comprises entre 20 et 36 µg/m^3, autant que dans l'agglomération littorale (fig. 129). Plus à l'est, en position de col au-dessus des gorges de la Cagne, on ressent clairement le souffle de la brise de versant (T 22,5°C ; td 14,3°C ; HR 58,4 %). Les valeurs sont toujours aussi « élevées ».

Une fois de plus, on remarque que la brise de mer advecte sur les sommets les particules émises sur le littoral urbanisé. L'objectif initial relatif à l'étude du rôle de la brise de mer sur la variabilité spatiale des concentrations de PM_{10} a donc été atteint.

L'évolution météorologique nous a offert la possibilité de matérialiser leur variabilité temporelle. En effet, un brusque changement d'ambiance météorologique a permis de constater une chute radicale des niveaux de PM_{10} lors du trajet retour entamé vers 16h20.

Vers 16h45, le foehn de secteur nord-ouest est apparu en moins de 5 minutes sur le plateau. Il y a donc interférence entre le foehn et la brise de mer vers 700 mètres d'altitude, au niveau du sol. Le vent s'est renforcé avec des rafales estimées à 7-8 m/s. Les concentrations de PM_{10} chutent d'un coup, passant d'environ 20 µg/m^3 à 3,1 µg/m^3 (fig. 130 et 131).

La masse d'air n'est maintenant clairement plus la même. Pour preuve, les paramètres ont rapidement évolués en 10 minutes : T 25,1°C ; td 9,8°C ; HR 49 %. La masse d'air n'est plus d'origine maritime, mais provient désormais du nord-ouest, plus chaude et plus sèche sous l'effet de la compression adiabatique. En continuant notre chemin, on relève même 1,4 µg/m^3 lors de fortes rafales de vent. A 17h00, en fin de randonnée, les paramètres enregistrés au parking sont les suivants : T 24°C ; td 9,8°C ; HR 40 %. Les valeurs de PM_{10}, elles, restent cantonnées autour de 5 µg/m^3.

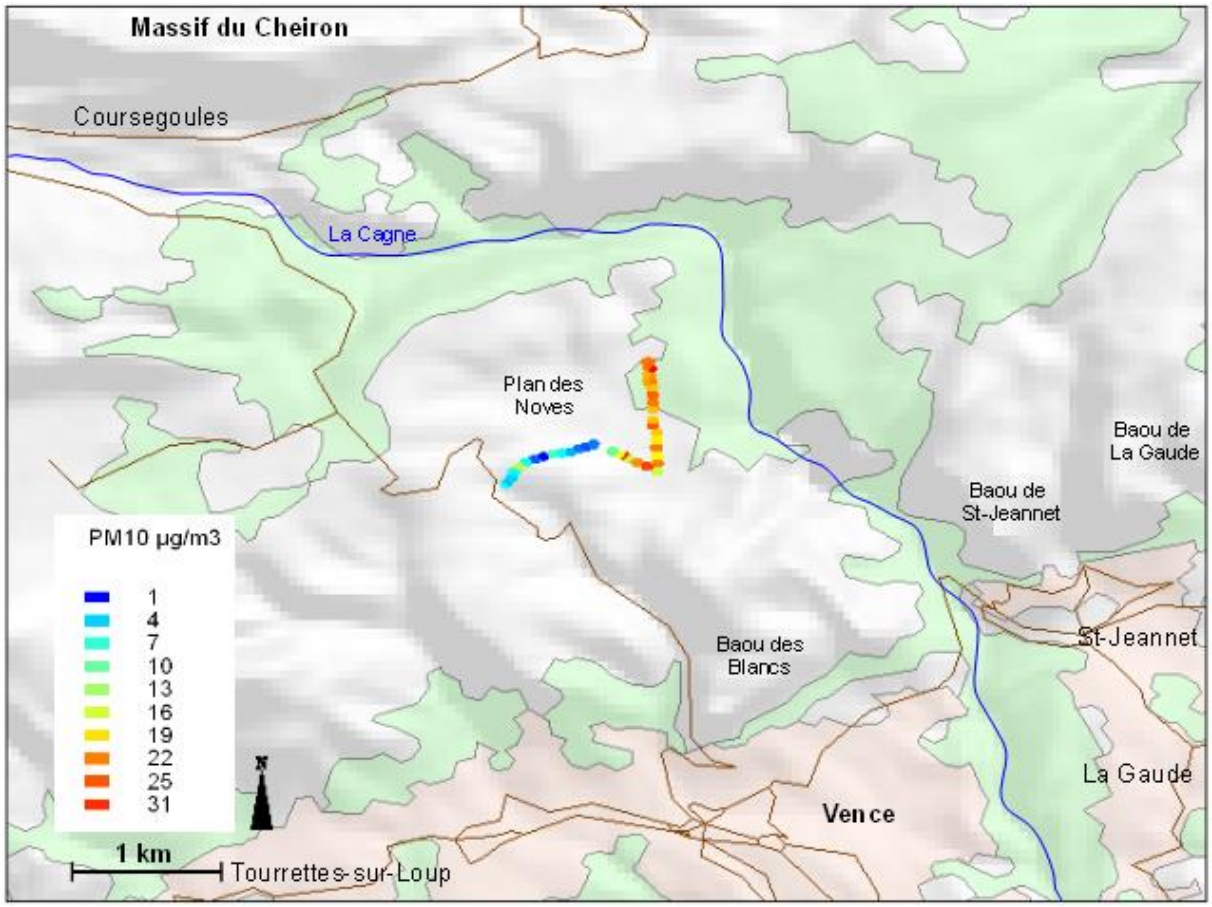


Figure 130. Distribution spatiale des concentrations des PM_{10} le long d'un trajet au Plan des Noves dans les Préalpes de Vence. Le 18/09/2013 entre 16h20 et 17h00. (Fond : SRTM 90m).

Finalement, le foehn qui nous surplombait auparavant est descendu au front des Préalpes et a nettoyé l'air pollué importé depuis l'aval (fig. 131). Ce changement de masse d'air a été remarquablement positif pour la qualité de l'air. D'une certaine manière, le flux synoptique « exempt » de poussières, et de par sa nature vive, est venu contrebalancer les effets négatifs de la brise de mer salie par les particules qu'elle a charriées en survolant l'agglomération littorale.

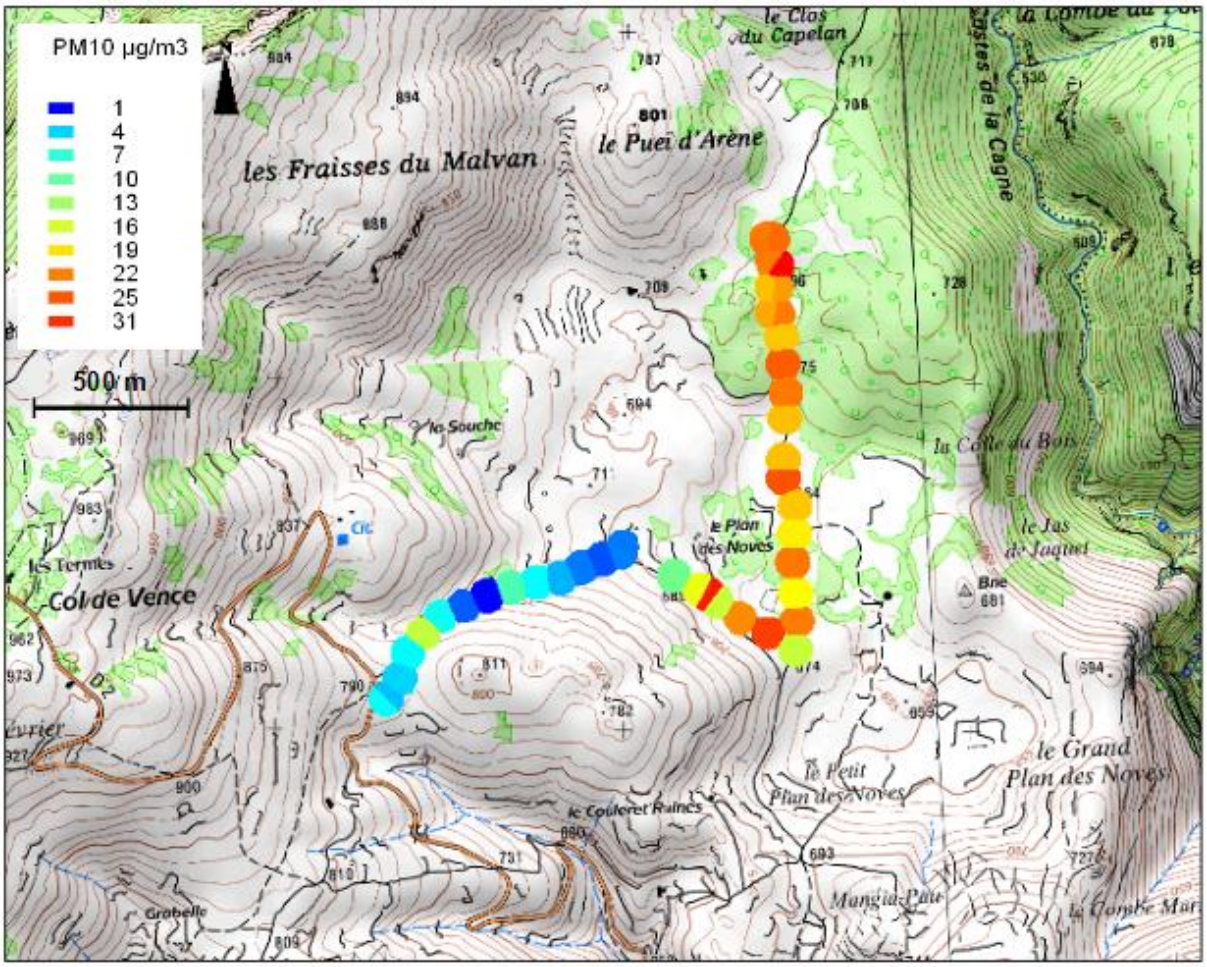


Figure 131. Distribution spatiale des concentrations des PM_{10} le long d'un trajet au Plan des Noves dans les Préalpes de Vence. Le 18/09/2013 entre 16h20 et 17h00. (Fond : Scan25 IGN).

3.3. Les traçages de masses d'air au-dessus du bassin inférieur de la Siagne, et mesures itinérantes de PM_{10} entre Grasse et Cannes-la-Bocca, et dans le massif du Tanneron

Pour les campagnes de mesures de CLB et de particules, le mode opératoire est identique à celui présenté antérieurement. Durant celles-ci, 7 CLB ont été poursuivis aux instruments et 3 autres ballons (2 sondeurs et 1 CLB) ont été suivis visuellement. Les sites de mesures ont par ailleurs été présentés précedemment.

3.3.1. Les conditions météorologiques durant les campagnes de mesures du 28 février et du 21 novembre 2012

Le front d'un puissant talweg circule le 28 février 2012 en direction de l'Europe de l'Est, avec un front chaud bloqué en soirée au nord-est de l'arc alpin, quant à lui sous l'influence d'une petite dorsale anticyclonique (fig. 132). Cette configuration générale cantonne les passages perturbés plus ou moins actifs sur l'Europe du Nord. La méditerranée occidentale est au cœur d'un anticyclone dans la soirée (fig. 133).

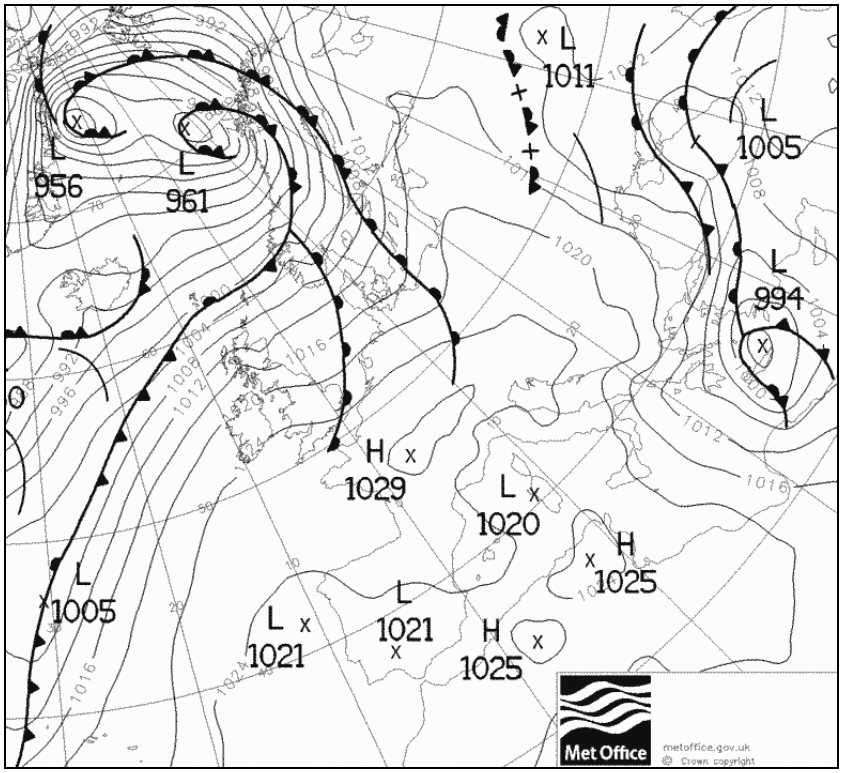


Figure 132. Analyse du Met Office en surface le 28/02/2012 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

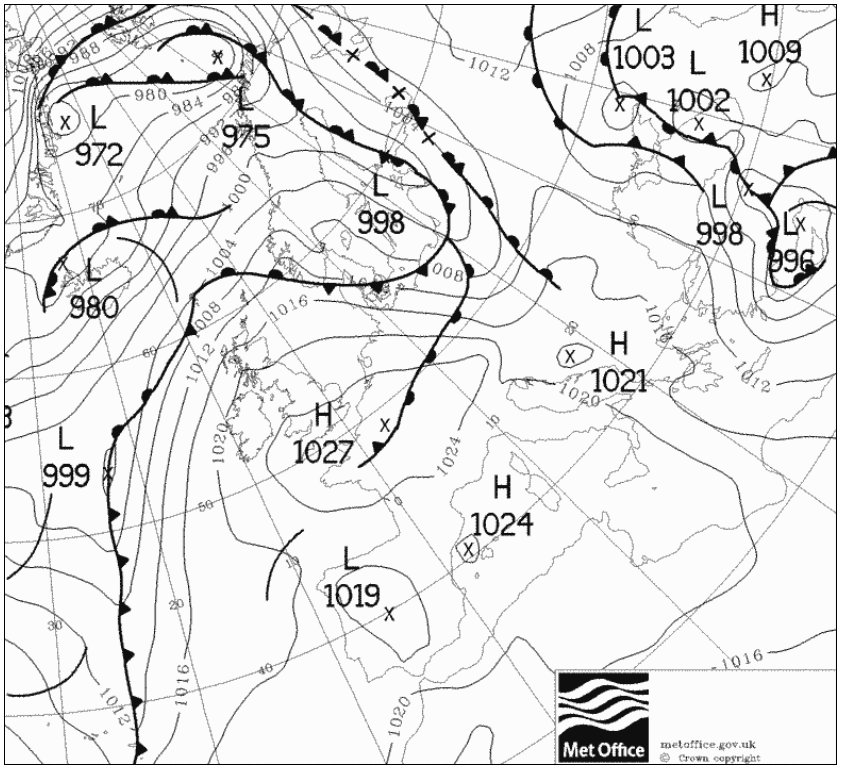


Figure 133. Analyse du Met Office en surface le 28/02/2012 à 18h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

Les Alpes-Maritimes connaissent un temps calme, ensoleillé et doux pour la saison. Cette situation générale permet aux brises thermiques de s'exprimer. Les prévisions en surface (fig. 134) montrent qu'aux environs de Cannes, une brise de terre souffle de direction nord-ouest le matin[11]. Un flux synoptique de secteur ouest à sud-ouest est prévu l'après-midi au même endroit (fig. 135). Par la suite il s'avèrera que ce flux se superposait à une brise de mer.

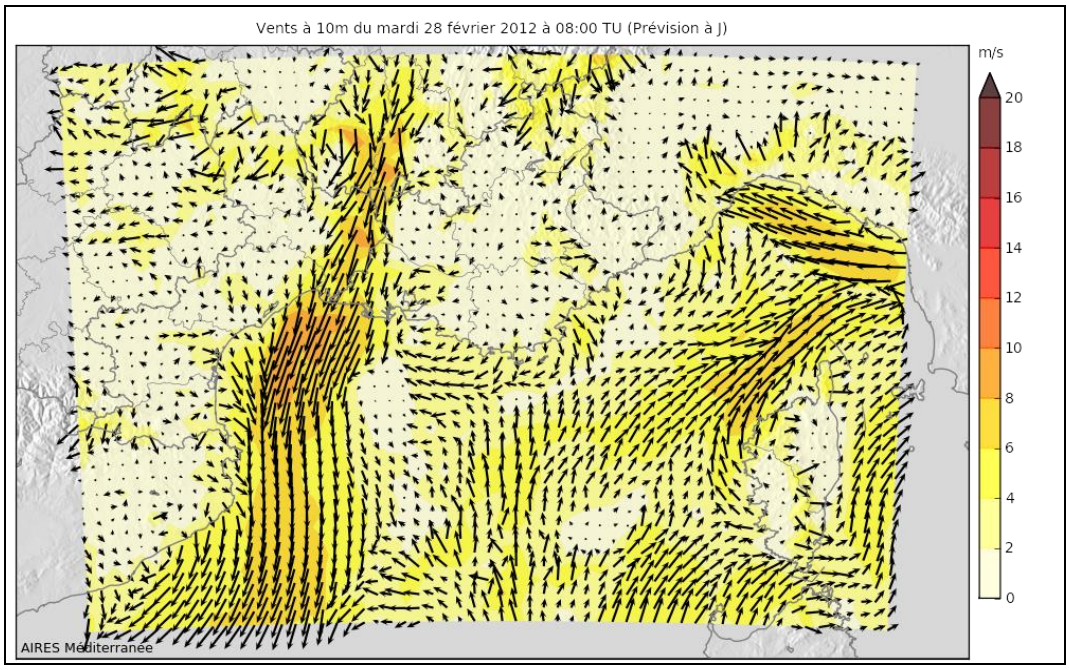


Figure 134. Prévision par le modèle MM5 de la direction et de la force (en m/s) du vent en surface pour le grand quart sud-est de la France, à 08h TU le 28/02/2012. (Source : www.aires-mediterranee.org).

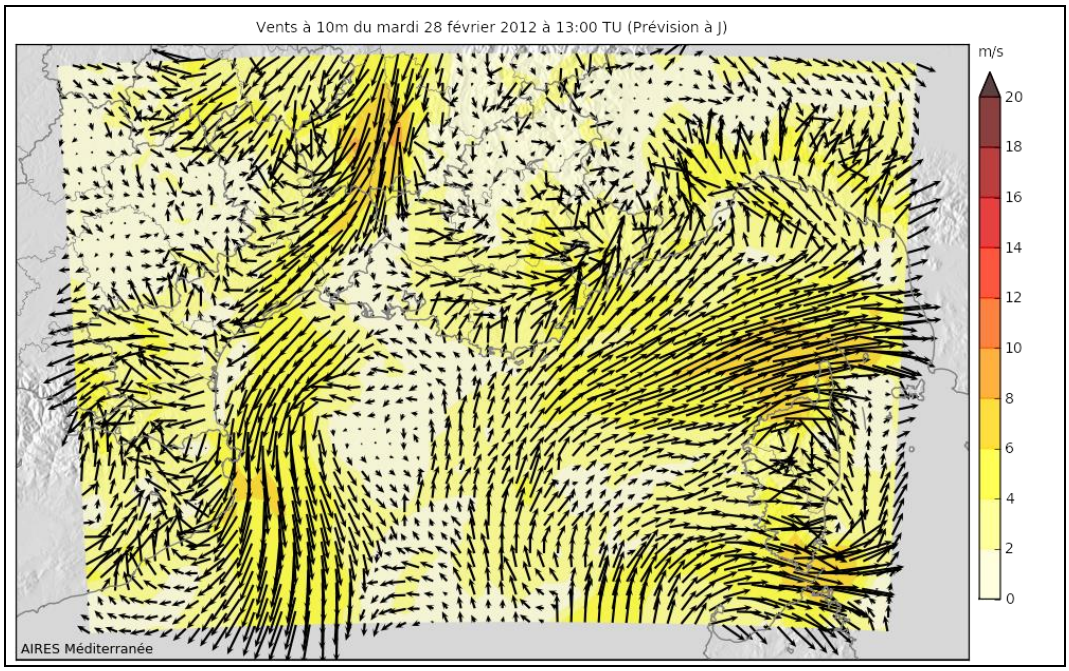


Figure 135. Prévision par le modèle MM5 de la direction et de la force (en m/s) du vent en surface pour le grand quart sud-est de la France, à 13h TU le 28/02/2012. (Source : www.aires-mediterranee.org).

[11] On verra par la suite que ce flux s'oriente à l'ouest au niveau d'Auribeau-sur-Siagne, car il est guidé par les gorges de la Siagne.

Pendant la seconde campagne de l'année 2012, un puissant anticyclone est centré sur l'Europe centrale et la Russie occidentale les 21 et 22 novembre 2012 (fig. 136 et 137). Une dépression positionnée en Cornouailles marque un axe perturbé faiblement actif qui s'étire de Madère à la Scandinavie (fig. 136). Des cellules orageuses s'expriment en Mer Ionienne. La France voit le passage d'un front froid (fig. 137) avec la présence de stratus en plaines, dont de nombreux brouillards. Le Sud-Est est sous l'influence d'une dorsale anticyclonique.

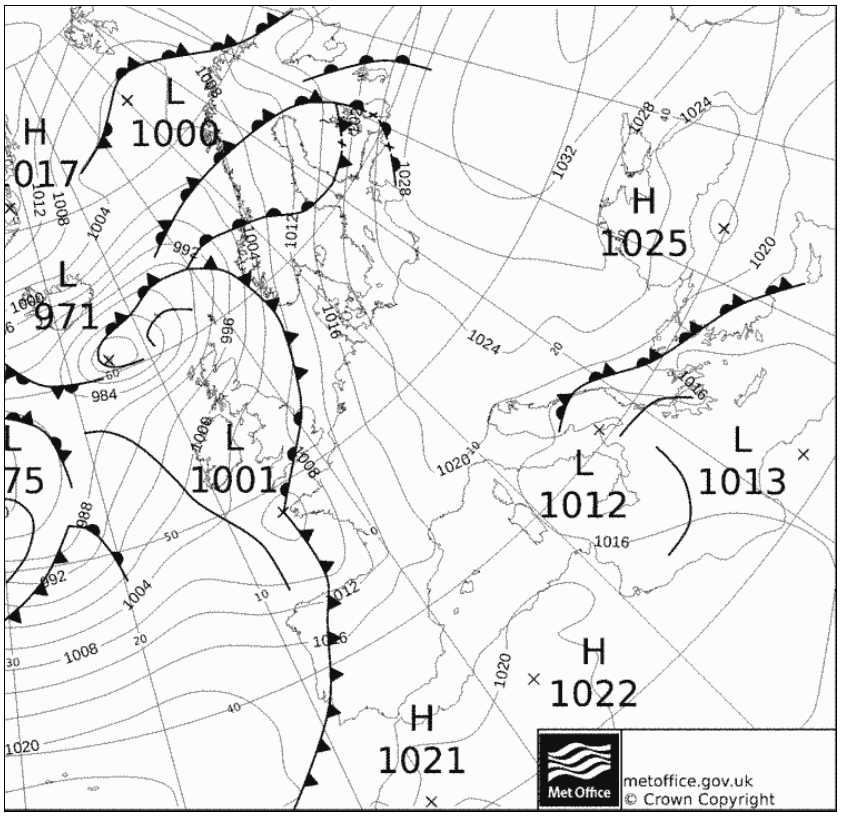


Figure 136. Analyse du Met Office en surface le 21/11/2012 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

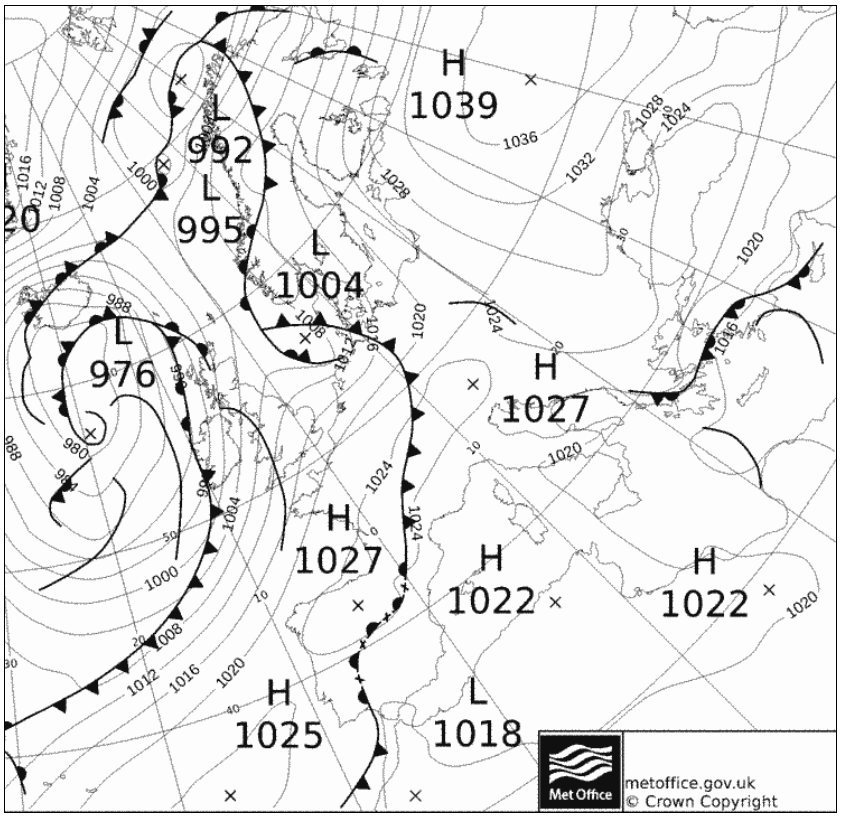


Figure 137. Analyse du Met Office en surface le 22/11/2012 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

Le radiosondage du 21 novembre 2012 à 00h TU (fig. 138) effectué à Nîmes-Courbessac (département du Gard) caractérise très bien le maximum anticyclonique en direction de la dorsale, où la masse d'air est stable et calme, chaude et sèche, marquée par une forte inversion de subsidence en surface (4°C au sol, 13°C vers 250 mètres d'altitude). A 12h, les premières couches d'air proches du sol se sont réchauffées sous l'effet du rayonnement solaire rompant ainsi l'inversion thermique en surface (fig. 139). Toutefois, cette dernière demeure vers 500 mètres d'altitude. Le radiosondage gardois reflète raisonnablement l'état de la masse d'air sur le quart Sud-Est.

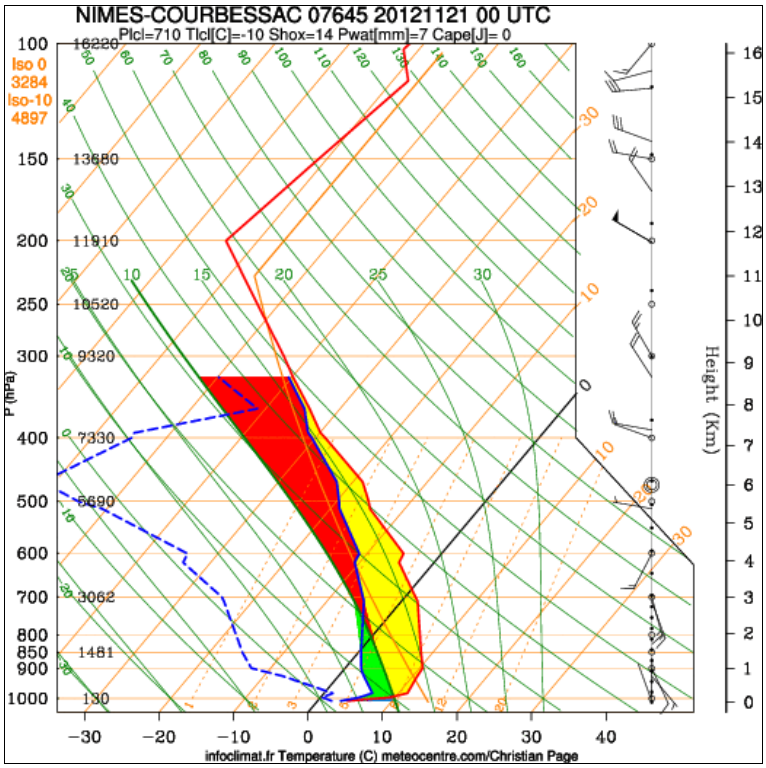


Figure 138. Radiosondage effectué à Nîmes-Courbessac (Gard) le 21/11/2012 à 00h TU. (Source : www.meteocentre.com/toulouse/).

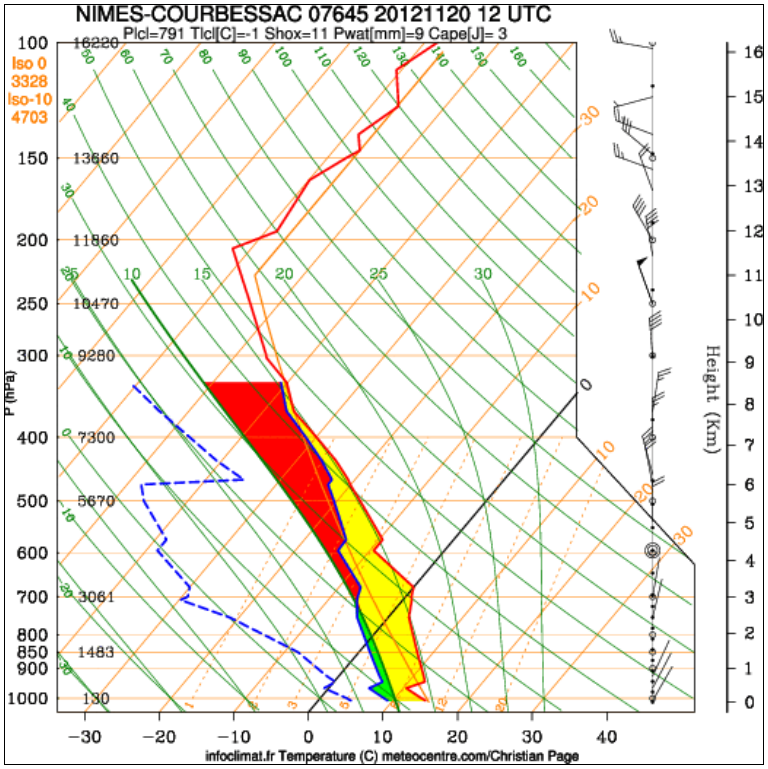


Figure 139. Radiosondages effectués à Nîmes-Courbessac (Gard) le 21/11/2012 à 12h TU. (Source : www.meteocentre.com/toulouse/).

La journée du 21 novembre 2012 connaît un ciel parfaitement clair dans les Alpes-Maritimes. D'après les prévisions du modèle NMM, la CLA est épaisse d'environ 200 mètres à 06h. Elle augmente progressivement dans la matinée pour atteindre 500 mètres à 10h, puis 800 mètres à 12h. Globalement, sur le continent vers la ville de Grasse, aux niveaux de pression 850 hPa, 925 hPa et en surface, le flux est orienté est à est-nord-est aux premières heures du jour. Il s'oriente ensuite sur les secteurs sud à sud-ouest en cours de matinée. Ces courants synoptiques sont relativement faibles : 2 nœuds environ et jusqu'à 8 nœuds en altitude.

3.3.2. Le matin : la brise de montagne est guidée par la topographie

- 28/02/2012, 07h58, CLB 1

Le lieu des lâchers de CLB est situé sur un chemin forestier (dit DFCI[12]) adossé au versant sud du mont Peygros qui domine Auribeau-sur-Siagne. Le premier CLB est emporté dès son départ dans un rotor à axe horizontal. Les gorges de la Siagne canalisent et accélèrent le flux. Par conséquent, la brise de montagne coule par secteur ouest et souffle à une vitesse de 5,5 m/s pour une épaisseur d'environ 100 mètres. Puis, après avoir parcouru 500 mètres de distance, le CLB se déplace plus rapidement à partir de 200 mètres d'altitude. Ce déplacement s'effectue toujours dans la brise de montagne gardant en « mémoire » le guidage, occasionné par les gorges, en direction de l'est (fig. 140).

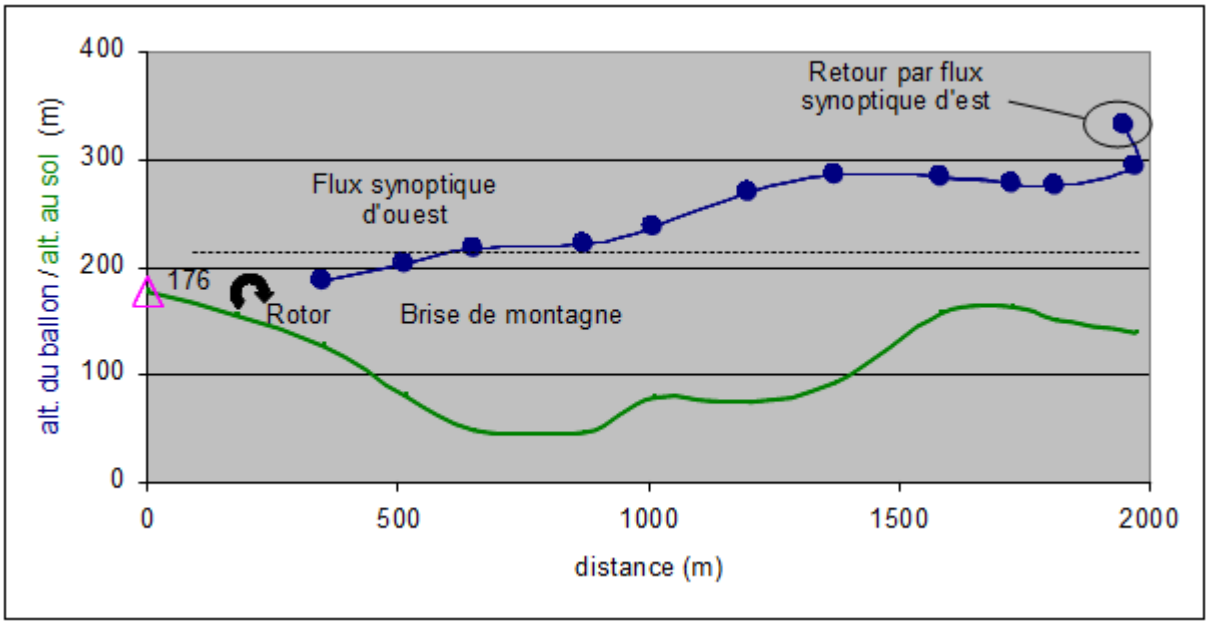


Figure 140. Profil vertical du parcours du CLB lâché depuis le DFCI du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne. Le 28/02/2012 à 07h58. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ. En vert : profil topographique.

[12] DFCI : Défense de la Forêt Contre les Incendies.

Sous l'effet de cette brise de montagne, le CLB continue de manière rectiligne vers l'est à 4,3 m/s, alors que l'on pouvait penser qu'une éventuelle brise de montagne de secteur nord canalisée par le vallon du Riou l'aurait redressé vers le sud (fig. 141 et 142, au centre de la vue satellite). Or, ce n'est pas le cas. A 2 km de distance, vers 300 mètres d'altitude, le ballon revient sous l'effet d'un flux synoptique d'est, il y a donc une interférence des flux.

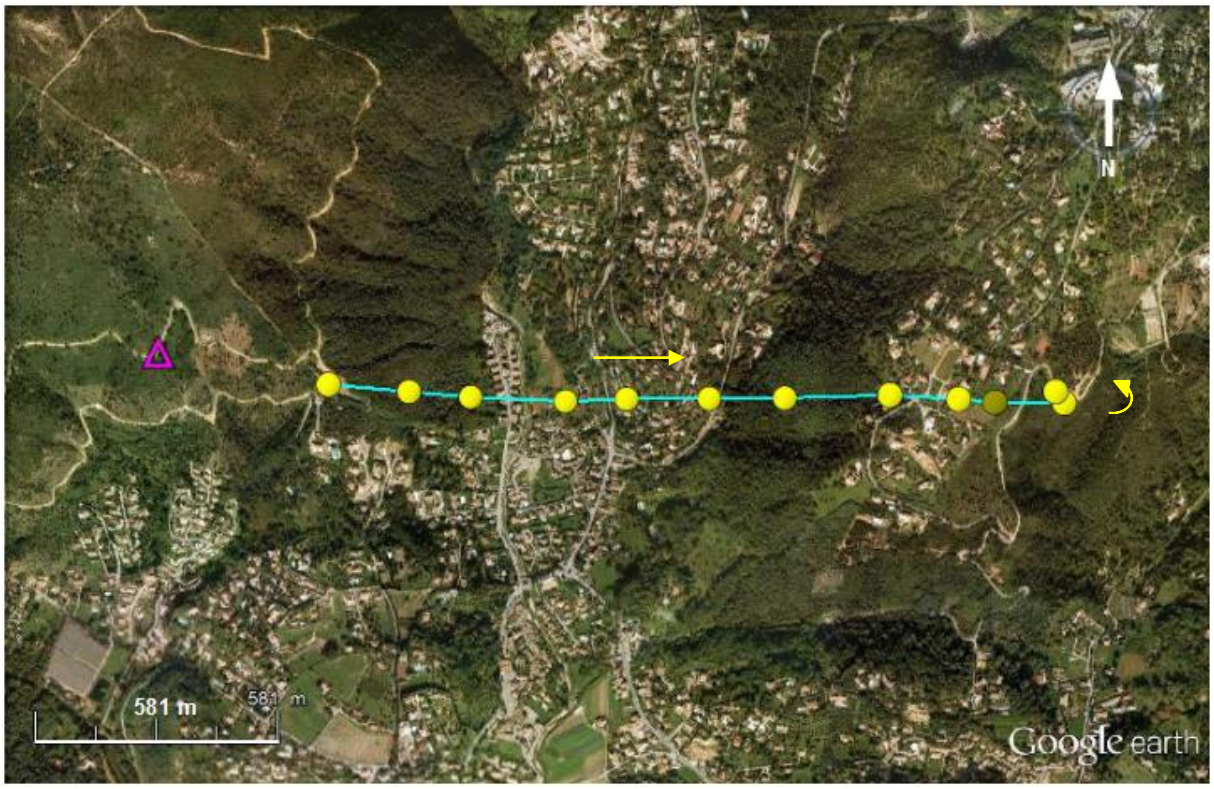


Figure 141. Parcours du CLB lâché depuis le DFCI du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 07h58. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB. Notez le retour du CLB sous l'effet du flux synoptique d'est.

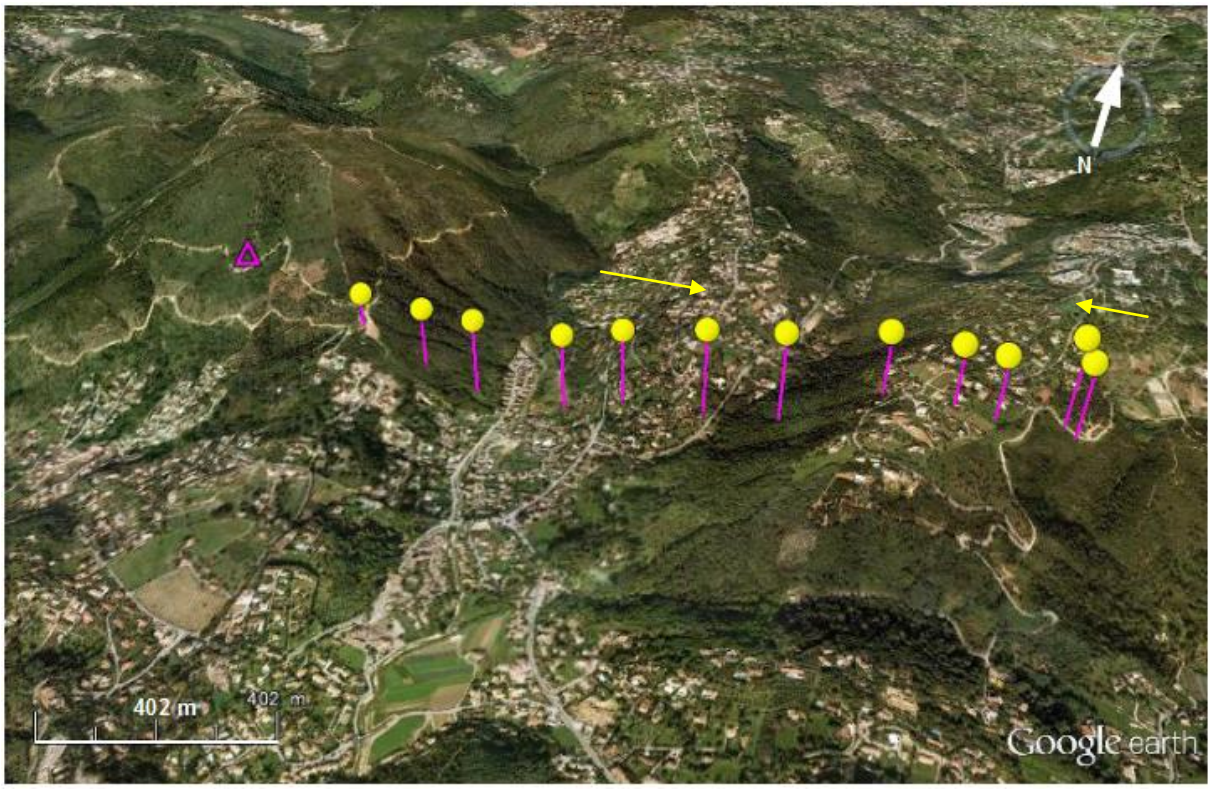


Figure 142. Vue en perspective du parcours du CLB lâché depuis le DFCI du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 07h58. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB. Notez le retour du CLB sous l'effet du flux synoptique d'est.

- 28/02/2012, 08h21, CLB 2

Excepté qu'il n'y a pas de retour d'est dans le cas présent, le CLB se comporte de la même manière que le premier ballon (fig. 143 à 145) à la différence que la brise de montagne d'ouest est désormais relayée par un flux synoptique d'ouest qui s'est installé en cours de matinée[13] (comme prévu par le modèle MM5). Toutefois les vitesses sont légèrement plus élevées (brise de montagne : 6,3 m/s et flux synoptique : 4,5 m/s).

[13] La nature des flux est délicate à distinguer dans le cas du second CLB. Toutefois, la distance parcourue et l'altitude du CLB relevées par les mesures suivantes, invitent à penser que l'hypothèse d'un flux synoptique d'ouest est plausible. Les autres mesures de la matinée viendront confirmer cette position.

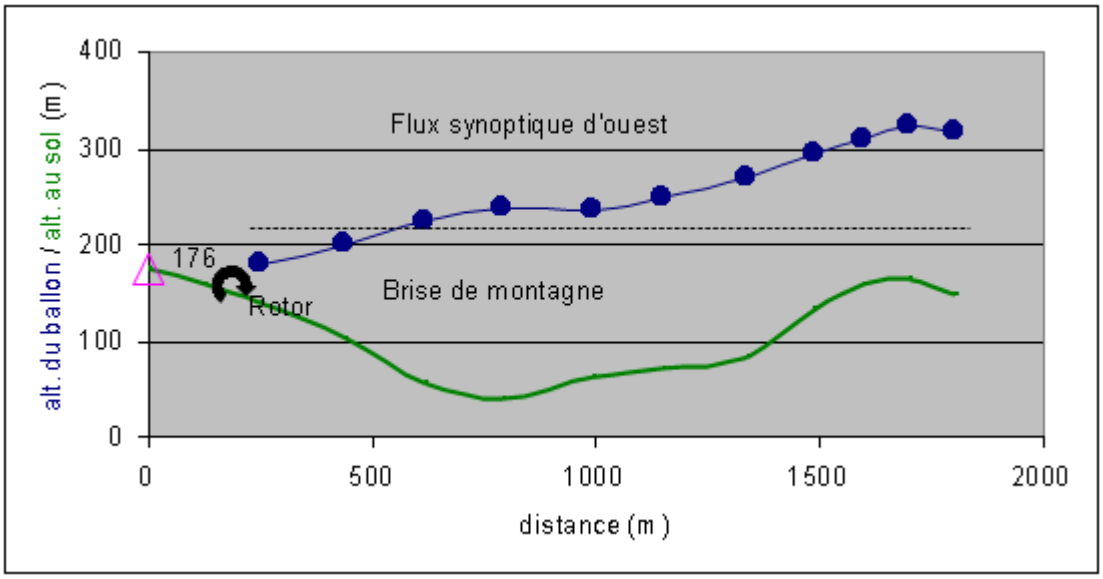


Figure 143. Profil vertical du parcours du CLB lâché depuis le DFCI du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne. Le 28/02/2012 à 08h21. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ.

En vert : profil topographique

Figure 144. Parcours du CLB lâché depuis le DFCI du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 08h21. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

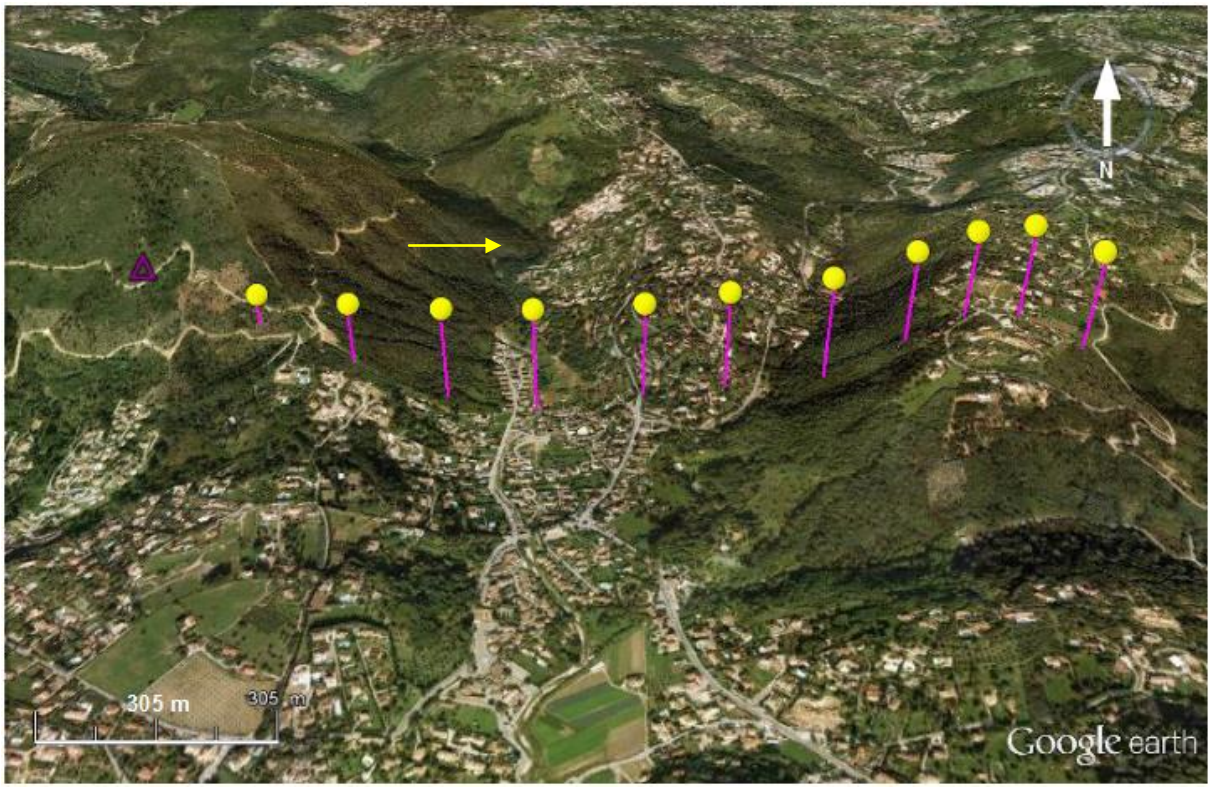


Figure 145. Vue en perspective du parcours du CLB lâché depuis le DFCI du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 08h21. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

- 28/02/2012, 08h43, CLB 3

Pour ce lâcher, le ballon est équilibré plus léger afin, d'une part, d'éviter que le rotor ne le plaque au sol, et d'autre part, pour le voir évoluer plus haut en altitude. Malgré la première précaution, le ballon subit de nouveau au départ le rotor et les turbulences mécaniques le long de la pente. Globalement, le schéma précédent se répète avec pour acteurs la brise de montagne d'ouest soufflant à 3,6 m/s, et à partir de 250 mètres d'altitude le flux synoptique d'ouest, néanmoins plus faible (3,3 m/s) (fig. 146). L'épaisseur de ce dernier est au minimum de 250 mètres. En revanche, le ballon n'indique pas d'interférence de direction contrairement au premier CLB (fig. 146 à 148).

Un ballon sondeur lâché à 09h48 atteste de nouveau la présence d'un flux d'ouest légèrement dévié par l'ouest-sud-ouest.

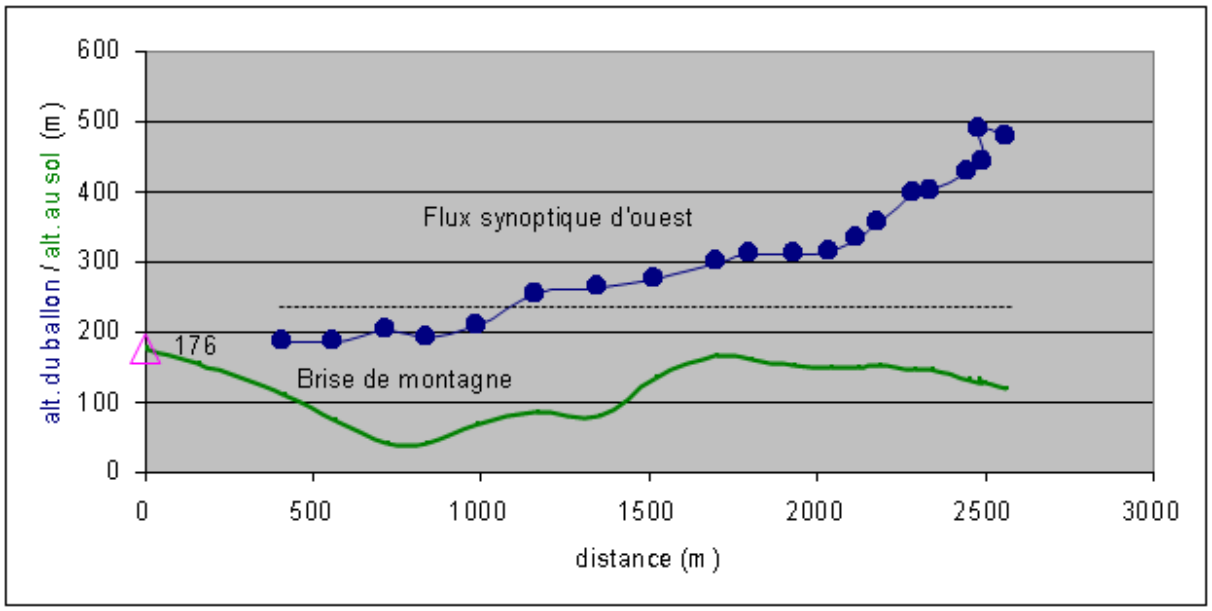


Figure 146. Profil vertical du parcours du CLB lâché depuis le DFCI du Peygros au dessus d'Auribeau-sur-Siagne. Le 28/02/2012 à 08h46. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ.
En vert : profil topographique.

Figure 147. Parcours du CLB lâché depuis le DFCI du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 08h46. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

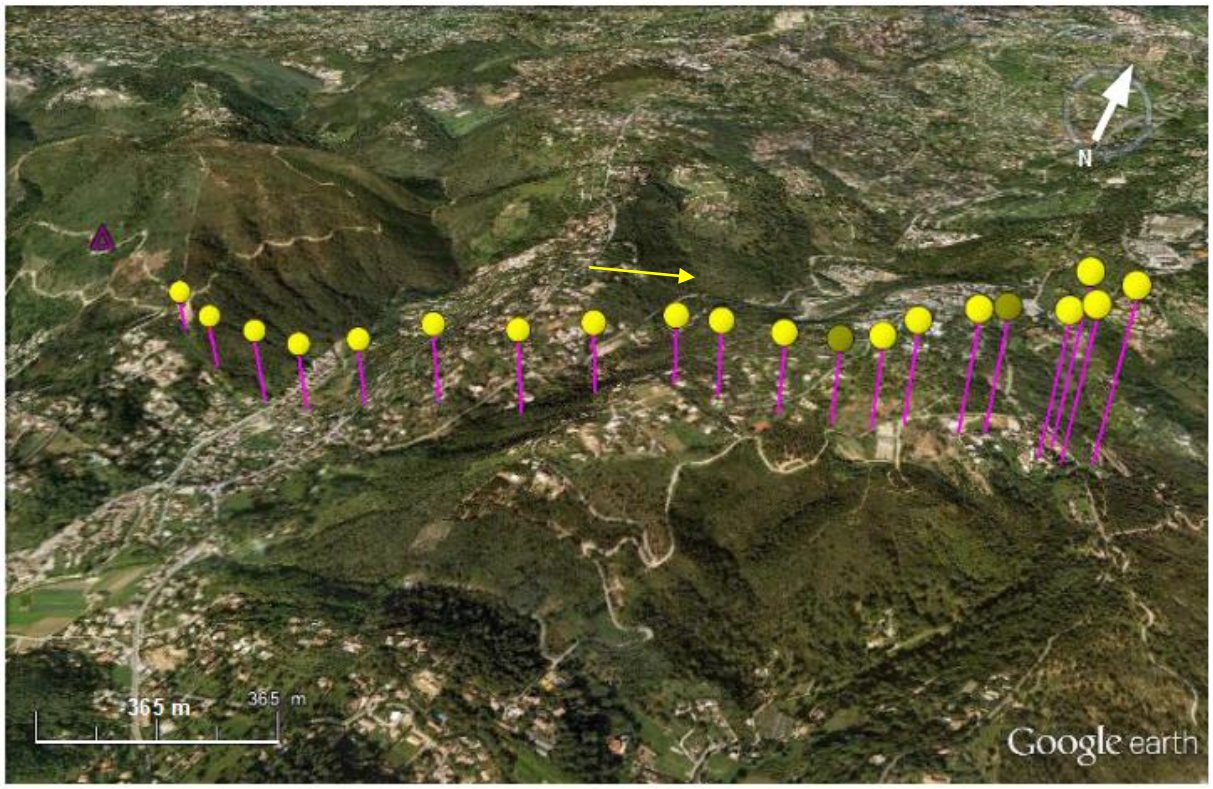


Figure 148. Vue en perspective du parcours du CLB lâché depuis le DFCI du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 08h46. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

Cinq autres CLB ont été lâchés à l'automne 2012 dans la même zone. Les résultats sont présentés ci-après.

- 21/11/2012, 07h42, sondage vertical

Le ballon sondeur monte tout droit sur environ 20 mètres (position d'abri sous le Peygros), puis il s'engage dans un très léger flux de nord (brise de terre).

- 21/11/2012, 07h56 CLB 1 (T : 11,4°C ; td : 4,6°C ; HR : 60,3 %)

Le premier CLB n'a pas été poursuivi aux instruments faute d'avoir parcouru une distance horizontale suffisante. Toutefois, il a été suivi visuellement.

Le ballon (équilibré léger) part dans un premier temps vers le nord-ouest sous l'influence d'un léger flux anabatique. Pour cause, les premiers rayons solaires ont chauffé le sol du versant bien exposé, alimentant une brise de pente de secteur sud-est sur environ 25 mètres d'épaisseur. Le ballon demeure ensuite immobile sur une dizaine de mètres. Enfin, n'étant plus abrité par le versant sud du Peygros, le ballon est repris vers 210 mètres d'altitude par la brise de terre de secteur nord.

- 21/11/2012, 08h32 CLB 2 (T : 9,9°C ; td : 4,6°C ; HR : 69,7 %)

Le lâcher a lieu plus bas que le précédent, à 98 mètres d'altitude sur un col en sortie immédiate des gorges de la Siagne. L'effet Venturi occasionne un départ rapide (4,6 m/s) du

CLB (équilibré lourd). Malgré l'élan vertical donné au moment du lâché, le ballon est immédiatement plaqué au sol par un rotor (fig. 149). Le CLB remonte ensuite et continue son trajet plein est, à une vitesse de 3,8 m/s, de manière rectiligne dans le flux de la brise de montagne d'ouest canalisée par les gorges de la Siagne (fig. 150 et 151).

Une impulsion est observée à 500 mètres de distance sous l'effet orographique. A 1 200 mètres de distance, le CLB se soulève de nouveau temporairement au passage d'une zone bâtie (fig. 150 et 151). Cette élévation est probablement due aux premiers rayons solaires qui chauffent cette surface, déjà relativement moins froide que les espaces végétalisés alentours, et provoquent des cellules convectives. Ou bien, il est possible que le ballon décrive l'onde topographique enregistrée par le fluide (fig. 149).

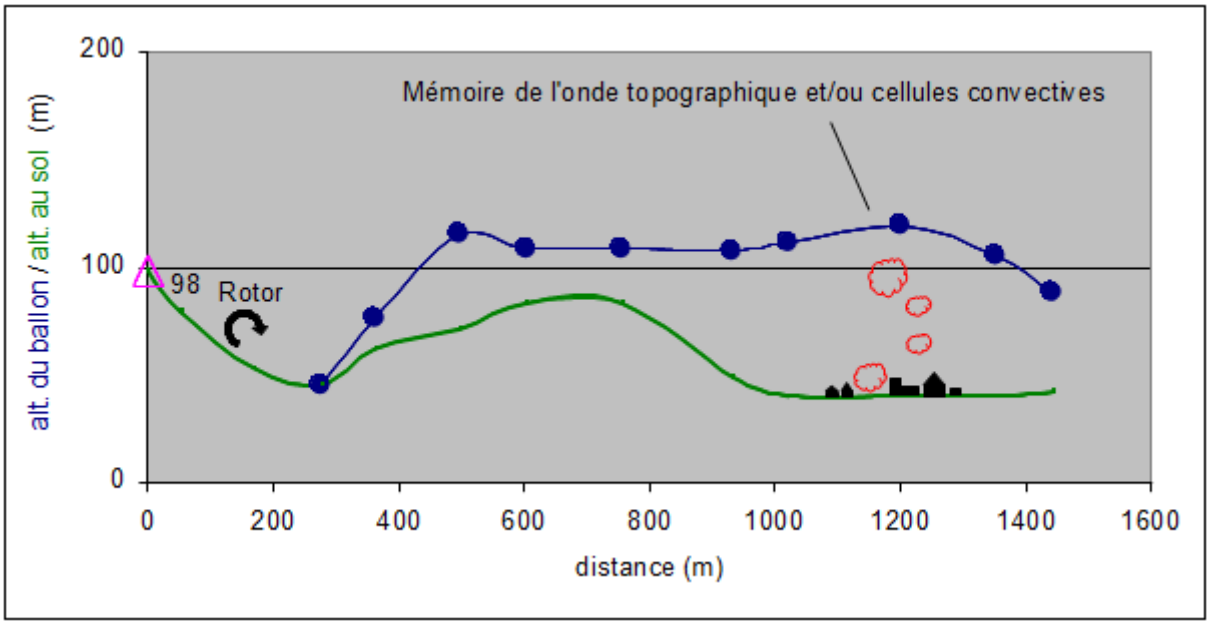


Figure 149. Profil vertical du parcours du CLB lâché depuis le DFCI inférieur du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne. Le 21/11/2012 à 08h32. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ.
En vert : profil topographique.

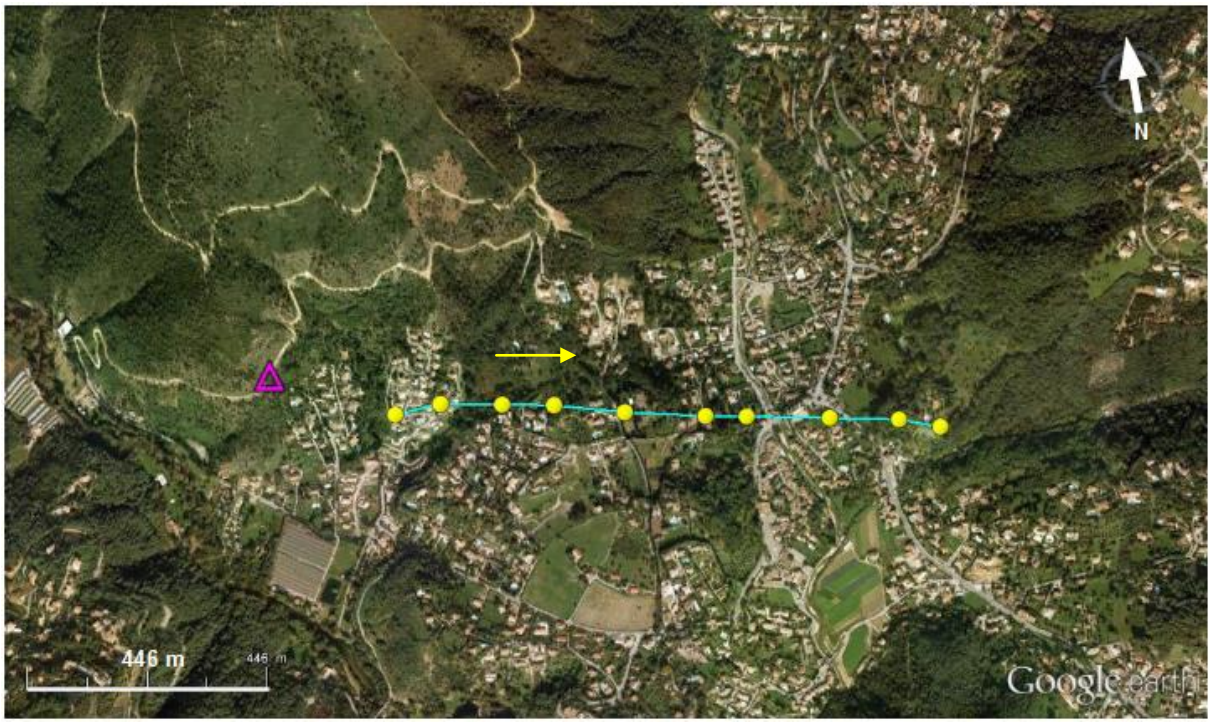


Figure 150. Parcours du CLB lâché depuis le DFCI inférieur du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 21/11/2012 à 08h32. La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

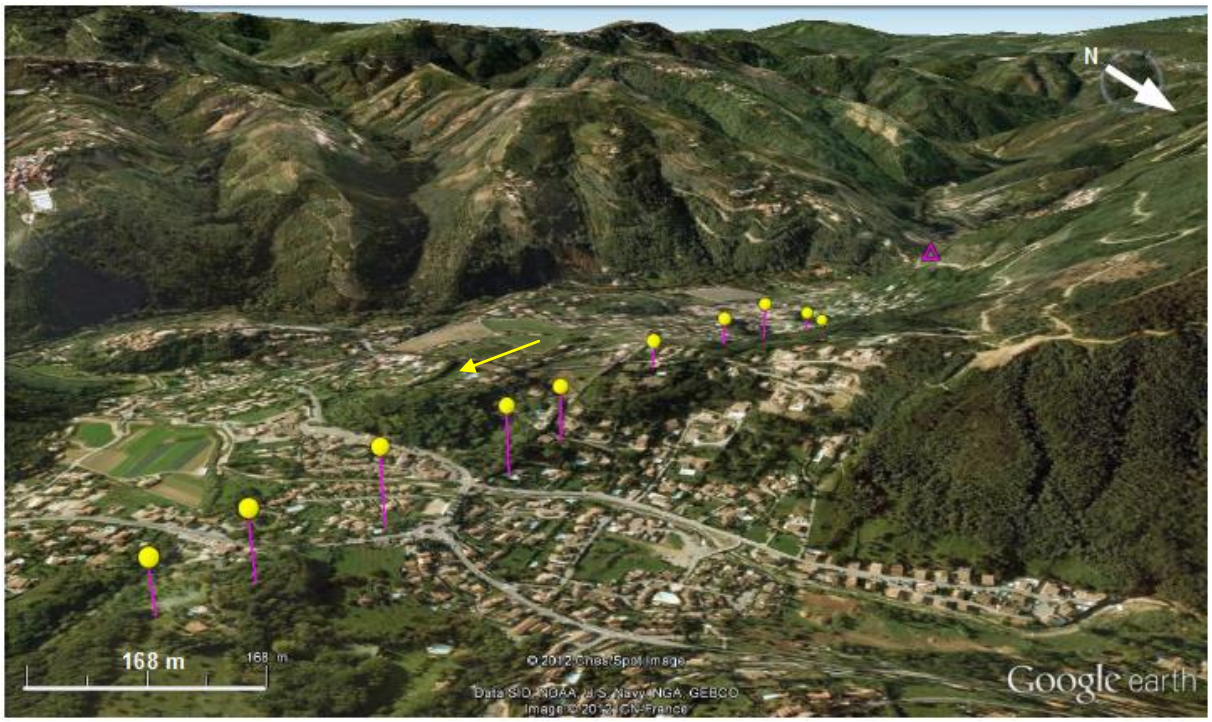


Figure 151. Vue en perspective du parcours du CLB lâché depuis le DFCI inférieur du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 21/11/2012 à 08h32.
La flèche jaune indique le sens du mouvement du CLB.

- 21/11/2012, 08h47, CLB 3

Le CLB part légèrement plus vite que le précédent (4,8 m/s). Par contre, étant équilibré plus léger, le ballon est moins rabattu par le rotor et se positionne plus haut dans le flux de la brise de montagne toujours orientée à l'ouest (fig. 152). Puis, de la même manière que le précédent ballon, il part plein est (fig. 153), mais moins vite (2 m/s). Enfin, à 300 mètres d'altitude, le CLB est repris dans un très faible flux synoptique de sud (0,25 m/s) (fig. 153 et 154). La brise de montagne est épaisse d'environ 250 mètres.

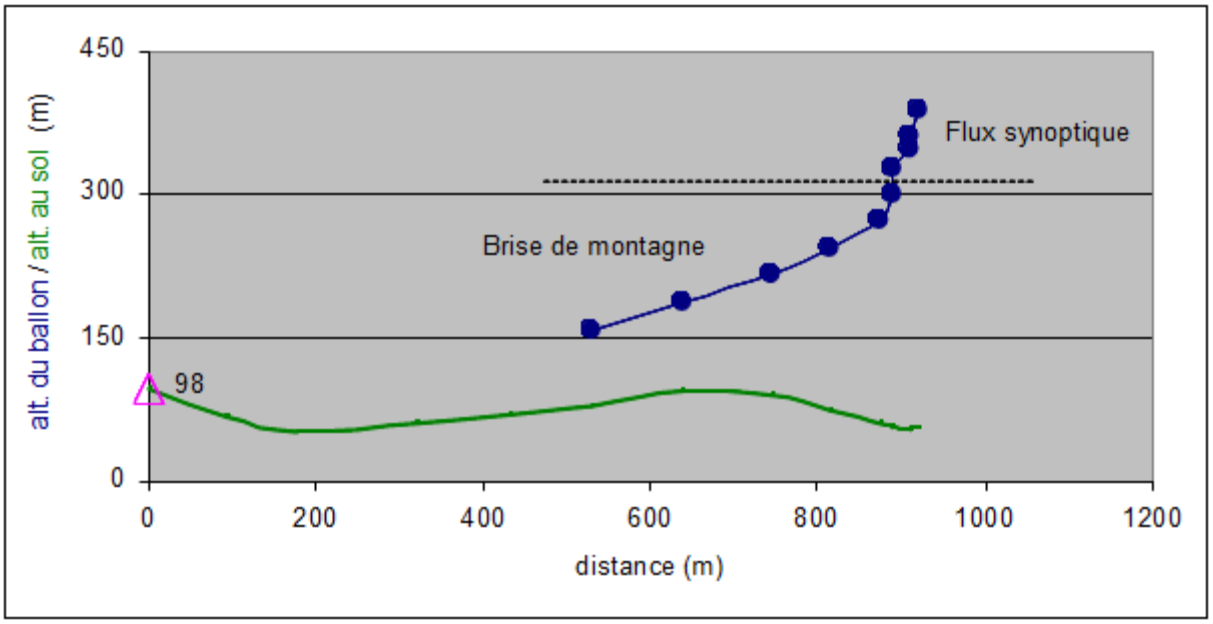


Figure 152. Profil vertical du parcours du CLB lâché depuis le DFCI inférieur du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne. Le 21/11/2012 à 08h47. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ.
En vert : profil topographique.

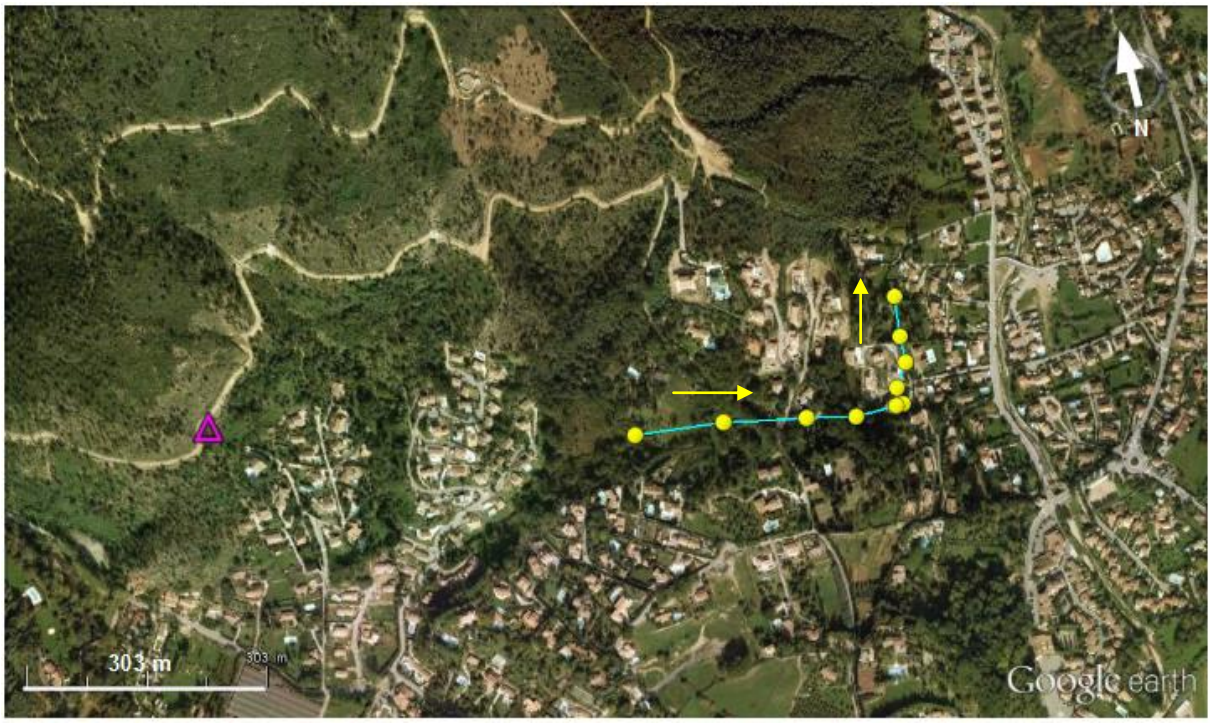


Figure 153. Parcours du CLB lâché depuis le DFCI inférieur du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 21/11/2012 à 08h47. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB. Notez le changement net de direction.

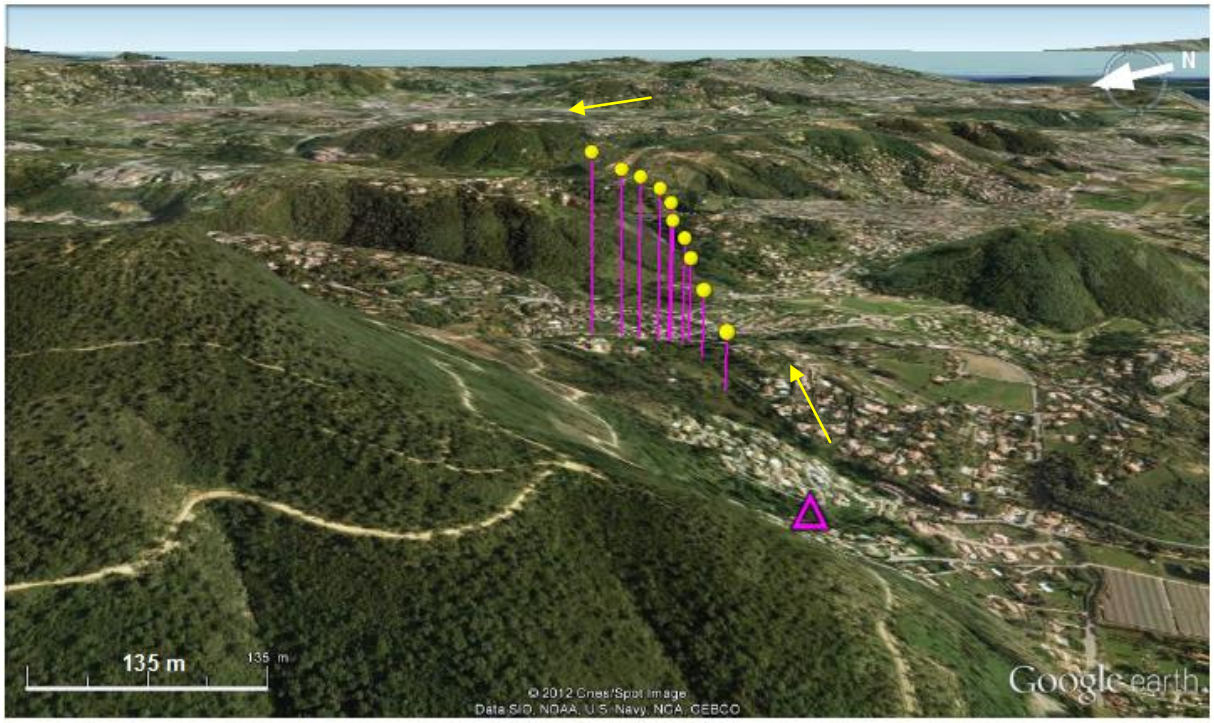


Figure 154. Vue en perspective du parcours du CLB lâché depuis le DFCI inférieur du Peygros au-dessus d'Auribeau-sur-Siagne (triangle rose). Le 21/11/2012 à 08h47. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB. Notez le changement net de direction.

Quel est le bilan de ces mesures de brises d'amont ? D'une part, les CLB lâchés dès l'aube et en matinée à ces époques de l'année 2012 illustrent la complexité de l'organisation des différents mouvements d'air en basses couches, à savoir : une superposition et une imbrication des flux thermiques et synoptiques, aux directions différentes. D'autre part, la direction de la brise de montagne résulte du guidage topographique des gorges de la Siagne, sujette à un flux synoptique qui la laisse s'exprimer et/ou la favorise. Aussi, celles-ci l'accélèrent par effet Venturi.

Il faut également souligner que le rôle de ces écoulements d'air est déterminant vis-à-vis de la répartition spatiale des éventuels polluants charriés par ces masses d'air. En effet, la brise de montagne est ici peu épaisse et relativement lourde puisque l'air y est froid, il n'y a donc pas ou très peu de mouvements convectifs sauf lorsque le fluide rencontre des irrégularités topographiques[14] qui forcent les particules d'air au soulèvement. Malgré ces cas de figure, les polluants ont en définitive peu de chance de se disperser si ce n'est par dilution au cours de leur progression horizontale. Dès lors, les zones sous le vent sont concernées par le survol de masses d'air polluées.

Par ailleurs, à Auribeau-sur-Siagne, la brise de montagne survole un lac d'air froid peu épais (40 à 100 mètres environ) positionné au fond des gorges et de la cuvette. Celui-ci a été constaté à plusieurs reprises pendant les campagnes de terrain par des mesures de températures lors de sa traversée en faisant l'ascension du versant sud du massif du Peygros. Ce lac d'air froid est faiblement ventilé (moins d'1 m/s en vitesse instantané[15]). En enlevant cette hauteur, la brise de montagne est épaisse d'une centaine de mètres, et au plus de 250 mètres.

3.3.3. Une brise d'aval de composante sud-est généralisée en milieu de journée

- 28/02/2012, 12h14, CLB 4

La seconde partie de la journée du 28 février 2012 s'est déroulée au lieu-dit des Prés Neufs à La Roquette-sur-Siagne en aval de Pégomas dans la basse vallée de la Siagne (fig. 155 et 156). Préalablement au lâcher du quatrième CLB, un ballon sondeur opéré à 12h01 indique un flux plein sud.

[14] Les buttes de Pierrrenchon, du Gibéou et des Puverels, les versants du vallon de Valcluse, les méandres de la Siagne au niveau d'Auribeau-Village, et autres obstacles locaux.

[15] Anémomètre portable à hélices de marque La Crosse Technology.

Figure 155. Vue aérienne de la basse vallée de la Siagne. Au premier plan : la ville de Pégomas ; au second plan : la baie de Cannes encadrée par les Iles-de-Lérins et le massif de l'Esterel. Vue vers le sud-sud-est. Le triangle rose représente le lieu de lâchers des CLB. Distance du premier plan à la mer : 8 km.
Auteur du cliché inconnu.

Figure 156. CLB lâché dans la brise d'aval (vallée-mer), à partir du lieu-dit des Prés Neufs à la Roquette-sur-Siagne, le 28/02/2012 vers 12h. Vue vers le nord-ouest. A gauche : le théodolite ; à droite : le télémètre.
(© Michelot).

Au départ, le CLB s'engage rapidement (4 m/s) dans une brise de vallée orientée au sud-est (fig. 156). Vers 1 km de distance (fig. 157), la brise de mer prend le relais mais de manière plus timide (1,3 m/s). Après un parcours d'1,5 km, le ballon entre dans un faible flux synoptique d'ouest-sud-ouest (0,9 m/s) sous l'effet de l'impulsion orographique des pentes du vallon des Mules à Pégomas, puis prend la direction du Plan Sarain à l'est (fig. 157 à 159).

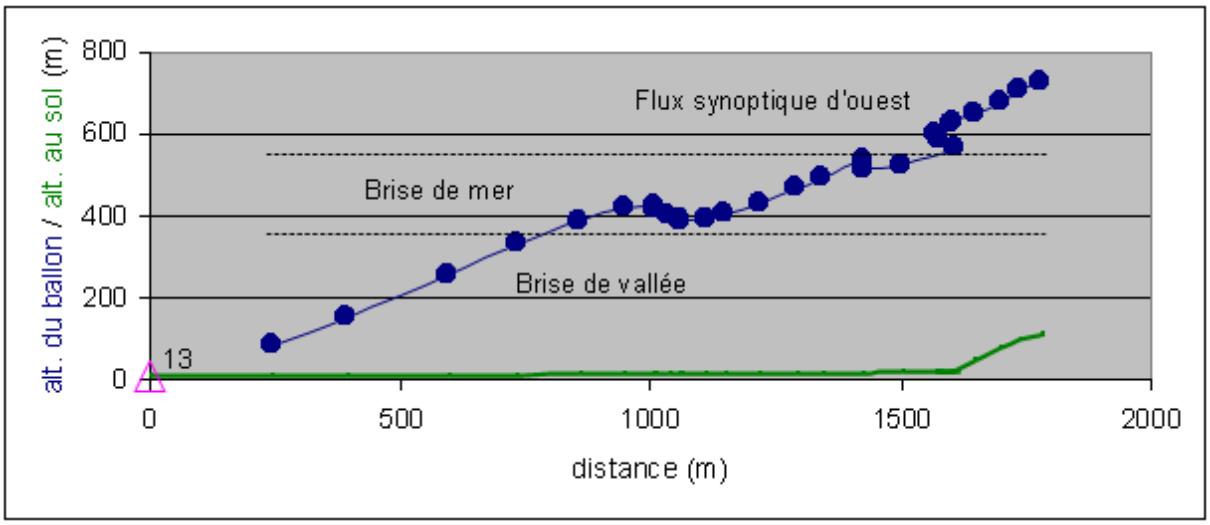


Figure 157. Profil vertical du parcours du CLB lâché depuis les Prés Neufs à La Roquette-sur-Siagne. Le 28/02/2012 à 12h14. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ. En vert : profil topographique.

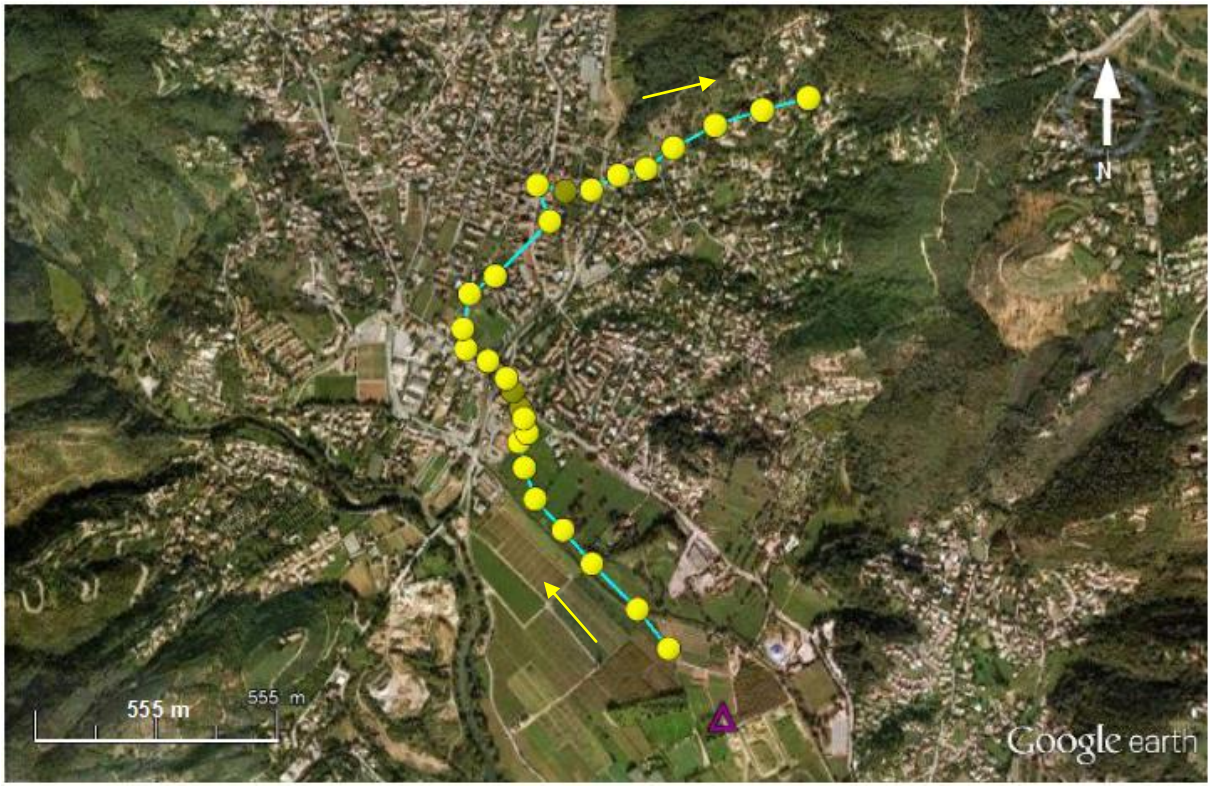


Figure 158. Parcours du CLB lâché depuis les Prés Neufs à La Roquette-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 12h14. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB.

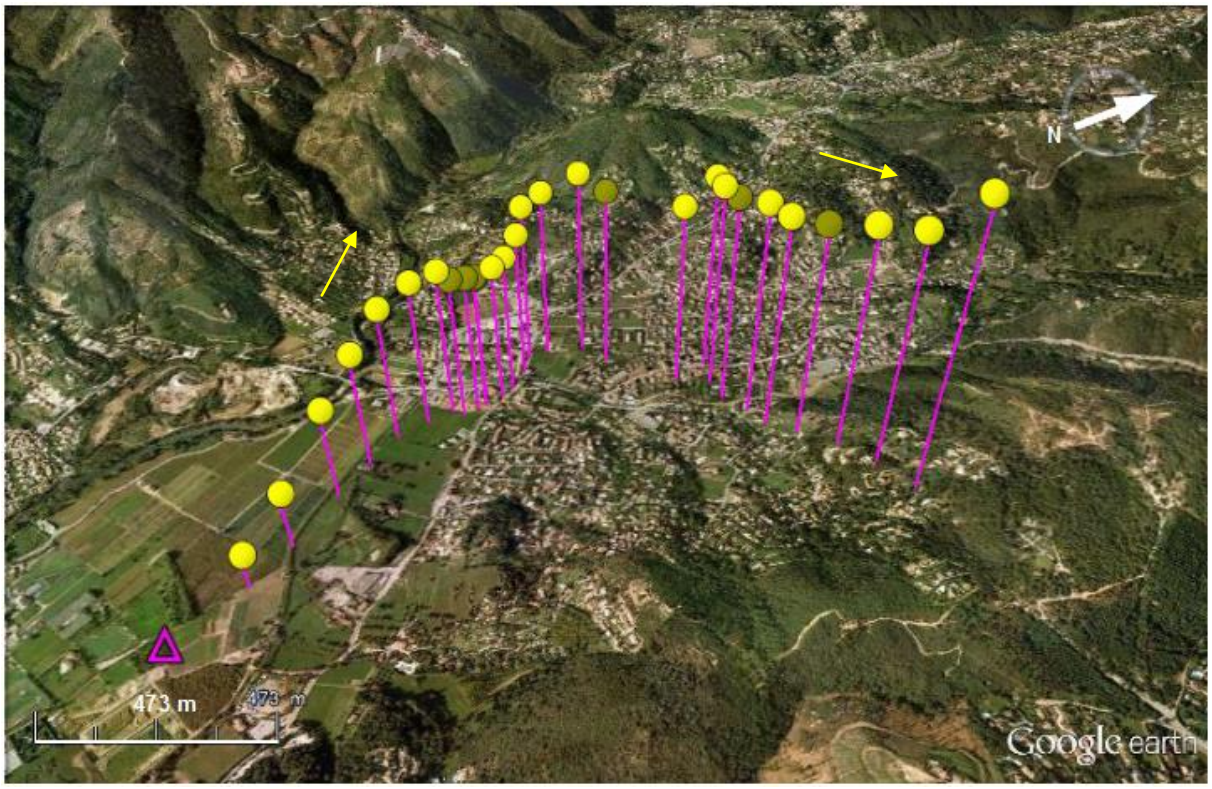


Figure 159. Vue en perspective du parcours du CLB lâché depuis les Prés Neufs à La Roquette-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 12h14. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB.

- 28/02/2012, 12h46, CLB 5 (T : 21,4°C ; td : 8,2°C ; HR : 41,2 %)

De la même façon que le précédent ballon, le CLB est emporté dès son départ tout aussi rapidement (5,5 m/s) par la brise de vallée orientée au sud-est. Le différentiel de température s'accentuant au cours de la journée entre la mer et le continent, la brise de mer s'est renforcée pour atteindre une vitesse globale de 3 m/s. Entre 2250 et 2500 mètres de distance, le CLB se stabilise dans une masse d'air calme (fig. 160). Enfin, avec l'aide d'une impulsion orographique provoquée par le seuil du Gibeou (fig. 161 et 162), le CLB passe dans le flux synoptique d'ouest-sud-ouest (toujours aussi faible : 0,9 m/s) pour se diriger vers les gorges de la Mourachonne situées plus à l'est (fig. 162).

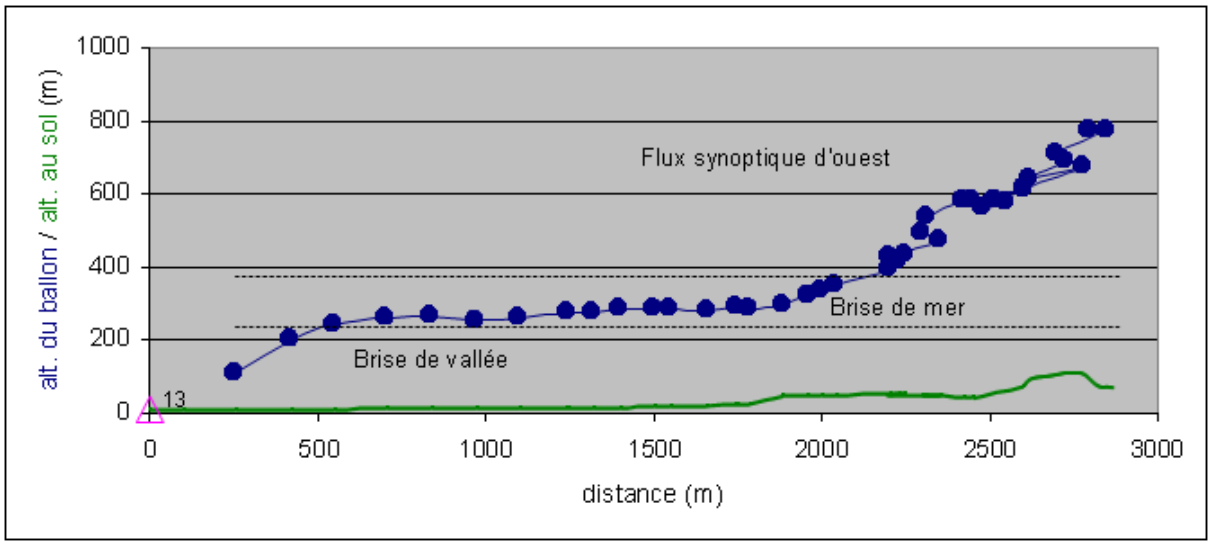


Figure 160. Profil vertical du parcours du CLB lâché depuis les Prés Neufs à La Roquette-sur-Siagne. Le 28/02/2012 à 12h46. Le triangle rose indique l'altitude du point de départ. En vert : profil topographique.

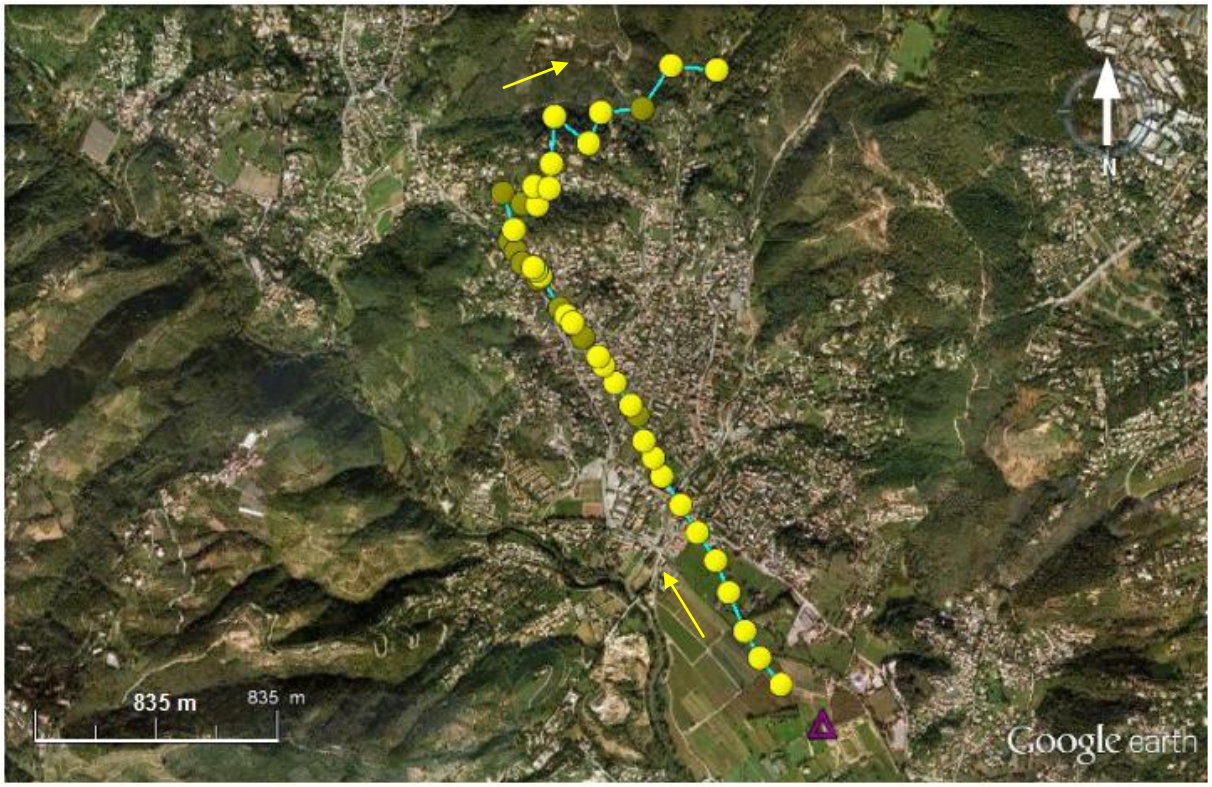


Figure 161. Parcours du CLB lâché depuis les Prés Neufs à La Roquette-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 12h46. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB.

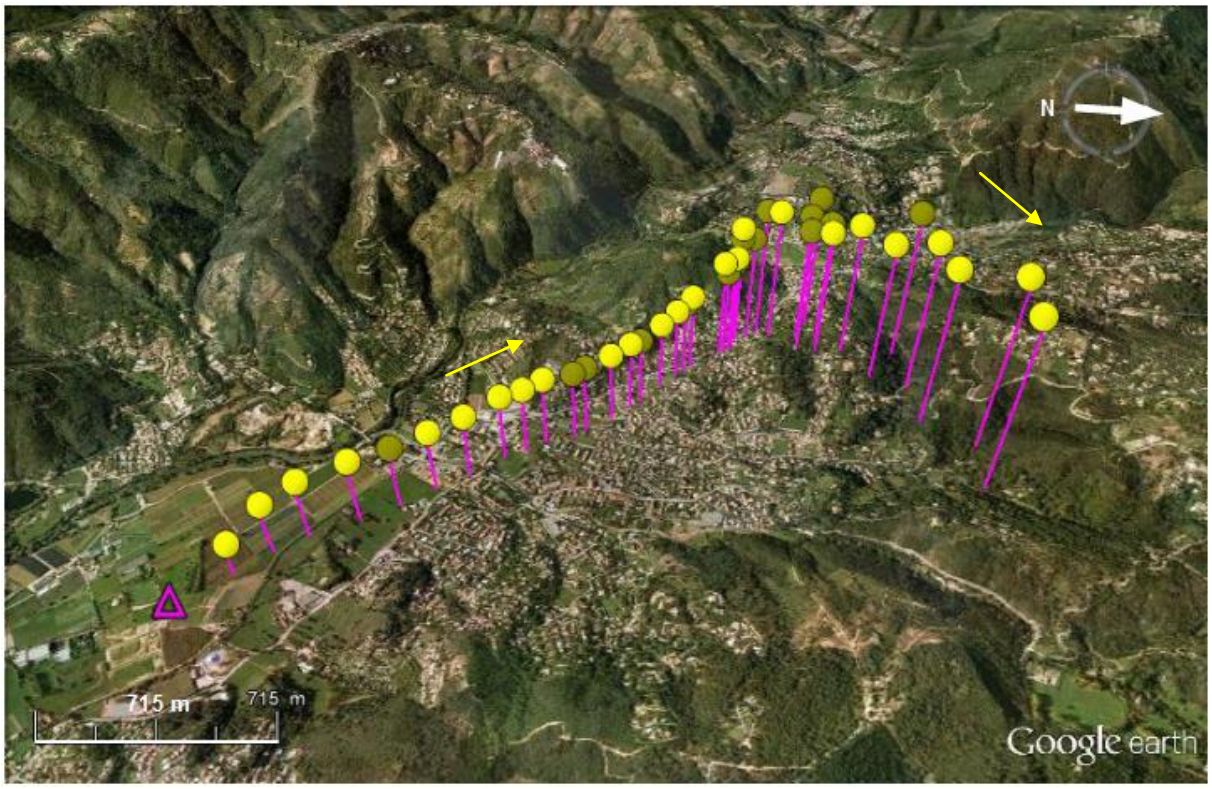


Figure 162. Vue en perspective du parcours du CLB lâché depuis les Prés Neufs à La Roquette-sur-Siagne (triangle rose). Le 28/02/2012 à 12h46. Les flèches jaunes indiquent le sens du mouvement du CLB.

Les principaux enseignements sont les suivants :

- la brise d'aval de composante sud-est est épaisse de 350 à 500 mètres, et souffle avec un caractère plus ou moins fort à proximité du sol ;
- elle est une imbrication des brises de vallée et de mer ;
- cette brise d'aval est surmontée par un flux synoptique d'ouest-sud-ouest soufflant très faiblement (moins d'1 m/s).

3.3.4. La brise de terre advecte les polluants en direction du littoral et en zone rurale

Le 03 février 2011, les écoulements d'air n'ont pas été tracés par CLB. En revanche, les fumées ont permis d'observer visuellement ces écoulements d'air (fig. 163). En altitude, le flux s'est établi au nord les premiers jours de février soutenant la composante nord de la brise de terre. On constate clairement que les polluants émis dans la plaine du Plan-de-Grasse sont transportés par la brise d'amont vers l'aval, en direction de l'agglomération cannoise. On observe également sur la figure 163 que la brise de terre glisse sous les prémisses de la brise de mer, relativement plus chaude et donc plus légère. Par ailleurs, toujours grâce aux fumées, on peut voir que la brise de terre ondule (fig. 163). Assurément, les versants des vallons positionnés perpendiculairement au flux obligent la brise à adopter une mémoire topographique. Ils la forcent à se soulever, puis à se rabattre et ainsi de suite en fonction des irrégularités topographiques rencontrées. Enfin, la situation aérologique évoluant puis

s'inversant en cours de matinée, le transport des polluants s'effectue dans l'autre sens sous l'effet de la brise de mer.

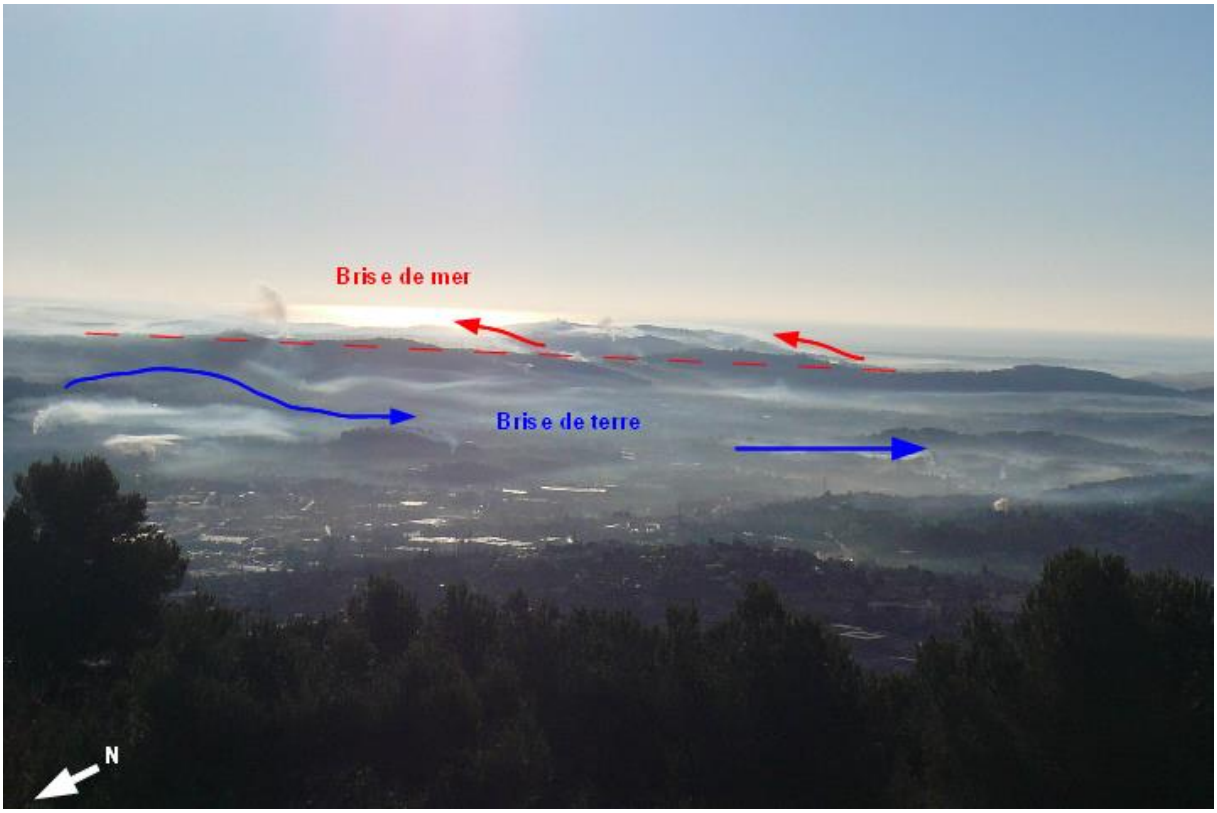


Figure 163. Alternance des directions des brises et des panaches de fumées sur l'agglomération de Cannes-Grasse le 03/02/2011 vers 10h00. Interférence brise de terre-mer. Le transport des polluants s'effectue dans un sens puis dans l'autre selon la direction du flux. Vue vers le sud-est. Directions des flèches indicatives. (©Michelot).

Des mesures itinérantes de PM_{10} ont été réalisées[16] concomitamment. Quelques valeurs élevées ont été relevées durant la traversée du vallon de Saint-Antoine (Grasse) compte tenu du fait que l'inversion thermique bloquait probablement les polluants émis depuis la veille (fig. 165). En quelque sorte, au petit matin, les polluants « vivent leur vie » au sein du lac d'air froid indépendamment de l'aérologie locale. Mis à part cela, on remarque en ce qui concerne les concentrations de PM_{10}, un contraste entre les territoires de Grasse[17] au pied des Préalpes (fig. 164 et 165), et ceux de Cannes-la-Bocca plus au sud en direction du bord de mer (fig. 167 et 168).

[16] A l'aide du même analyseur : Grimm 1.108.

[17] Et même son centre ville qui pourtant connaissait une circulation encombrée ce matin-là.

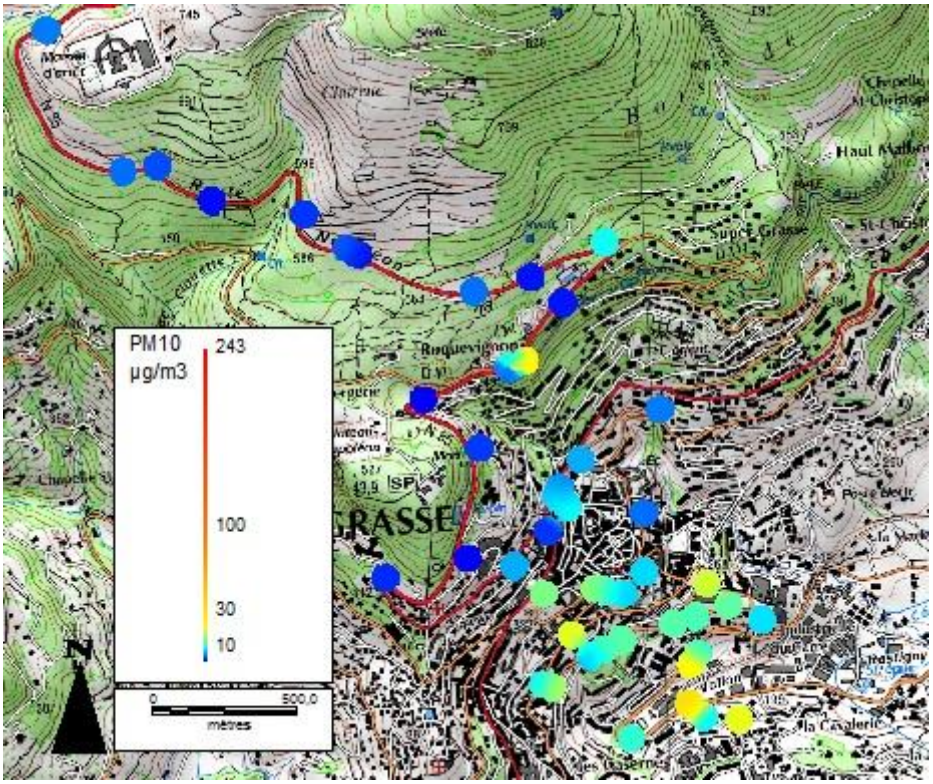


Figure 164. Distribution spatiale des concentrations en PM_{10} le long d'un trajet entre Grasse et Cannes-la-Bocca. Zone Grasse nord et centre. Le 03/02/2011 entre 07h30 et 09h30. (Fond : Scan25 IGN).

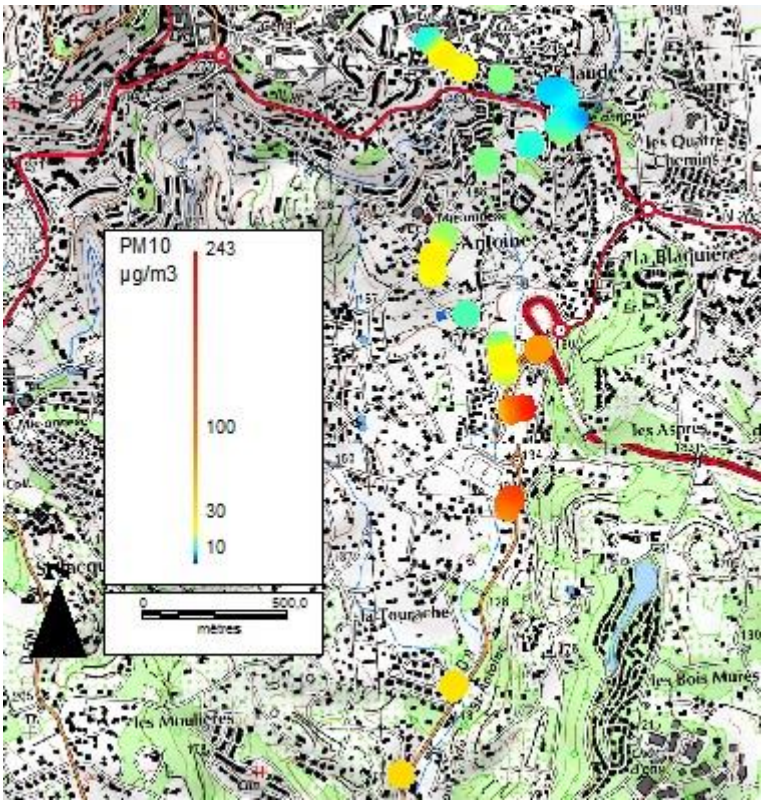


Figure 165. Distribution spatiale des concentrations en PM_{10} le long d'un trajet entre Grasse et Cannes-la-Bocca. Zone Grasse Saint-Antoine. Le 03/02/2011 entre 07h30 et 09h30. (Fond : Scan25 IGN).

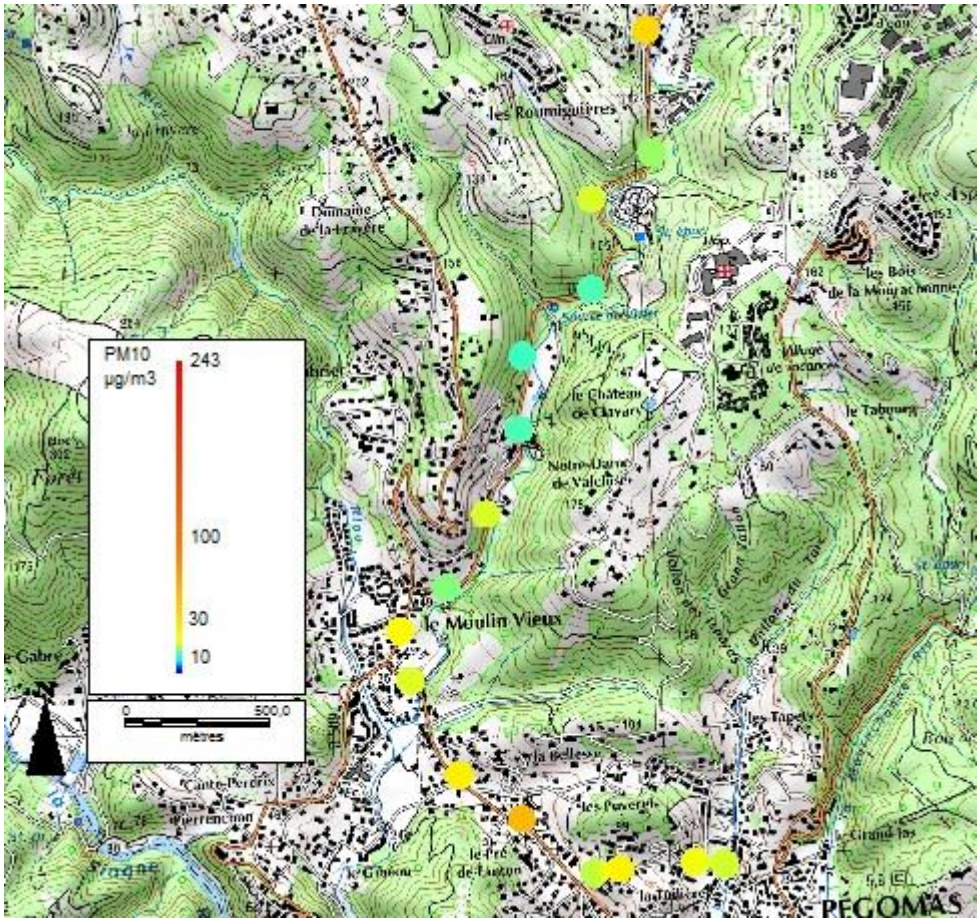


Figure 166. Distribution spatiale des concentrations en PM_{10} le long d'un trajet entre Grasse et Cannes-la-Bocca. Zone Auribeau-sur-Siagne. Le 03/02/2011 entre 07h30 et 09h30. (Fond : Scan25 IGN).

Que déduire de ces mesures ? Premièrement, la brise de montagne nettoie les abords nord de Grasse, tandis que la brise de terre qui la relaie pousse vers l'aval les particules qui ont été émises par l'agglomération. Deuxièmement, les inversions thermiques installées dans les vallons demeurent des îlots indépendants où la qualité de l'air dépend entre autres des activités humaines qui s'y trouvent (circulation routière, chauffage domestique, brûlages). En témoigne les concentrations de PM_{10} qui sont relativement faibles (environ 10 µg/m^3) au moment de la traversée du vallon de Valcluse, vers Auribeau-sur-Siagne (fig. 79), où il y a uniquement une route départementale (RD9) et quelques habitations.

Au contraire, la partie supérieure (le vallon de Saint-Antoine) vers Grasse, connait quant à elle des concentrations trois à dix fois plus élevées, en partie du fait d'une circulation plus dense sur la RD9, de la proximité de l'échangeur de la pénétrante Cannes-Grasse, et d'un habitat plus important (fig. 165). Aussi, la brise de terre qui transporte les particules coiffe l'inversion thermique des vallons de Saint-Antoine et de Valcluse. Troisièmement et en conséquence, il est légitime d'annoncer que l'espace compris entre la basse vallée de la Siagne et Cannes-la-Bocca reçoit[18] de l'air chargé en particules quand souffle une brise de terre de secteur nord. A ce titre, les zones situées en aval connaissent des concentrations de PM_{10} trois fois plus fortes lors des mesures.

[18] Sans toutefois pouvoir distinguer la part des émissions locales de celles importées.

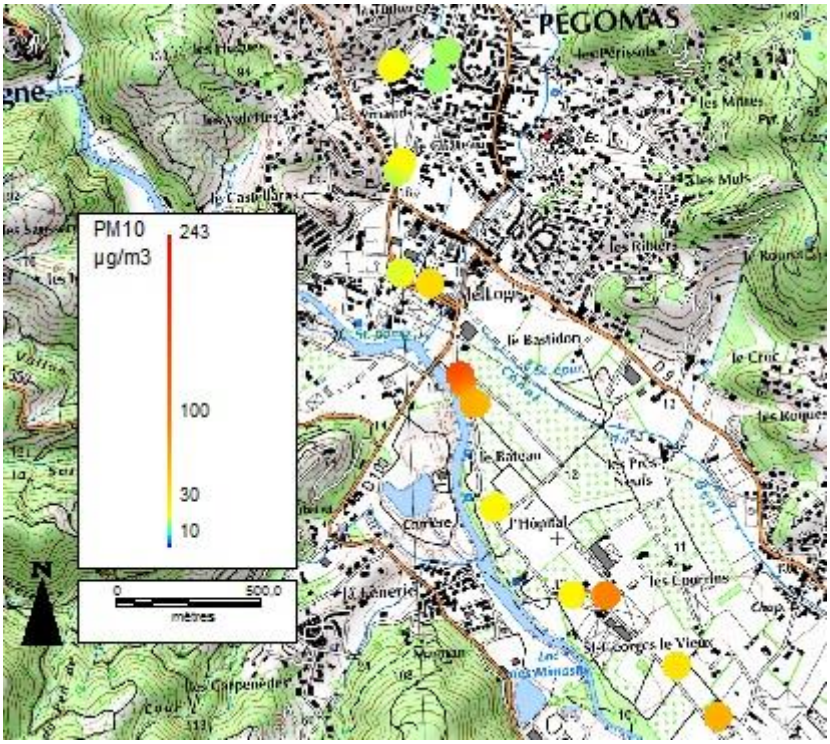


Figure 167. Distribution spatiale des concentrations en PM_{10} le long d'un trajet entre Grasse et Cannes-la-Bocca. Zone Pégomas. Le 03/02/2011 entre 07h30 et 09h30. (Fond : Scan25 IGN).

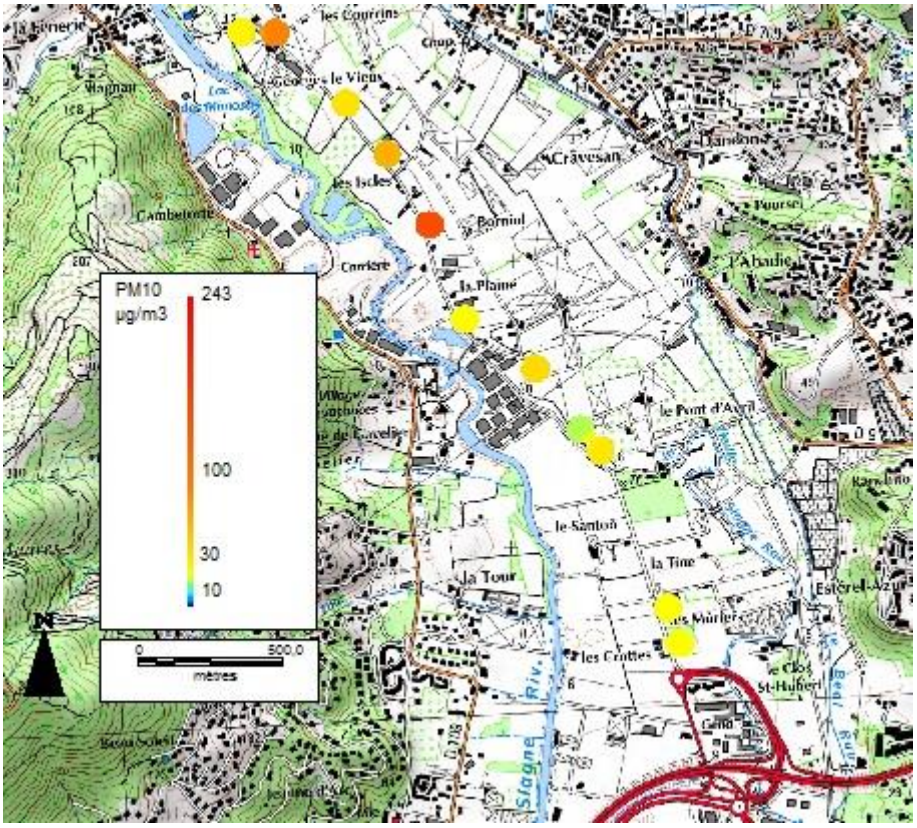


Figure 168. Distribution spatiale des concentrations en PM_{10} le long d'un trajet entre Grasse et Cannes-la-Bocca. Zone Siagne aval et Tourrades. Le 03/02/2011 entre 07h30 et 09h30. (Fond : Scan25 IGN).

Afin d'étayer ce dernier propos, la figure 169 indique que les concentrations de PM_{10} et de $PM_{2,5}$ augmentent quand souffle la brise de terre orientée du nord-ouest au nord-nord-est. La station de type urbain Cannes Broussailles du réseau d'Air Paca, est placée sous le vent de l'agglomération de Grasse-Cannes, à 1 300 mètres de distance du bord de mer, en partie sommitale du versant ouest du vallon du Riou à Cannes (implantée à l'école des Broussailles, avenue de Grasse, altitude : 79 mètres). A l'inverse, la brise de mer orientée sud à sud-est, souffle plus fortement et participe à la baisse des concentrations sur le littoral lorsqu'elle s'établit entre 13h et 16h. De plus, la stratification de l'air en période nocturne participe à la hausse des concentrations en soirée. Toutefois, si l'influence de ces brises est certaine sur la variabilité spatio-temporelle des concentrations de PM_{10} et de $PM_{2,5}$, il n'en demeure pas moins qu'elle reste relative, comme démontré auparavent. En effet, les niveaux résultent d'une conjugaison complexe de facteurs, dont les émissions de proximité de cette station urbaine qui reflète une cinétique de type « dos de chameau » bien caractéristique de l'activité anthropique en semaine, et en particulier de la circulation routière.

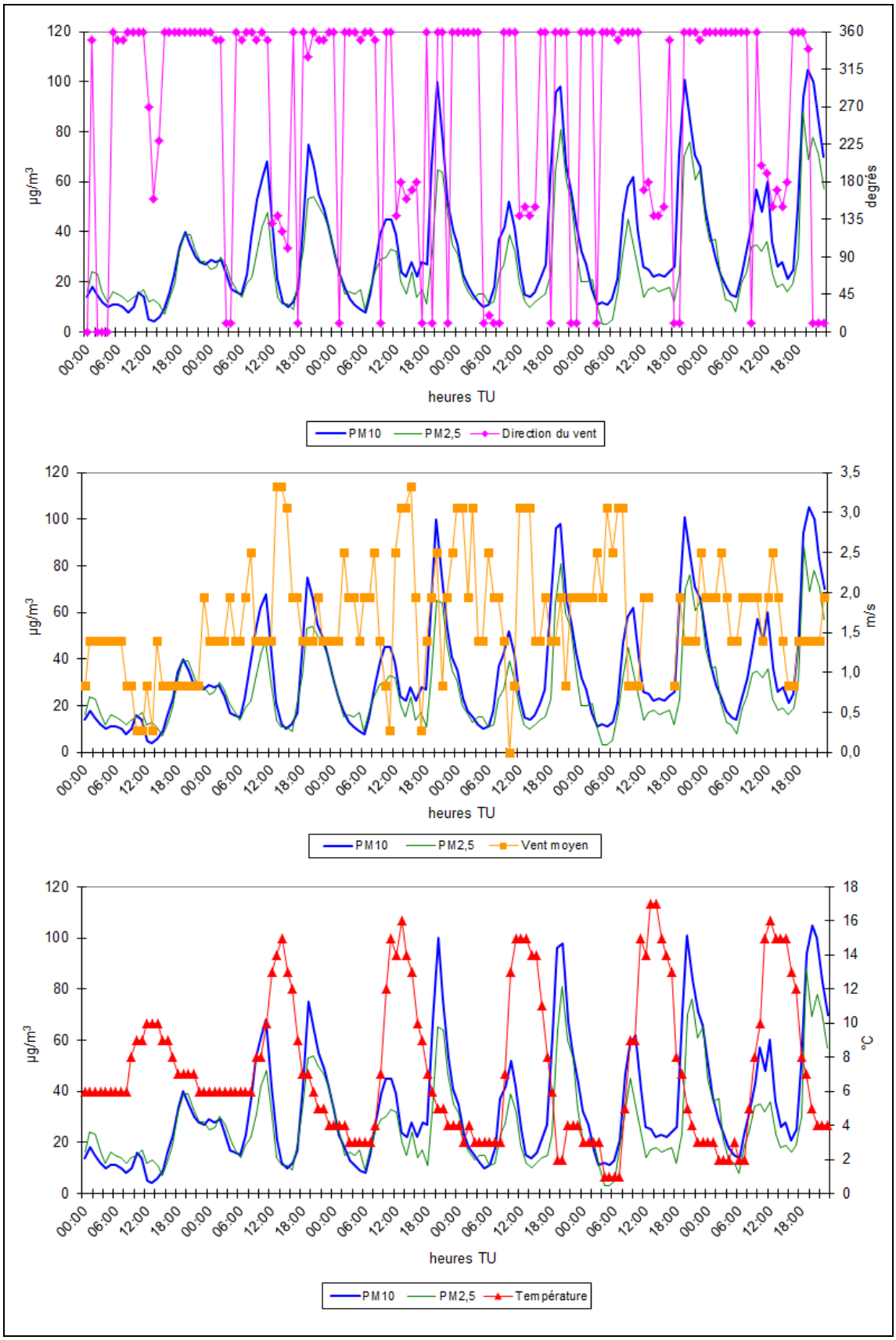


Figure 169. Relation entre les moyennes horaires des concentrations de PM_{10} (station urbaine de Cannes Broussailles), le vent et les températures horaires. Période : 30/01 (dimanche) au 04/02/2011. (Sources : données PM : Air PACA ; vent et T : METAR Cannes-Mandelieu).

Plus à l'ouest, des mesures itinérantes de PM_{10} ont été opérées en zone rurale la matinée du 4 février 2011. Si ce n'est d'avoir croisé trois véhicules, la traversée du village du Tanneron s'est faite sans visualiser, ni sentir d'émissions particulières (cheminées, brûlages). Autrement dit, il ne s'y passait pas grand-chose au moment du passage et pendant l'arrêt. Or, on relève jusqu'à 184 µg/m^3 (fig. 170), ce qui, même si cela est probablement temporaire, correspond à plus de deux fois la concentration moyenne journalière fixée pour le seuil d'alerte en vigueur, à savoir 80 µg/m^3 (JORF, 2010).

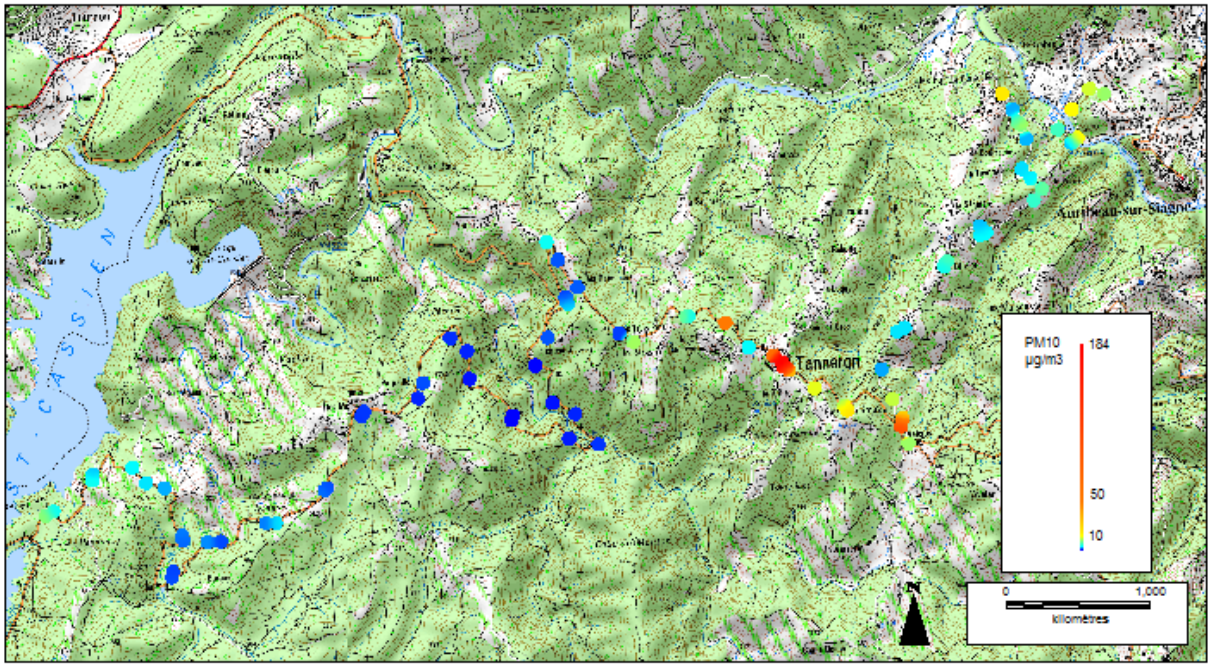


Figure 170. Distribution spatiale des concentrations en PM_{10} le long d'un trajet entre Auribeau-sur-Siagne et le lac de Saint-Cassien (Var). Le 04/02/2011 entre 08h30 et 10h00. (Fond : Scan25 IGN)

Qu'est-ce qui aurait pu occasionner ces niveaux élevés en zone rurale ? Il est tout à fait plausible d'avancer l'hypothèse suivante : quand souffle une brise de terre de secteur nord[19], le village du Tanneron est vraisemblablement concerné par le passage de masses d'air polluées issues de l'ouest de l'agglomération grassoise (communes de Grasse, Le Tignet, Cabris, Peymeinade et Spéracèdes). La direction des fumées constatées la veille par conditions aérologiques similaires, permet de consolider cette hypothèse (fig. 171). En effet, le village du Tanneron, bâti sur une crête convexe, est situé au sud des communes précédemment citées, à une altitude comparable et sous le vent de celles-ci.

[19] Comme c'était le cas au début de la première décade de février.

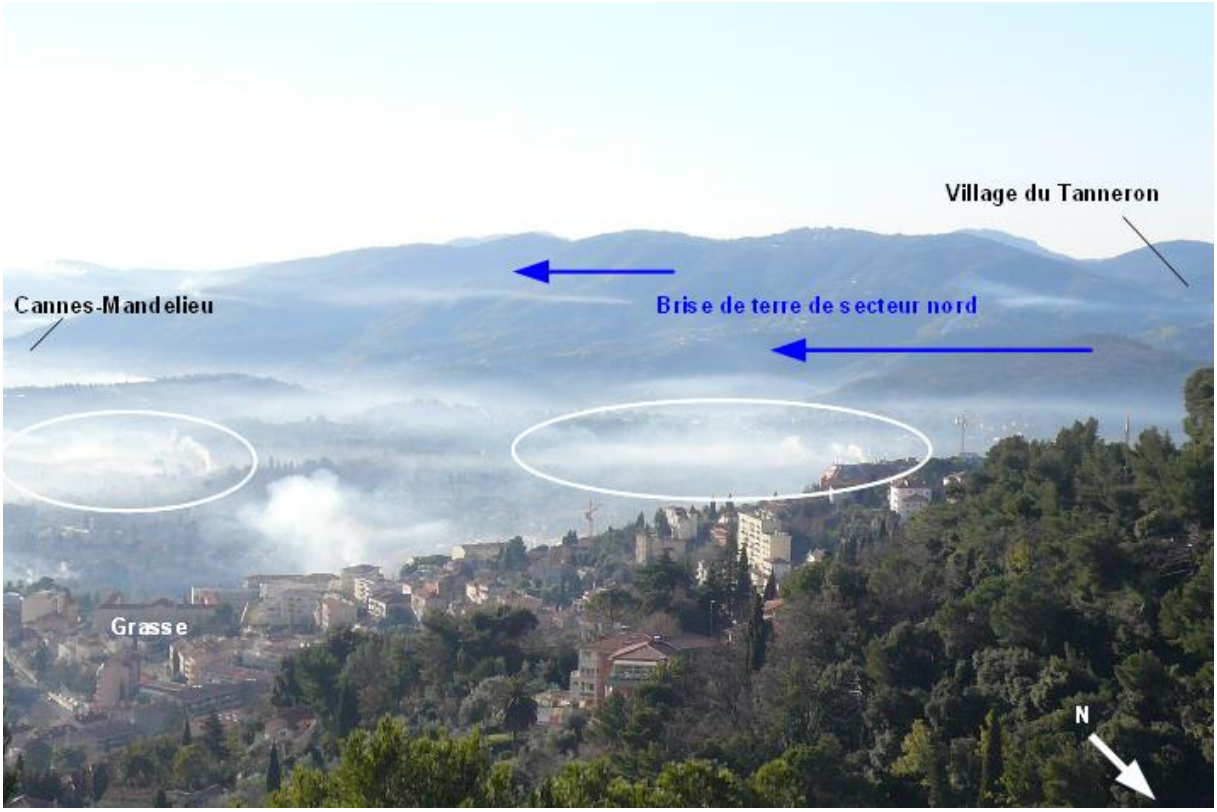


Figure 171. Transfert des fumées de l'agglomération grassoise vers le littoral sous l'effet de la brise de terre, le 03/02/2011 vers 10h00. Vue vers le sud-ouest. Directions des flèches indicatives. (© Michelot).

*****

Les résultats des 21 ballons suivis (13 CLB et 8 sondeurs) démontrent la complexité de l'organisation des écoulements d'air à faible altitude. Globalement, on constate que :

- ces écoulements d'air sont superposés et imbriqués avec des flux synoptiques. Ces derniers sont plus ou moins faibles en fonction du gradient général de pression ;
- la brise d'amont (terre-montagne) est froide et relativement lourde. Elle offre peu de brassage compte tenu de sa stabilité. Elle est aussi peu épaisse (environ 150 mètres) et souffle à une vitesse comprise entre 2 et 4 m/s. Sa direction est généralement de composante nord à nord-ouest ;
- la brise d'aval (vallée-mer), principalement de secteur sud-est, est plus instable puisqu'elle survole un sol chauffé. Elle est également plus épaisse (jusqu'à 500 mètres au plus en hiver, et au moins en été). Sa vitesse globale varie entre 1,5 et 3 m/s, et présente la particularité de décroître avec l'altitude. Près du sol, la brise de vallée est plus énergique que la brise de mer qui la relaye ;
- hormis leur comportement général, ces brises sont sujettes localement à l'influence de la topographie, tant pour leur direction (orientations des pentes, guidage par les gorges) que pour leur vitesse (effets Venturi et de col). Dans le second cas, le flux est accéléré jusqu'à 6,3 m/s.

Ces travaux revêtent une importance majeure puisqu'ils établissent également l'influence des brises thermiques sur les distributions spatio-temporelles des concentrations de PM_{10} dans l'espace compris entre le littoral très peuplé et les Préalpes. En conséquence, ces flux d'air alternés transportent dans un sens puis dans l'autre les polluants rencontrés.

Conclusion de la partie III

L'ensemble des ballons suivis ainsi que l'observation des fumées traduisent le régime alterné des brises thermiques pendant les campagnes de terrain du 6 juin 2011, du 3 février et du 21 novembre 2012 réalisées dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes. Comme précédemment expliqué, les ballons équilibrés à niveau de pression constant sont considérés comme des traceurs des écoulements d'air puisqu'ils s'apparentent à une molécule d'air. Par conséquent, ils ont permis de caractériser les masses d'air au sein desquelles ils ont évolué. Aussi, grâce à eux, il a été possible d'identifier une superposition et une imbrication des flux thermiques et synoptiques. De plus, les ballons ont dévoilé que ce régime de brises thermiques s'exprime par un vent souvent canalisé et donc guidé par la topographie, en particulier pour la brise de montagne et la brise de vallée. Quant à l'alternance des directions entre continent et mer, c'est une règle bien connue puisque le moteur des brises est l'écart de température entre eux deux selon un rythme nycthéméral.

Plus spécifiquement, les travaux entrepris lors de la première campagne de mesures du 30 janvier au 2 février 2011, ont montré que la ventilation est principalement assurée par un régime de brise d'amont (terre-montagne). Cette brise est dominante et souffle faiblement. Pendant ce temps, les inversions thermiques sont quotidiennes au sein de la cuvette d'Auribeau-sur-Siagne. De temps à autre, les fumées ont permis de visualiser le blocage thermique de l'air. Ces inversions se sont établies chaque fois en fin d'après-midi pour se poursuivre jusqu'en matinée. Par conséquent, les concentrations de particules émises localement ont fortement augmenté quotidiennement faute de dispersion, jusqu'à ce que la brise de terre s'installe en début de nuit et nettoie l'air. On retrouve le même phénomène de blocage des particules sous l'inversion thermique le 19 septembre 2013 et donc une augmentation des concentrations de PM_{10}.

Cependant, il convient de modérer le rôle des topoclimats. En effet, l'étude des paramètres statistiques montre que les topoclimats jouent un rôle relatif sur les distributions temporelles des concentrations de particules. Les causes sont multiples pour expliquer les niveaux de particules rencontrés à Auribeau-sur-Siagne. Les variables météorologiques ne sont donc pas suffisantes pour expliquer les concentrations de particules. En outre, l'étude des différentes tailles de particules ont révélé en particulier l'importance de la pollution de proximité.

Les mesures d'écoulements d'air à faible altitude et de particules effectuées à l'occasion des campagnes de terrain réalisées le 28 février et le 21 novembre 2012 ont montré que :

- la brise d'amont (terre-montagne) est peu épaisse et relativement lourde puisque l'air y est froid. Il n'y a donc pas ou très peu de mouvements convectifs, sauf de manière mécanique quand le fluide rencontre des irrégularités topographiques qui forcent les particules d'air au soulèvement. Excepté ces opportunités, les particules qui sont transportées ont peu de chance de se disperser. C'est pourquoi des niveaux importants

de PM_{10} sont rencontrés en allant vers le littoral, d'autant que la brise d'amont survole une zone périurbaine à urbaine ;

- à l'inverse, la brise d'aval (vallée-mer) est relativement plus chaude et donc plus instable. Elle est aussi plus épaisse et offre ainsi de meilleures conditions pour la dispersion des particules. Cela n'empêche toutefois pas de retrouver des niveaux de PM_{10} relativement importants pour des sites géographiques pourtant éloignés et exempts de sources d'émissions significatives (montagnes), mais qui se trouvent en revanche sous le vent de cette brise.

Par contre, quand un vent synoptique se met à souffler à la place d'une brise de mer « polluée », les niveaux de particules chutent alors brusquement (exemple du nettoyage de l'air par effet de foehn l'après-midi du 18/09/2013 au front des Préalpes de Vence).

En altitude, les directions et forces des masses d'air évoluent au gré des conditions synoptiques, mais la présence d'air calme est la règle durant les journées de mesures.

En outre, il faut noter l'importance des brûlages de déchets verts qui se produisent n'importe où dans des espaces ruraux à semi-urbain, en début de matinée ou en fin d'après-midi (retour du travail). Malheureusement, on ne dispose pas de donnée précise à ce sujet dans l'espace étudié. Toutefois, des travaux ont précisé ces pratiques et ont révélé que leur contribution aux niveaux ambiants est potentiellement importante notamment dans les fonds de vallées (Air PACA, 2012).

Finalement, l'ensemble des campagnes de terrain démontrent que les topoclimats jouent clairement un rôle sur la variabilité spatiale et temporelle des concentrations de PM_{10} dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes. Néanmoins, les brises et inversions thermiques s'affranchissent d'une responsabilité centrale du fait du caractère multi-causal de la pollution de l'air.

Afin de conforter ces résulats et de compléter ces mesures réalisées sur quelques jours et en plusieurs endroits, la partie suivante se différencie par la mise en œuvre d'une campagne de mesures de plusieurs mois sur un seul lieu.

PARTIE IV : ETUDE DE LA VARIABILITE TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS DE PM_{10} A VENCE : MESURES FIXES ET CARACTERISATIONS CHIMIQUES

Située au sud-ouest du département, la zone d'étude est généralement soumise au jeu des brises et inversions thermiques.

Pour rappel, des mesures de particules et d'écoulements d'air ont été faites au front des Préalpes en juin 2011 par Michelot *et al.* (2012), dans le but d'étudier le rôle des brises thermiques sur la variabilité spatio-temporelle des concentrations de PM_{10} (cf. chapitre 3 de la partie III).

Comment ces concentrations de particules évoluent-elles temporellement sur le long terme ? Quels sont les facteurs météorologiques qui influencent cette évolution ? Mais aussi, quelles informations pouvons-nous recueillir au regard de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air ? Pour répondre à ces questions, une campagne inédite de mesures fixes sur le long-terme de concentrations des PM_{10} et de paramètres météorologiques a été mise en œuvre sur la commune de Vence, de novembre 2012 à juillet 2013. Ces mesures avaient pour objectifs :

- de constater le nombre de jours au cours desquels la valeur limite journalière en PM_{10} n'a pas été respectée, à savoir 50 µg/m^3 à ne pas dépasser plus de 35 fois par an ;
- d'étudier l'évolution temporelle des particules sous l'effet des conditions météorologiques ;
- d'étudier les statistiques de distributions des concentrations et de leurs liens avec différents paramètres météorologiques ;
- d'obtenir des informations sur la chimie de ces particules et donc de mieux cerner les différentes contributions des sources.

Les niveaux de particules mesurés dans l'air ambiant donnent une information directe sur l'état de la qualité de l'air. Mais les éléments chimiques qui composent ces aérosols affectent également la santé humaine. En effet, les différents composés chimiques que l'on rattache à certaines sources sont plus ou moins toxiques. Si l'origine des émissions de particules est désormais bien ciblée, la quantification des diverses sources aux concentrations mesurées dans l'air ambiant mérite au contraire d'être améliorée, en particulier lorsque le respect des normes de qualité de l'air pose problème. L'intérêt réside dans la possibilité d'adapter les politiques publiques de réduction des émissions aux problématiques locales, surtout dans les zones visées par un contentieux européen en matière de qualité de l'air. C'est le cas des Alpes-Maritimes, où les conclusions des travaux de caractérisations chimiques (comme dans les vallées des Paillon), obtenues par l'AASQA locale (Air PACA), ont été intégrées dans le plan de protection de l'atmosphère du département (PPA06) afin d'accorder au mieux les mesures de réduction des émissions de particules avec les bonnes échelles et les bonnes sources. Dans le même esprit, la caractérisation chimique permet de mieux connaître les profils d'émissions d'un secteur, comme l'ont fait Fabretti *et al.* (2009) à Nice pour les $PM_{2,5}$,

en distinguant des sous-catégories d'émissions liées au réenvol de poussières, à l'usure du véhicule et à la combustion du carburant.

De nombreuses études chimiques ont été menées ces dernières années sur le département et ailleurs en France, notamment dans le cadre du dispositif CARA[1]. Ainsi, à l'image de ces travaux, l'objectif des travaux de caractérisations chimiques est d'acquérir les premières connaissances, pour un site jamais exploré en la matière, sur les principaux composés chimiques des PM_{10} et par conséquent sur l'origine des aérosols. Ces résultats sont exprimés à travers des « fermetures chimiques » qui consistent *« à approcher la masse (PM) totale des aérosols évaluée à partir de pesée gravimétrique en effectuant la somme de l'ensemble de ses composantes chimiques »* (Ghersi *et al*., 2010).

Les mesures fixes de PM_{10} et les relevés de filtres de purge ont été réalisés à l'aide d'un analyseur TEOM-FDMS installé dans un camion laboratoire comprenant également une station météorologique. Cet équipement technique mobile a été mis à disposition par l'Université Humboldt de Berlin (Allemagne).

Le premier chapitre de cette partie présente la campagne de mesures dans son ensemble avec notamment une présentation des matériels employés et des résultats des mesures des niveaux de PM_{10} au regard des normes de qualité de l'air à respecter. Le second chapitre s'attache à étudier l'évolution des PM_{10} avec les paramètres météorologiques. Les travaux d'analyses statistiques réalisés sur les paramètres mesurés constituent le troisième chapitre. Enfin, l'étude du bilan de masse des PM_{10} clôt cette partie, au travers d'un quatrième chapitre consacré à la chimie des particules.

CHAPITRE 1. LA CAMPAGNE DE MESURES DES PM_{10} ET DES PARAMETRES METEOROLOGIQUES, DU 22/11/2012 AU 04/07/2013

1.1. Le site de mesures

La campagne de mesures s'est déroulée à Vence. Cette ville de 20 000 habitants est située à 8 km au nord du littoral, et à 10 km au nord-ouest de Nice (fig. 172). Bâtie à 300 mètres d'altitude, la cité se situe au pied des Préalpes où les sommets les plus proches culminent entre 600 et 800 mètres (dont le fameux Baou des Blancs, escarpement calcaire qui domine Vence du haut de ses 673 mètres d'altitude). A l'origine, la ville s'est développée au contact des calcaires et des marnes, là où jaillit l'eau ayant percolé à travers les plateaux karstiques des Préalpes.

[1] Initié suite aux épisodes de pollution par les PM_{10} au printemps 2007, le dispositif CARA (CARActérisation chimique des particules) a pour objectif de fournir des informations sur la composition chimique des particules sur quelques sites en France, afin de mieux comprendre leur origine en situation de fond et lors des pics de concentration (Favez et Chiappini, 2010). Le dispositif CARA est organisé au plan national par le LCSQA, en collaboration avec les AASQA volontaires, mais aussi avec des laboratoires universitaires (LGGE, LSCE, CEREA…).

La topographie du site de mesures se caractérise par des collines et des petits plateaux, entrecoupés de vallons encaissés allant de 50 à 100 mètres de profondeur. D'après des relevés de températures de Carrega (1994), on sait que les inversions thermiques peuvent y être sévères. D'ouest en est, on peut citer les vallons du Clarel, de la Billoire, du Malvan, de la Lubiane ou encore de la Cagne (fig.172). Au nord, le relief s'accentue et l'altitude augmente rapidement en allant sur les Préalpes, tandis qu'au sud il s'adoucit et l'altitude diminue sur les plans provençaux en direction de la plaine côtière.

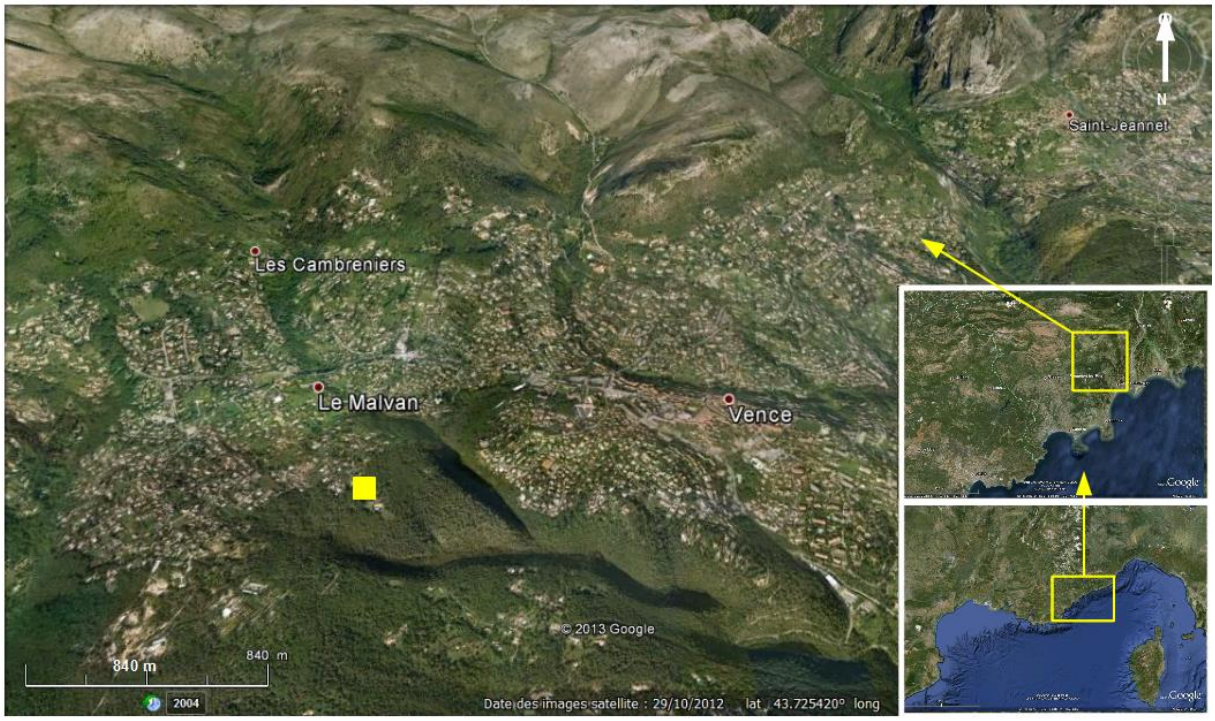


Figure 172. Présentation du site et localisation des postes de mesures (carré jaune). Vence, sud-ouest des Alpes-Maritimes. (Fond : Google Earth).

La station de mesures a été positionnée sur un terrain privé du plateau de la Sine-Gaudissard situé à environ 1,5 km au sud-ouest du centre-ville de Vence. Le quartier jouxte le Bois de Gaudissard qui descend les pentes des vallons du Malvan à l'est, et de la Billoire au sud et à l'ouest. L'habitat environnant la ville est diffus, composé de maisons individuelles. Au-delà des remparts médiévaux, la ville urbanisée est faite d'un habitat mixte, collectif et individuel. En périphérie, le reste de la commune est semi-urbanisé (fig. 173). L'environnement immédiat des postes de mesures est composé d'un pré partiellement couvert par une oliveraie. Le terrain est dessiné par de larges terrasses (appelées restanques dans la région) orientées à l'ouest en pente faible (fig. 174).

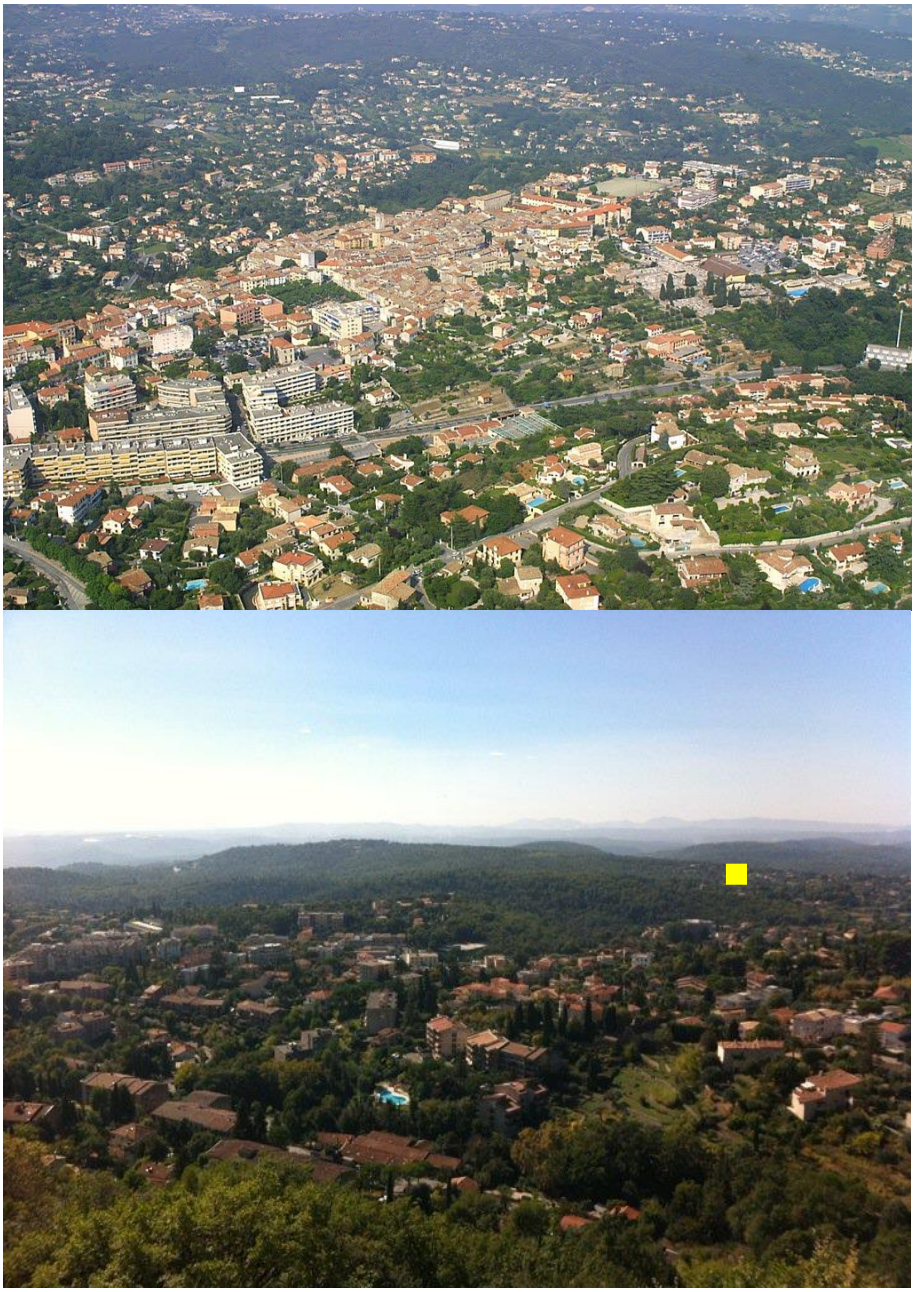


Figure 173. Photos de Vence et de ses environs. En haut, le centre-ville, vue vers l'est (© panoramio, Google Maps). En bas, vue vers le sud-sud-ouest, avec à l'ouest du centre-ville les quartiers de La Rousse au premier plan, et du Malvan-Gaudissard au second plan. Tout au fond : l'Esterel. Auteur du cliché inconnu. Le carré jaune indique l'emplacement des postes de mesures.

1.2. Le camion laboratoire équipé d'un TEOM-FDMS

Le véhicule est un camion utilitaire dans lequel est installée une station météorologique ainsi qu'un analyseur automatique de PM_{10}, de type TEOM-FDMS. Le TEOM-FDMS est référencé pour la mesure réglementaire des PM_{10} en France. Ce camion laboratoire nous a été prêté par le Professeur Wilfried Endlicher, du Département de Géographie de l'Université Humboldt à Berlin (Allemagne). La figure 174 montre le camion une fois parqué sur le site choisi pour réaliser les mesures, avec tous ses équipements déployés.

Figure 174. Le camion laboratoire : à l'arrière du camion, la tête de prélèvement des PM_{10} ; au centre, le mas télescopique pour la mesure de la force et de la direction du vent ; et à l'avant, les appareils pour la mesure des différentes températures. Vue vers le nord-ouest. (© Michelot).

Le camion laboratoire dispose d'équipements mesurant les principaux paramètres météorologiques : températures sèches et humides (à 0,7 et 2 mètres), force et direction du vent, humidité relative, rayonnement solaire, etc. Les figures 175 et 176 schématisent et illustrent cette station de mesures mobile.

Certains paramètres n'ont pas pu être exploités à cause de dysfonctionnements. Par conséquent, certains d'entre eux ont été complétés par des données provenant de deux stations météorologiques Davis (l'une Monitor2, l'autre Vantage) installées en continu, sur le même terrain à quelques dizaines de mètres. La station météorologique du camion ne mesurait pas les précipitations. Elles ont donc été relevées à partir des stations météorologiques Davis.

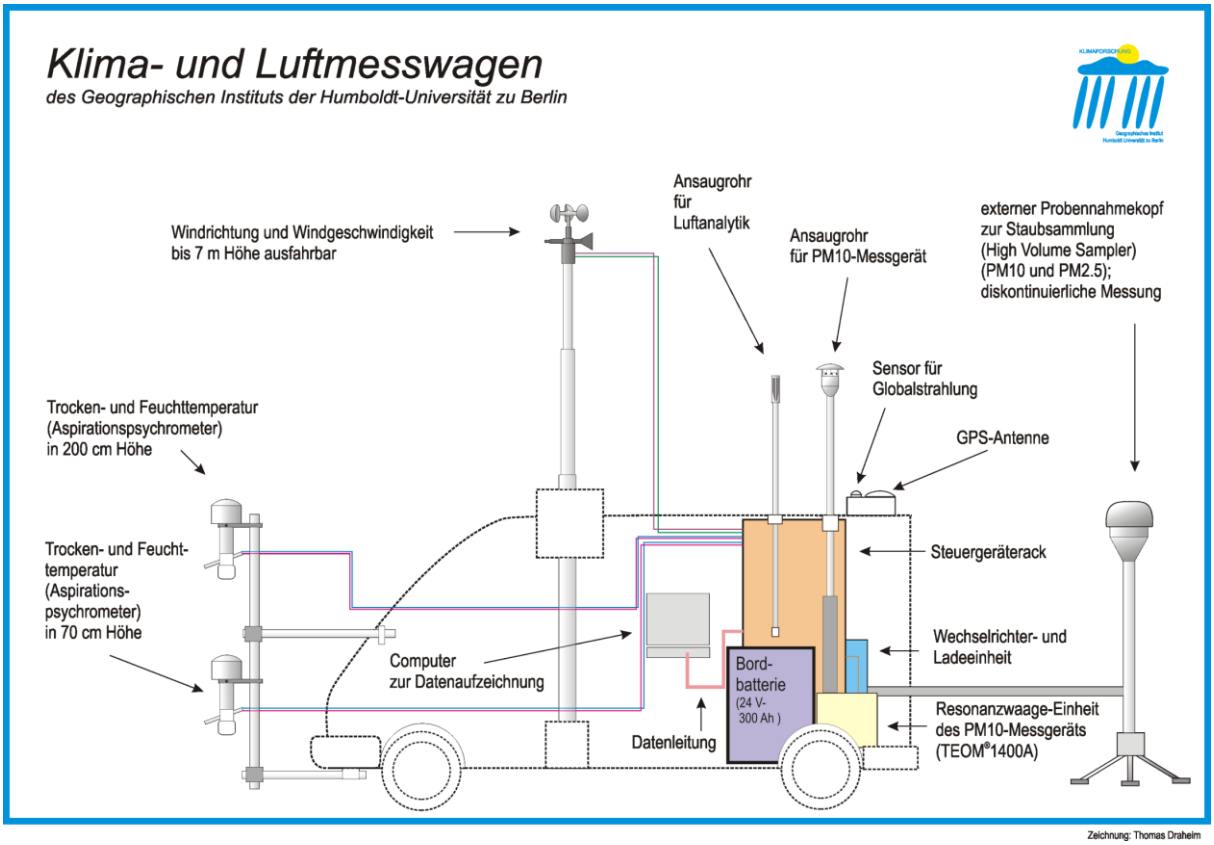


Figure 175. Schéma du camion laboratoire. (Source : Université Humboldt de Berlin).

Figure 176. Quelques-uns des appareils de mesures : abri thermo-hygrométrique, et au fond anémo-girouette. (© Michelot).

1.3. Principales caractéristiques de fonctionnement du TEOM-FDMS

Le TEOM-FDMS (TEOM : Tapered Element Oscillating Microbalance / FDMS : Filter Dynamics Measurement System) est un appareil de mesures (TEOM 1400 couplé à un module FDMS 8500) très répandu au sein des AASQA pour la mesure réglementaire en France. Il mesure automatiquement en continu la concentration massique des particules en suspension dans l'air (en $\mu g/m^3$). Le module FDMS a été déployé en France à partir de 2007 afin de quantifier la concentration volatile et semi-volatile des poussières. Le TEOM seul ne le permet pas, et donc la mesure sous-estimait les concentrations avant la mise en place de ce couple (fig. 177).

Figure 177. Couple TEOM-FDMS. TEOM en bas, FDMS en haut. (Source : Ecomesure).

1.3.1. Le TEOM-FDMS en résumé

- Le système TEOM

Le fonctionnement du système TEOM est le suivant : la fréquence naturelle de vibration de l'aiguille sur la microbalance décroît lorsque les particules en suspension dans l'air, retenues par le filtre, augmentent la masse du système oscillant. Le fabricant indique que *« cette variation de fréquence est mesurée en continu et convertie en variation de masse. La microbalance TEOM peut détecter des variations de masse aussi faibles que 10 nanogrammes »* (Ecomesure).

- Le système FDMS

Durant l'échantillonnage du filtre de collection du TEOM, le FDMS mesure en continu la perte de masse occasionnée par la volatilisation de poussières et notamment celles issues du nitrate d'ammonium. *« Le fonctionnement met en jeu plusieurs étapes :*

- *séchage des poussières en amont de la microbalance* […] ;
- *mesure de la perte de masse due à la volatilisation de poussières instables.*

Pour effectuer la mesure de perte de masse, l'analyseur arrête cycliquement de collecter les particules. Pendant cet arrêt, la variation de masse du filtre représente la volatilisation des poussières volatiles et semi volatiles présentes sur le filtre TEOM » (Ecomesure).

1.3.2. Précisément, comment fonctionne un TEOM-FDMS ?

L'AASQA Atmo Franche-Comté fait la description technique sur son site Internet[2] du fonctionnement du TEOM-FDMS.

« L'air ambiant est prélevé à un débit de 1 m^3/h (soit 16,67 L/min). Une tête de prélèvement est installée en début de ligne et permet, par phénomène de cyclone, de ne sélectionner que les poussières inférieures à 10 µm, ou inférieures à 2,5 µm si la tête est équipée d'un insert cyclonique. L'air prélevé en extérieur peut contenir de l'eau de pluie, c'est pourquoi cette tête est aussi équipée d'un dispositif de récupération. Le flux d'air passe ensuite dans le flow splitter pour être séparé en deux :

- *une partie à un débit de 3 L/min, objet de la mesure, dirigée vers le module FDMS ;*
- *une partie à 13,67 L/min envoyée vers la pompe.*

A son entrée dans le FDMS, l'air est admis dans une cartouche déshydratante (type Nafion) où il est séparé de son humidité par un système de contre-courant. L'air en bout de ligne, filtré de toutes ses impuretés, est réutilisé par passage en sens inverse dans la cartouche et provoque ainsi une aspiration de l'humidité de l'air tout juste introduit.

Cet air est ensuite injecté dans une vanne 3 voies qui commute toute les 6 minutes :

- *les 6 premières minutes : calcul de la fraction non volatile. L'air est introduit dans le TEOM où il est chauffé à 30°C avant d'être filtré. Le filtre de collection est solidaire d'un élément conique creux oscillant, élément essentiel du TEOM. La fréquence*

[2] http://www.atmo-franche-comte.org/index.php?id=actualite_1&art=319

d'oscillation de cet élément dépend directement de la masse du filtre : plus il contient de dépôt, plus la fréquence d'oscillation est ralentie. Cette étape est appelée mesure de base ;

- *les 6 minutes suivantes : calcul de la fraction volatile. L'air est envoyé cette fois-ci dans le filtre de purge. Il est refroidi à 4°C par effet Peltier*[3]*. A la différence de l'étape précédente, l'air est filtré et en ressort sans particules. Envoyé dans le TEOM, il permet la mesure de référence, dont la valeur est négative (elle correspond à la perte de matière volatilisable déposée sur le filtre lors de la première étape).*

L'oscillation de l'élément conique est assurée par un champ électrique induit par un ensemble bobine/aimants. Sa fréquence d'oscillation est déterminée par un système de capteurs optiques dont les signaux sont amplifiés puis mesurés par un fréquencemètre. La masse de particules, et donc la concentration, est déduite de la valeur de la fréquence :

[Concentration massique FDMS] = [Mesure de Base] – [Mesure de Référence]

Cette opération est réalisée toutes les 12 minutes dans l'unité de contrôle de l'analyseur, où se trouvent l'électronique de l'appareil et les régulateurs de débit des deux lignes de prélèvement (3 L/min et 13,67 L/min) » (Atmo Franche-Comté).

L'ensemble du processus est schématisé dans la figure 178.

[3] L'effet Peltier (du nom du physicien qui l'a découvert en 1834) est un phénomène physique, thermoélectrique, de déplacement de chaleur en présence d'un courant électrique. L'effet se produit dans des matériaux conducteurs de natures différentes liés par des jonctions (contacts). Une des jonctions se refroidit alors légèrement, pendant que l'autre se réchauffe (source : en.wikipedia).

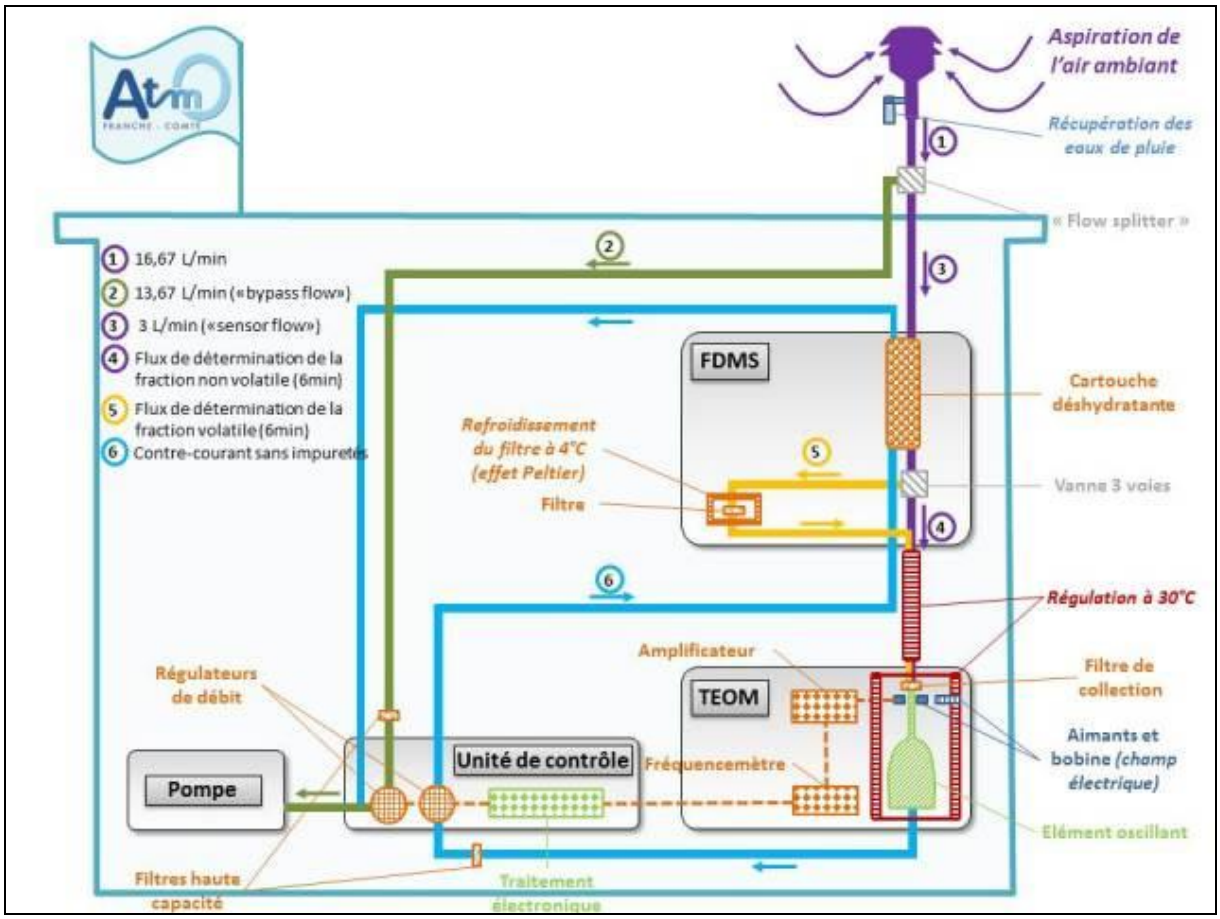


Figure 178. Schéma de fonctionnement d'un analyseur de poussières type TEOM avec FDMS. (Source : Atmo Franche-Comté).

Le débit d'air passant dans le FDMS puis la microbalance est normalement de 3L/min., mais il est parfois ajusté à 2L/min. C'est une option surtout utile sur les versions les plus anciennes de microbalance, pour éviter des saturations de buse dans des environnements très pollués. Dans ce cas, l'autre débit est à 14,67 L/min.

1.4. 19 jours de dépassement du seuil journalier des PM_{10} pour 187 jours de mesures

La directive 2008/50/CE relative à la qualité de l'air et un air pur pour l'Europe[4], impose de ne pas dépasser la valeur moyenne journalière de 50 µg/m^3 plus de 35 fois par an, ainsi qu'une valeur moyenne annuelle de 40 µg/m^3. Les mesures ont duré environ 7 mois et demi et se sont étalées sur deux années civiles (du 22/11/2012 au 04/07/2012). Par conséquent, elles ne peuvent pas être comparées à la mesure réglementaire. Pour autant, la date butoir du 31 décembre n'ayant de sens que pour le rapportage[5] des Etats membres à la Commission

[4] Transposée en droit français par le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 relatif à la qualité de l'air.

[5] Rapportage ou « reporting » : fait que la France rende compte chaque année à la Commission européenne des niveaux moyens de polluants mesurés sur une année civile, vis-à-vis des normes à respecter pour chacun d'entre eux. Leur non-respect engage alors les Etats membres dans un contentieux en matière de qualité de l'air, comme c'est le cas pour la France pour le polluant PM_{10}.

européenne, il était tout de même opportun de mettre les résultats en perspective avec les normes de qualité de l'air. En effet, d'une part, il est important de garder un jalon qui permet de considérer l'état de la pollution au regard d'une référence commune, et d'autre part, parce que les poumons des populations exposées ne connaissent pas de « remise à zéro des compteurs ».

Et d'ailleurs, ce n'est pas parce que les niveaux ne dépasseraient pas les valeurs limites que la situation serait nécessairement meilleure. En effet, du point de vue sanitaire, c'est l'exposition chronique à des niveaux modérés qui occasionne un impact sanitaire prépondérant et non les pics de pollution. Autrement dit, « il vaut mieux » subir 5 jours à un niveau moyen de 150 µg/m^3 de PM_{10} et le reste de l'année à un niveau moyen de 10 µg/m^3, plutôt que 12 mois à un niveau moyen de 30 µg/m^3. Le mois d'avril 2013 illustre quelque peu ce fait par le non dépassement de la VL journalière, mais avec des niveaux qui restent soutenus pendant plusieurs jours (fig. 179).

Le camion laboratoire a connu des « bugs » informatiques et des coupures électriques. Ces évènements sont principalement survenus à la fin novembre, de fin janvier à mi-février, ainsi qu'au début du mois d'avril, lors d'épisodes orageux, de coupures de courant pour d'autres raisons ou bien sans raison particulière connue. L'évolution des niveaux journaliers à Vence est présentée dans la figure 179. Sur la totalité de la période de mesures (187 jours sur les années 2012-2013), hormis les pics de pollution, les niveaux journaliers sont relativement homogènes. En effet, 58 % d'entre eux varient entre 20 et 40 µg/m^3. 12 % des niveaux journaliers sont inférieurs ou égaux à 15 µg/m^3, et seulement 5 % inférieurs ou égaux à 10 µg/m^3. Ces derniers sont répartis principalement sur les mois de décembre, mars, avril et mai.

La campagne de mesures des PM_{10} nous apprend que de fortes concentrations, en moyennes journalières, ont été constatées en février, mars 2013 et juin 2013, occasionnant 19 jours de dépassement de la valeur limite journalière (fig. 180 et 181). A titre de comparaison, les valeurs de la station de mesure des PM_{10} de Cagnes-Ladoumègue du réseau d'Air PACA ont été rapportées sur la même période (fig. 179). Excepté les pics observés à Vence, la tendance des concentrations journalières est comparable entre ces deux postes de mesure des PM_{10}.

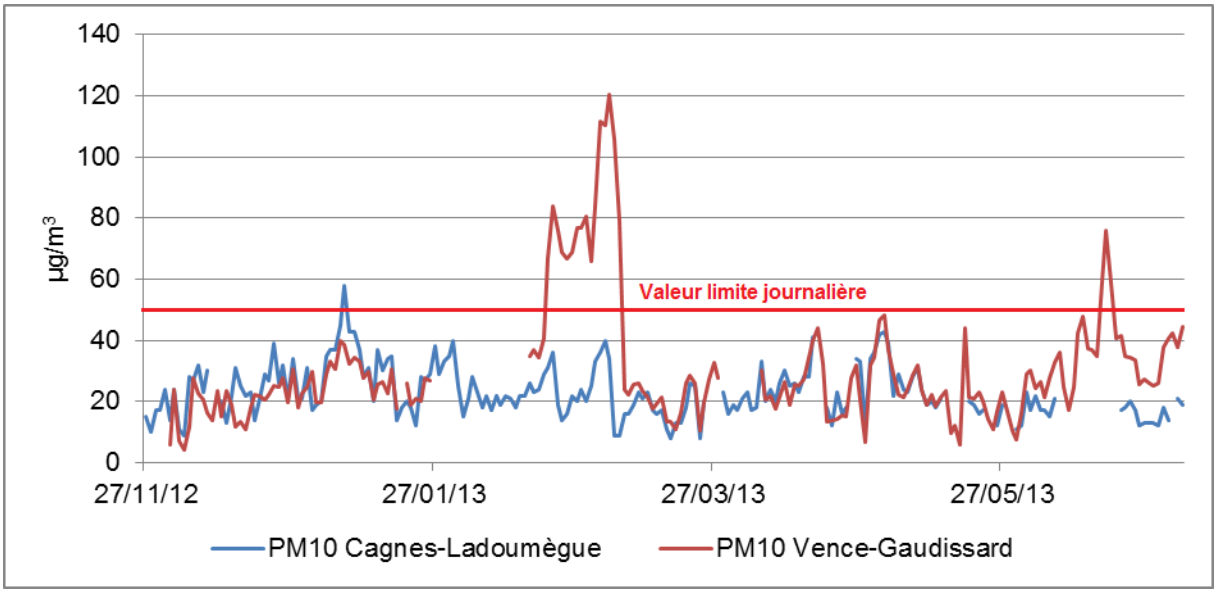


Figure 179. Evolutions des concentrations journalières de PM_{10} du 27/11/2012 au 04/07/2013 à Cagnes-Ladoumègue (station Air PACA) et à Vence-Gaudissard. Les manques de données correspondent au non fonctionnement des appareils. (Source : données Air PACA pour le poste de Cagnes-Ladoumègue).

A titre indicatif, pour les stations[6] environnantes du réseau de surveillance d'Air PACA, la valeur journalière en PM_{10} a été dépassée sur la même période 1 seule fois (en janvier) à la station de Cagnes Ladoumègue (station la plus proche, fig. 179), 3 fois (1 en avril, 2 en mai) à la station de Nice Aéroport et 4 jours (3 en janvier, 1 en avril) à la station d'Antibes Jean-Moulin. Pour ces mêmes stations et sur la même période, les moyennes valent respectivement 23,1 µg/m^3, 25,6 µg/m^3 et 26,5 µg/m^3.

Quant à la moyenne sur la campagne de mesures (27/11/2012[7] au 04/07/2013) à Vence-Gaudissard, elle s'élève à 30,7 µg/m^3.

Le maximum journalier moyen s'élève à 120,2 µg/m^3 le 05/03/2013, ce qui, au demeurant, est une valeur moyenne mémorable (fig. 180). Ce qui est intéressant, c'est que sur ces 19 jours de dépassement, 16 d'entre eux ont lieu de manière continue entre février et mars 2013 (fig. 180), le reste à la mi-juin 2013 (fig. 181). Cela constitue un long épisode de pollution. Les autres mois sont présentés en annexe 4.

En comparaison avec les normes françaises relatives à l'information sur la qualité de l'air (cf. décret n°2010-1250 du 21/10/2010) pour le polluant « PM_{10} », le seuil d'information recommandation (moyenne journalière 50 µg/m3) a été dépassé 12 jours, et le seuil d'alerte (moyenne journalière 80 µg/m3) 7 jours (dont 5 en mars et 2 en février) à Vence-Gaudissard.

[6] De typologies différentes, en l'occurrence : urbain, observation et périurbain.

[7] Date à partir de laquelle il a été possible de comptabiliser une journée entière.

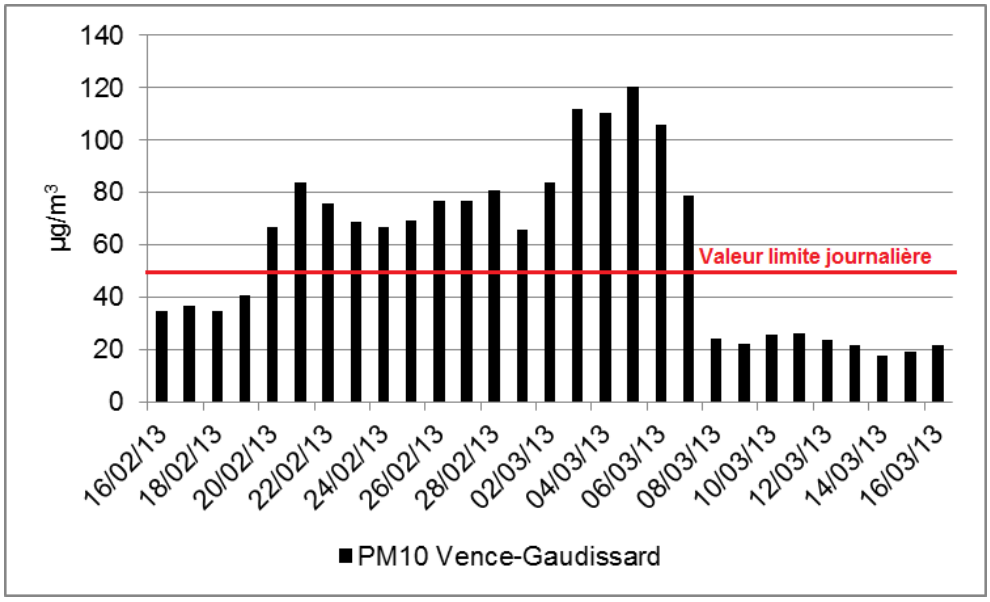


Figure 180. Evolution des concentrations journalières 16/02 au 16/03/2013 à Vence-Gaudissard. 16 jours ont dépassé en continu la VL journalière de 50 µg/m^3 entre février et mars 2013.

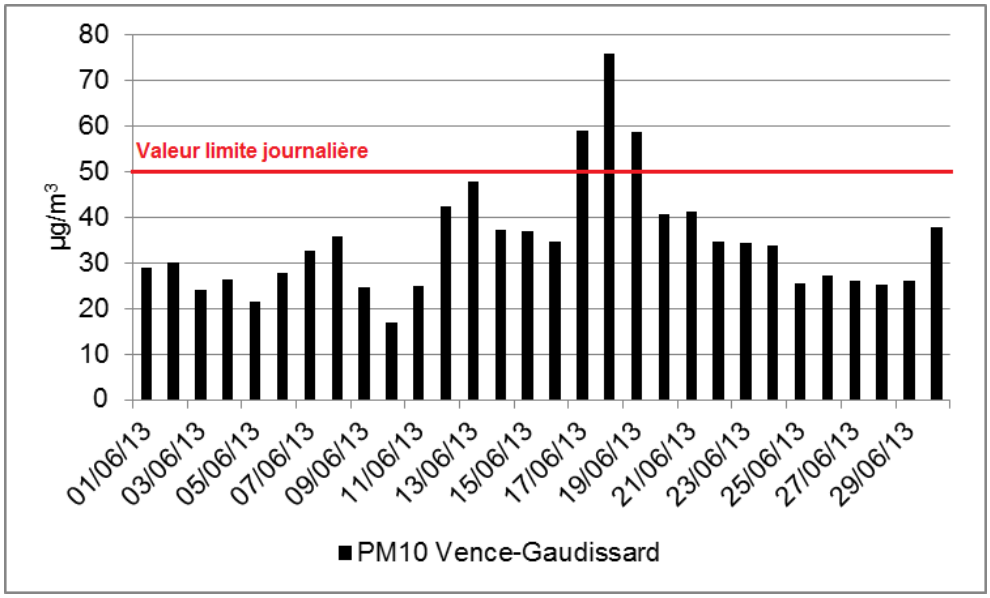


Figure 181. Evolution des concentrations journalières en juin 2013 à Vence-Gaudissard. 3 jours ont dépassé en continu la VL journalière de 50 µg/m^3 en juin 2013.

Ces fortes concentrations à la période hivernale sont probablement dues à des émissions importantes par le chauffage domestique, du fait d'une période froide à la fin février et de la fréquence élevée de hautes pressions jusqu'en mars, couplées à des épisodes de pollution d'échelle régionale sur le grand quart Sud-Est français et la plaine padane italienne (fig. 182).

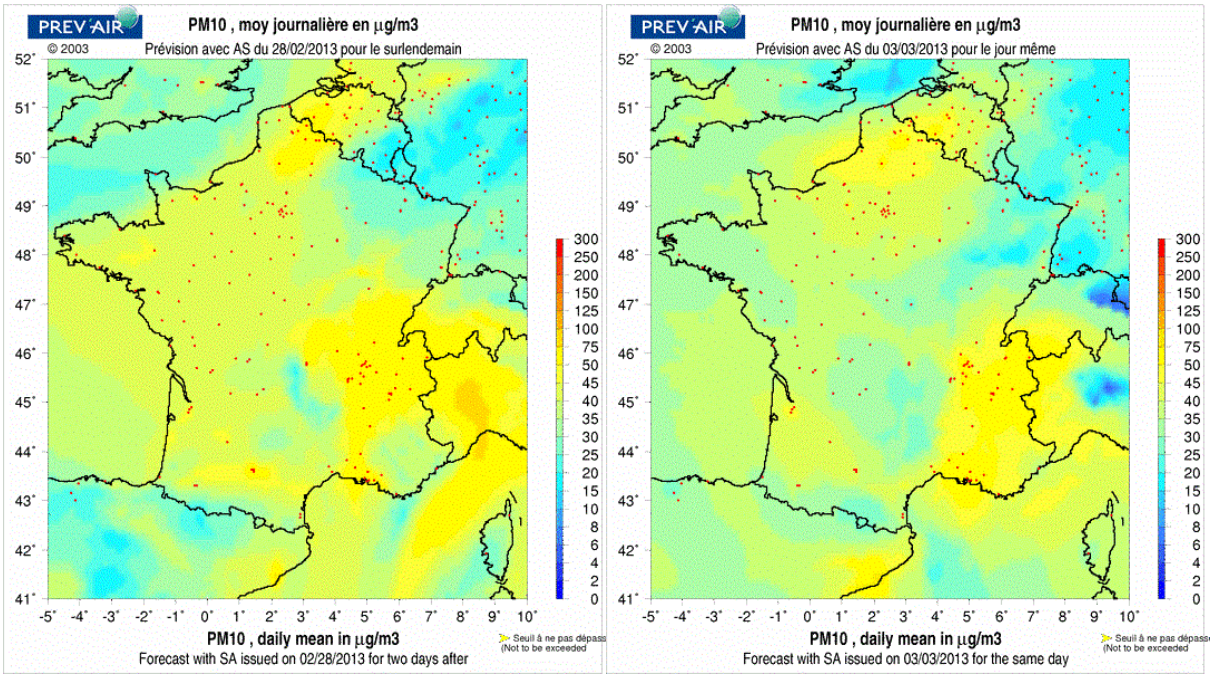


Figure 182. Cartes des concentrations moyennes journalières des PM_{10} modélisées par le système PREV'AIR à l'échelle métropolitaine. A gauche, le 28/02/2013 ; à droite, le 03/03/2013.

En ce qui concerne les dépassements du mois de juin, il est vraisemblable qu'à cette époque de l'année la contribution des particules organiques secondaires (ou aérosols organiques secondaires – AOS) soit significative. Elles sont issues des précurseurs gazeux que sont les COV, largement émis dans les Alpes-Maritimes, tant de source anthropique (surtout le trafic routier en été) que de source naturelle (végétation). Ces transformations photochimiques ont lieu lors des journées ensoleillées et chaudes, donc particulièrement au printemps et en été. En guise de repère, la contribution des AOS a été estimée par Favez *et al.* (2007) à près de 50 % de la fraction semi-volatile des $PM_{2,5}$ en été à Paris. A titre indicatif, en hiver, les particules secondaires sont plutôt inorganiques et constituées essentiellement de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) et de sulfate d'ammonium ($(NH_4)_2SO_4$). Elles sont formées à partir de précurseurs gazeux tels que le NO_2 (secteur des transports et secteur résidentiel/tertiaire), le SO_2 (secteur industriel) et le NH_3 (secteur agricole). Dans la mesure où les secteurs de l'industrie lourde de la transformation d'énergie et de l'agriculture sont quasi-inexistants dans le département, ces particules secondaires sont principalement le fait des réactions chimiques avec le NO_2 routier.

Ces différences peuvent être dues en hiver au fait que le site de Vence-Gaudissard est entouré de maisons individuelles, où en termes d'énergies de chauffage, le bois et le fioul dominent *a priori*, et où l'on pratique le brûlage des déchets verts à l'air libre pour entretenir les terrains, contrairement aux stations en zones « urbaines » où les systèmes électriques et au gaz sont principalement représentés. Les jardins sont également moins présents et de plus petites tailles en zone urbaine. Par conséquent, les brûlages sont moindres ou inexistants par endroits dans les espaces densément urbanisés. La ville de Vence est donc probablement plus sujette en proximité aux émissions de particules du secteur résidentiel/tertiaire et par les brûlages que ces voisines, comme Cagnes-sur-Mer (fig. 183 et 184). Aussi, la grande complexité des particules, les nombreuses sources, les typologies de stations, leurs environnements directs, etc., sont autant de facteurs non exhaustifs qui expliquent ces différences spatiales et temporelles.

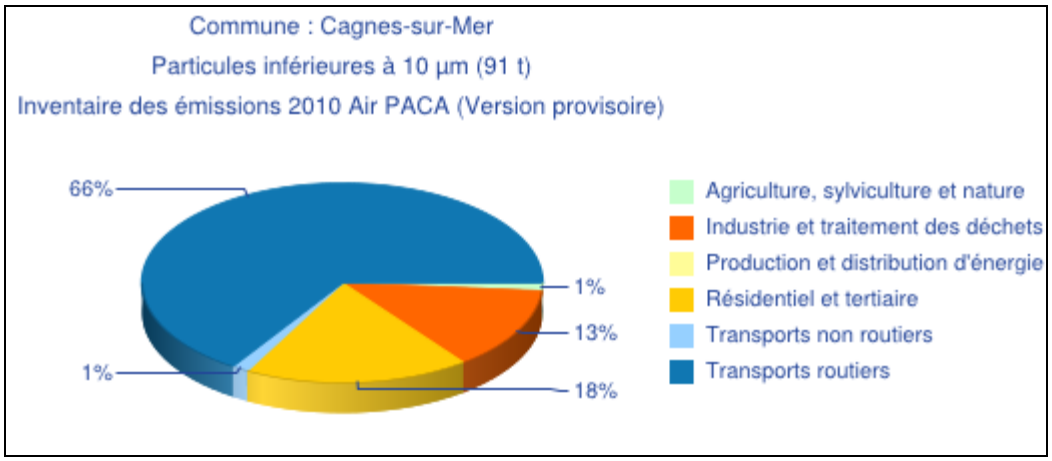


Figure 183. Emissions de PM_{10} par secteurs à Cagnes-sur-Mer, pour l'année 2010. (Source : Air Paca).

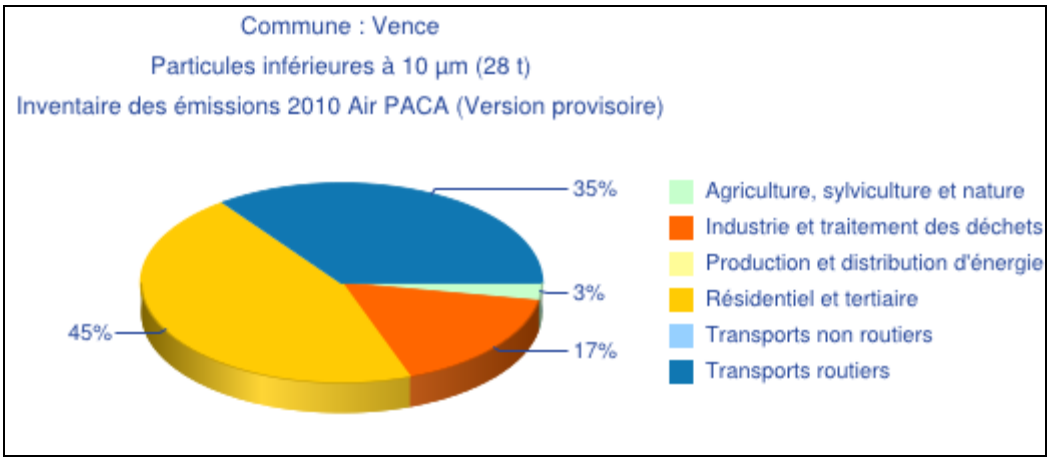


Figure 184. Emissions de PM_{10} par secteurs à Vence, pour l'année 2010. (Source : Air Paca).

CHAPITRE 2. ETUDE DE L'EVOLUTION BI-HORAIRE DES PARAMETRES METEOROLOGIQUES ET DES PM_{10}

Les paramètres exploités ont été mesurés chaque minute sur l'ensemble de la période (187 jours de mesures, du 22/11/2012 au 04/07/2013). Ces paramètres sont les suivants :

- les PM_{10} ;
- la vitesse et la direction du vent ;
- la température à 0,7 m. et à 2 m. ;
- et le rayonnement solaire.

Ces paramètres ont été obtenus à partir d'instruments installés dans le camion laboratoire, à savoir l'analyseur TEOM-FDMS pour les PM_{10}, et la station météorologique pour les autres paramètres. L'enregistrement de certains paramètres n'a pas fonctionné, et un d'entre eux n'était pas disponible (précipitations). Ils ont donc été relevés à 60 mètres du camion par deux

stations météorologiques installées en continu. Ces stations météorologiques sont toutes deux de marque Davis, l'une de type Monitor2, et l'autre de type Vantage. Elles ont mesuré :

- les précipitations (non disponibles au camion) ;
- la pression atmosphérique ;
- l'hygrométrie.

Les précipitations ont également été comptabilisées lors des évènements pluvieux ou neigeux à l'aide d'un seau-pluviomètre.

Afin d'exploiter les paramètres aisément, leurs données ont été séquencées par décade et moyennées sur plusieurs pas de temps : 15, 30, 60, 120, 180 et 1440 minutes, c'est-à-dire respectivement : quart-horaire, semi-horaire, horaire, bi-horaire, tri-horaire et journalier. Pour faciliter la présentation et la lecture, seuls les graphiques décadaires/bi-horaires sont exposés ici.

A des fins de comparaisons, quand c'est possible et pertinent, il est fait référence aux stations de mesures des PM_{10} de Cagnes Ladoumègue et Nice Aéroport du réseau de surveillance d'Air Paca. Ces stations sont certes relativement proches de Vence mais ne sont pas semblables en termes d'environnement.

L'objectif de ce chapitre consiste à présenter des tendances ou des évènements particuliers riches d'enseignements. Ils nous permettent de tirer des leçons sur la variabilité temporelle des concentrations de PM_{10} en fonction des différents paramètres météorologiques. Ils illustrent des situations qui se sont reproduites sur la période de mesures. Par conséquent, seuls quelques cas sont présentés et développés, pour leur intérêt météorologique et pas forcément de manière chronologique. La totalité de la suite chronologique des graphiques décadaires/bi-horaires se trouve en annexe 5.

En outre, afin que le lecteur ne soit pas étonné, il convient d'expliquer pourquoi certains graphiques indiquent quelques valeurs de PM_{10} légèrement négatives[8], et donc l'ordonnée des concentrations en µg/m^3 commence en-dessous de zéro. En effet, Favez et Ustache (2010) précisent dans leur guide d'utilisation du TEOM-FDMS que *« dans le cas de très faibles concentrations en particules dans l'air prélevé (mesures par temps de pluie, vérification du blanc d'instrument) des valeurs légèrement négatives* […] *peuvent être obtenues* [et] *ne sont pas forcément révélatrices d'un dysfonctionnement de l'instrument, mais peuvent être considérées comme étant inférieures à sa limite de quantification. D'un point de vue métrologique, il n'y a donc pas d'incohérence à conserver ces valeurs faiblement négatives dans le calcul des moyennes horaires / journalières / annuelles ».* Ces auteurs ajoutent que *« de la même façon, il n'est pas, en soi, aberrant d'obtenir des moyennes horaires négatives à partir de données TEOM-FDMS validées. Néanmoins, la diffusion de ce type de valeurs pouvant être mal comprise par le public, la plupart des AASQA force artificiellement ces valeurs à zéro (ou les invalide). Différents retours d'expérience indiquent que ce forçage à zéro ne modifie pas sensiblement les moyennes annuelles, ni le nombre total de dépassements de la valeur limite journalière ».*

[8] 22 valeurs sur un échantillon de 4392, c'est-à-dire 0,5 % des données journalières de la campagne de mesures sont légèrement négatives (en période de pluies), à savoir : 3 sont supérieures ou égales à -5 µg/m^3 (-8,3 / -7,2 et -5 µg/m^3) et les autres quasiment toutes réparties entre -0,5 et -1 µg/m^3.

2.1. Les situations anticycloniques calmes et stables favorisent la hausse lente de la pollution de fond en PM_{10}

Lors des deux premiers jours de janvier 2013, quelques ondées puis un bref et très léger Libeccio finissent par faire baisser le niveau de fond en PM_{10}. Au point que la moyenne journalière du 2 janvier s'élève à 19,5 µg/m^3, et que le minimum relevé est de 6,4 µg/m^3 à 14 heures quand souffle un faible Mistral[9] à une vitesse de 4,4 m/s (15,8 km/h) sur la côte azuréenne (fig. 188). Notons que cette valeur de PM_{10} particulièrement basse est parmi les plus faibles enregistrées durant toute la campagne. Au poste de mesure des PM_{10} de Cagnes Ladoumègue du réseau d'Air Paca, les niveaux se comportent de manière similaire en ce début de première décade de janvier 2013 (annexe 6). Toutefois, malgré un Libeccio qui souffle faiblement, mais relativement plus fortement sur le bord de mer qu'au front des Préalpes en milieu de journée le 2 janvier (environ 4 m/s au METAR de Nice Côte d'Azur, contre 1 m/s avec des rafales à 4,4 m/s à Vence), les concentrations moyennes sont légèrement plus importantes qu'à Vence-Gaudissard.

S'ensuit une franche période anticyclonique durant la 1ère décade de janvier à l'instar de la journée du 6 janvier où les pressions restent élevées (fig. 188). L'anticyclone relègue les passages perturbés au nord-ouest des Iles Britanniques et à l'est de la Scandinavie (fig. 185), tandis qu'il permet l'advection d'une masse d'air subtropical sur l'ouest de l'Europe, avec des températures supérieures à 12°C à 850 hPa (environ 1 500 mètres d'altitude) sur le pourtour méditerranéen franco-espagnol (fig. 186).

[9] Mistral soutenu en vallée du Rhône ce 2 janvier 2013, qui tourne sur les secteurs ouest à sud-ouest sur le Var et les Alpes-Maritimes compte tenu du déplacement du minimum dépressionnaire. Voir l'assèchement de la masse d'air l'après-midi du 2 janvier 2013.

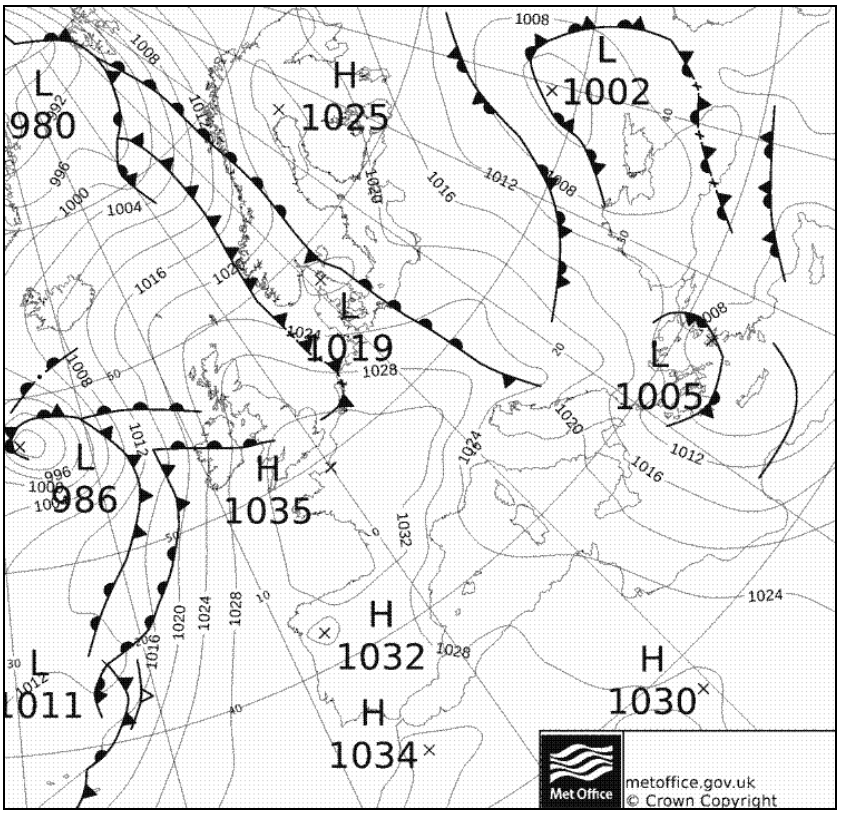


Figure 185. Analyse du Met Office en surface le 06/01/2013 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

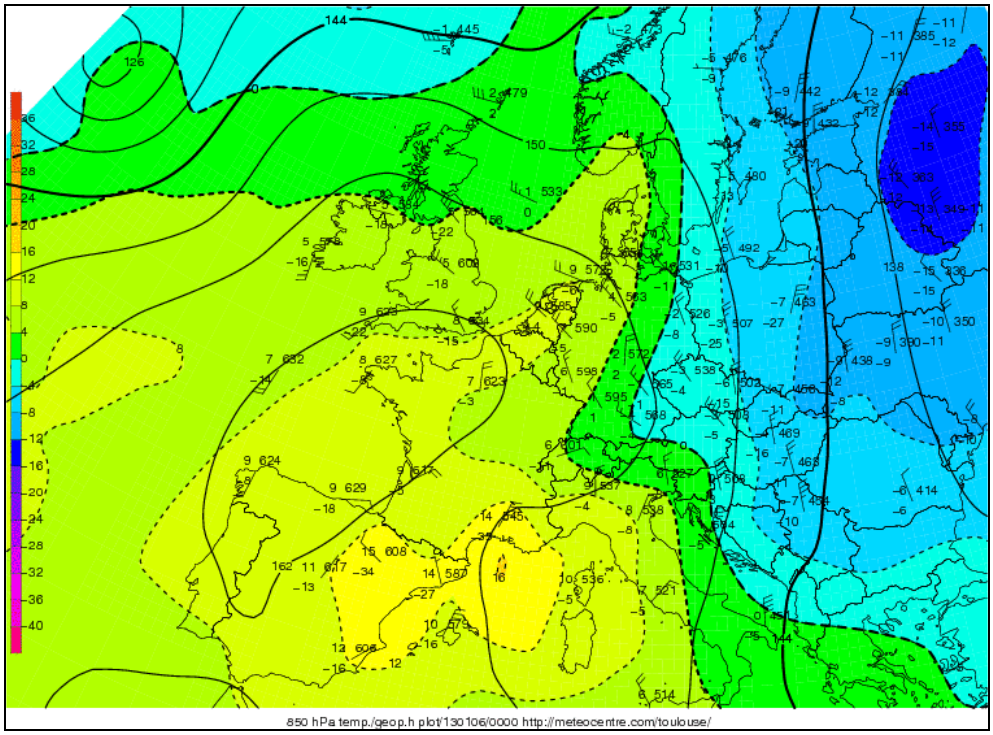


Figure 186. Analyse de la température du géopotentiel à 850 hPa, le 06/01/2013 à 00h TU. (Source : www.meteocentre.com/toulouse).

Le radiosondage d'Ajaccio indique la présence de cette masse d'air chaude et sèche à partir de 600 mètres d'altitude environ (fig. 187). En surface, l'air est plus froid et humide jusqu'au niveau de la première inversion thermique, tout en restant relativement doux pour la saison (11°C au sol).

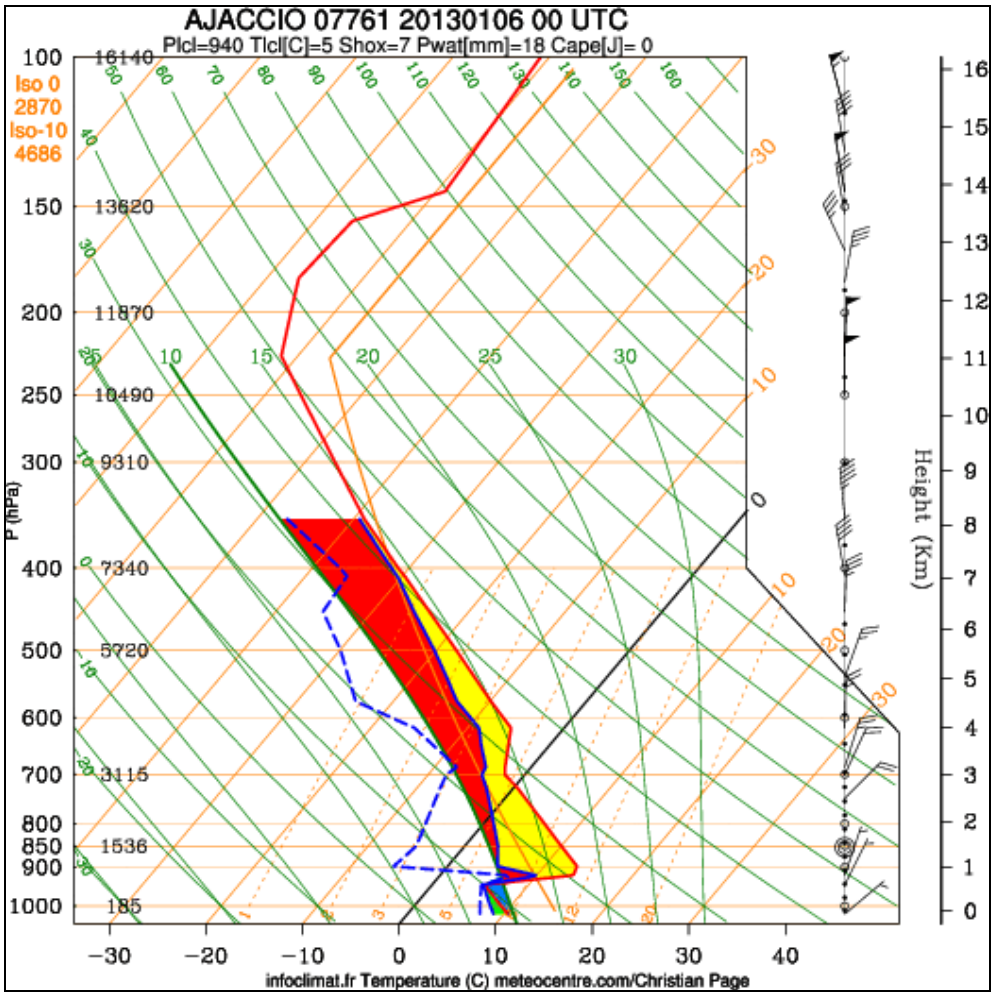


Figure 187. Radiosondage effectué à Ajaccio, le 06/01/2013 à 00h TU.
(Source : www.meteocentre.com/toulouse).

La figure 188 permet de déceler un changement de masse d'air (installation franche de l'anticyclone). Un temps calme et radiatif se met en place dès l'après-midi du 2 janvier. Les inversions thermiques nocturnes sont marquées à proximité du sol (type herbe de 5 à 10 cm). En effet, près d'1°C d'écart sépare les 2 sondes toutes d'eux séparées par 130 cm de hauteur. Cette différence s'accentue légèrement à chaque fois en fin de nuit et à l'aube quand l'air froid et lourd a bien eu le temps de se tasser au niveau du sol, d'autant que les nuits sont longues à cette époque de l'année (cf. rayonnement solaire, fig. 188). A 5 mètres plus haut (donc à 7 mètres) là où le vent est mesuré, il est probable que le brassage de l'air occasionné par la brise nocturne de montagne, même faible, limite ce gradient. En effet, il est courant d'observer les plus forts gradients d'inversions de températures près du sol, là où le vent est le plus faible et que la surface rayonne le plus.

Quant à l'aérologie locale de cette période, elle est rythmée par le cycle nycthéméral des brises thermiques. Pendant la première décade de janvier 2013, la brise d'amont domine les 2/3 du temps par secteur nord-nord-est et souffle à une vitesse d'environ 1 m/s.

Cette ambiance météorologique calme et stable a permis durant 7 jours l'augmentation lente et continue des niveaux de fond en PM_{10} de près de 20 µg/m^3 (fig.188). On retrouve la même tendance à l'augmentation des concentrations de PM_{10} à la station Cagnes Ladoumègue (annexe 6), tout en ayant une cinétique journalière comparable.

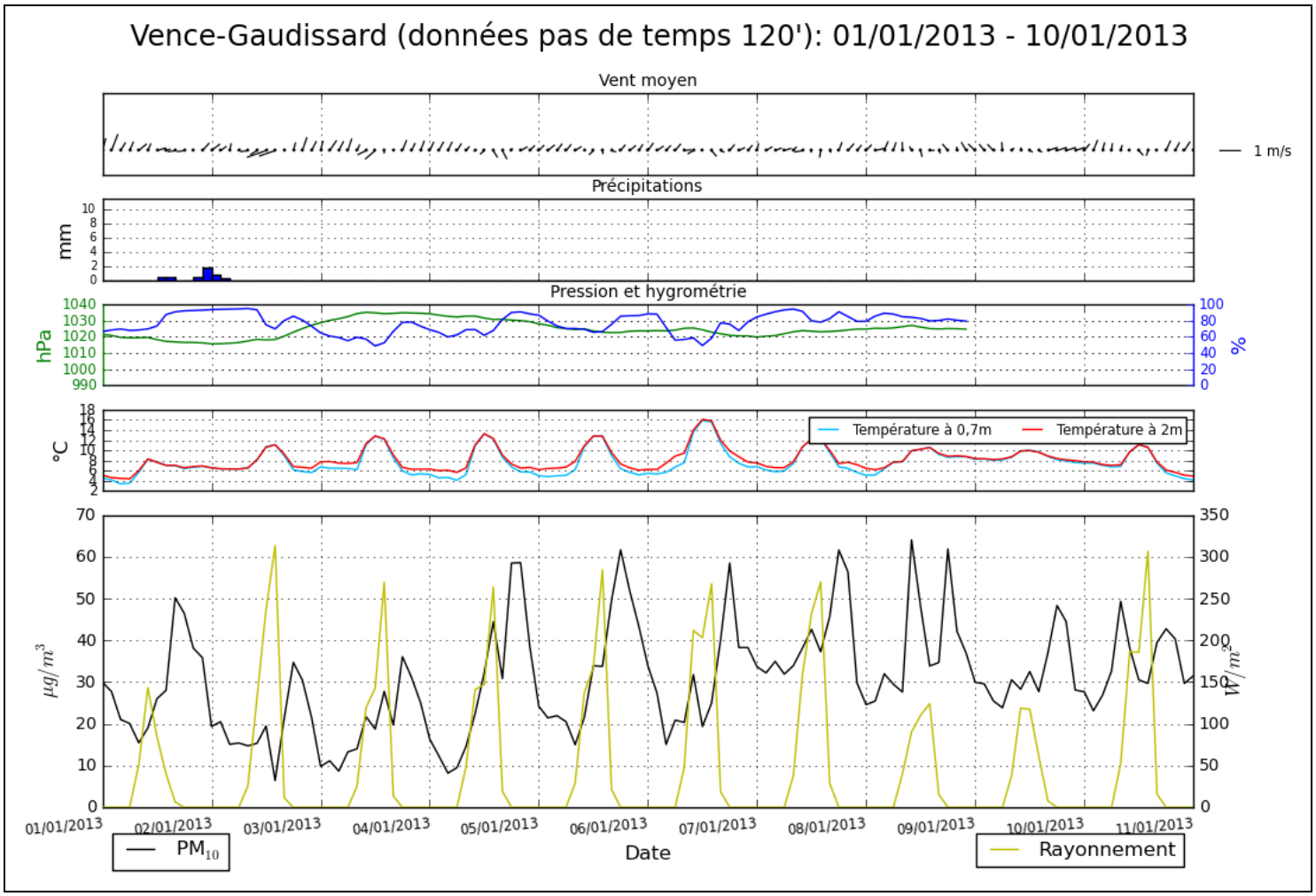


Figure 188. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 1ère décade de janvier 2013, à Vence-Gaudissard (chaque période de 24h débute à partir de l'intersection entre l'ordonnée et l'abscisse à la droite de l'annotation du jour. Par exemple, on lit la valeur la plus élévée de PM_{10} pour cette décade, à savoir 64 µg/m^3, le 08/01/2013 à 10h).

L'augmentation temporelle des concentrations de particules est une caractéristique des situations anticycloniques hivernales. Le phénomène a eu l'occasion de se présenter à plusieurs reprises. La figure 189 illustre une nouvelle fois cette tendance pendant les 4 premiers jours du mois de mars 2013.

Ces journées ont connu des moyennes de PM_{10} très élevées, et même les 2 jours suivants, pendant le passage d'une tempête en Méditerranée les 5 et 6 mars puis d'un nouveau front

pluvieux le 8 mars après-midi. On voit par la suite, sur la même figure, l'impact du changement de temps sur les niveaux de PM_{10}. On reviendra sur cette décade dans le chapitre suivant. Aux stations voisines de Cagnes Ladoumègue et de Nice Aéroport du réseau d'Air Paca, l'évolution des concentrations moyennes, globalement deux fois moins élevées, est comparable et marque également une rupture tout aussi nette mais qui a lieu en mileu de décade (annexe 6), contre le 7 mars à Vence-Gaudissard (fig. 189).

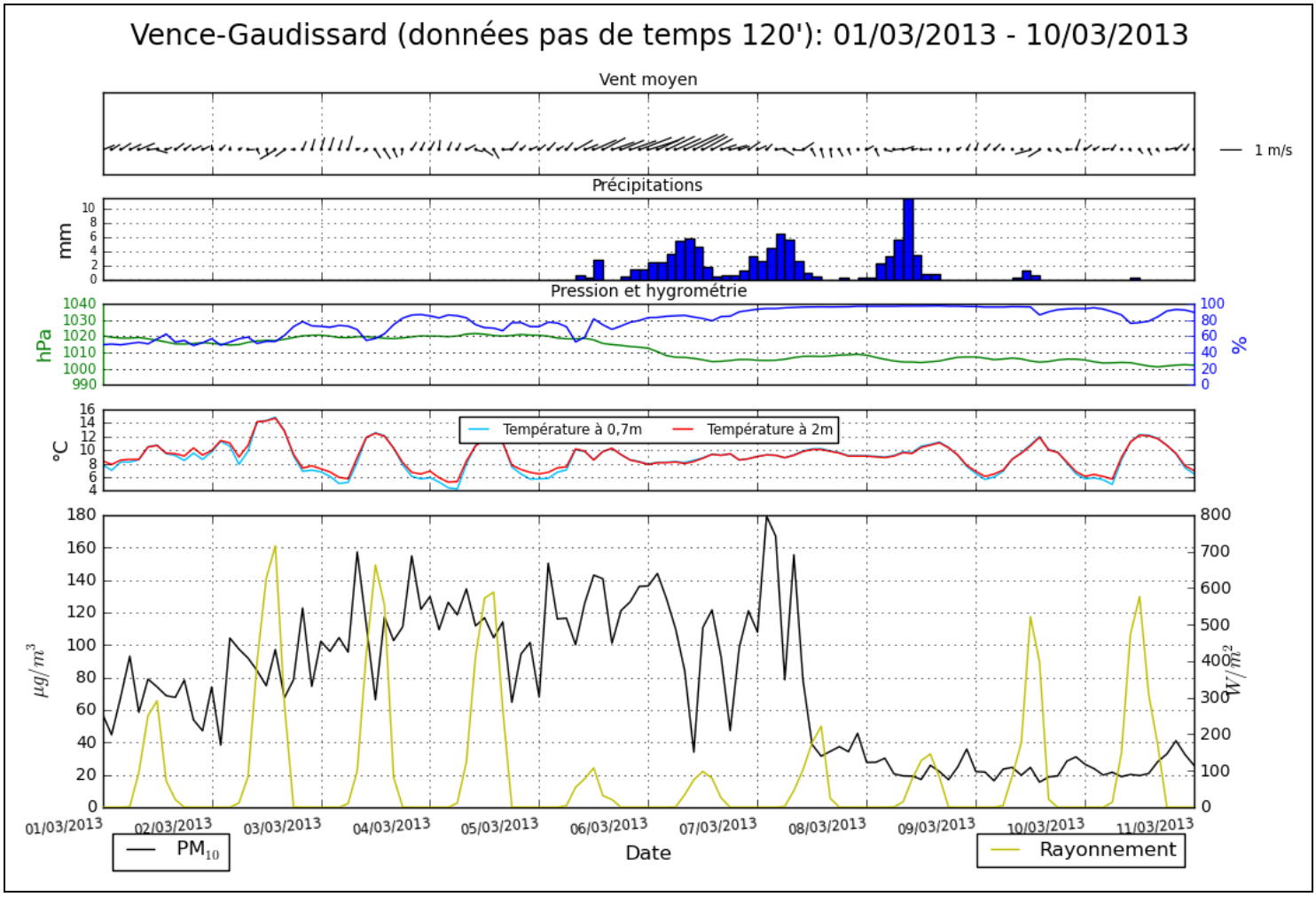


Figure 189. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 1ère décade de mars 2013, à Vence-Gaudissard.

2.2. Les situations dépressionnaires, surtout avec du vent fort et/ou de la pluie, provoquent la baisse des concentrations de PM_{10}

2.2.1. Episodes lors de la première décade de mars 2013

Revenons sur la figure 189 (ci-dessus) qui est intéressante et atypique. En effet, le temps change rapidement avec une tempête qui circule en Méditerranée occidentale les 5 et 6 mars 2013 (fig. 190).

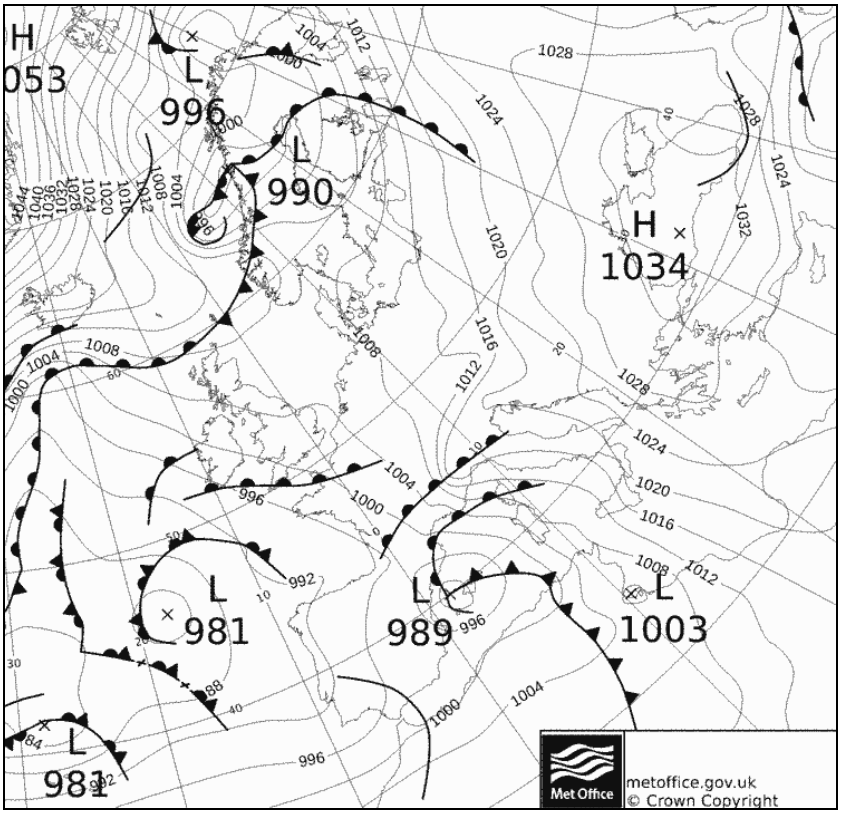


Figure 190. Analyse du Met Office en surface le 06/03/2013 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

On visualise sur la figure 191, au niveau 500 hPa, l'arrivée d'air d'origine polaire sur la péninsule ibérique et jusqu'au littoral maghrébin. Cette descente d'air froid est à l'origine de la dépression et de l'advection à l'avant de celle-ci d'air plus doux, d'origine subtropicale, en Méditerranée occidentale, et cela également vers 1 500 mètres d'altitude (fig. 192 et 193).

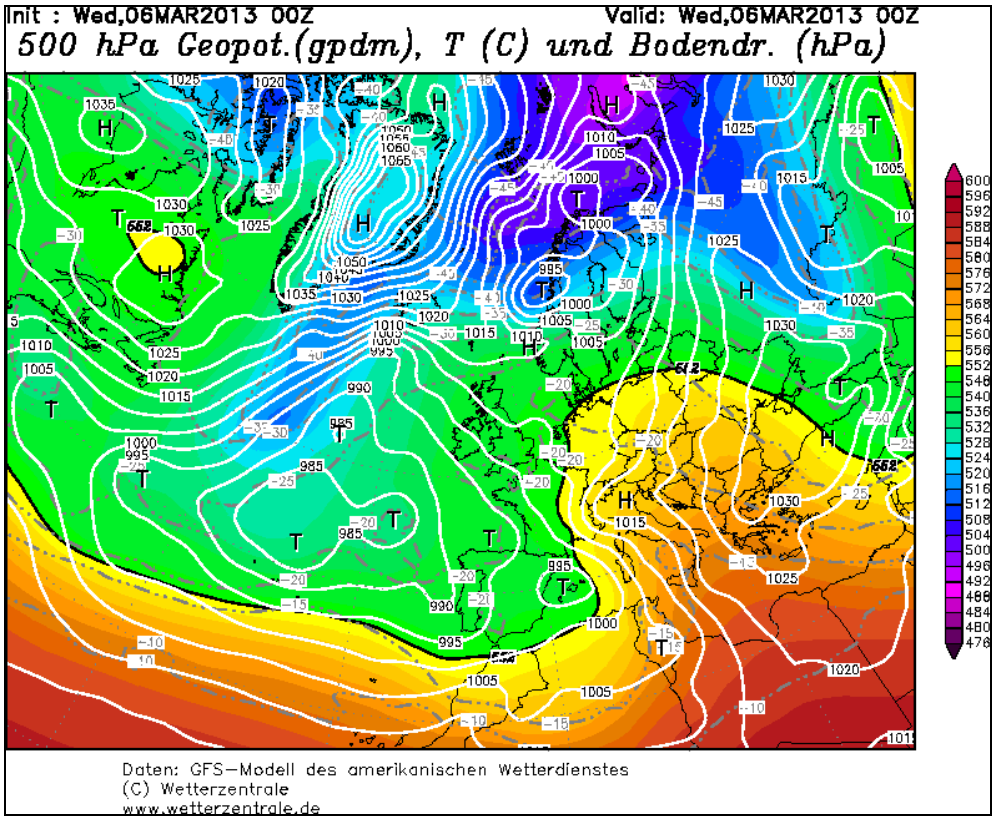


Figure 191. Prévisions du modèle GFS du géopotentiel, de la température et de la pression au niveau 500 hPa, le 06/03/2013 à 00h TU. (Source : wetterzentrale.de).

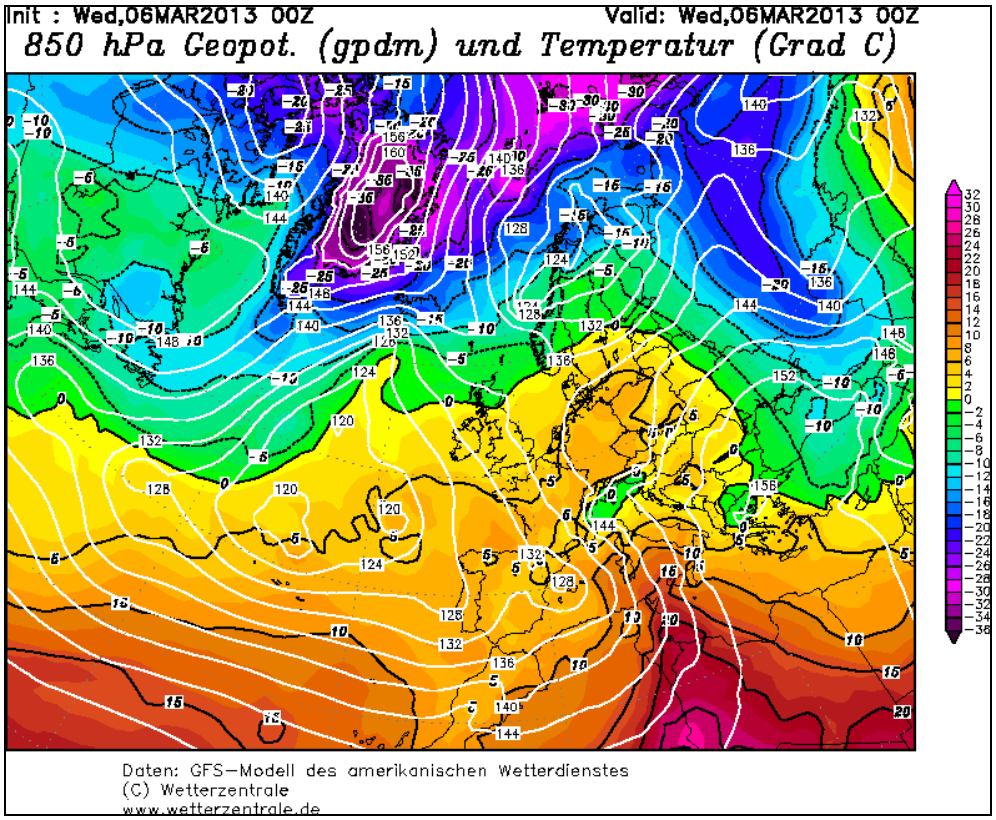


Figure 192. Prévisions du modèle GFS du géopotentiel, et de la température au niveau 850 hPa, le 06/03/2013 à 00h TU. (Source : wetterzentrale.de).

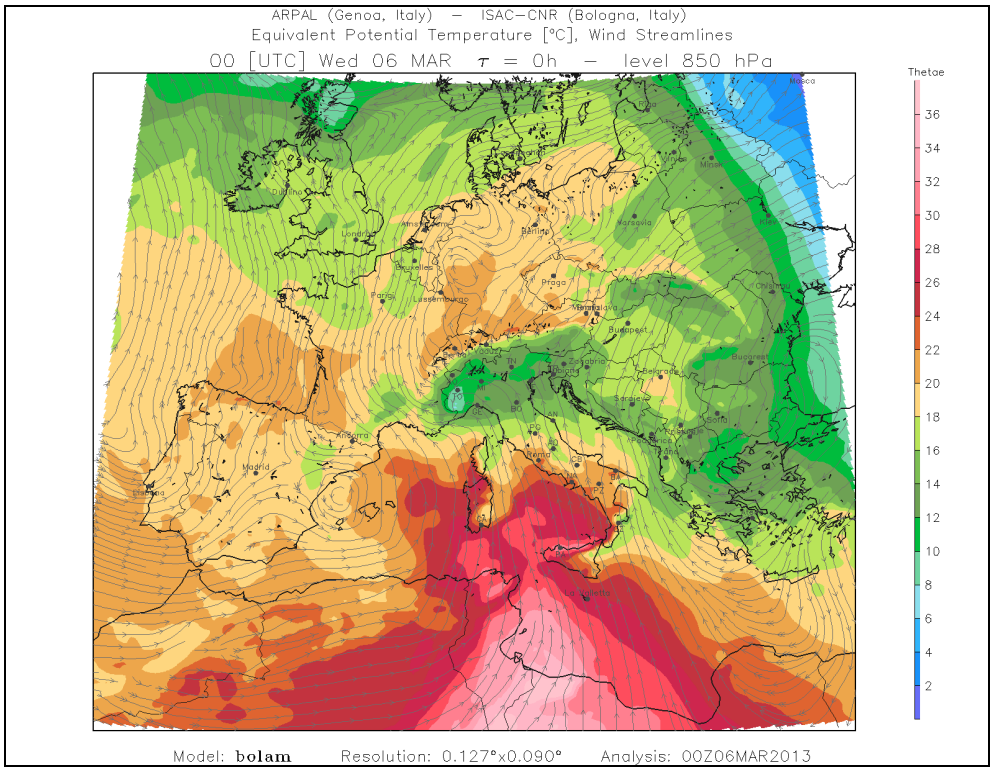


Figure 193. Prévisions du modèle Bolam de la température potentielle et des lignes de flux au niveau 850 hPa, le 06/03/2013 à 00h TU. (Source : www.arpal.gov.it).

Ces caractéristiques de la masse d'air se retrouvent à la lecture du radiosondage d'Ajaccio effectué le 6 mars 2013 à 12h TU (fig. 194). Il indique une masse d'air relativement sèche et chaude (pour la saison) dans les mille premiers mètres d'altitude. Puis, la masse d'air reste chaude mais sature sur 3 km de hauteur. A 4 000 mètres d'altitude, l'air s'assèche à nouveau avec un point de rosée (courbe bleue tiretée) qui s'écarte largement de la courbe d'état (courbe rouge), pour ensuite se rencontrer une nouvelle fois à 7 km d'altitude. Cela traduit la présence de deux zones nuageuses : l'une du genre cumulus dans l'étage inférieur et moyen, l'autre du genre cirrus dans l'étage supérieur (annonce du front chaud par le sud). La discontinuité thermique marque la tropopause à environ 10 500 mètres d'altitude. Le vent est quant à lui orienté à l'est-sud-est en surface et au sud-sud-est à 1 000 mètres d'altitude. Plus haut, on voit que la direction du vent reste globalement orientée du sud au sud-est, tout en se renforçant, ce qui correspond aux lignes de flux des différents niveaux de pressions.

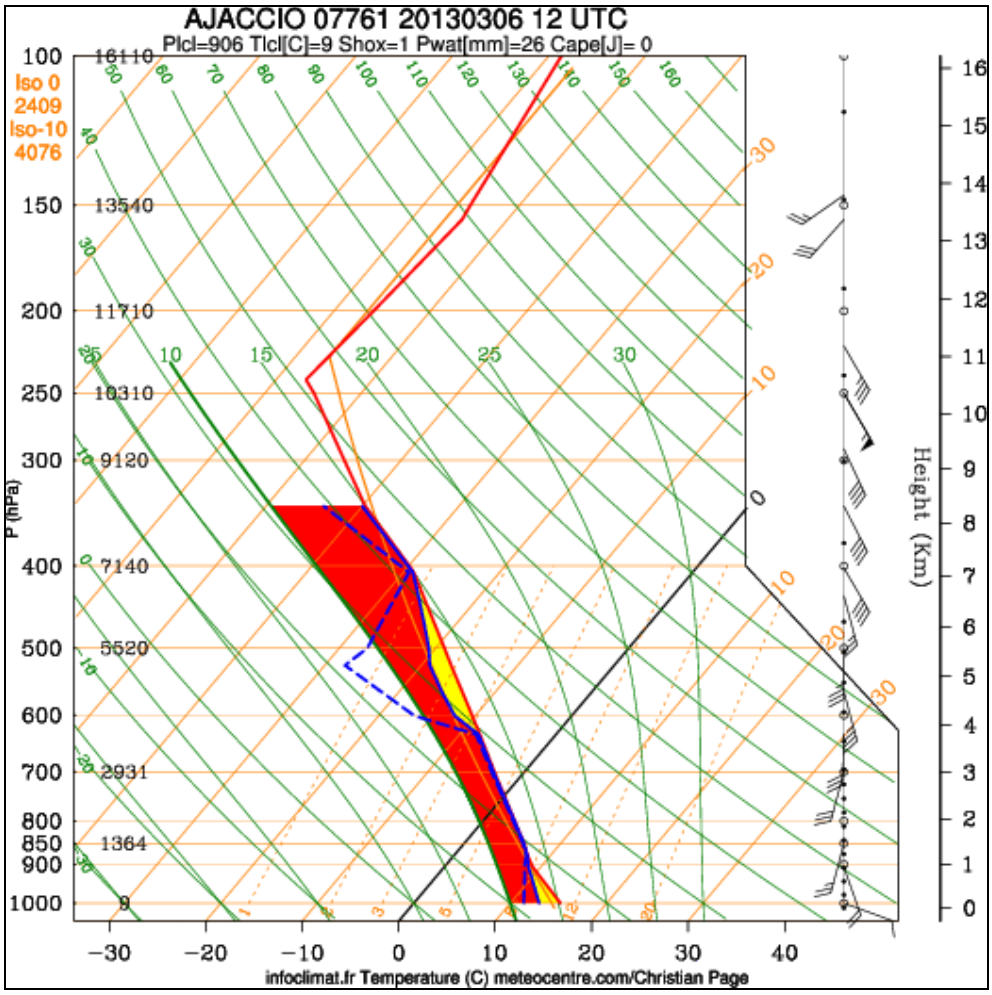


Figure 194. Radiosondage effectué à Ajaccio, le 06/03/2013 à 12h TU.
(Source : www.meteocentre.com/toulouse/).

Un courant de surface de sud-est provenant du Maghreb, souffle jusque sur le nord de la Corse et apporte ainsi une relative douceur nocturne, mais surtout de l'humidité remontant de Méditerranée à l'avant de la perturbation. Entre Corse et continent, le flux de sud-est en surface est soutenu compte tenu du resserrement des lignes isobares (fig. 190). Puis, il s'incurve à l'est au large de la Toscane. Sous l'effet du relief côtier, il tourne nettement au nord-est en Ligurie pour souffler en cette direction jusqu'aux départements des Alpes-Maritimes et du Var. Le flux se heurte au front des Préalpes (fig. 195) du département, où il arrose la région abondamment (105,6 mm cumulés sur 4 jours à Vence, fig. 189).

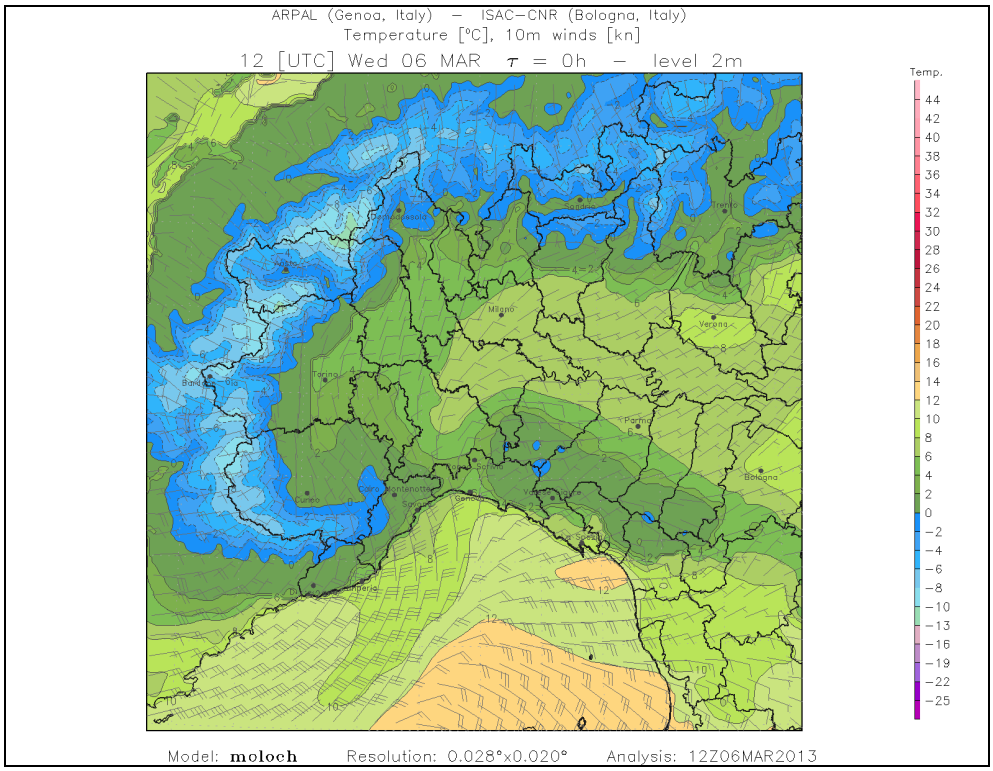


Figure 195. Prévisions du modèle Moloch Italie du Nord, de la température et du vent en surface, le 06/03/2013 à 12h TU. (Source : www.arpal.gov.it).

Cette situation est a priori favorable à la dispersion des particules. Or, on remarque que cela n'est pas forcément le cas, en particulier le 6 mars qui voit ses niveaux de PM_{10} évoluer en forme de « tuyaux d'orgues ». Dans ce cas précis, le raisonnement est le suivant : la pluie lessive momentanément l'air, et lorsqu'elle cesse, c'est au tour du vent « d'est », qui souffle fort sur la côte, d'apporter des embruns arrachés à une mer agitée ces jours-là (et donc des particules, fig. 196). Aussi, les températures diurnes sont restées relativement basses, et donc les émissions de chauffage domestique ont été probablement plus importantes que d'habitude en journée. Cela revient donc à dire que les concentrations cumulent des particules de sels marins et de combustion de chauffage (bois essentiellement, et fioul dans une moindre mesure).

L'hypothèse d'une contribution à la pollution de proximité des sels marins advectés par « flux d'est » n'a pu être évaluée « chimiquement » pour cet évènement. Le rôle probable joué par les sels marins dans la survenue des dépassements du seuil journalier peut être raisonnablement avancé. Pour autant, tous les vents « d'est » ne participent pas forcement à une contribution en sels de mer. Toutefois, il n'a pas été observé de pics ces mêmes jours aux stations de Cagnes Ladoumègue et Nice Aéroport (annexe 6), logiquement les plus « exposées » car très proche de la mer, où ce jour-là soufflait aussi un flux synoptique, de secteur nord-nord-est à nord-est, plus fort qu'à Vence (confirmé au METAR de Nice Côte d'Azur). Mais peut être que la part de ces sels marins y est très importante comparée aux autres composés chimiques sur ce poste, sans pour autant contribuer au dépassement du seuil journalier ? Mais cela est impossible à confirmer d'un point de vue chimique. De plus, à la différence de Vence, il est vraisemblable que la contribution du chauffage au bois soit moindre dans les environs de la station de Cagnes Ladoumègue, voire infime à Nice Aéroport.

Figure 196. Etat classique de la mer par vent fort d'est. Vue vers le sud-est à partir de Cannes-la-Bocca. Les petites vagues qui déferlent au large et sur le rivage favorisent l'envol d'embruns marins qui seront portés par le vent. (© Michelot).

Enfin, les pluies du 7 mars appuyées par le passage d'un nouveau front le 8 mars (fig. 197) vers 14 heures, et par quelques averses sporadiques les 9 et 10 mars participent à la baisse pérenne des concentrations de PM_{10}, tant à Vence-Gaudissard (fig. 189) qu'à Nice Aéroport et Cagnes Ladoumègue (annexe 6).

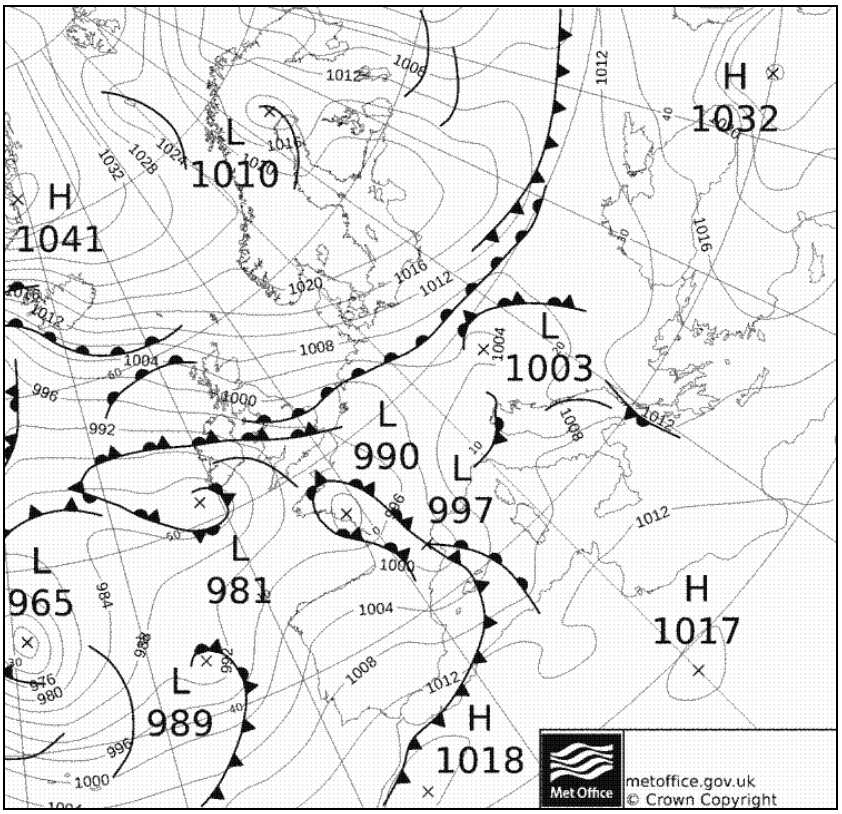


Figure 197. Analyse du Met Office en surface le 08/03/2013 à 00h TU. Le front chaud au large des Baléares à 00h TU est passé sur Vence vers 13h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

2.2.2. Episodes lors de la dernière décade d'avril 2013

En avançant dans le printemps, certaines perturbations qui passent par le Sud-Est de la France jouent un rôle particulier, lessivant l'air pollué qu'elles charrient sur de longues distances. C'est le cas de masses d'air voyageant d'une rive à l'autre de la Méditerranée occidentale sous l'effet d'une dépression d'origine ibérique ou des îles Baléares et d'un anticyclone positionné sur l'Afrique du Nord. Cette situation occasionne l'advection d'air subtropical nord-africain chargé de poussières sahariennes sur le pourtour méditerranéen français. Le ciel est orangé, l'atmosphère devient trouble, il fait chaud et lourd : le Sirocco qui souffle au sud/sud-est est bien là. Puis, viennent les précipitations pluvio-orageuses qui lessiveront l'air… et changeront la couleur des voitures ! Au Maghreb, les conditions bio-climatiques sont généralement réunies pour que les matériaux terrigènes les plus fins soient arrachés de leur substrat, puis emportés dans l'atmosphère à travers la Méditerranée sur environ 800 kilomètres, quand le transport a lieu entre les rivages du maghrébins et le littoral français, voire près de 2 000 kilomètres lorsque les poussières prennent la direction du Moyen-Orient.

Dans le cas présent (fig. 198), après une brève poussée anticyclonique faisant augmenter les niveaux moyens de PM_{10} les 23, 24 et 25 avril 2013, la situation redevient ensuite dépressionnaire et un vent d'est, probablement chargé d'embruns, participe à la hausse des PM_{10} le 26.

Le flux change les deux jours suivants pendant lesquels les averses font baisser les moyennes journalières à 23,2 et 16,8 µg/m^3, respectivement les 27 et 28 avril (fig. 198). Les 29 et 30

avril, la situation générale favorise la descente d'air polaire sur le nord de la France (fig. 199). Le contraste des masses d'air le long d'une diagonale allant du nord-ouest de l'Espagne à la mer Baltique est net (fig. 200).

Sous l'effet d'un « beau » système cyclonique, alimenté par une goutte froide qui a stationné au-dessus de la péninsule ibérique plusieurs jours (fig. 201), une masse d'air d'origine algéro-tunisienne a traversé la méditerranée sur un axe sud-est/nord-ouest en se chargeant d'humidité au-dessus de la mer. Puis le flux s'est incurvé dans le golfe de Gênes, apportant poussières et pluies orangées. Ces conditions sont à l'origine des variations de concentrations horaires les 29 et 30 avril 2013, où les pics de PM_{10} sont entrecoupés par les pluies de lessivage du Sirocco (fig. 198).

On retrouve les mêmes variations de concentrations de PM_{10} aux stations de Cagnes Ladoumègue et de Nice Aéroport, les 29 et 30 avril 2013 sous l'effet de cet épisode de poussières sahariennes, ainsi qu'une évolution similaire les jours précedents cet événement jusqu'au 25 avril (annexe 6). A la différence de Vence-Gaudissard, ces stations connaissent chacune un pic important les matinées des 22 et 23 avril. Les explications demeurent difficiles à fournir, mais il se pourrait que le 22 avril la station de Cagnes Ladoumègue (90 µg/m^3 mesurés à 07h TU à ce poste de type urbain) eu été influencée par la conjonction d'un vent calme et d'un éventuel brûlage (villas avec jardins aux alentours) ou bien d'un véhicule qui ait fait chauffer son moteur, puisque la station est positionnée sur un parking résidentiel. En tout état de cause, la proximité de l'autoroute A8 (distante de 240 mètres ; 2x4 voies) sur ce pic survenant à l'heure de pointe n'est pas le principal responsable. En effet, le trafic à 09h du matin ce jour là était certes chargé, comme à l'accoutumée au niveau du Cros-de-Cagnes, mais pas saturé. Cela a été confirmé par un personnel de la Direction du trafic de la société Escota, gestionnaire du réseau autoroutier.

En ce qui concerne le pic de 83 µg/m^3 à 09h du matin le 23 avril observé à la station de Nice Aéroport (annexe 6), l'explication la plus probable serait l'influence des émissions des aéronefs. En effet, cette station de mesure est située à l'embouchure du Var à proximité immédiate des pistes et du tarmac de l'aéroport de Nice Côte d'Azur, qui est en termes de trafic passagers le troisième aéroport français après Paris-Charles-de-Gaulle et Paris-Orly. Elle est donc en ce début de matinée sous le vent d'une faible brise de mer qui survole les pistes situées au sud. De plus, en cette configuration météorologique, les avions décollent « face est » et donc mettent les gaz sur la piste sud au niveau de l'embouchure du fleuve. Le rôle du cycle LTO (Landing and Take-Off : atterrissage, roulage et décollage) sur les concentrations de PM_{10} a été caractérisé sur la plage de Saint-Laurent-du-Var le 18 septembre 2013 (cf. partie III).

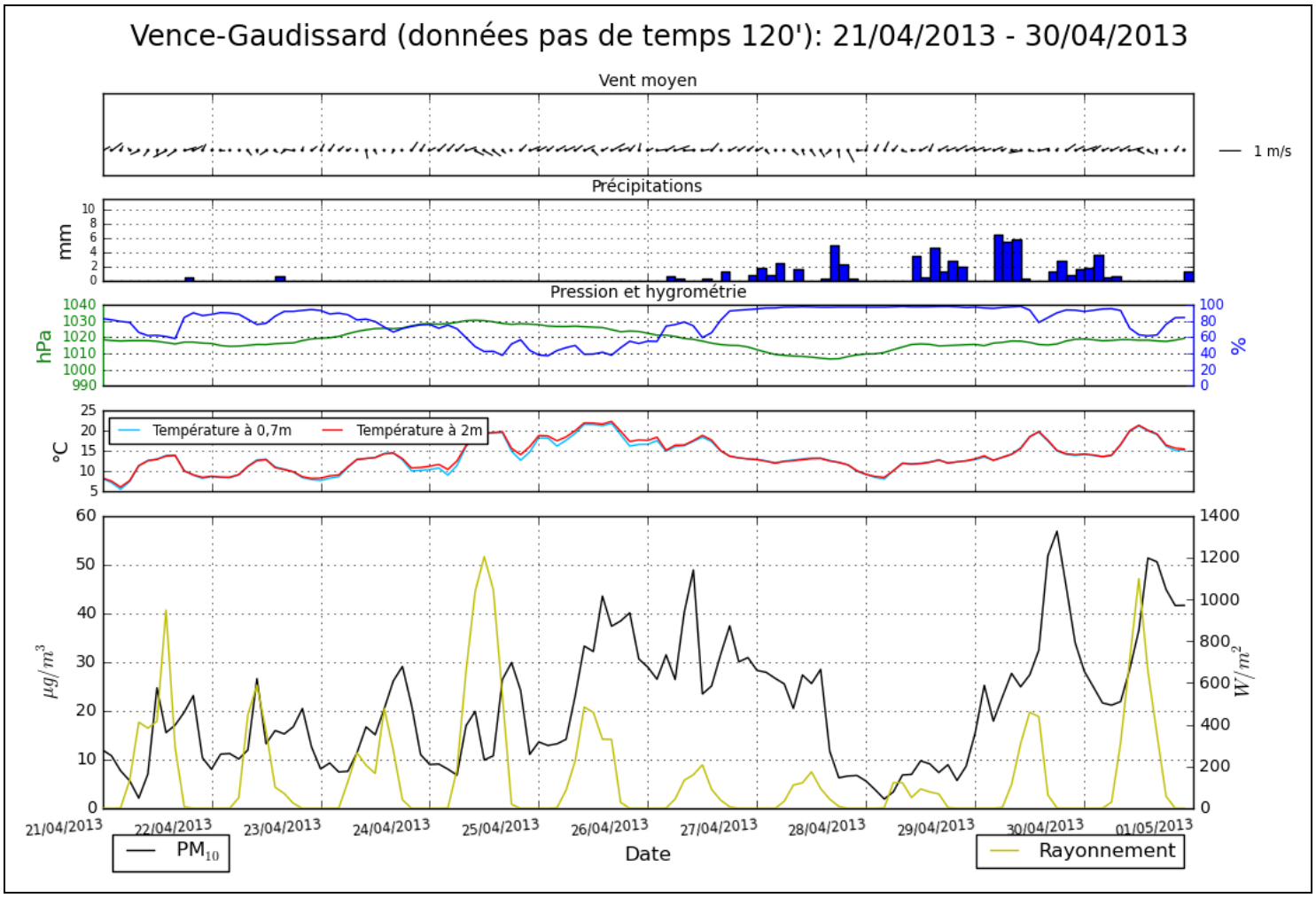


Figure 198. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 3ème décade d'avril 2013, à Vence-Gaudissard.

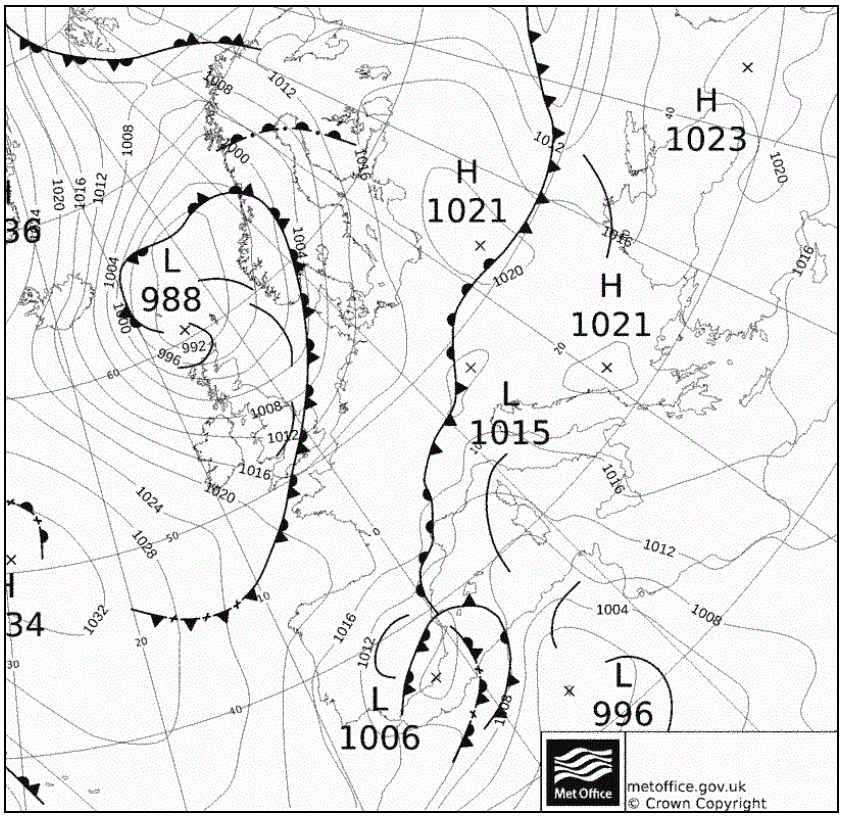


Figure 199. Analyse du Met Office en surface le 29/04/2013 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

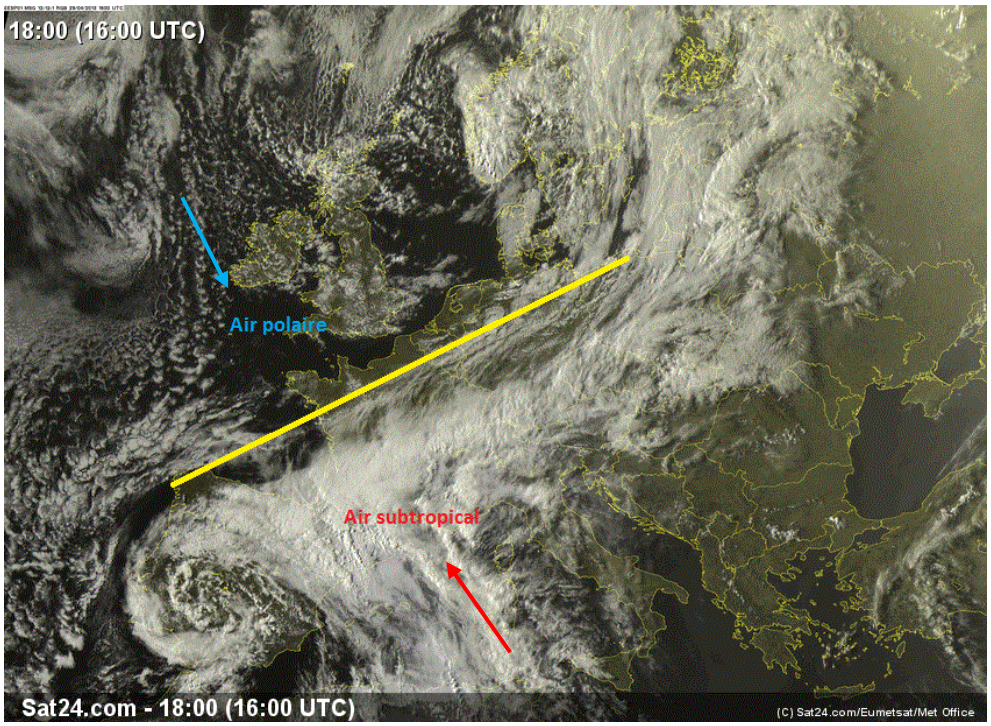


Figure 200. Image satellite dans le canal visible le 29/04/2013 à 16 TU. (Source : www.sat24.com). Le trait jaune marque l'arrière de la ligne d'occlusion de la perturbation anglo-scandinave descendue sur la France dans la journée du 29/04/2013, ainsi que la démarcartion entre la masse d'air polaire arrivant par le nord-ouest et la masse d'air subtropical arrivant par le sud-est.

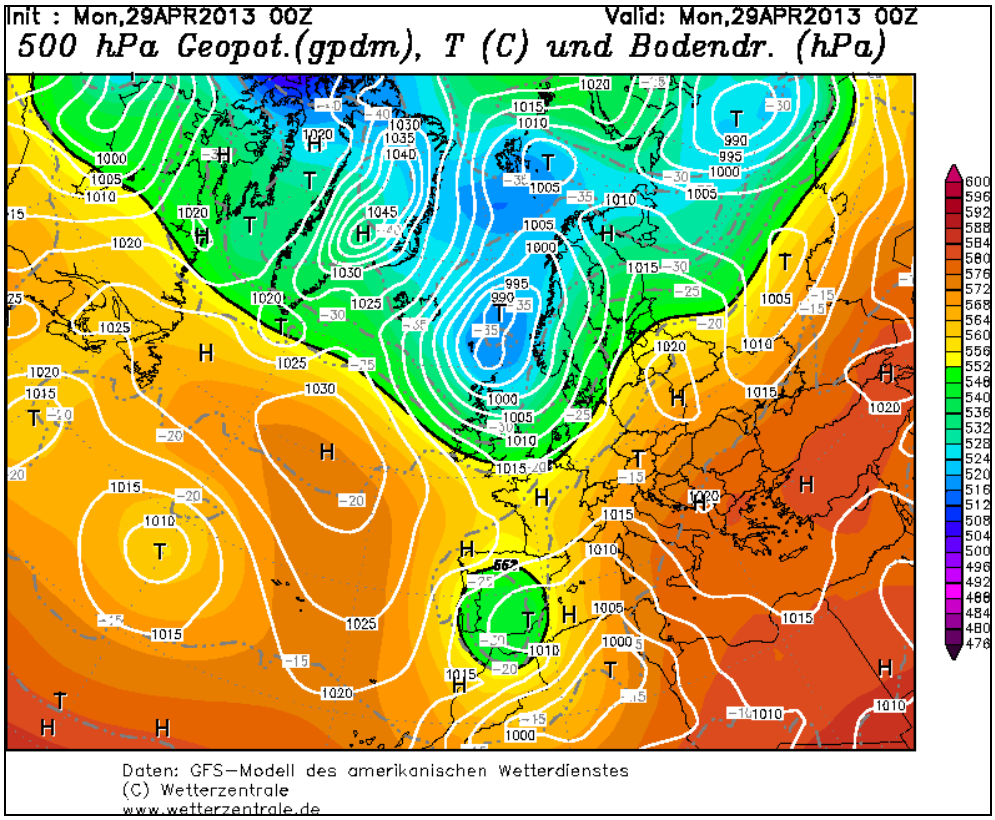


Figure 201. Prévisions par le modèle GFS du géopotentiel, et de la température au niveau 500 hPa, le 29/04/2013 à 00h TU. (Source : wetterzentrale.de).

La figure 202 illustre l'enroulement cyclonique au-dessus de l'Espagne, et à l'avant de la perturbation, les bancs de nuages chargés de poussières orangées (fig. 202, gauche). On les distingue plus clairement à droite de la figure avec une photo satellite au-dessus du golfe de Gênes. Le modèle PREV'AIR prévoit les concentrations de PM_{10} à l'échelle européenne (fig. 202, bas) avec des niveaux élevés au-dessus du bassin méditerranéen occidental du fait des poussières sahariennes présentes dans l'air.

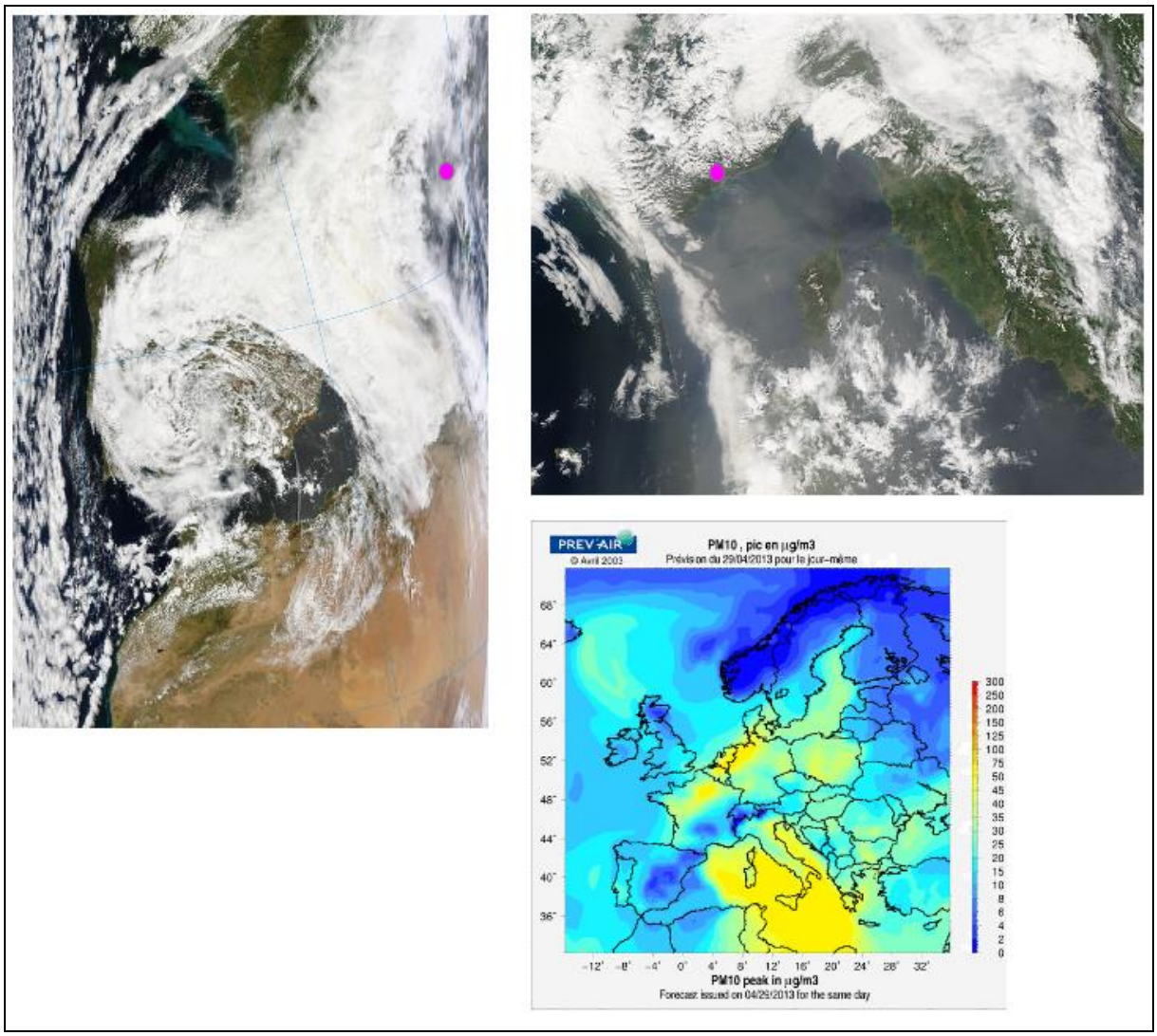


Figure 202. Photos satellites Modis le 29/04/2013 à la mi-journée (en haut à gauche) et le 30/04/2013 (en haut à droite) illustrant le système dépressionnaire occasionnant une advection d'air subtropical chargé de poussières sahariennes sur le littoral français. Ces poussières se distinguent parfaitement entre Corse et continent le 30/04/2013. Le point rose situe la ville de Vence. En bas à droite, prévision sur l'Europe des niveaux maximums de PM_{10} par le système PREV'AIR. (Sources : photos satellites : www. http://modis.gsfc.nasa.gov ; carte PM_{10} : www.prevair.org).

2.2.3. Episodes lors de la dernière décade de mars 2013

D'une façon générale, la pluie par l'action du lessivage maintient des niveaux de particules bas comme le montre la figure 203. Sur cette figure, au moment où l'instabilité gagne du terrain et que la pluie se met à tomber, on relève clairement à partir du 23 mars 2013 l'action du lessivage sur la baisse des concentrations de PM_{10}, soit 41,4 µg/m^3 le 23 mars à 12 heures pour finir à 7,1 µg/m^3 le lendemain à 22 heures. Cela équivaut sur 2 jours à une baisse des concentrations journalières de 15,4 µg/m^3 (26 µg/m^3 le 23, 10,6 µg/m^3 le 24). Aussi, le vent souffle à 8,2 m/s le 24 mars à la mi-journée. Autrement dit, la dépression pluvieuse et venteuse a permis de profiter d'une qualité de l'air près de deux fois meilleure en seulement « une journée ». Cette situation météorologique pluvieuse et venteuse profite aussi aux

stations de Cagnes Ladoumègue et Nice Aéroport qui voient clairement les concentrations de PM_{10} baisser le 24 mars (annexe 6).

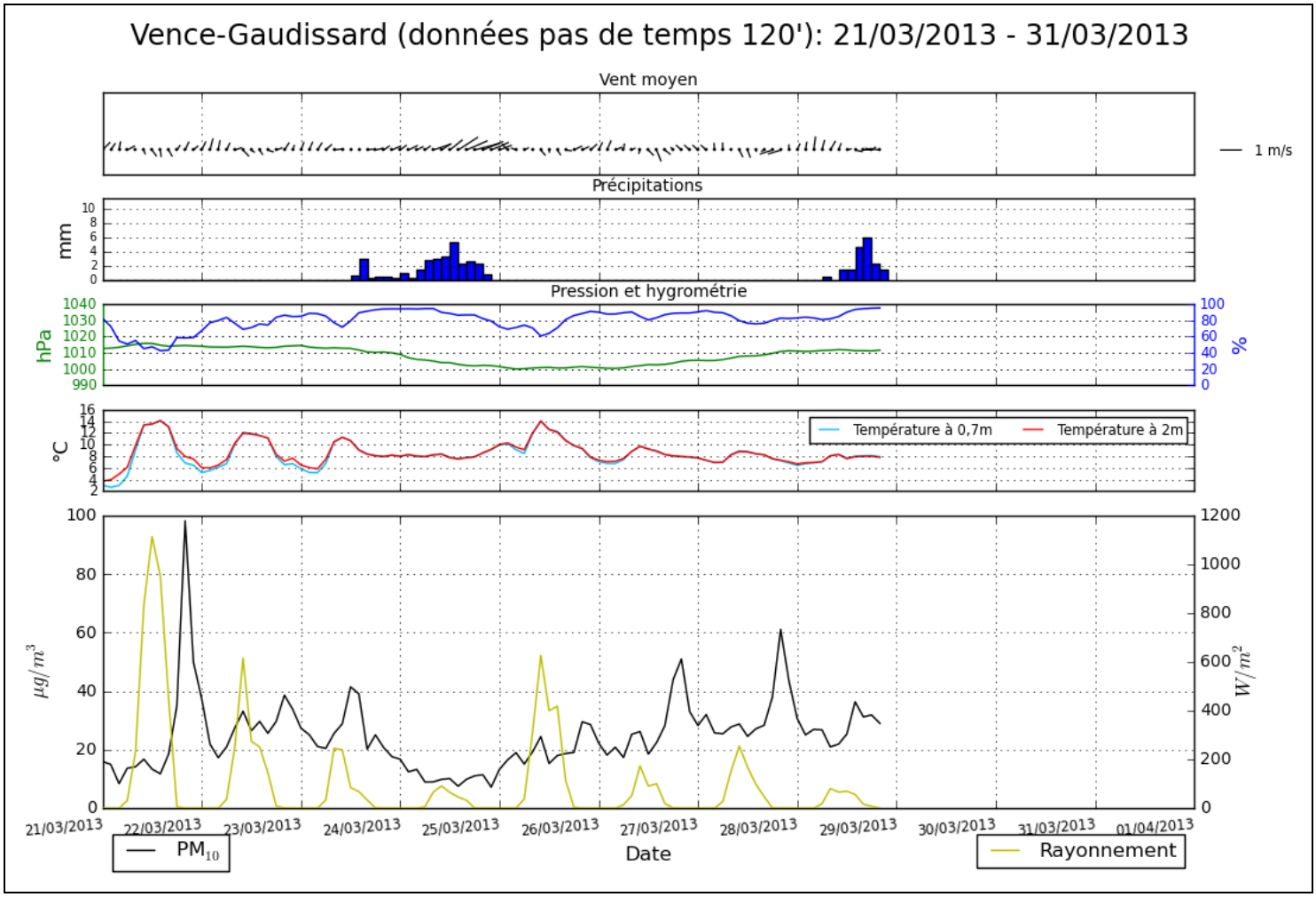


Figure 203. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 3ème décade de mars 2013, à Vence-Gaudissard.

2.2.4. Episodes lors de la première décade de décembre 2012

L'exemple qui suit illustre désormais l'action du vent fort sur les niveaux de PM_{10}. Compte tenu du brassage de l'air provoqué en l'occurrence par le Mistral soufflant durant plusieurs jours, engendré par le parcours d'un front froid de la France vers la Sicile (fig. 204), on s'aperçoit sur la figure 205 qu'il n'y a pas d'inversion thermique durant les nuits du 4 au 5, et du 5 au 6 décembre 2012. En même temps, la masse d'air perd près de 30 % d'humidité relative en quelques heures. Le vent souffle au maximum à 13,3 m/s (48 km/h) le 4 décembre à 16, et à 14,1 m/s (51 km/h) le 5 décembre à 4 heures du matin.

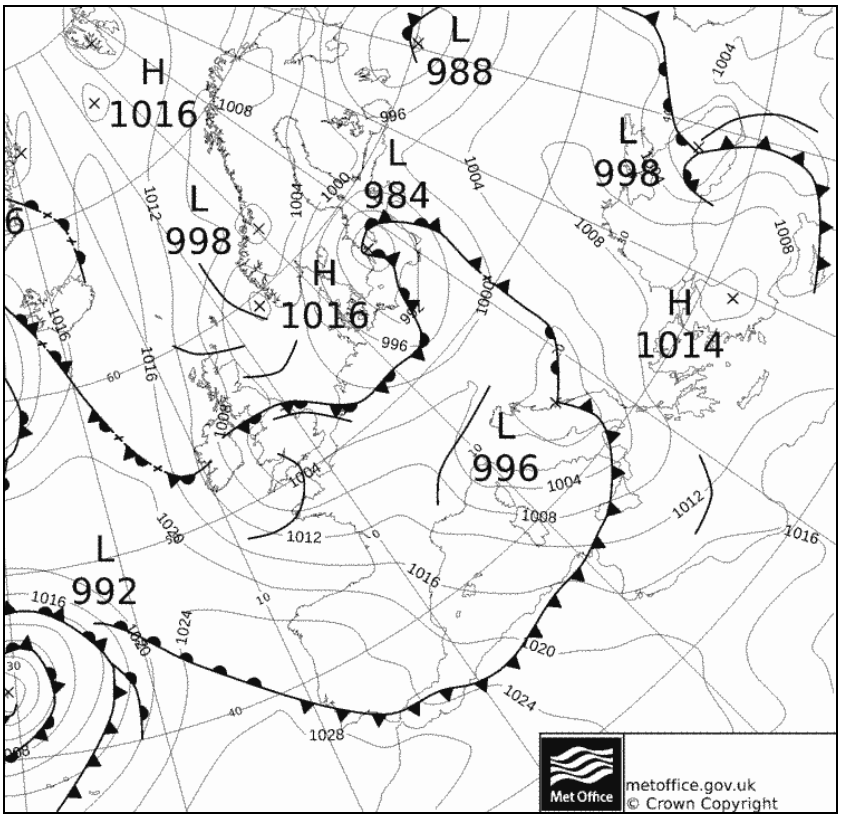


Figure 204. Analyse du Met Office en surface le 05/12/2012 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

Il résulte de cette ambiance aérologique dynamique, que les concentrations tombent à moins de 10 µg/m^3 pendant 2 jours (comme à la station de Cagnes Ladoumègue, annexe 6), avec pour moyennes journalières 7 µg/m^3 le 4 décembre et 4,3 µg/m^3 le 5 décembre. Les données au pas de temps d'une minute nous apprennent que de nombreuses concentrations sont inférieures à 3 µg/m^3 et proches de 1, voire de 0 µg/m^3. Cette baisse radicale des niveaux s'opère également la nuit du 7 au 8 décembre quand souffle de nouveau le Mistral (fig. 205 et 206, haut). La brise de montagne prend le relais du Mistral qui cesse de souffler à 02 heures du matin le 8 décembre (fig. 206, bas). Le pic de l'après-midi (97,2 µg/m^3 à 16 heures) du 8 décembre est le fait d'un brûlage de déchets verts allumé 100 mètres en amont, dont les fumées ont été rabattues par la brise de montagne de secteur est-nord-est (fig. 207).

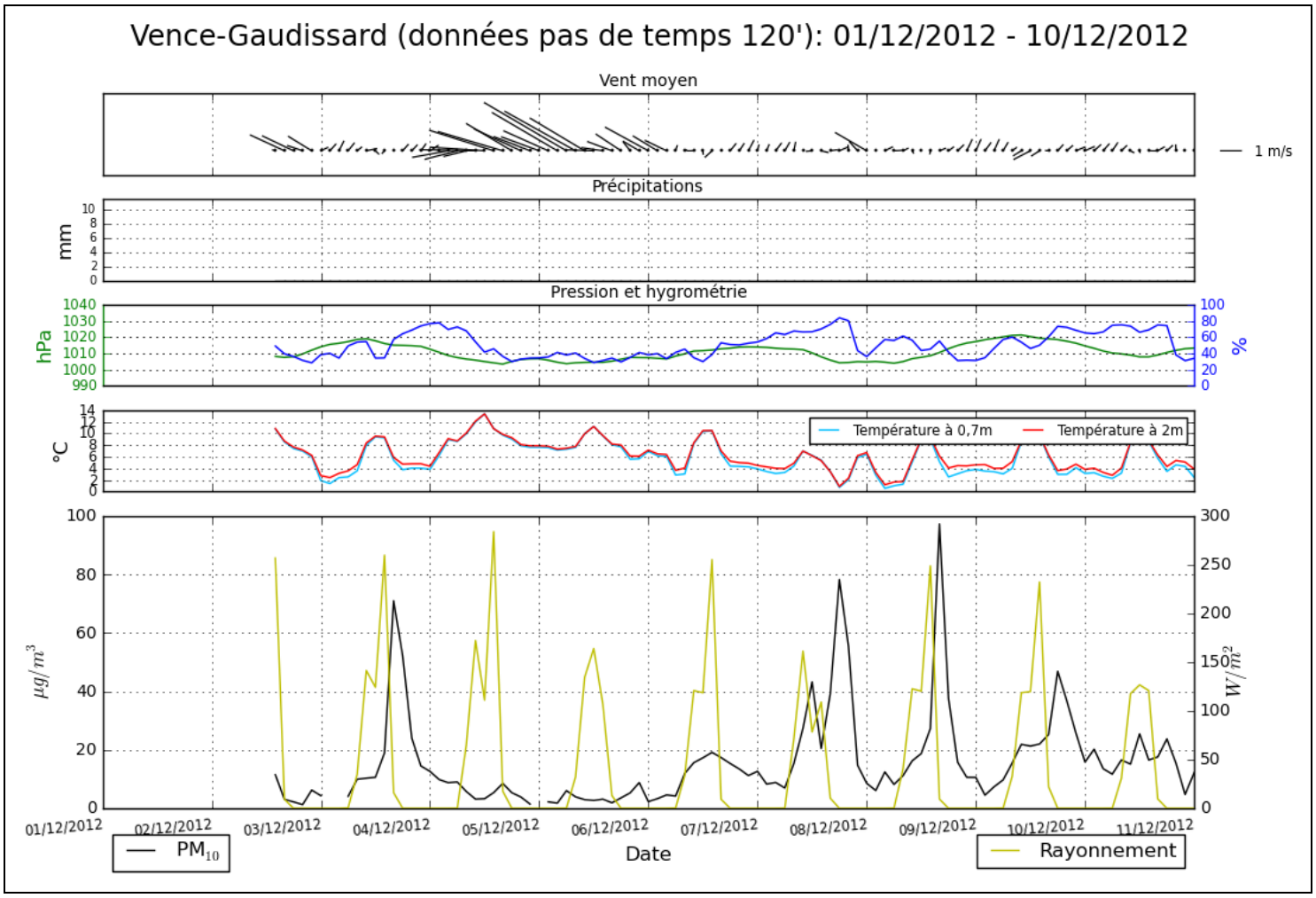


Figure 205. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 1ère décade de décembre 2012, à Vence-Gaudissard.

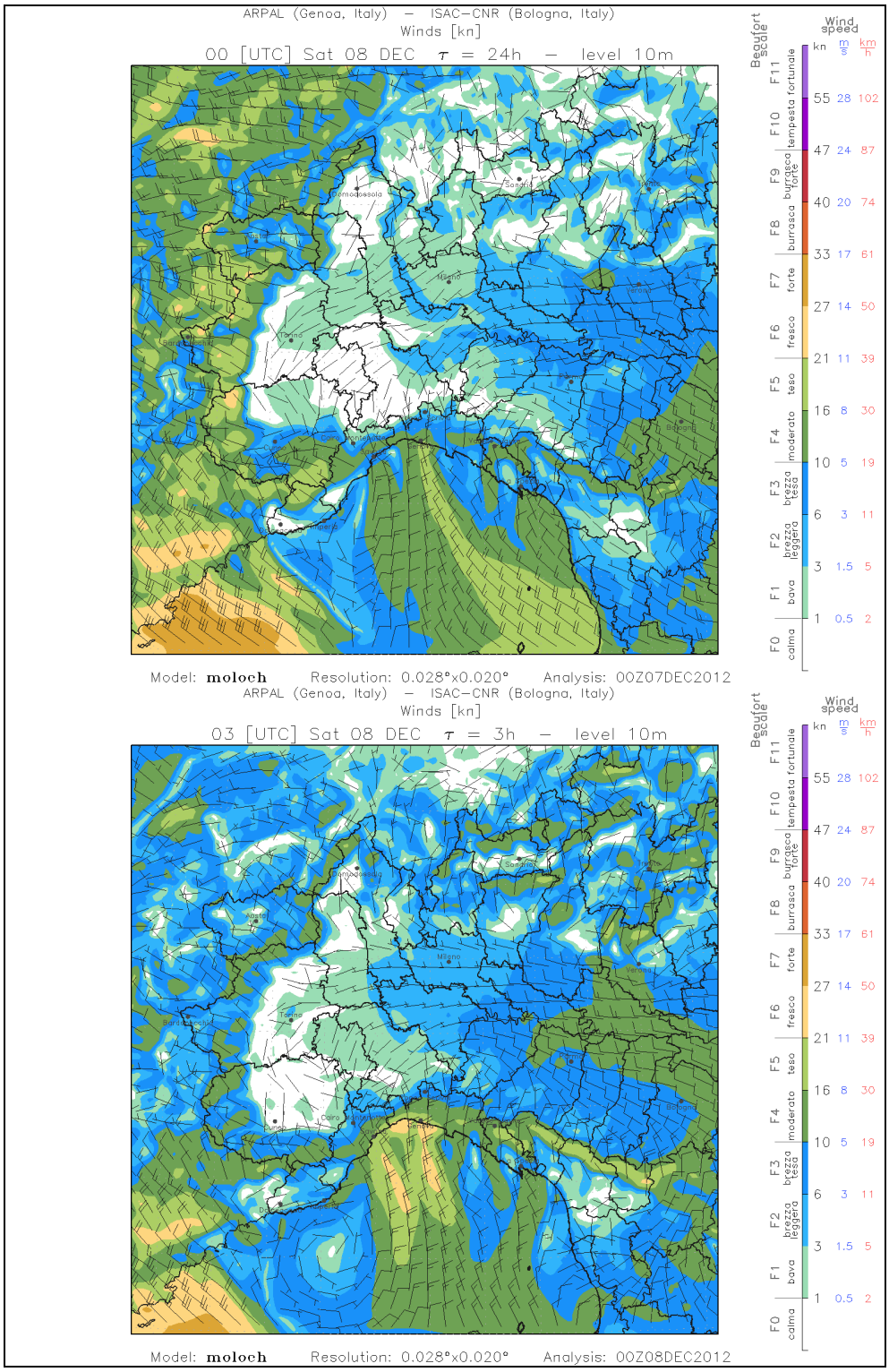


Figure 206. Prévisions par le modèle Moloch Italie du Nord du vent en surface le 08/12/2012 à 00h TU et 03h TU. (Source : www.arpal.gov.it).

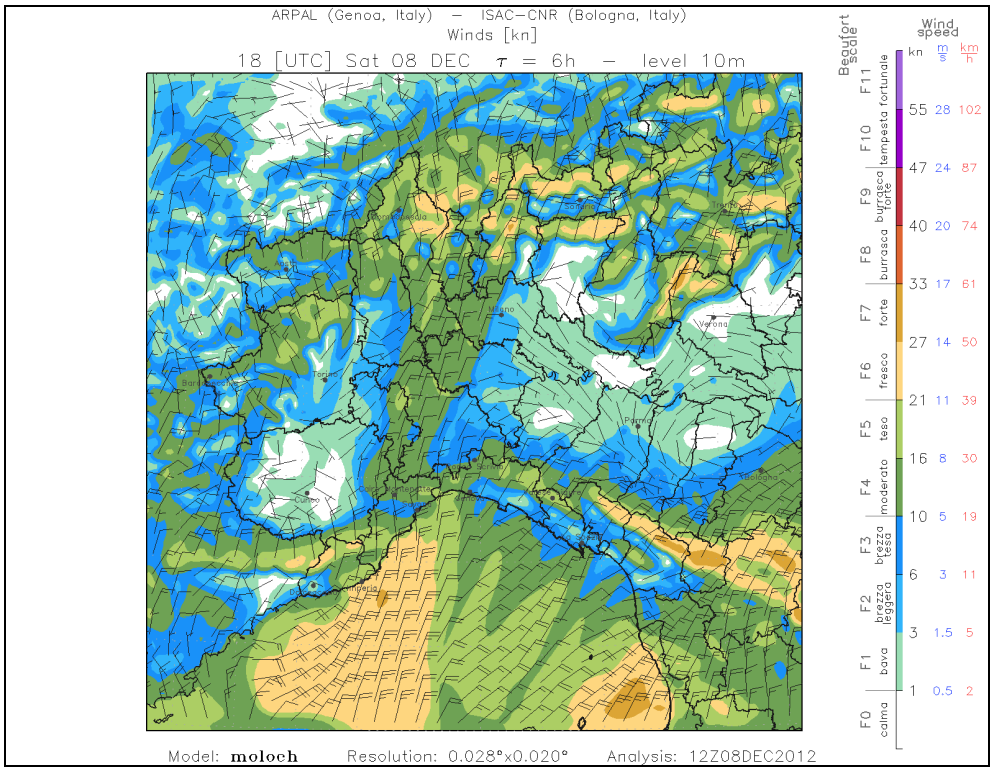


Figure 207. Prévision par le modèle Moloch Italie du Nord du vent en surface le 08/12/2012 à 18h TU. La brise de terre de secteur nord-est souffle en début de soirée sur le pays vençois. (Source : www.arpal.gov.it).

2.2.5. Episodes lors de la seconde décade de mai 2013

La seconde décade du mois de mai 2013 voit l'amorce d'une baisse des pressions (fig. 211) sous l'influence d'un système dépressionnaire qui s'organise sur les Iles britanniques (fig. 208). D'après l'analyse des cartes météorologiques en surface et en altitude, en Atlantique-Nord, les hautes pressions remontent jusque vers le Groenland, si bien qu'entre les deux c'est un large couloir d'air froid qui descend jusque sur la péninsule ibérique (fig. 208). Logiquement, l'air froid a gagné la France, et l'on peut voir à la mi-journée sur la carte des températures du géopotentiel à 700 hPa un fort contraste thermique entre la Bretagne et la Provence (fig. 209). Le contraste est tout aussi marqué au sol.

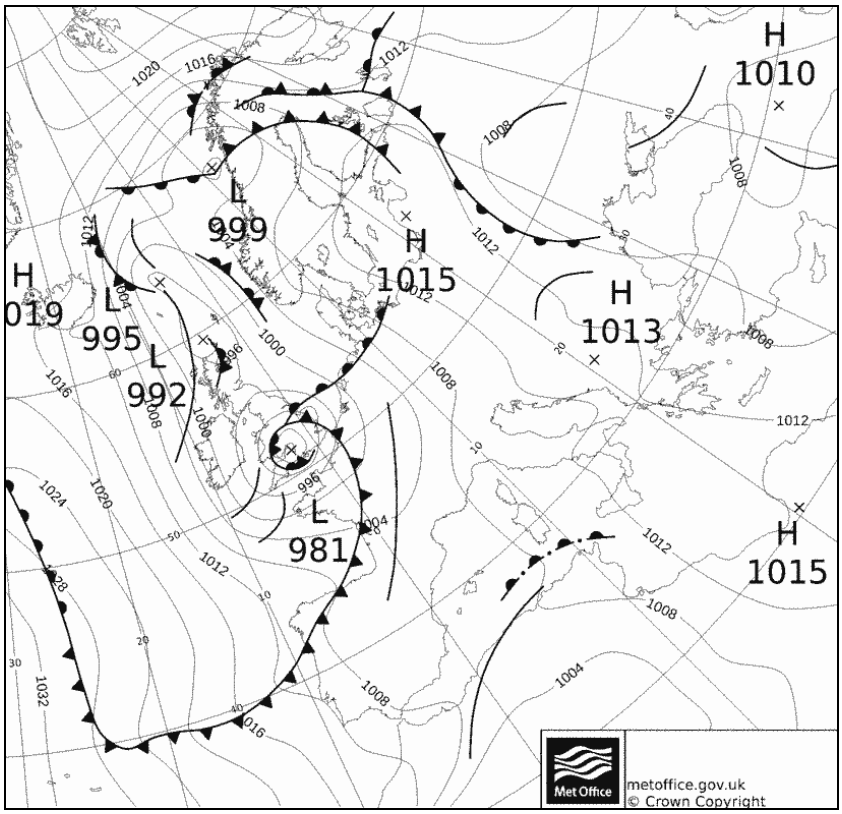


Figure 208. Analyse du Met Office en surface le 15/05/2013 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

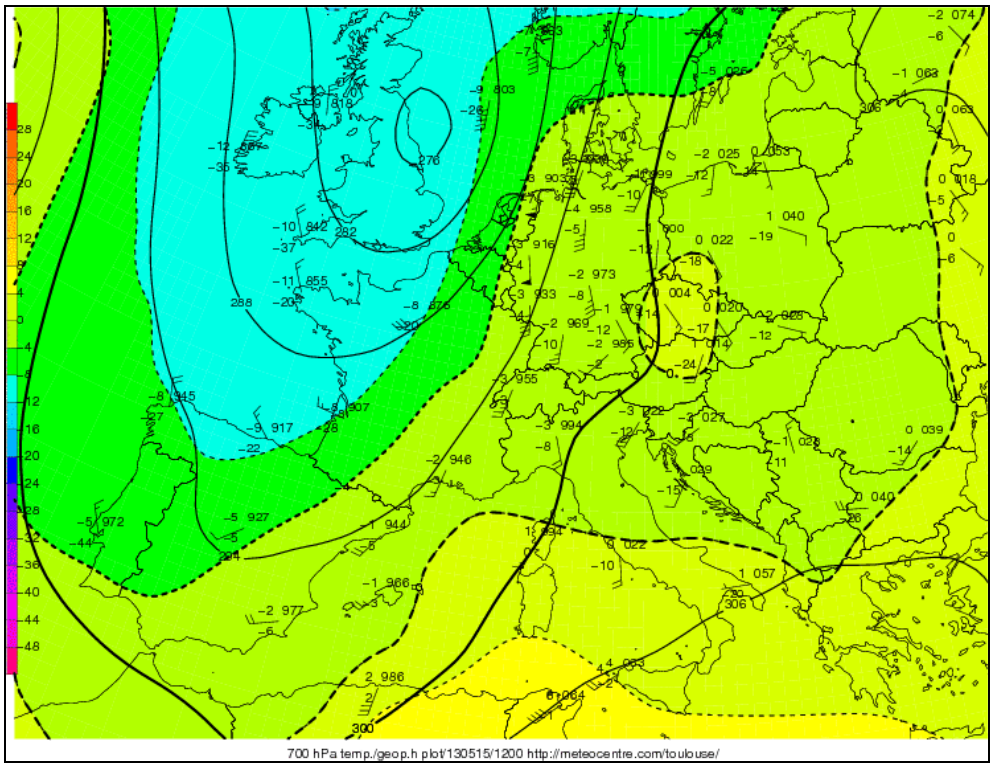


Figure 209. Analyse de la température du géopotentiel à 700 hPa, le 15/05/2013 à 12h TU. (Source : www.meteocentre.com/toulouse).

Cela occasionne un redressement du flux au sud à l'avant de la perturbation en Méditerranée où le vent s'incurve le 15 mai au sud-est/est sur le littoral franco-italien comme à l'accoutumée dans ce genre de situation. Puis, sur Vence, il s'oriente au secteur sud-ouest à sud-est les 16 et 17 mai (fig. 210), pour s'établir de nouveau au nord-est le 18 mai.

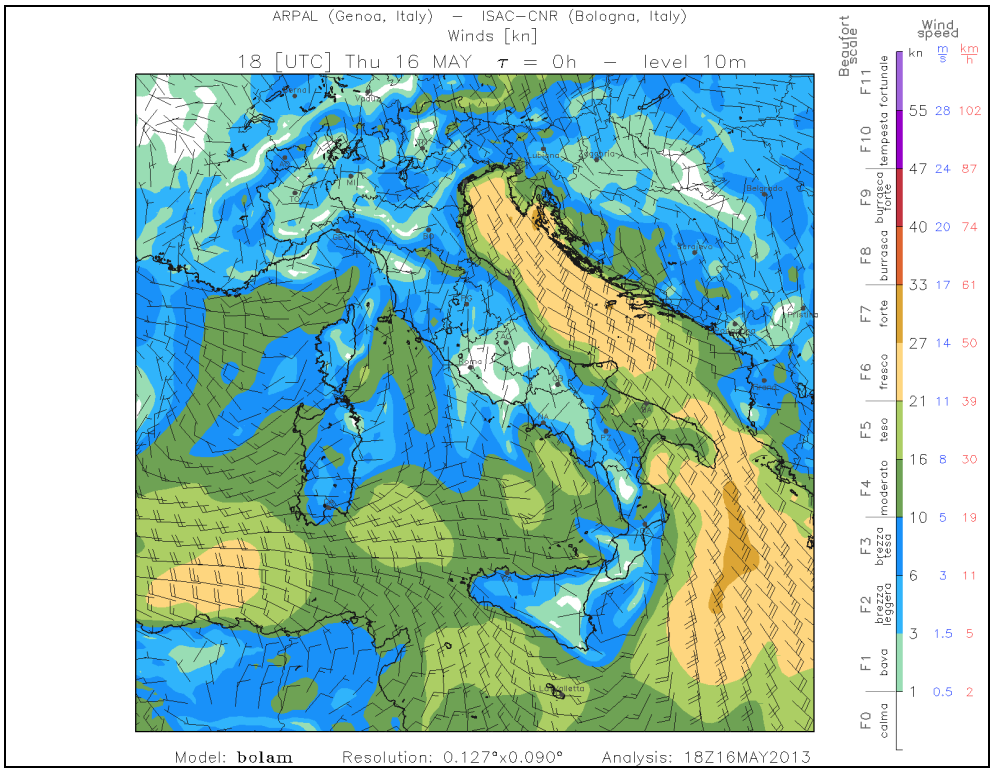


Figure 210. Prévision du modèle Bolam Italie du Nord du vent en surface le 16/05/2013 à 18h TU. (Source : www.arpal.gov.it).

Le déplacement vers l'est du minimum dépressionnaire fait que d'une part, l'air frais gagne toute la France à partir du 16 mai, et que d'autre part, une dégradation pluvieuse et fraîche, s'active franchement sur le département avec la remontée d'air humide qui vient heurter les premiers reliefs. Les cumuls de pluie sont importants : 41 mm la nuit du 15 au 16 mai, 60 mm le 18 mai, et quelques averses entre les deux (fig. 211). A Vence, il est tombé environ 120 mm d'eau sur la période du 15 au 20 mai. L'air a donc été bien lessivé pendant plusieurs jours. Si bien que les concentrations ont baissé. Les moyennes journalières restent basses plusieurs jours comme le montre la figure 211. A titre d'exemple, on relève 9 µg/m^3 le 16 mai, et 6 µg/m^3 le 18 mai.

Par contre, on voit clairement en fin de décade une hausse spectaculaire[10] des concentrations de PM_{10}, tandis que les températures continuent leur chute, à tel point que l'ambiance fraîche, pluvieuse, humide et peu lumineuse du milieu de cette décade peut être qualifiée d'automnale (fig. 211). D'ailleurs, Météo-France (2013) se demande par un jeu de mots dans son bulletin climatique mensuel de la région PACA : *« Mai : où est passé le printemps ? »*.

[10] Il n'a pas été constaté visuellement d'évènement particulier comme un brûlage par exemple, qui serait venu dégrader momentanément la qualité de l'air.

En effet, le froid relatif (8°C en soirée) a certainement encouragé les gens à rallumer leur chauffage et cheminées après une longue période d'arrêt[11]. Cette phase n'étant pas optimale pour la combustion, voire la pire pour les vieilles installations, elle crée des émissions d'autant plus importantes et brèves que le fonctionnement des appareils est court (quelques heures pour la soirée et avant d'aller se coucher).

Par conséquent, localement, les niveaux horaires bondissent brièvement jusqu'à des concentrations de 299 et 100 µg/m^3 respectivement à 20 et 22 heures. Enfin, la 2ème décade s'achève par une baisse globale des concentrations sous l'effet d'un vent fort de secteur ouest-sud-ouest à sud-ouest qui souffle jusqu'à 10,9 m/s le 20 mai à 18 heures (fig. 211).

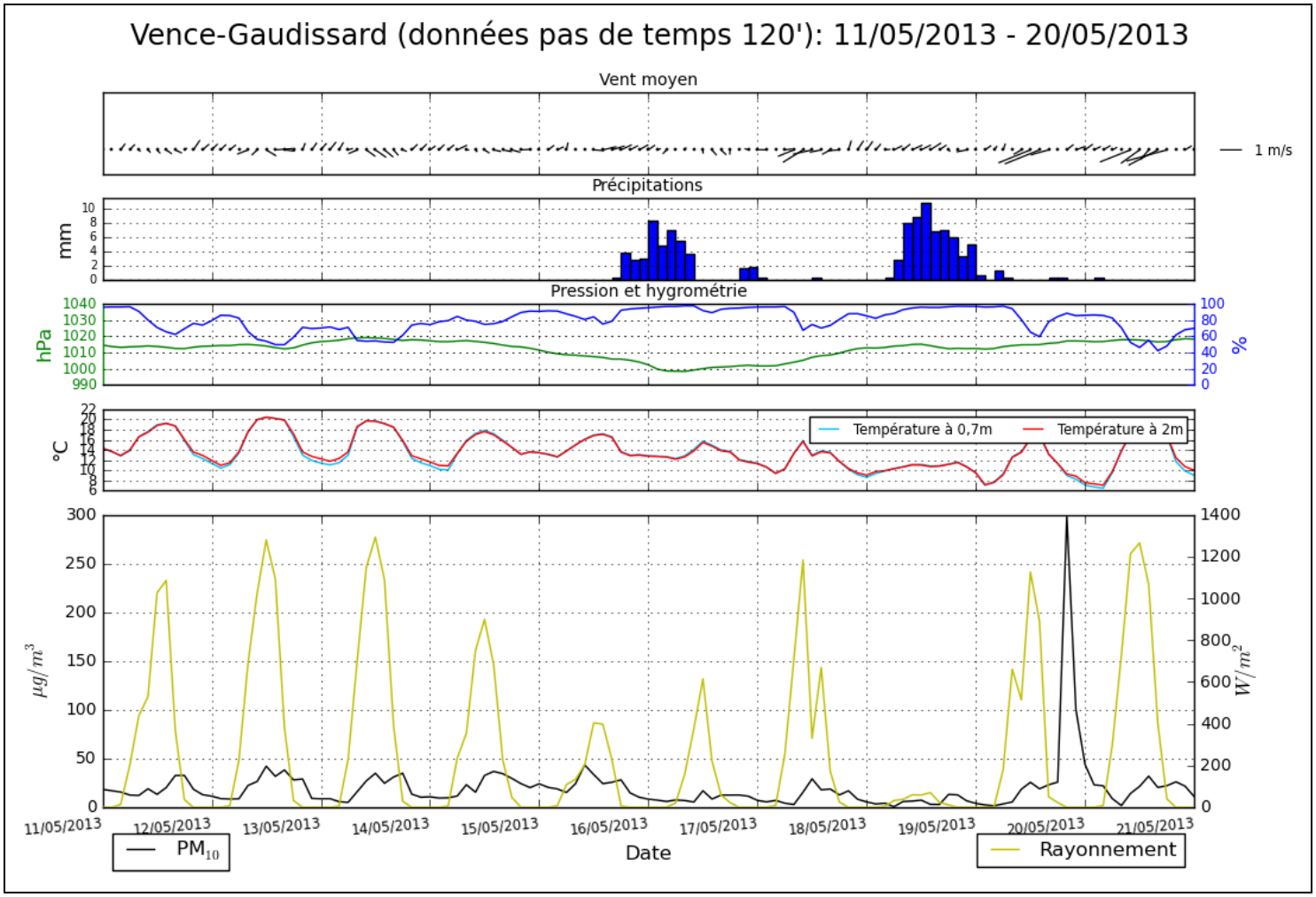


Figure 211. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 2ème décade de mai 2013, à Vence-Gaudissard.

[11] On ne dispose pas d'information ni sur les pratiques, ni sur les émissions locales à cette date-là. Toujours est-il que cette hypothèse est difficilement vérifiable, et que dans tous les cas l'origine du pic est compliquée à déterminer.

2.3. Les situations dépressionnaires n'occasionnent pas nécessairement la baisse des concentrations de PM_{10}, surtout quand le froid est marqué et qu'il favorise la surconsommation énergétique.

L'exemple de la soirée du 19 mai 2013 sur la figure précédente préfigure ce chapitre.

Sauf exceptions, malgré des températures généralement clémentes en journée en période « hivernale », l'arrivée des températures relativement froides en soirée préfigurent l'allumage des chauffages. Ce moment est aussi concomitant à d'autres activités domestiques (lorsque les gens rentrent du travail : comme brûler ses déchets verts, préparer à manger, etc.). Cela laisse donc supposer que les émissions de particules sont plus importantes en soirée et en début de nuit. L'air étant stable, stratifié et le vent faible, la dispersion et la dilution ne peuvent pas bien se faire. Par conséquent, un pic de concentrations apparaît chaque jour au même moment avant d'être chassé par la brise conjuguée aux moindres émissions.

Pendant la campagne de mesures, quelques périodes instables, pluvieuses et venteuses, *a priori* favorables à la dispersion des particules, connurent en fait une mauvaise qualité de l'air. Contrairement à l'exemple développé plus haut[12], où l'apport exogène et localisé était responsable de la dégradation de la qualité de l'air, nous sommes ici face à un problème régional. Même une dépression, aussi vigoureuse fut-elle, ne pouvait pas limiter une pollution si importante et large[13]. Les émissions locales dues à une surconsommation énergétique[14] furent certainement très importantes compte-tenu du froid qui régna à Vence (et sur toute la France d'ailleurs) durant la dernière décade de février 2013 (fig. 215).

En effet, sous l'effet d'un anticyclone qui s'étire de la Russie au nord de la Grande-Bretagne (fig. 212), une langue d'air glacial, à tous les niveaux d'altitudes, arrive sur l'Europe de l'ouest. Le fameux « Moscou-Paris » tant médiatisé est désormais en marche… A l'arrière du flux d'est-nord-est très sec (T : -5°C ; td : -25°C à Paris le 21/02/2013 à 00h TU, fig. 213), les nuages arrivés par les frontières du Benelux et de l'Allemagne apportent des précipitations neigeuses sur une grande partie du territoire français (air humide [T : -13°C ; td : -14°C] sur le Land du Hesse en Allemagne, arrivé dans la journée sur le Nord-Est de la France, fig. 213).

[12] On a pu voir qu'au début de la première décade de mars 2013, le flux du système dépressionnaire a probablement apporté des sels marins contribuant de manière significative aux niveaux élevés de PM^{10}.

[13] L'épisode de pollution était transfrontalier. Il concernait une partie de l'Europe de l'ouest et la quasi-totalité de la France (cf. plus haut les sorties modélisées de PREV'AIR à cette période).

[14] Comme rapporté par ERDF.

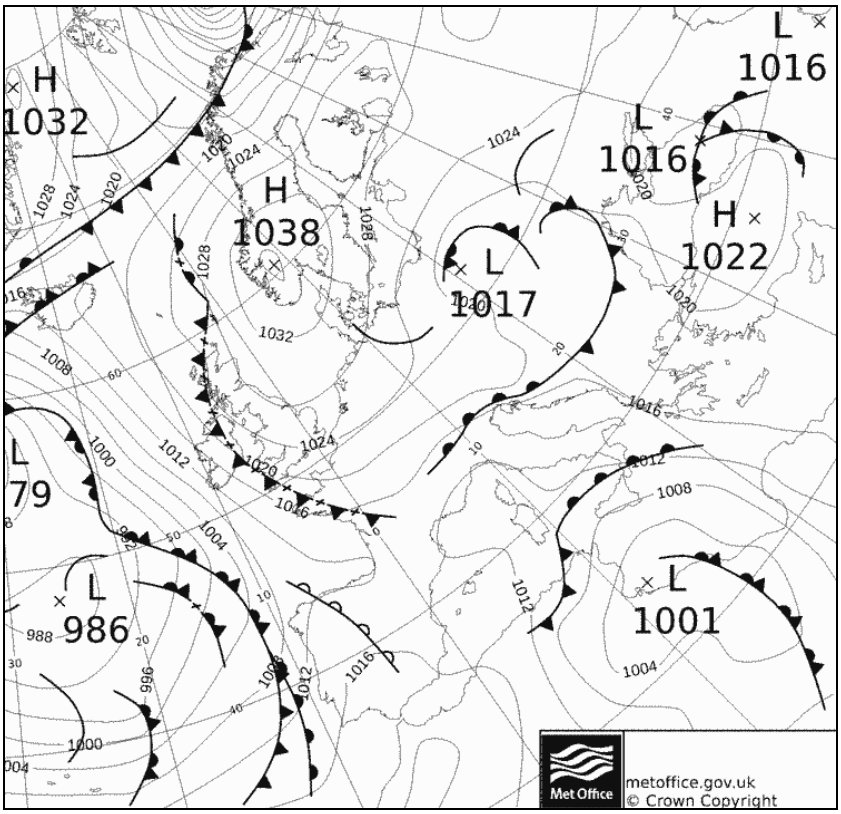


Figure 212. Analyse du Met Office en surface le 21/02/2013 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

La vague de froid[15] s'installe sur les Alpes-Maritimes l'après-midi du 21 février 2013 (fig. 215). En altitude (1 500 mètres) c'est déjà de l'air à –5°C qui a abordé la Côte d'Azur la nuit du 21 février (fig. 213).

[15] Episode hivernal non exceptionnel mais suffisamment notable pour rendre les conditions de circulation difficiles (comme le rappel le quotidien local Nice-Matin) et susciter une consommation accrue des différentes énergies pour le chauffage domestique.

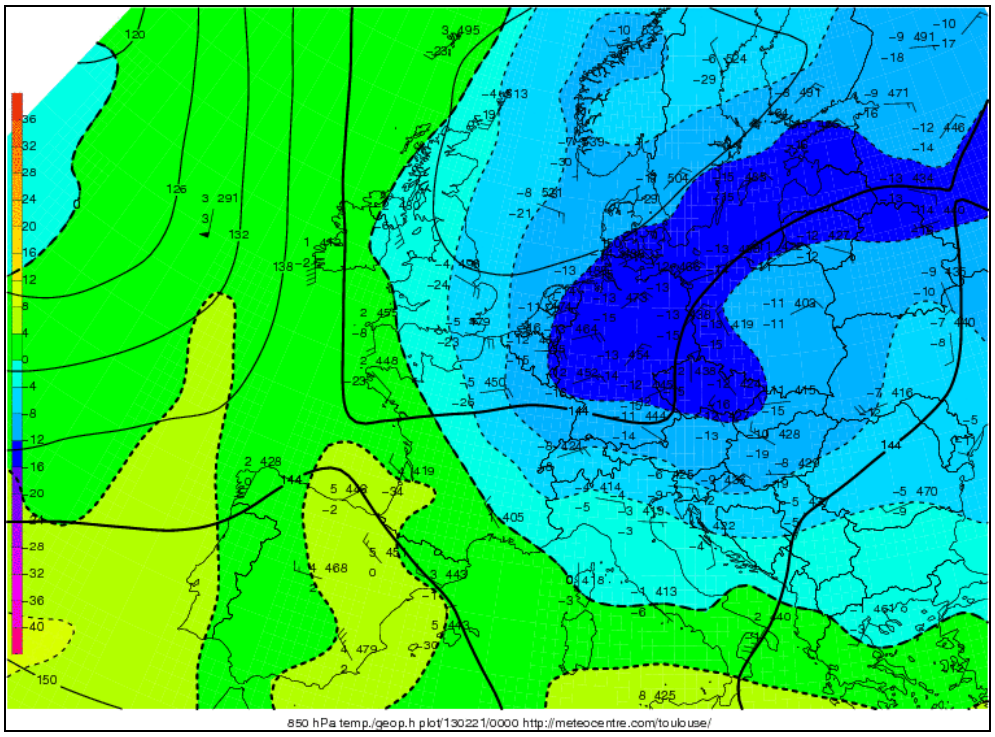


Figure 213. Analyse de la température du géopotentiel à 850 hPa, le 21/02/2013 à 00h TU. (Source : www.meteocentre.com/toulouse).

Un front chaud remonte par la suite sur la Côte d'Azur, accompagné de stratus et cumulus bas qui donnent des averses pluvio-orageuses mêlées de grésille. Le 23 février, un minimum dépressionnaire se creuse entre la Corse et la Côte d'Azur et renforce le courant froid de nord-est. Puis, il circule vers le golfe de Gênes. L'instabilité et l'humidité des basses couches donnent de faibles averses pluvio-neigeuses à Vence les 23, 24 et 25 février. La neige tient à Vence sur 2-3 cm les 24 et 25 février, tandis que c'est la pagaille sur de nombreux axes routiers.

En définitive, le froid a été si long et intense que les émissions de particules, d'une part, issues du chauffage domestique[16] et du trafic routier du fait des bouchons lors des évènements de neige et de verglas[17] ont été importantes, et que d'autre part, elles se sont accumulées pendant plusieurs jours. En effet, l'air était froid, lourd et stable à proximité du sol, d'autant plus là où les surfaces étaient recouvertes de neige, qui plus est, dans les creux topographiques. La CLA,

[16] De plus, de nombreux foyers et professionnels ont été privés d'électricité un peu partout dans le département. On imagine logiquement que pour se chauffer et faire fonctionner leurs activités, une partie de la population a eu recours à des groupes électrogènes, aux inserts et poêles en mode base (alors qu'ils sont un appoint de l'électricité, du fioul, ou autres), aux cheminées à foyers ouverts utilisées habituellement de manière récréative, etc. Qui plus est, la chauffe s'est probablement faite avec du bois disponible rapidement (souvent humide et donc fortement émetteur de substances polluantes), car les gens ont été pris de court par le caractère soudain des évènements, malgré l'alerte donnée par les services de Météo-France. ERDF a également eu recours à des groupes électrogènes de plusieurs centaines de KW pour parer aux urgences. Un supplément d'émissions importantes de particules en est la conséquence.

[17] Dont l'accès le lundi 25 février matin au technopôle de Sophia-Antipolis fut complètement bloqué, et créa d'importants bouchons sur l'autoroute A8. La pénétrante Cannes-Grasse ainsi qu'une bonne partie des axes secondaires du littoral sont eux aussi concernés, comme le rappelle le quotidien local Nice-Matin.

de faible épaisseur, a également contribué à recycler[18] la pollution. Mais aussi, les niveaux ont été alimentés par la pollution d'échelle régionale, en particulier celle provenant de la plaine du Pô, via les Alpes-Maritimes françaises et liguriennes, et le golfe de Gênes comme le montrent les cartes des vents en surface (fig. 214). C'est pourquoi malgré des conditions générales plutôt dispersives, les concentrations moyennes journalières ont été élevées sur à Vence-Gaudissard.

[18] L'air pollué de la veille vient se rajouter à celui du jour, dans la même masse d'air.

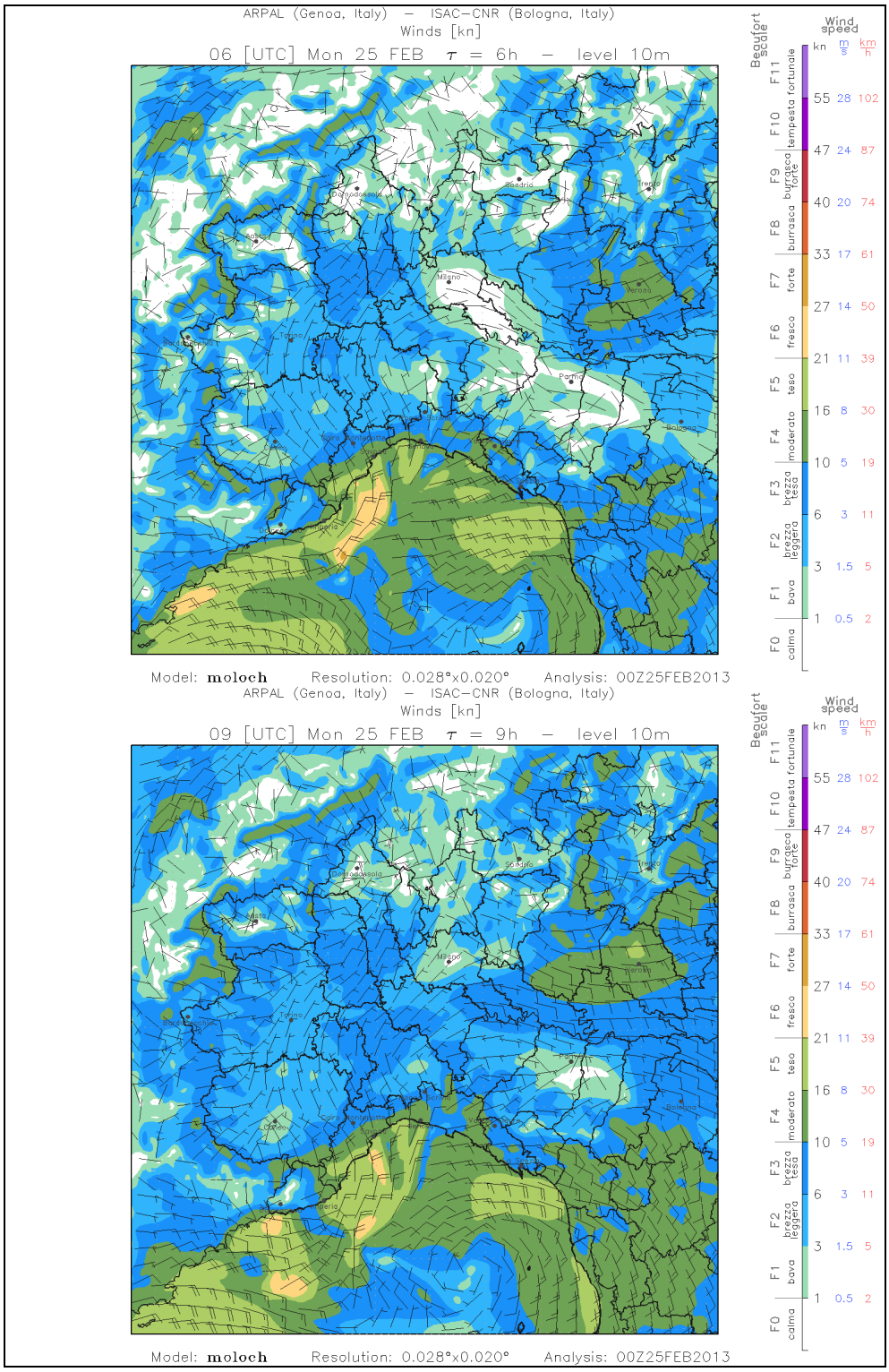


Figure 214. Prévisions du modèle Bolam Italie du Nord du vent en surface le 25/02/2013 à 06h TU en haut, et à 09h TU en bas. (Source : www.arpal.gov.it).

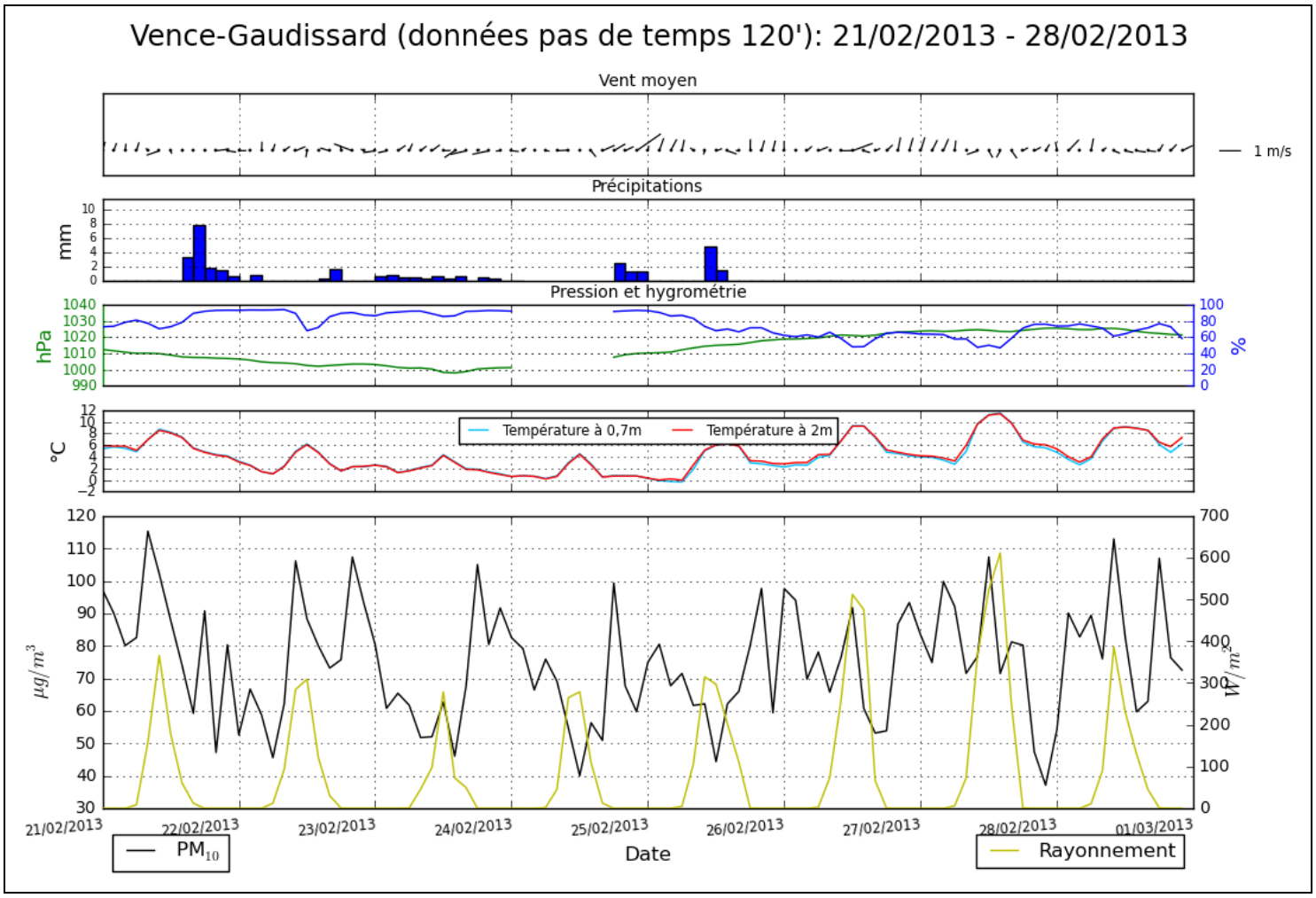


Figure 215. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 3ème décade de février 2013, à Vence-Gaudissard.

En mettant en perspective les valeurs de PM_{10} mesurées à Vence-Gaudissard avec celles d'Air Paca mesurées à Cagnes Ladoumègue et Nice Aéroport, on remarque que leurs variabilités temporelles sont semblables (annexe 6). En revanche, les minimums et maximums sont 2 à 3 fois supérieurs à Vence. Cette différence peut en partie s'expliquer par la typologie urbaine du poste de Cagnes Ladoumègue. Ce poste est moins soumis aux émissions de proximité issues du chauffage au bois, moins présent sur la commune contrairement à Vence où la part relative de la contribution aux PM_{10} du secteur résidentiel tertiaire est 2,5 fois plus importante qu'à Cagnes-sur-Mer (cf. ch. 1, partie IV). A l'inverse, cette dernière connaît des émissions de PM_{10} issues du secteur du transport routier près de 2 fois plus élevées qu'à Vence à cause, entre autres, de l'autoroute A8 et de la nationale 7 et de la promenade maritime qui traversent la ville d'ouest en est. Aussi, il faisait moins froid et il n'a pas neigé sur le bord de mer ce qui a occasionné des surémissions énergétiques moindres qu'au front des Préalpes. Finalement, durant cette dernière décade de février 2013, on pourrait dire que les stations de Cagnes Ladoumègue et Nice Aéroport ont été des témoins de la pollution d'échelle régionale.

2.4. La variabilité quotidienne des concentrations de PM_{10} marquée par le rythme des brises thermiques

Pour rappel, les campagnes de mesures itinérantes de particules faites à Vence et au front des Préalpes du 4 au 6 juin 2011 nous ont enseigné que ces brises influencent *« les distributions spatio-temporelles des concentrations de particules dans l'espace compris entre le littoral très peuplé et les Préalpes. Ces flux d'air alternés transportent dans un sens puis dans l'autre les polluants rencontrés »* (Michelot et Carrega, 2012). Les mesures de particules effectuées au même endroit le 18 septembre 2013 confirment ces premiers résultats (cf. partie III).

Ces travaux ont été menés à fine échelle temporelle (quelques heures afin de capter au mieux la variabilité spatiale du phénomène). Désormais, quel est l'impact sur le long terme de ce cycle aérologique quasi-quotidien sur les concentrations de PM_{10} ?

2.4.1. La brise de montagne nettoie l'air la nuit et tôt le matin au pied des Préalpes, en même temps que la brise de terre contribue à la hausse des niveaux de PM_{10} en bord de mer le matin

Ce constat est illustré par le choix de la 3ème décade de décembre 2012. La décade est sous l'influence de hautes pressions (fig. 216 et 218).

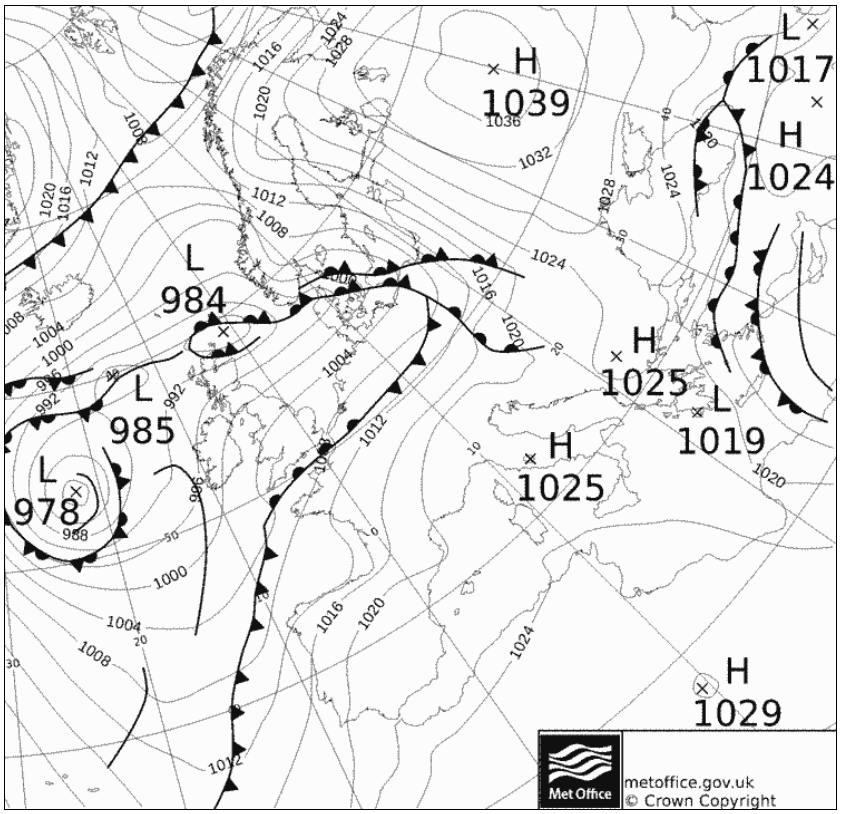


Figure 216. Analyse du Met Office en surface le 24/12/2013 à 00h TU. (Source : www.wetterzentrale.de).

En outre, même si ce n'est pas l'objet de ce sous-chapitre, précisons que cette période calme est ponctuée par un Mistral qui balaie les particules le 27 décembre (vent maximum de 17,2 m/s à 20 heures). Il chasse les PM_{10} et fait chuter les concentrations de 33,8 µg/m^3 à 10h à 6,1 µg/m^3 à 00h. La baisse est nette en cours de journée : les concentrations de PM_{10} sont presque divisées par 3 (on passe de 33,8 à 11,9 µg/m^3) comme on peut le remarquer sur la figure 218. Malgré ce passage venteux, la situation générale demeure calme et le temps est globalement radiatif. Ainsi, les brises thermiques s'expriment (fig. 217).

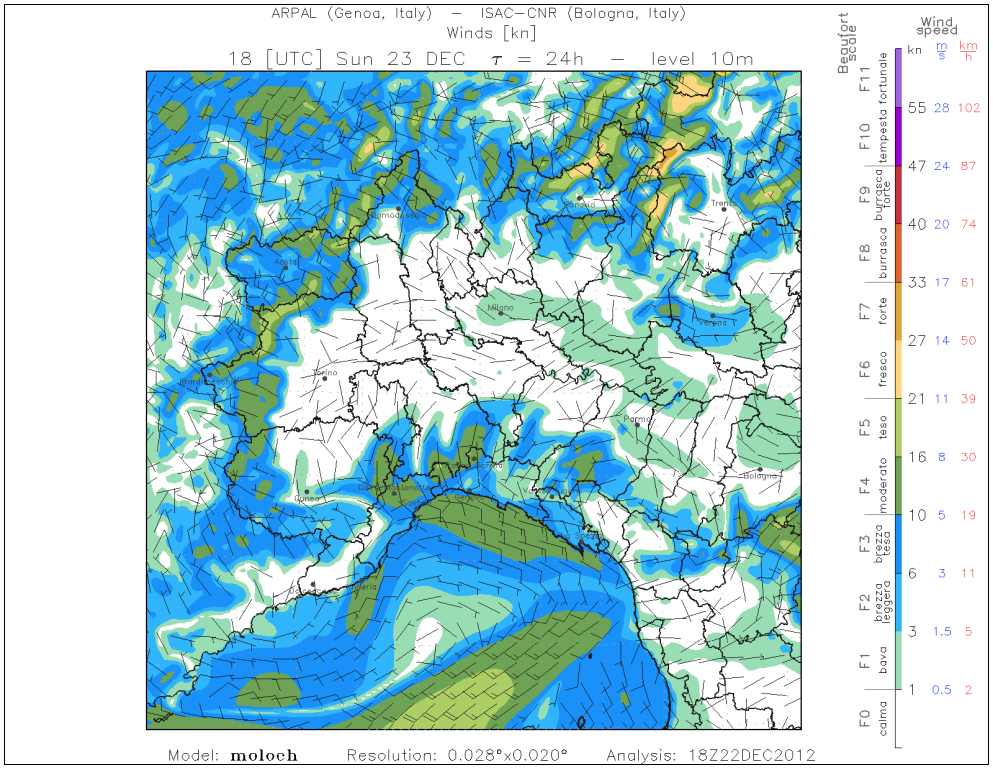


Figure 217. Prévision par le modèle Moloch Italie du Nord du vent en surface le 23/12/2012 à 18h TU. La brise de terre souffle en début de soirée sur les Alpes-Maritimes. (Source : www.arpal.gov.it).

On observe chaque jour, en début de nuit, une chute des concentrations de PM_{10} dès que commence à souffler la brise de montagne de secteur nord-est à nord-nord-est de moins de 1 m/s. Toute proportion gardée, le phénomène se répète systématiquement pendant toute la campagne de mesures lorsque les conditions de formation des brises sont réunies. Dans le cas présent, retenons la nuit et la matinée du 22 au 23 décembre. Les concentrations chutent continuellement dès la fin de soirée jusqu'en milieu de nuit. Puis on ne constate pas de pic matinal malgré une tendance à la hausse des niveaux horaires depuis le milieu de nuit (fig. 218).

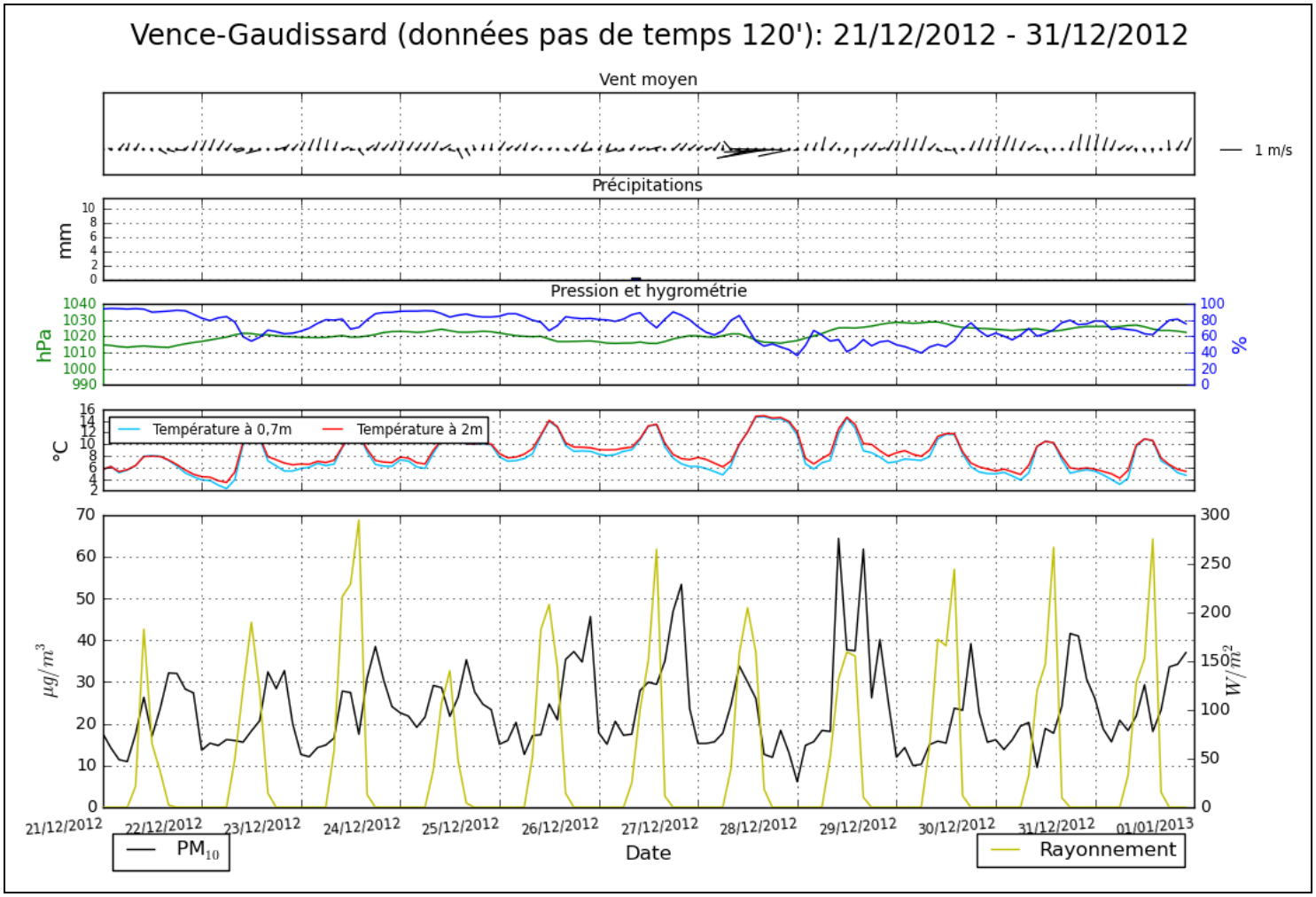


Figure 218. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 3ème décade de décembre 2012, à Vence-Gaudissard.

La reprise nocturne (seconde partie de nuit) des concentrations pendant la période « froide » peut éventuellement s'expliquer par la programmation des appareils de chauffage automatiques (bois ou fioul) aux heures creuses (généralement en pleine nuit) ou par le réglage des particuliers pour chauffer avant le « petit matin ». Faute d'information, cette hypothèse ne peut pas être étayée par des données d'émissions. A ce titre, il convient de la considérer avec distance.

Quant à la hausse matinale des concentrations à Vence-Gaudisssard, si caractéristique des particules, elle n'existe pas car la brise de montagne advecte un air propre, qui n'a pas eu le temps de se charger en poussières puisqu'il descend directement de la montagne toute proche. De ce fait, elle écrête le pic.

A Cagnes-sur-Mer, le poste de mesure des PM_{10} d'Air Paca est positionné sous le vent de la brise de terre. Celle-ci advecte en bord de mer les particules charriées depuis l'amont (donc du nord vers le sud, entre Vence et Cagnes). Elle contribue en quelque sorte à l'arrivée d'un « stock » de pollution auquel s'ajoutent les émissions de la zone urbaine littorale dense. Qui

plus est, la station est de type urbain, donc plus sujette à l'influence des véhicules. Ainsi, on observe un pic en fin de matinée, particulier à ce type de station de mesure des particules en zone urbaine (annexe 6). A Vence-Gaudissard, en allant vers la période « chaude » la hausse passagère des niveaux se décale vers le milieu de la nuit et avant minuit en été (fig. 219). La cause reste difficile à expliquer.

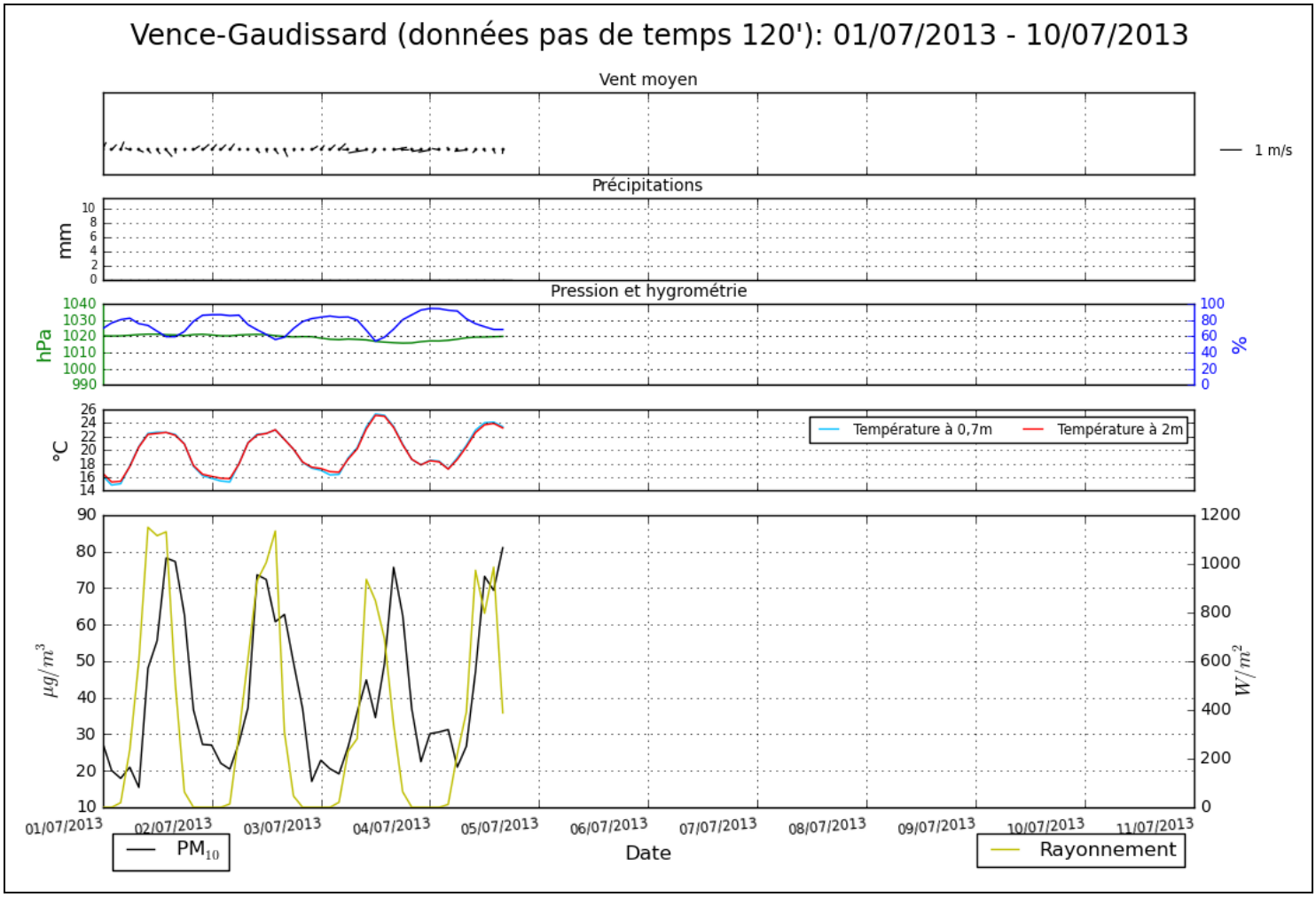


Figure 219. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 1ère décade de juillet 2013, à Vence-Gaudissard.

En résumé, la brise de montagne qui advecte un air propre, ainsi que la diminution des émissions forment une alliance favorable à la baisse des concentrations de PM_{10} à Vence la nuit et tôt le matin. Tandis qu'en hiver, la brise de terre relayant la brise de montagne, advecte le matin en direction du bord de mer les particules rencontrées sur son trajet (cf. partie III). Cette contribution extérieure s'ajoutant aux émissions urbaines cagnoises expliquent la hausse matinale des niveaux à la station de Cagnes Ladoumègue pedant cette troisième décade de décembre 2012 (annexe 6).

2.4.2. La brise de mer advecte en journée des particules à Vence.

La figure 220 rappelle ce qui vient d'être écrit à propos de la baisse matinale des concentrations de PM_{10} à Vence. A cette époque (fin juin 2013), la brise de mer souffle plus longtemps qu'en hiver car les jours sont plus longs, mais reste inférieure en durée comparée à la brise de montagne. Par contre sa force varie peu durant les saisons pour ce site, en dépit du fait qu'en principe, dès le milieu du printemps et jusqu'au début de l'été météorologique, l'intensité de la brise de mer s'affirme compte tenu du contraste thermique qu'il y a entre une mer encore « fraîche » et un continent de plus en plus chaud.

Pendant cette dernière décade de juin 2013, la brise de mer, principalement de secteur sud-est, s'établit vers 8 heures et cesse vers 18 heures (fig. 220). Elle commence donc à se charger tôt dans la matinée de particules sur l'agglomération littorale pour alimenter l'arrière-pays d'air pollué jusqu'en en milieu d'après-midi. Sur son trajet, Vence est positionné en balcon, et donc bien exposé au flux d'aval qui auparavant a circulé au-dessus de la plaine littorale urbanisée. Cet espace reçoit ainsi une masse d'air polluée dès la fin de matinée jusqu'à la renverse de brise du soir.

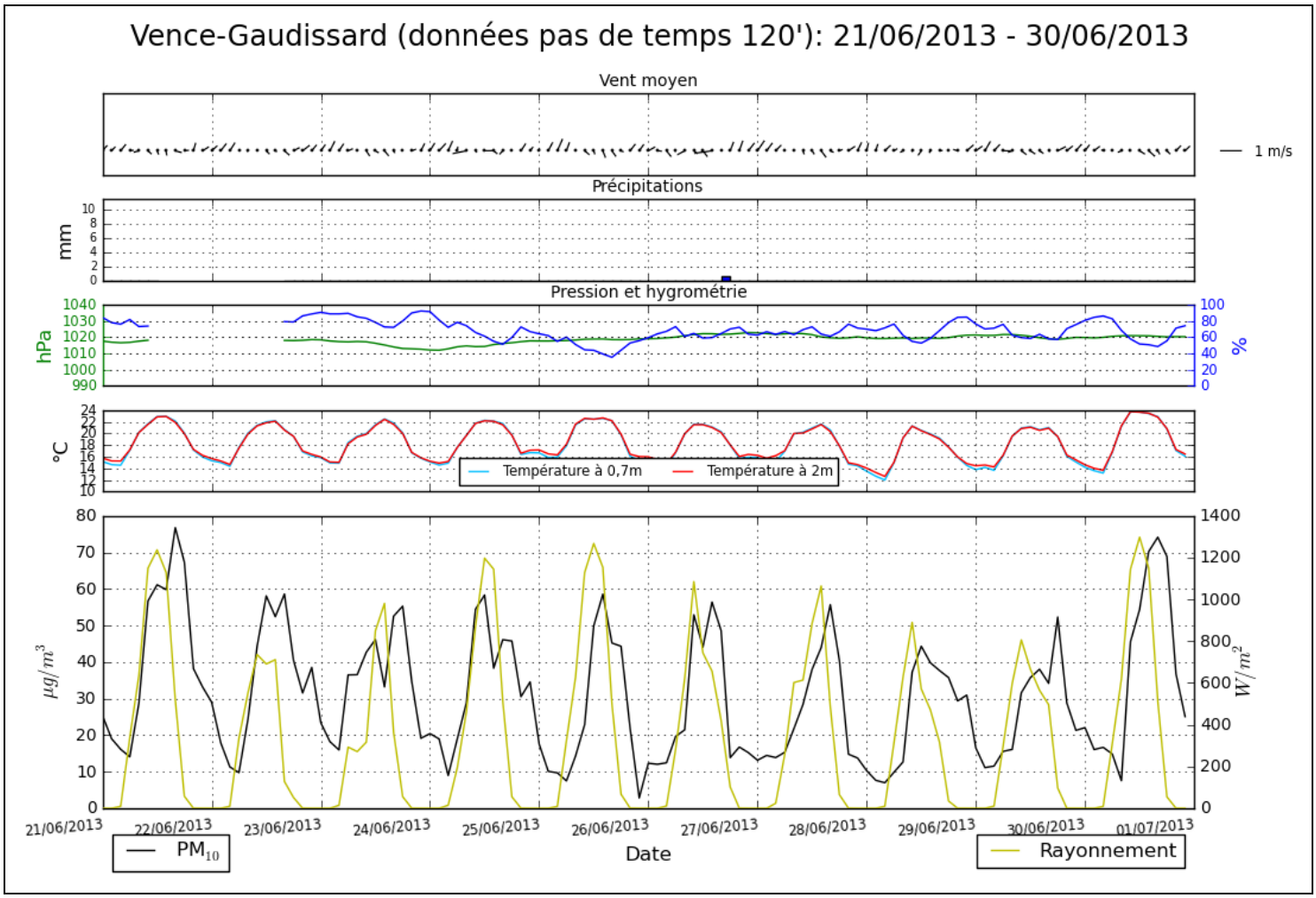


Figure 220. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 3ème décade de juin 2013, à Vence-Gaudissard.

Dans une moindre mesure, le phénomène s'observe aussi en hiver, mais avec un premier pic centré sur la mi-journée, compte-tenu du décalage vers le milieu de matinée du début de la brise de mer. Quant au pic du début de soirée, celui-ci est d'origine locale (au sens du quartier) lié à la baisse de la température. S'ensuit une stratification de la masse d'air[19] qui empêche les émissions de proximité de se diluer (chauffage au bois ou brûlages faits juste avant la nuit).

Ce caractère s'illustre sous l'influence de la brise de mer par exemple les 12, 16 et 18 janvier 2013, avec respectivement[20] : 29,2 µg/m^3 à 12 heures, 29,4 µg/m^3 à 12 heures et 32 µg/m^3 à midi. Par ailleurs, en ce qui concerne la matinée du 11 janvier, vu la précocité du pic vis-à-vis de la brise de mer, et son niveau très élevé (104,6 µg/m^3 à 10h) sur seulement deux heures comparés aux autres de la journée, il semblerait que l'origine soit le fait d'un brûlage.

Les figures 221 et 222 illustrent aussi pour la période hivernale ces pics de concentrations de PM_{10} à la mi-journée sous l'effet de la brise de mer.

[19] Comme décelé à l'occasion de la campagne de mesures de l'hiver 2011 à Auribeau-sur-Siagne, cf. partie III.

[20] Il pleut les 13, 14, 19, 20 (cumul des 13-14 = 4,2 mm ; cumuls des 19-20 = 78,8 mm) et il neige 3 cm le 17 janvier 2013. Des fumées importantes ont été notées la soirée du 18 janvier.

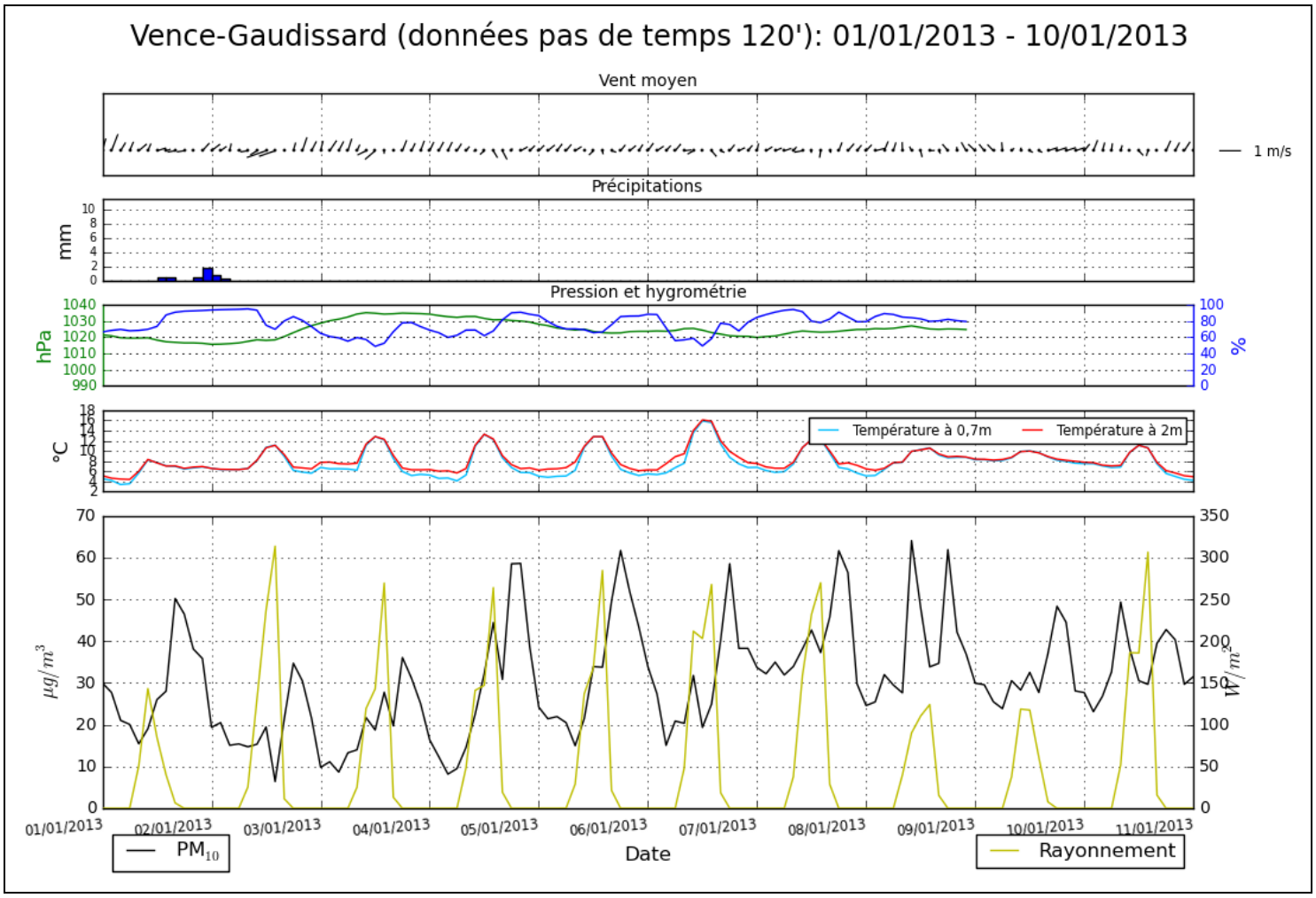


Figure 221. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 1ère décade de janvier 2013, à Vence-Gaudissard.

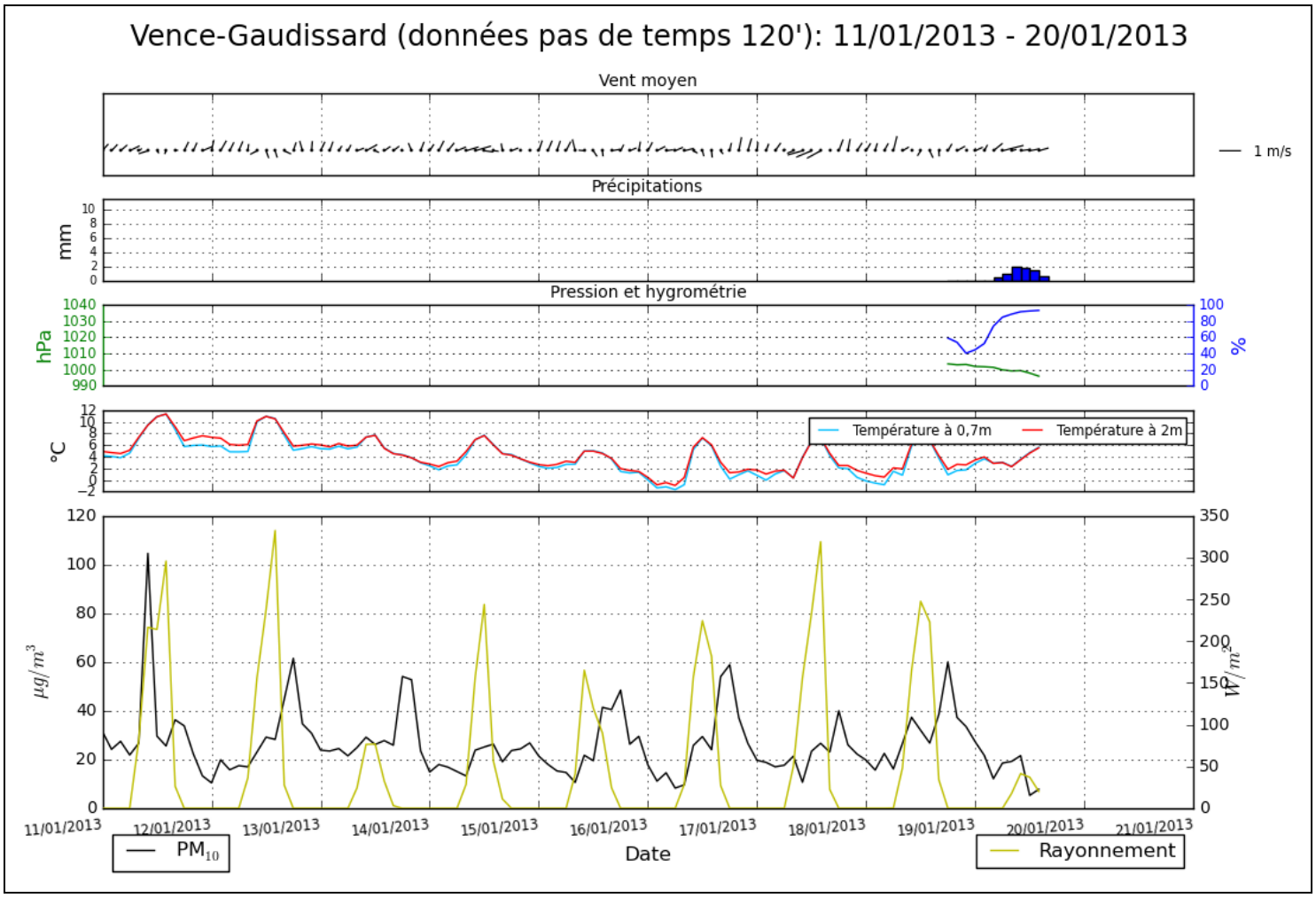


Figure 222. Evolution bi-horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 2ème décade de janvier 2013, à Vence-Gaudissard.

L'influence de la brise de mer sur les concentrations de PM_{10} aux stations de Cagnes Ladoumègue et de Nice Aéroport est difficile à apprécier même si l'on observe une baisse concomitante au moment où souffle la brise de mer. En effet, la première station est sous le vent direct de deux voies de communication majeures que sont la promenade de la plage et la « Nationale 7 » (donc sensible au cycle des émissions routières), et la seconde semble subir lors de certaines décades estivales les aléas des activités aéroportuaires, compte-tenu du comportement anarchique des concentrations sans lien avec la météorologie (annexe 6).

2.5. L'influence estivale du rayonnement solaire et de la chaleur sur les concentrations de PM_{10}

La seconde décade de juin 2013 est sous l'influence de conditions anticycloniques. Les brises thermiques s'expriment. Cette période connait une alternance de belles journées chaudes et ensoleillées et de journées « maussades », en particulier les 14, 15 et 16 juin. Pourquoi cette ambiance météorologique trouve-t-elle son importance par rapport aux concentrations de PM_{10} ?

La réponse à cette question réside dans le rôle des réactions chimiques, à l'instar des processus de formation de l'ozone troposphérique à cette époque, notamment à l'aide de précurseurs comme les COV biogéniques (végétation, omniprésente dès les abords nord de l'agglomération littorale dense) et anthropiques (trafic routier, mais pas uniquement). En effet, des particules secondaires se forment aussi par réactions photochimiques dans l'atmosphère à partir de polluants gazeux, dont ces mêmes précurseurs. Ces particules secondaires sont également appelées aérosols organiques secondaires (AOS).

Favez *et al.* (2007) rapportent que la contribution des AOS est estimée à près de 50 % de la fraction semi-volatile des $PM_{2,5}$ en été à Paris. On peut ainsi présumer que les PM_{10} ont,-elles aussi, une origine secondaire significative.

L'étude de la figure 223 permet d'appuyer cette supposition. Lors des journées ensoleillées et chaudes des 12, 13, 17, 18 et 19 juin 2013, on remarque un décalage systématique entre les maximums de rayonnement solaire et des concentrations de PM_{10}. Cette cinétique particulière est également observée avec l'ozone estival qui connaît ses pics en milieu et fin d'après-midi lorsque les précurseurs gazeux ont eu le temps d'interagir, puis décroît quand le rayonnement solaire disparaît. A l'inverse, 3 jours continus (14, 15 et 16 juin) de ciel couvert par des entrées maritimes de stratus (à 600 mètres d'altitude) produisent un effet immédiat. Effectivement, l'air est plus humide, il fait moins chaud, le rayonnement solaire est faible et les concentrations de PM_{10} restent relativement basses (fig. 223), malgré l'apport de particules par la brise de mer et la contribution des émissions de proximité. Les 3 jours de soleil et chaleur suivant (17, 18 et 19 juin) renouent avec le phénomène : le rayonnement solaire et les niveaux de PM_{10} augmentent de façon légèrement décalée. La journée du 19 juin nuance le fait observé par un ciel se couvrant en cours d'après-midi par altocumulus castellanus. Le résultat ne se fait pas attendre : les concentrations stagnent, au demeurant, à un niveau élevé (fig. 223). Toujours est-il que ces 3 jours ont marqué la qualité de l'air puisqu'ils ont dépassés la valeur limite journalière de 50 µg/m^3 (59,1 µg/m^3 le 17, 76 µg/m^3 le 18 et 58,7 µg/m^3 le 19 juin). Après quelques pluies la matinée du 20 juin, le beau temps s'installe dans l'après-midi avec une douceur relative, sans pour autant permettre aux réactions photochimiques de créer suffisamment de particules secondaires pour contribuer à une augmentation des niveaux de PM_{10}.

Finalement, l'ensemble de ces éléments corrobore le rôle que peut jouer le rayonnement solaire sur la formation et la contribution des AOS aux PM_{10} à la saison estivale. Ceci étant, il reste difficile d'estimer la part réelle des AOS dans les PM_{10} par ce type d'approche. En effet, la journée sur ce site périurbain, on ne sait pas où se situent les limites des différentes contributions entre d'une part, les particules primaires émises localement et advectées depuis l'agglomération, et d'autre part les particules secondaires organiques formées localement et elles aussi advectées par la brise de mer.

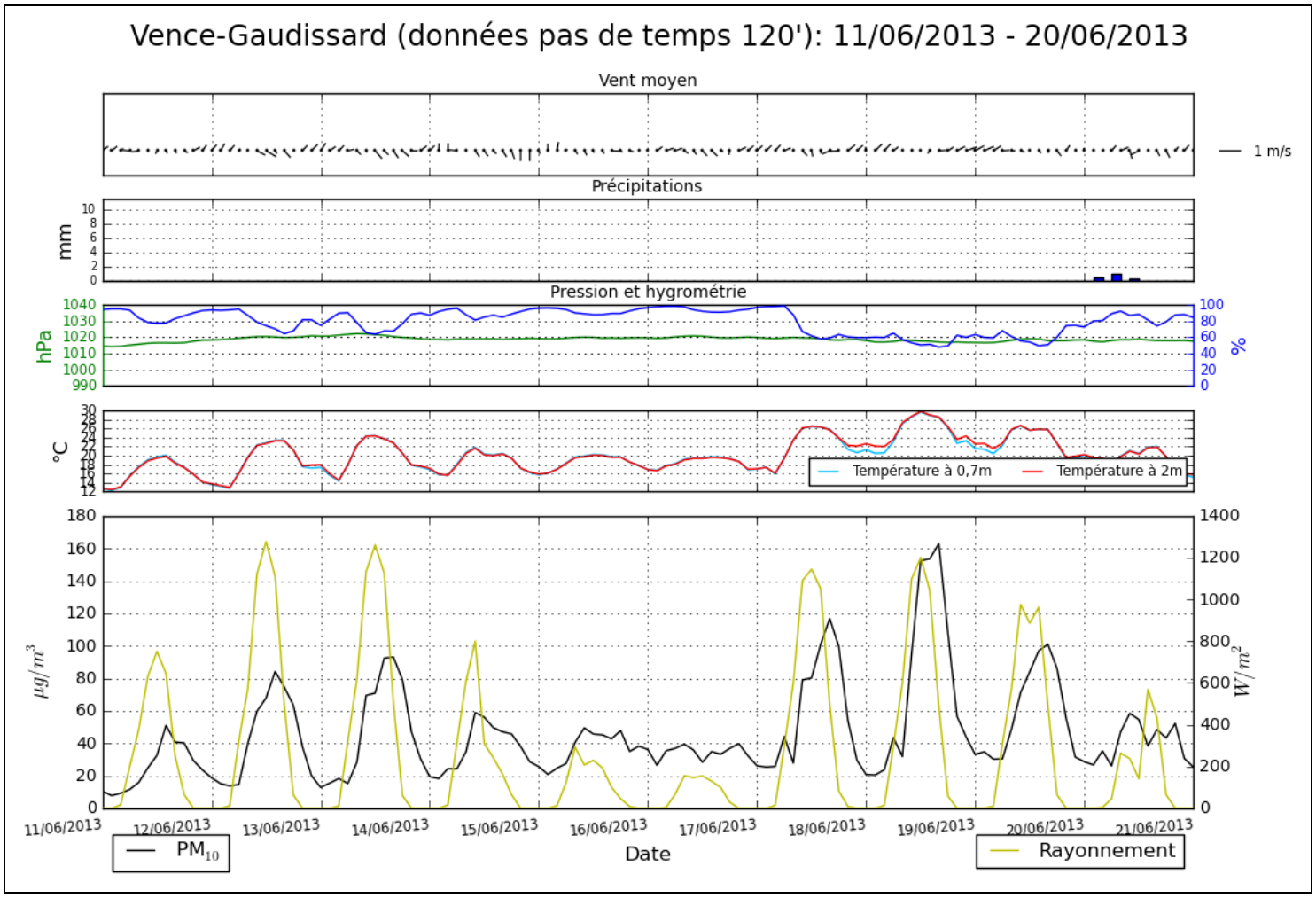


Figure 223. Evolution horaire des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques pendant la 2ème décade de juin 2013, à Vence-Gaudissard.

CHAPITRE 3. ANALYSES STATISTIQUES DES PARAMETRES METEOROLOGIQUES ET DES CONCENTRATIONS DE PM_{10}

Afin de disposer d'un point de vue supplémentaire dans l'analyse des données, ce chapitre aborde le sujet d'abord sous l'angle de la distribution des valeurs de PM_{10}, puis par l'explication de celles-ci par les différentes variables météorologiques.

3.1. Etude de la dispersion des concentrations journalières de PM_{10}

La figure 224 est un diagramme de Tukey, ou « boite à moustaches », qui représente la répartition des données journalières de PM_{10} pour toute la durée de la campagne de mesures faite à Vence-Gaudissard (27/11/2012 au 04/07/2013).

La lecture de ce diagramme est habituelle pour la majorité des lecteurs, mais il n'est pas inutile de présenter l'essentiel des éléments de sa construction. La boite à moustaches utilise 6 valeurs qui résument des données : les 3 quartiles Q1 (bas de la boite), Q2 (médiane : trait horizontal dans la boite), Q3 (haut de la boite), la moyenne (croix rouge), le minimum et le maximum (carrés bleus). Les moustaches inférieures et supérieures représentent la plus petite/grande valeur qui est supérieure à la valeur frontière basse/haute. Ce sont les valeurs adjacentes. Les 3 quartiles : Q1, Q2 et Q3 sont des éléments essentiels de cette représentation graphique.

Sur la figure 224, l'étude des quartiles montre que les valeurs sont groupées car l'écart inter-quartiles (Q3-Q1 qui correspond à l'intérieur de la boite) est faible, en l'occurrence 14,4 µg/m^3. 50 % des valeurs situées dans la partie centrale de la distribution sont comprises entre 20 et 34,4 µg/m^3. Les valeurs de la distribution sont aussi peu étendues car les moustaches sont courtes. Précisons qu'elles sont certes homogènes, mais tout de même relativement hautes comparé à la valeur limite journalière de 50 µg/m^3.

Le quart des valeurs journalières s'étale entre 4,3 et 20 µg/m^3. Le dernier quart se distribue entre 34,4 et 120,2 µg/m^3. La valeur maximum de la série (120,2 µg/m^3) est exceptionnelle car elle se positionne très au-dessus de la moustache haute (trait vertical marqué d'un petit bâton qui délimite la valeur frontière au-delà de laquelle la valeur est considérée comme atypique). Elle est peu représentative statistiquement parlant, mais elle est bien réelle et reste retenue en ce qui concerne le dépassement réglementaire.

On note également que la distribution des valeurs est dissymétrique, étant donné que la médiane est inférieure à la moyenne, notamment à cause de la valeur extrême qui influe sur la moyenne. Autrement dit, la distribution est « plus » allongée vers les valeurs importantes.

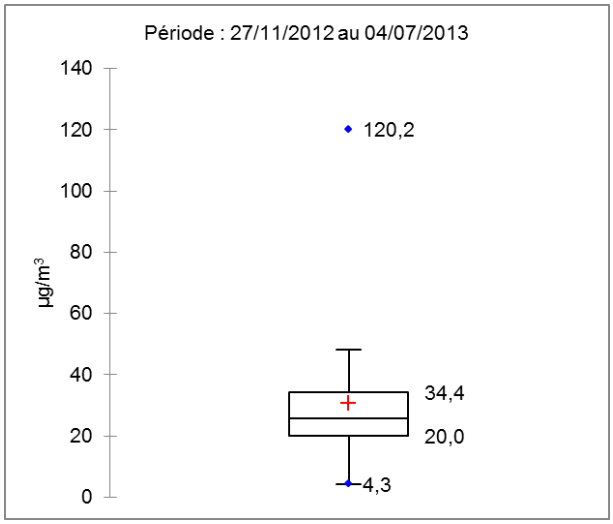


Figure 224. Boite à moustaches des valeurs journalières de PM_{10}, pour la période du 27/11/2012 au 04/07/2013, à Vence-Gaudissard.

En résumé, la distribution des valeurs journalières de PM_{10} sur le site de Vence-Gaudissard pour l'ensemble de la campagne de mesures est homogène, sans pour autant être gaussienne, calée sur un niveau de concentrations toutefois relativement élevé, avec quelques valeurs importantes (> 100 µg/m^3) qui contribuent à faire augmenter la moyenne.

Ainsi, vis-à-vis de la réglementation, le site se caractérise plutôt par une qualité de l'air acceptable à l'échelle de la campagne (27/11/2012 au 04/07/2013).

Ceci est une première interprétation par une approche temporelle globale. Quelles informations apparaissent si l'on affine le regard sur les 3 saisons, puis sur les 8 mois ?

A l'échelle saisonnière, la figure 225 montre que les parties centrales des distributions (50 % des concentrations journalières) sont plutôt concentrées autour de gammes semblables, à savoir environ 20-30 µg/m^3 en hiver et au printemps, et 25-40 µg/m^3 en été. Globalement, à cette échelle, les distributions s'étirent plus clairement vers des valeurs hautes (moyenne supérieure à la médiane) tout en se répartissant légèrement plus (grandeurs des moustaches). La dispersion des valeurs centrales (écart interquartile) est elle-même sensiblement égale en hiver (13,4 µg/m^3) et en été (14,6 µg/m^3). Elle se réduit au printemps (11,9 µg/m^3). Cela s'interprète par une très légère amélioration de la qualité de l'air au printemps, où la moyenne et l'écart interquartile baissent, puis par une dégradation quand la distribution des valeurs et la gamme de l'effectif central s'étirent en été sur des concentrations relativement plus élevées.

On note aussi que seuls les maximums sont en dehors des distributions. En d'autres termes, le site ne s'illustre pas particulièrement pour ses minimums exceptionnels, qui seraient bons pour la santé humaine.

Au regard de la réglementation, le site se caractérise à l'échelle saisonnière plutôt par une qualité de l'air moyenne en été, acceptable en hiver et au printemps malgré des dépassements de la valeur limite journalière.

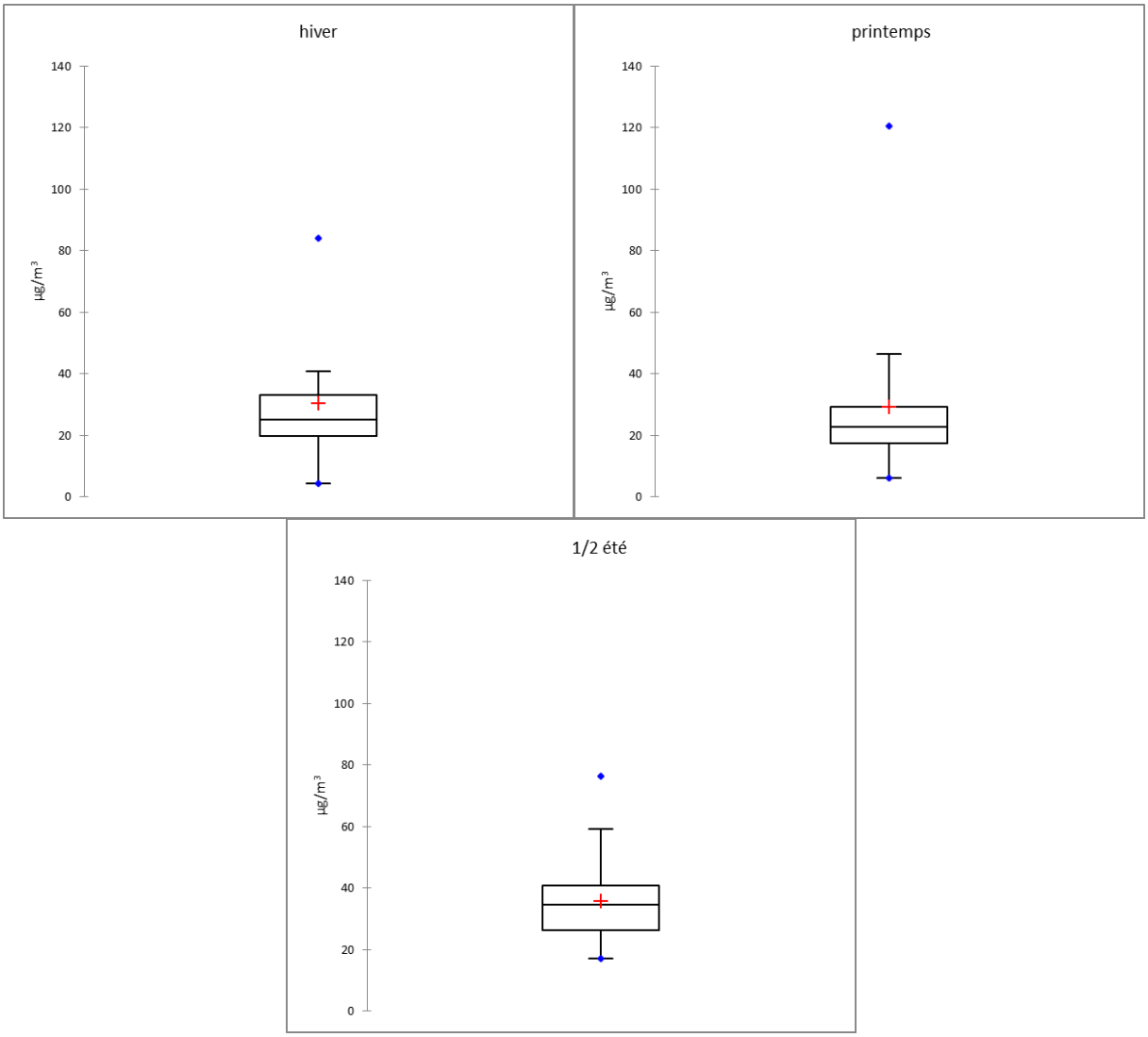


Figure 225. Boites à moustaches saisonnières des valeurs journalières de PM_{10}, à Vence-Gaudissard.

Cette perception évolue si l'on change d'échelle. Nous descendons maintenant encore d'un cran à l'échelle mensuelle (fig. 226). Plus l'hiver avance, plus les distributions sont hétérogènes. Même si ces distributions ont tendance à s'étendre vers le bas des valeurs (médiane supérieure à la moyenne), elles n'en demeurent pas moins réparties sur des gammes de concentrations élevées au regard des valeurs limites, comme au mois de février 2013. En effet, au mois de février, 50 % des valeurs sont comprises entre 40,7 et 76,8 µg/m3. Le phénomène s'inverse ensuite au printemps, avec néanmoins une forte hétérogénéité de l'effectif central et une valeur maximum remarquable en mars 2013 (120,2 µg/m3). Les distributions se regroupent avec des valeurs qui cette fois se répartissent vers le haut mais désormais sur des gammes plus basses. Puis la tendance de la majorité des concentrations repart à la hausse au début de l'été tout en restant homogène.

La qualité de l'air est variable à cette échelle :

- bonne au début de l'hiver (décembre, janvier), une partie du printemps (avril, mai) ;
- moyenne au début du printemps (mars) et de l'été (juin) ;
- mauvaise à la fin de l'hiver (février) et passable au cours de l'été (juillet).

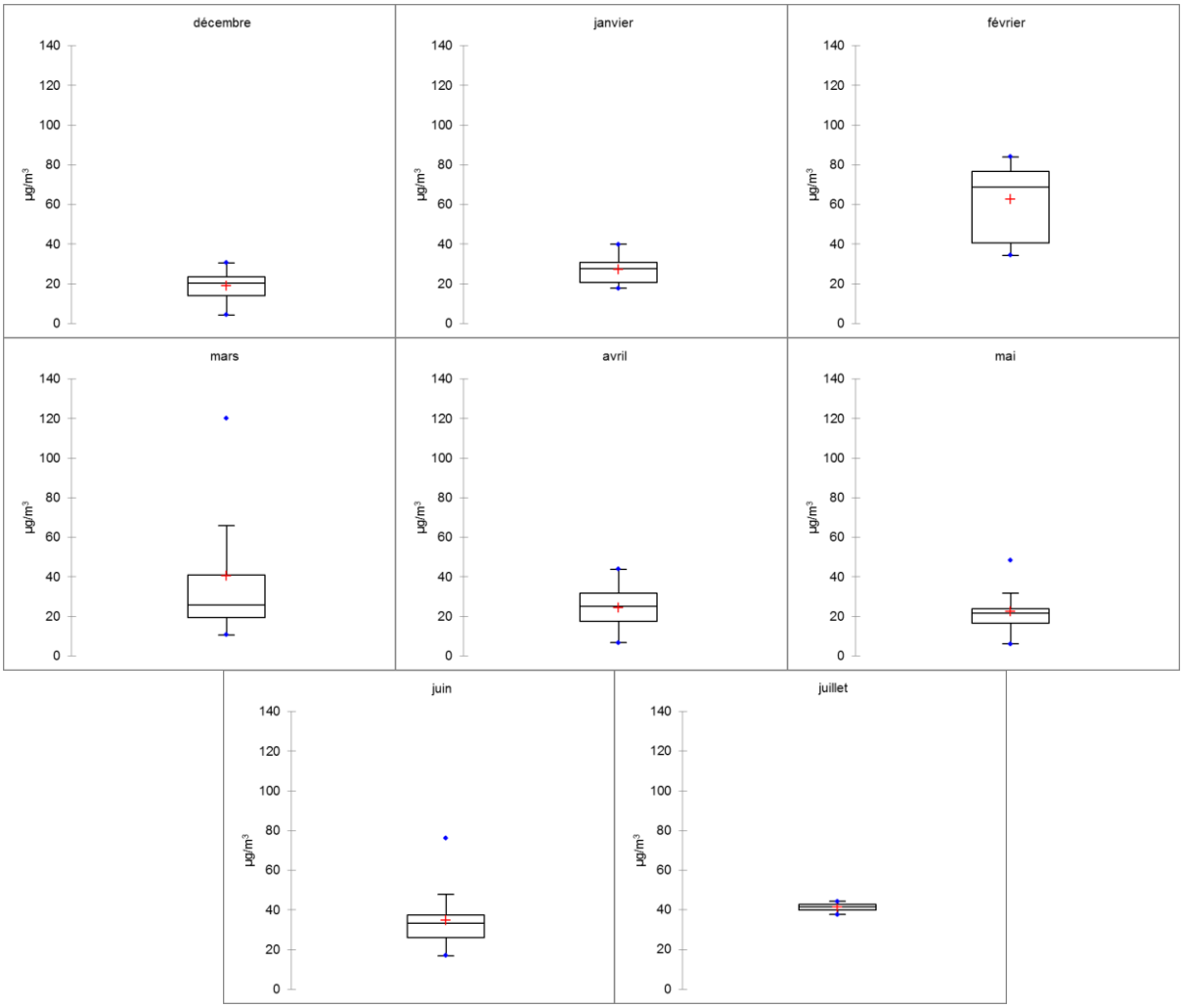


Figure 226. Boites à moustaches mensuelles des valeurs journalières de PM_{10}, à Vence-Gaudissard.

L'évolution des niveaux moyens mensuels est présentée sur la figure 227. Le mois de juillet ne dispose que de 4 jours de mesures, mais il confirme la tendance à la hausse entamée depuis le mois de mai. On remarque que la qualité de l'air se dégrade franchement au cours de l'hiver, s'améliore nettement au printemps et de détériore à nouveau l'été.

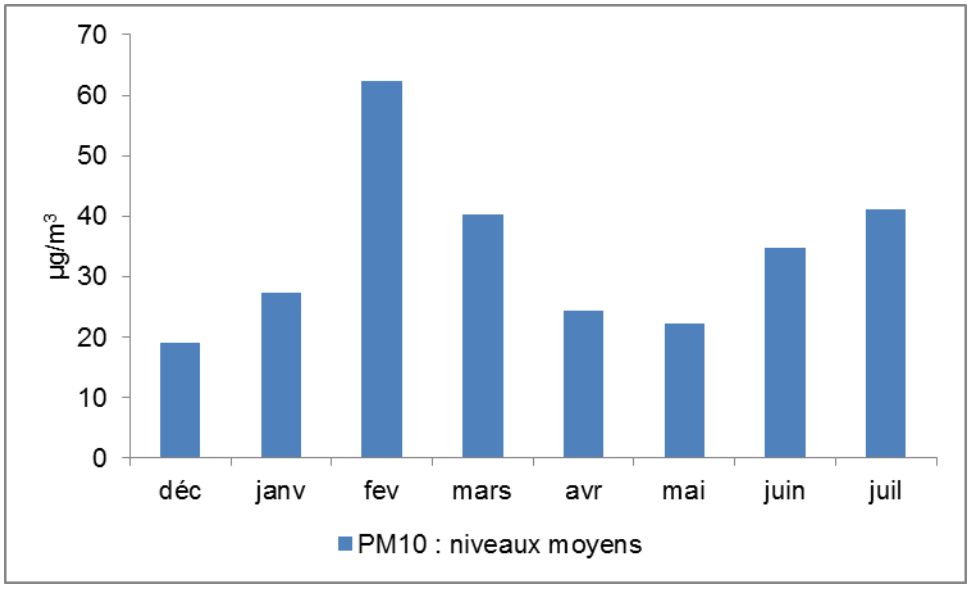


Figure 227. Evolution des niveaux moyens mensuels de PM_{10}, de décembre 2012 à juillet 2013, à Vence-Gaudissard.

Finalement, d'après les enseignements tirés à partir des mesures de paramètres météorologiques, ces variations peuvent s'expliquer par des conditions météorologiques globalement stables et froides, aussi surtout par des émissions logiquement plus importantes, en particulier au mois de février 2013 marqué par une surconsommation énergétique. Par la suite, les émissions anthropiques ont logiquement baissé (essentiellement le chauffage) avec un printemps maussade et perturbé favorable à la dispersion des polluants, quoique ponctué d'épisodes de pollution d'origine naturelle (embruns marins et poussières sahariennes). Par ailleurs, pour ces deux saisons, les émissions issues des brûlages de déchets verts nombreux en cette région ont assurément joué un rôle certains mois, mais il est difficile de le préciser car ils n'ont pas tous été observés. Chaleur et rayonnement estival ont pris le relais pour enclencher l'action de la photochimie sur la formation des AOS et de leur contribution à l'augmentation des niveaux moyens de PM_{10}.

3.2. Etude des corrélations linéaires entre les PM_{10} et les variables météorologiques

Ce passage vise à étudier les liens entre les PM_{10} et la météorologie, ainsi que la capacité de celle-ci à expliquer la pollution de l'air particulaire.

Le problème se pose de la manière suivante : comment, au travers de régressions environnementales, peut-on relier les mesures issues de 4 postes (1 station PM_{10}, 1 station météorologique/camion et 2 stations météorologiques Davis) avec leur environnement ? La distance qui sépare les deux premiers postes (camion) des deux autres (villa), est de 60 mètres.

Pour ce faire, des matrices de corrélations ont été créées à l'aide du logiciel Statistica®. Elles regroupent les corrélations de plusieurs variables entre elles. Les variables sont les suivantes : PM_{10} (µg/m^3), vent moyen (m/s), vent minimum (m/s), vent maximum (m/s), température à 2 mètres (°C), température à 0,7 mètre (°C), rayonnement solaire (W), pression atmosphérique

(hPa), hygrométrie (%) et précipitations (mm). La matrice de correlations de l'ensemble de la période (27/11/2012 au 04/07/2013) a été calculée à partir de 187 jours de mesures effectives au pas de temps horaire pour chacune de ces variables. Il a été procédé de la même manière chaque mois de la campagne de mesures. Les coefficients indiquent l'influence que les variables ont les unes sur les autres. Ces coefficients de corrélations entre les variables météorologiques et les PM_{10} ont été transposés dans une table de corrélations (fig. 228, périodes en colonnes et variables en lignes).

Pour ce qui concerne l'ensemble de la période de mesures (27/11/2012 au 04/07/2013), 6 variables explicatives (vent moyen et minimum, températures à 2 m. et 0,7 m., rayonnement solaire et pression atmosphérique) donnent des résultats très significatifs avec les PM_{10}, puisqu'ils ont moins de 1 % de chance d'être le fruit du hasard ($p < 0,01000$; marqué en rouge dans la colonne de gauche, dans la figure 228). Pour autant, elles sont très faiblement corrélées. Autrement dit, ces variables ne sont pas capables d'expliquer l'évolution des concentrations de PM_{10} (relation linéaire faible). Quant au coefficient de détermination (R^2), il est remarquablement bas pour la globalité de la campagne (0,053). Cela signifie que près de 95 % de la variance reste inexpliquée ! Le modèle linéaire (au pas de temps horaire sur la période du 27/11/2012 au 04/07/2013) gagnerait probablement en force d'explication s'il était complété par d'autres et/ou plus de variables, et pas nécessairement ayant trait à la météorologie. Par exemple, le modèle expliquerait mieux une part de la variance si des variables relatives aux émissions étaient renseignées. Toujours est-il que c'est seulement celles disponibles qui ont été exploitées.

Par contre, à l'échelle mensuelle, l'analyse statistique change et l'adéquation du modèle est meilleure (R^2 augmente). Généralement, la significativité des variables est toujours aussi présente au cours de la campagne (fig. 228). Les variables météorologiques et les PM_{10} tendent à être plus fortement corrélées. En guise d'exemple, certaines d'entre-elles s'affirment et expliquent une part importante de la variance, comme le rayonnement solaire, les températures et l'hygrométrie au printemps et en été.

Ces relations linéaires s'interprètent raisonnablement de la façon suivante : plus il fait ensoleillé, chaud et sec, plus les PM_{10} augmentent. Donc, l'analyse mensuelle des corrélations confirme l'hypothèse précédemment développée du rôle de la photochimie sur la formation des particules secondaires et de leur contribution à la fraction des PM_{10}. Dans ce cas, la relation de cause à effet entre ce phénomène et l'augmentation des particules est assurée. Aussi, en plus d'être fortement corrélées les unes aux autres, la faible humidité favorise la remise en suspension des poussières.

En hiver, la relation humidité/températures est bonne et joue sur les niveaux de particules, celles-ci ne pouvant pas bien se diluer sous l'effet de l'air froid, et se formant avec des noyaux de condensation plus important dans l'air humide.

	27/11/2012 au 04/07/2013	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet
Vent moyen	-0,073	0,190	-0,296	-0,245	-0,008	0,057	-0,115	-0,055	-0,109	-0,159
	p = 0,000	p = 0,410	p = 0,000	p = 0,000	p = 0,896	p = 0,142	p = 0,005	p = 0,136	p = 0,004	p = 0,133
Vent minimum	-0,079	--	-0,188	-0,087	--	-0,095	-0,018	-0,057	--	--
	p = 0,000	p = ---	p = 0,000	p = 0,115	p = ---	p = 0,015	p = 0,659	p = 0,126	p = ---	p = ---
Vent maximum	-0,006	0,201	-0,355	-0,306	0,038	0,092	-0,043	0,020	0,390	0,639
	p = 0,692	p = 0,382	p = 0,00	p = 0,000	p = 0,520	p = 0,018	p = 0,298	p = 0,589	p = 0,00	p = 0,000
T (2m)	0,088	0,455	-0,018	0,130	-0,098	0,154	0,525	0,317	0,734	0,745
	p = 0,000	p = 0,038	p = 0,636	p = 0,017	p = 0,099	p = 0,000	p = 0,00	p = 0,000	p = 0,00	p = 0,000
T (0,7m)	0,095	0,461	-0,014	0,122	-0,080	0,127	0,524	0,309	0,740	0,737
	p = 0,000	p = 0,035	p = 0,707	p = 0,026	p = 0,178	p = 0,001	p = 0,00	p = 0,000	p = 0,00	p = 0,000
Rayonnement	0,114	-0,005	0,048	-0,088	0,041	-0,093	0,212	0,130	0,415	0,538
	p = 0,000	p = 0,982	p = 0,205	p = 0,110	p = 0,496	p = 0,016	p = 0,000	p = 0,000	p = 0,00	p = 0,000
Pression	0,141	0,431	0,260	0,254	-0,172	0,495	0,248	0,297	0,126	0,093
	p = 0,00	p = 0,051	p = 0,000	p = 0,000	p = 0,004	p = 0,00	p = 0,000	p = 0,000	p = 0,001	p = 0,386
Hygrométrie	0,028	0,276	0,381	0,366	0,230	-0,047	-0,115	-0,035	-0,388	-0,668
	p = 0,077	p = 0,226	p = 0,00	p = 0,000	p = 0,000	p = 0,223	p = 0,005	p = 0,338	p = 0,00	p = 0,000
Précipitations	0,016	-0,270	0,091	-0,061	0,019	0,080	-0,040	-0,113	0,005	--
	p = 0,307	p = 0,237	p = 0,016	p = 0,268	p = 0,749	p = 0,041	p = 0,339	p = 0,002	p = 0,892	p = ---
R^2	0,053	0,449	0,205	0,228	0,100	0,399	0,402	0,164	0,575	0,649
Significatif à p < 0,05000										
Très significatif à p < 0,01000										

Figure 228. Table des coefficients de corrélations linéaires des paramètres météorologiques avec les PM_{10}, pour l'ensemble de la campagne de mesures et par mois.

Les PM_{10} et les précipitations sont faiblement corrélées, alors que l'on a pu voir précédemment le rôle positif que pouvait jouer la pluie sur la qualité de l'air par le lessivage de l'air. Peut-être est-ce le fait des épisodes pluvieux par Levant (vent d'est qui, quand il souffle fortement, apporte des sels marins) ou par Sirocco (vent de sud-est chaud et humide quand il arrive, apporte des poussières sahariennes).

Toutefois, on voit selon certains mois qu'il reste une part plus ou moins importante de variance inexpliquée. Le fait tient dans le caractère multi-causal de la pollution de l'air, comme abordée dans la partie III. La réponse se situe principalement dans les émissions de PM_{10}.

Pour s'en convaincre, prenons le mois de février 2013 où l'exemple peut être fortement poussé (fig. 228). Malgré des résultats significatifs, le modèle de régression linéaire n'explique pas bien les données. Il se détache du groupe avec son R^2 faible (0,1 = 90 % de la variance inexpliquée). Cela s'explique en partie parce que le mois de février 2013 a connu des consommations énergétiques très importantes dues à la longue période de froid. Les épisodes neigeux ont modifiés les comportements vis-à-vis du chauffage domestique et perturbés les transports routiers. Par conséquent, beaucoup de particules ont été émises.

Enfin, les brûlages de déchets verts, en leur qualité d'émissions de proximité « immédiate », ont pu éventuellement troubler la linéarité des relations, en particulier en hiver, et perturber l'adaptation du modèle aux données et donc abaisser le R^2. D'autres facteurs physiques et sociaux (comportements dans la gestion du chauffage par exemple) viennent également compliquer ces relations.

CHAPITRE 4. CARACTERISATION CHIMIQUE DES PARTICULES A VENCE : PRESENTATION DE LA SOMME DES COMPOSES CHIMIQUES DES PM_{10}

Les résultats présentés par la suite seront considérés comme des estimations fondées sur des ordres de grandeur, avec toute la mesure nécessaire quant à leur interprétation. En effet, le protocole de mesures, de prélèvements et de stockage n'a pas été fait conformément à la norme NF-EN-12341[21], qui permet un prélèvement des particules (type d'analyseur spécifique) et la gestion des échantillons dans des conditions optimales[22] (de stockage au froid sur toute la chaîne en particulier). En ce sens, cette partie se veut exploratoire et sans enjeu particulier. Les analyses chimiques ont été réalisées par les laboratoires de l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques/Laboratoire central de la surveillance de la qualité de l'air (INERIS/LCSQA) et du Laboratoire des Sciences du climat et de l'Environnement (LSCE).

Dans le présent travail de caractérisation chimique, la classification des espèces reprend celle de la plupart des études actuelles sur le bilan de masse. A la différence près que le champ d'investigation a été restreint compte tenu des moyens techniques et financiers limités. Un compromis a donc était trouvé pour représenter au mieux les grandes sources de particules recherchées à l'aide des principaux composés facilement mesurables. C'est ce qui explique, entre autres, qu'une part importante de la masse des PM_{10} reste d'origine inexpliquée.

Evidemment, une étude plus fine des sources, en vue d'identifier la contribution de chacune d'entre elles, est possible. Néanmoins, elle nécessite un travail beaucoup plus précis et couteux faisant appel à des moyens techniques et humains sur place et en laboratoire bien plus importants que ceux déployés dans ce travail, et qui ne peuvent être engagés que dans le cadre d'un programme scientifique d'envergure.

Ce chapitre 4 présente successivement quelques notions sur le bilan de masse des particules, le dispositif de prélèvement et d'analyses. Les exercices de « fermetures chimiques » des PM_{10} seront présentés en fin de chapitre.

4.1. Les composés majoritaires

En se rapportant aux travaux d'Aymoz (2008), il existe des composés qui forment la majorité de la masse des particules. *« Ces composés majoritaires peuvent être reliés à des familles de sources telles que, par exemple, les combustions, et permettent d'estimer l'impact de ces sources sur la masse totale des PM »* (Aymoz, 2008).

Les composés majoritaires des particules, facilement mesurables, se décomposent généralement en matière carbonée, inorganique, poussières minérales et sels marins.

[21] Norme NF-EN-12341 = Qualité de l'air - Détermination de la fraction PM_{10} de matière particulaire en suspension - Méthode de référence et procédure d'essai in situ pour démontrer l'équivalence à la référence de méthodes de mesurage.

[22] Cf. plus loin le sous-chapitre 4.3.

Le texte qui suit s'inspire des travaux menés par l'INERIS/LCSQA dans le cadre du dispositif CARA (Aymoz, 2008 ; Aymoz et Chiappini, 2009 ; Verlhac et Chiappini, 2009 ; Favez et Chiappini, 2010 ; Favez et Bhugwant, 2012).

4.1.1 La matière carbonée : Elemental Carbon (EC) et Matière Organique Particulaire (MOP)

EC désigne le carbone suie, qui s'apparente à du graphite pur. C'est un composé purement primaire. Il est exclusivement émis lors des processus de combustion. EC a été mesuré par méthode thermo-optique.

La matière organique contenue dans les particules est désignée par l'acronyme MOP (Matière Organique Particulaire, ou aussi OM pour Organic Matter). La MOP se compose de nombreux composés. Aymoz (2008) indique que les sources de la MOP *« sont multiples, anthropiques (émissions directes par les combustions, oxydation dans l'atmosphère de composés organiques volatils émis par l'activité humaine…) et naturelles (remise en suspension de débris végétaux, oxydation dans l'atmosphère de composés organiques volatils émis par la végétation…) »*.

« Les techniques de mesures différées actuellement disponibles ne permettent de mesurer que la masse d'atomes de carbone contenus dans la matière organique. Cette masse est appelée carbone organique (OC). Or, la matière organique est constituée du carbone organique et de nombreux autres atomes (H, O, N…). L'estimation du rapport massique OC/OM est une thématique scientifique en soi. Les principaux résultats montrent que ce rapport est très lié à la source et au vieillissement de OC » (Aymoz, 2008).

Le calcul de la MOP nécessite l'utilisation d'un facteur « f » qui va être sensible aux atomes d'oxygène (O) présent dans la MOP. Ghersi *et al.* (2010) expliquent que *« plus l'aérosol organique est oxydé, plus ce nombre d'atomes d'O sera important et donc plus le facteur sera élevé. Les émissions primaires issues du trafic produisent un aérosol organique très peu oxydé (facteur « f » typiquement égal ou inférieur à 1,4). Inversement, un aérosol organique secondaire (issu de la combustion gaz-particules de COV) sera très oxydé (facteur « f » typiquement égal ou supérieur à 1,8) »*. Ce facteur est très important car selon que l'on choisit un facteur haut ou bas, la concentration atmosphérique de MOP peut être modifiée de près de 30 %. Il est possible de diviser par cinq l'erreur sur le calcul de la MOP en procédant à la mesure de la fraction hydrosoluble d'OC (WSOC), afin d'évaluer le degré d'oxydation de la MOP. Cette technique n'a pas été mise en œuvre dans nos spéciations chimiques. Des observations récentes obtenues à partir de mesures directes de la MOP par AMS (aerosol mass spectrometry), montrent en fait que le maximum de ce facteur est supérieur à 2 (Lanz *et al.*, 2010).

Dans notre cas, en supposant que la biomasse brûlée était importante[23], et qu'il y avait donc une forte oxydation, l'ingénieur du laboratoire du LCSQA a opté pour un facteur de 1,8 qui

[23] Après discussion concernant : les émissions de PM_{10} sur la commune de Vence, les nombreuses cheminées et possibles appareils de chauffage au bois autour de la station, et les brûlages souvent pratiqués jusqu'au 1er juin (date à partir de laquelle il est totalement interdit de brûler vis-à-vis du risque incendie, et ce jusqu'au 30 septembre : période rouge).

semblait être un bon compromis. Ce ratio de 1,8 permet *a priori* et par défaut de ne pas surestimer cette masse. Il est important de garder à l'esprit qu'il ne s'agit que d'une estimation large, voire qu'il convient de considérer une marge d'erreur de 50 %.

4.1.2. Les espèces inorganiques secondaires

Dans les espèces inorganiques secondaires, on trouve principalement du sulfate d'ammonium ($(NH_4)_2SO_4$), et du nitrate d'ammonium ($(NH_4)NO_3$), formés dans l'atmosphère à partir de précurseurs gazeux que sont l'ammoniac (NH_3), l'acide nitrique (HNO_3) et le dioxyde de soufre (SO_2).

Les sources de NH_3 sont quasi-exclusivement liées à l'agriculture (97 % des émissions nationales (CITEPA, 2012)). HNO_3 est, quant à lui, formé dans l'atmosphère à partir de l'oxydation des NOx, eux-mêmes émis essentiellement lors des processus de combustion. Les espèces soufrées sont principalement émises par l'activité anthropique (combustions et industrie). Aymoz et Chiappini (2009) indiquent que *« ces espèces sont généralement oxydées en SO_2, puis H_2SO_4, gaz très hydrosoluble pouvant être rapidement lessivé ou se retrouver sous forme particulaire »*.

Le $(NH_4)NO_3$ sous forme particulaire est un composé qui reste difficile à quantifier du fait de son caractère semi-volatile (Shaap *et al.*, 2004). Ce composé dépend à la fois des conditions météorologiques et des concentrations de ses précurseurs gazeux (surtout NOx et NH_3). Il représente 10 à 20 % de la masse des PM_{10} en moyenne, et devient souvent le composant majoritaire des PM_{10} lorsque leur concentration est supérieure à 50 µg/m^3 (Putaud *et al.*, 2004).

4.1.3. Les poussières minérales et les sels marins

Les poussières minérales peuvent être d'origine naturelle, notamment d'origine saharienne dans les Alpes-Maritimes, ou bien d'origine anthropique si elles sont liées à la remobilisation par l'activité anthropique de poussières naturelles. Ces poussières, dites crustales, sont issues de l'érosion ou de l'exploitation des sols (carrières), et principalement formées d'aluminium, de silicium, de fer et de calcium. Cette masse est estimée en multipliant la masse de calcium (Ca^+) soluble par un facteur proche de 10. Notons que les poussières remises en suspension par la circulation des véhicules peuvent aussi contenir de la matière carbonée, issue de l'usure des pneus.

La masse de sels marins est estimée à partir des mesures du sodium (Na^+) et du chlore (Cl^-), avec Na^+ comme traceur spécifique pour cette source, multiplié par un facteur proche de 3.

4.2. Le bilan de masse des particules

La somme des composés présentés ci-dessus, comparée à la masse totale des PM_{10} permet de réaliser un bilan de masse, c'est à dire de reconstruire la composition chimique des PM_{10}. Ce

bilan de masse est aussi appelé fermeture chimique qui dans notre étude prend la forme de l'équation suivante :

[PM_{10}] ≈ [combustion de biomasse (levoglucosan)] + [trafic routier (EC)] + [MOP secondaire indéfinie] + [nitrate d'ammonium $(NH_4)NO_3$] + [sulfate d'ammonium $(NH_4)_2SO_4$] + [sels de mer (Na)] + [poussières minérales (Ca)] + [non déterminé]

La masse non déterminée est obtenue en faisant la différence entre la masse mesurée par TEOM-FDMS (moyenne PM_{10} en µg/m^3 mesurée par échantillon) et la somme des composés mesurés sur le même site sur la durée du prélèvement. Cette masse a essentiellement trois origines :

- La masse d'eau

Une masse d'eau résiduelle est toujours présente dans les particules. Cette quantité, difficile à mesurer, est généralement de l'ordre de 10 % et peut atteindre 30 % à 50 % d'humidité relative.

- Les espèces non mesurées

La masse de chacune des espèces n'est pas toujours mesurée. Dans notre cas, cette masse totale est importante.

- Les incertitudes de mesure

Les incertitudes de mesure sont nombreuses. Ce manque est en partie lié au fait que certaines composantes ne peuvent être qu'estimées à défaut d'être calculées précisément, et que les méthodes de mesures utilisées sont encore disparates.

En d'autres termes, en ce qui concerne la présente étude, la masse de PM_{10} non déterminée pourrait se résumer à la somme de l'eau adsorbée[24] sur les particules hydrophiles et des autres composantes chimiques majeures inconnues. De plus, elle intègre les incertitudes de mesure (TEOM-FDMS et analyses chimiques) et/ou la sous-estimation des facteurs de conversion du levoglucosan vers la combustion de biomasse, et du calcium vers les poussières terrigènes.

Dans le cas présent, les espèces mesurées sont celles ciblées par le dispositif CARA. Elles correspondent à :

- des espèces inorganiques, sous forme d'ions : NO_3^-, SO_4^{2-}, Cl^-, NH_4^+, Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+} ;
- le carbone organique (OC) et le carbone élémentaire (EC).

[24] En chimie, l'adsorption est un processus par lequel des molécules de gaz ou de liquides se fixent uniquement sur une surface. Ce phénomène ne doit pas être confondu avec l'absorption, qui est le fait d'absorber, de s'imprégner. Cela correspond au processus par lequel des molécules de gaz ou de liquides s'incorporent en totalité dans le volume du matériau mis en contact.

Ces composés sont facilement mesurables à partir d'un seul prélèvement sur filtre quartz[25]. Cela permet d'accéder à des informations fondamentales sur la contribution de l'activité anthropique à la masse des PM_{10}. En effet, les composants majeurs d'origine anthropique que sont EC, OC, NO_3^-, SO_4^{2-} et NH_4^+ sont bien mesurés. De plus, les autres anions et cations mentionnés Cl^-, Na^+, K^+, Mg^{2+} et Ca^{2+} sont dosés lors de l'analyse de NO_3^-, SO_4^{2-} et NH_4^+, et permettent donc d'accéder à des informations supplémentaires sans augmenter le nombre d'analyses ou de prélèvements nécessaires.

4.3. Le dispositif technique : protocole de prélèvement/stockage des échantillons, et méthodes analytiques

4.3.1. Site et périodes de prélèvements

Le site est celui de l'emplacement du camion laboratoire installé à Vence équipé du TEOM-FDMS à partir duquel les particules ont été prélevées sur le filtre de purge. Généralement, c'est le préleveur haut-volume DA-80 qui est utilisé, car ce dernier est conforme à la norme NF-EN-12341.

Trois échantillons (1 filtre en téflon, les 2 autres en quartz) ont été prélevés avec 2 mois d'intervalle minimum, sans date ni horaire fixés à l'avance. Leur taux de saturation était faible, de l'ordre de 30 à 40 %, mais cela n'a pas d'incidence sur les analyses. L'idée consistait à se caler à peu près sur les saisons. Les périodes de prélèvements sont les suivantes :

- 22/11/2012 au 20/02/2013 ;
- 20/02/2013 au 27/04/2013 ;
- 27/04/2013 au 04/07/2013.

4.3.2. Prélèvement, stockage, transport et analyses des échantillons

- Protocole de prélèvement

Les échantillons (fig. 229) ont été collectés à température ambiante et non le plus proche possible de 20°C comme recommandé par le LCSQA, pour la simple raison que le camion n'était pas climatisé. Ils ont été manipulés sans gants mais avec la plus grande minutie. Les filtres ont ensuite été stockés temporairement dans leur boite de Pétri à l'intérieur d'un réfrigérateur. Leur transport s'est fait par voie postale classique et non réfrigérée. Les échantillons ont été mis au congélateur à leur arrivée dans le laboratoire du LCSQA.

Un blanc de lot pour chaque échantillon a été envoyé afin de tracer une éventuelle contamination, en particulier lors du transport.

[25] Il n'est pas possible de mesurer EC/OC sur un filtre en téflon car celui-ci ne résiste pas au brûlage qui lui est soumis.

Figure 229. Filtres quartz prêts à être analysés. (© Favez).

- Analyse des espèces inorganiques

L'étape d'extraction a été facilitée par le type de filtre en quartz, qui est très hydrophile, contrairement au filtre en Téflon. L'analyse des anions et cations a été réalisée par extraction dans l'eau ultra-pure de poinçons des filtres. Les extraits ont été filtrés et analysés par chromatographie ionique selon les normes NF EN ISO 10304 (anions) et NF EN ISO 14911 (cations).

- Analyse du carbone organique (OC) et du carbone élémentaire (EC)

L'analyse de EC (Elemental Carbon) et OC (Organic Carbon) est plus délicate dans la mesure où la définition même de ces deux composantes est liée à la technique d'analyse. Elle n'est pas possible sur un filtre en téflon, ce qui explique par la suite qu'il n'y a pas de valeur d'EC/OC pour la première fermeture chimique. Dans le cas présent, la technique de mesure se base sur le protocole d'analyse thermo-optique EUSAAR[26]. L'analyse est de type TOT

[26] EUSAAR : European Supersites for Atmospheric Aerosol Research (www.eusaar.net).

(Thermal-Optical Transmittance). Conformément à cette méthode, l'analyse a été réalisée sur un poinçon rectangulaire de 1,5 cm^2 de filtre.

- Analyses complémentaires

Les poinçons réalisés laissent une partie du filtre disponible pour d'autres analyses. Des analyses complémentaires du lévoglucosan et du mannosan, un de ses isomères, ont donc pu être réalisées dans le cadre de cette étude. Ces traceurs sont reconnus pour être des composés organiques majeurs dans l'étude des sources de particules, notamment pour identifier la source combustion de biomasse (chauffage au bois). Ces analyses ont été réalisées au laboratoire du LSCE, par chromatographie liquide (LC) couplée à un détecteur ampérométrique pulsé (PAD).

4.4. Les premiers résultats de « fermetures chimiques » des PM_{10} à Vence

Pour mémoire, le principe d'une fermeture chimique consiste à quantifier les principales sources des PM_{10} présentes dans l'air ambiant.

Le premier prélèvement sur filtre téflon n'a pas permis d'analyser l'EC/OC, car il n'est pas prévu à cet effet. C'est pourquoi le trafic routier (EC) et la MOP (matière organique particulaire) n'ont pu être déterminés et ne sont donc pas représentés sur la figure 231 (haut). Logiquement, la combustion de biomasse, tracée par le levoglucosan[27], est révélée compte-tenu de l'utilisation du chauffage au bois dans l'environnement de la station.

Pour l'ensemble des prélèvements, les résultats des « fermetures chimiques[28] » des PM_{10} à Vence pour la période du 22 novembre 2012 au 04 juillet 2013 suggèrent une part importante de combustion de biomasse en tout genre (combustion de biomasse et MOP sur la figure 230). Elle représente au minimum 8 % de la masse totale des PM_{10}, plus une part quasi-exclusive des 19 % de la MOP. En effet, la MOP secondaire contient une part d'OC biomasse non déterminée (combustion de bois et de déchets verts). Il y a aussi dans la MOP une très petite part d'OC issue d'émissions primaires du trafic. D'où l'appellation de MOP secondaire indéfinie. C'est pourquoi on ne peut pas attribuer toute la MOP à de la combustion de biomasse en tout genre. Enfin, la MOP est majoritairement secondaire, formée à partir de COV issus de la combustion de fioul fossile (dont trafic) et des COV biogéniques (végétation). Finalement, la composition de la MOP est très complexe et l'exercice de ciblage de sources à l'intérieur de celle-ci est compliqué.

Par ailleurs, on retrouve dans les analyses du carbone suie (EC) issu du trafic primaire, qui représente 3 % sur toute la période. Etant donné qu'il y a moins de circulation à proximité du poste de mesures comparativement au centre urbain de Vence, la part du trafic routier est logiquement faible (3 %).

De plus, on remarque que la contribution des particules secondaires (nitrate, sulfate et ammonium) se distingue sur l'ensemble de la période (13 %). Les poussières minérales naturelles ou anthropiques présentes dans les PM_{10} se remarquent également (9 %).

[27] Emis lors de la dégradation (brûlage) de la cellulose.

[28] Somme des composés chimiques ou bilan de masse.

Enfin, la part non déterminée demeure considérable[29] (43 %) suggérant une éventuelle influence de sources restant à déterminer et/ou dérivant de l'impact des importants artefacts de mesures liés à la méthodologie mise en œuvre.

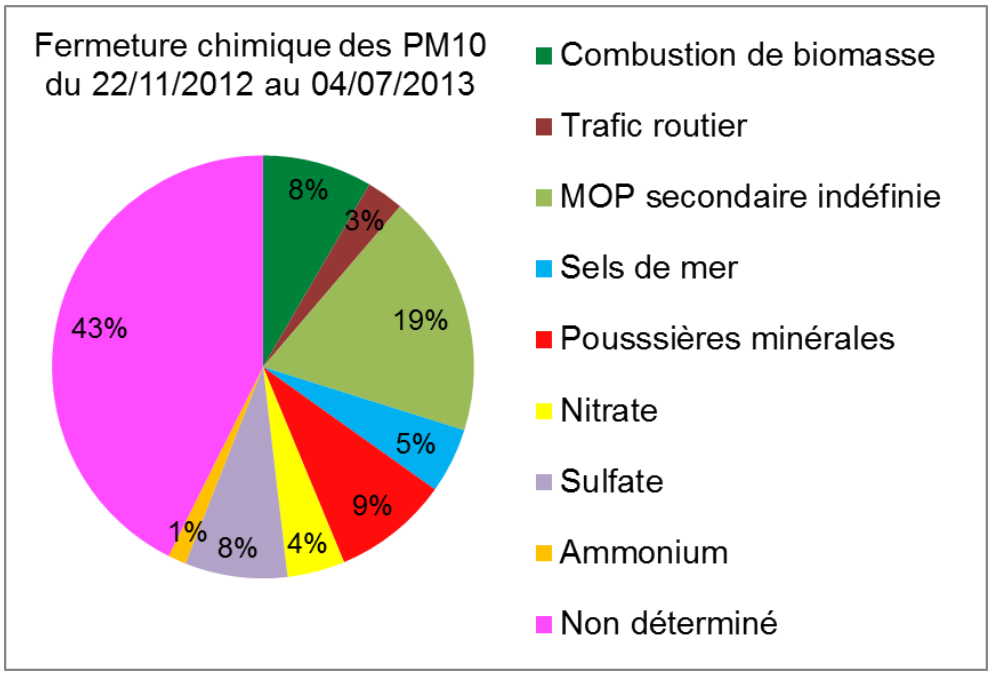


Figure 230. « Fermeture chimique » des PM_{10}. Du 22/11/2012 au 04/07/2013, pour le site de Vence-Gaudissard.

Par ailleurs, il est difficile de dire si les particules secondaires sont sur-estimées ou sous-estimées. En effet, dans le premier cas, il y a trop peu d'ammonium (en équivalent molaire) pour expliquer la totalité du nitrate et du sulfate mesuré. Une partie du nitrate et du sulfate a pu être piégée par réactions acido-basiques sur les particules naturelles minérales (sels de mer et poussières terrigènes). Il se peut aussi qu'il y ait eu des artefacts de prélèvements liés notamment à l'adsorption puis à l'oxydation d'espèces gazeuses sur le filtre (de type NOx/HONO/HNO_3 radicalaire ou SO_2). A l'inverse, dans le second cas, il peut y avoir eu volatilisation d'espèces labiles après prélèvement (transport et stockage du filtre une fois extrait de l'instrument, ou dans l'instrument quand ce dernier est resté en arrêt pendant la période étudiée).

Finalement, c'est donc une part considérable d'espèces carbonées et insolubles (fig. 230) qui se trouvent dans les PM_{10} mesurées à Vence (30 % au total et 50 % des espèces mesurées) dont, une part écrasante de biomasse brûlée (combustion de biomasse : 8 % et MOP : 19 %), marquée par le lévoglucosan qui est un excellent traceur du bois bûche, mais pas nécessairement des déchets verts[30]. De plus, Favez *et al.* (2012) précisent que *« l'utilisation*

[29] La part indéterminée est nécessairement autre chose que ce qui a été déterminé. Par exemple : eau, métaux lourds (arsenic, cadmium, nickel, plomb), HAP, COV.

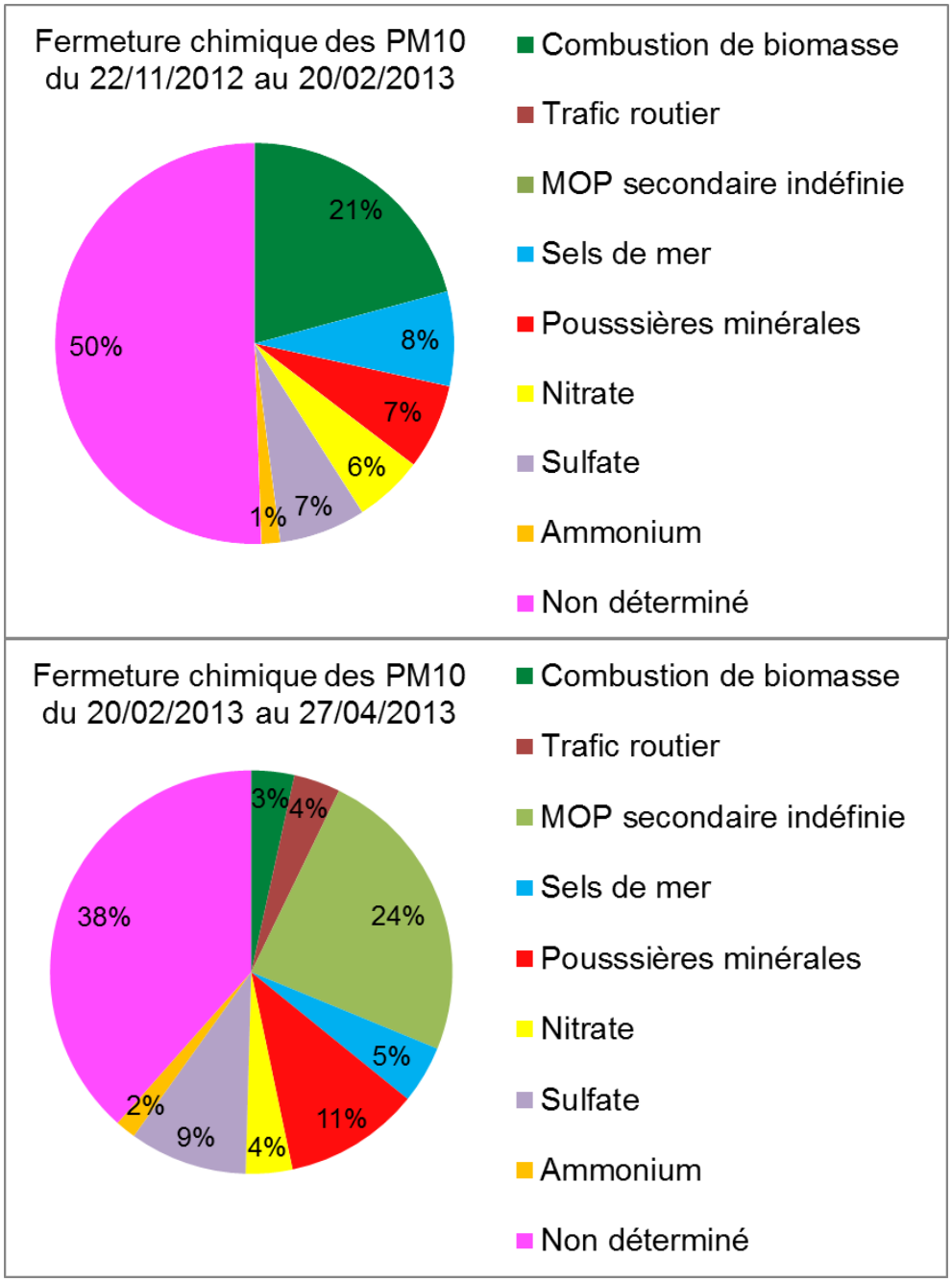
[30] Les déchets verts sont de composition hétérogène. On trouve pêle-mêle avec des variantes saisonnières : des coupes d'arbres, de branchages et autres broussailles, des tontes de pelouses, des feuilles mortes, etc. La composition plus ou moins ligneuse de ces déchets de jardins explique, entre autres, que le levoglucosan ne soit pas un traceur adéquat de la combustion des déchets verts. Toutefois, il peut marquer certains feux qui seraient

du traceur levoglucosan pour la combustion de biomasse ne permet pas de distinguer les émissions liées au chauffage au bois de celles liées au brûlage de déchet à l'air libre ».

En examinant chacun des prélèvements, l'évolution de la répartition de ces sources est relativement homogène durant la période du 22 novembre 2012 au 04 juillet 2013, comme le montre la figure 231. Si l'on tient compte des deux derniers filtres analysés, on note toutefois une très légère baisse des espèces volatiles et semi-volatiles, des sels marins et des poussières minérales en fin de période, tandis que dans le même temps, les espèces organiques augmentent. De plus, on remarque que la contribution relative de combustion de biomasse a doublé pour le dernier filtre (27/04 au 04/07/2013), alors que l'utilisation du chauffage au bois est censée être largement moindre au printemps, voire inexistante l'été. Comment cela peut-il s'expliquer ? D'une part, on relève environ 25 % de lévoglucosan en plus[31] sur le dernier filtre (27/04 au 04/07/2013) par rapport au second (20/02 au 27/04/2013). D'autre part, les concentrations de PM_{10} pour la dernière période baissent d'environ 25 %. Ces éléments expliquent donc l'augmentation relative de la contribution de combustion de biomasse sur le dernier filtre.

composés de grosses branches et autres pièces de bois importantes qui émettent beaucoup plus de lévoglucosan que des petites broussailles et des feuilles par exemple.

[31] Il suffit qu'il ait eu quelques gros feux de végétaux en proximité, composés de grosses branches et pièces de bois. En outre, le printemps maussade a pu aider à soutenir dans le temps la contribution de lévoglucosan avec un usage tardif des chauffages au bois. Ainsi, même avec une moindre utilisation du chauffage au bois à cette époque, la part de lévoglucosan émise peut fortement varier en fonction de la nature (type d'essence) et de la qualité (bois humide) du bois brûlé à ce moment. En effet, une fois l'hiver passé et les stocks de bois « propre » épuisés, les particuliers ont probablement utilisé les essences disponibles sur le marché et/ou directement du bois de coupe n'étant pas assez sec. Enfin, l'usage de feux de cheminées d'agrément ou encore des appareils qui auraient été défectueux ou au fonctionnement non optimal à cette période (combustion à basse température = lévoglucosan plus important) peuvent en partie expliquer qu'il y ait plus de lévoglucosan sur le dernier filtre. Au demeurant, ces hypothèses sont impossibles à vérifier. Pour autant, elles ne sont pas saugrenues.


Fermeture chimique des PM10
du 22/11/2012 au 20/02/2013
21%
8%
7%
6%
7%
1%
50%
Combustion de biomasse
Trafic routier
MOP secondaire indéfinie
Sels de mer
Pousssières minérales
Nitrate
Sulfate
Ammonium
Non déterminé
Fermeture chimique des PM10
du 20/02/2013 au 27/04/2013
3%
4%
24%
5%
11%
4%
9%
2%
38%
Combustion de biomasse
Trafic routier
MOP secondaire indéfinie
Sels de mer
Pousssières minérales
Nitrate
Sulfate
Ammonium
Non déterminé

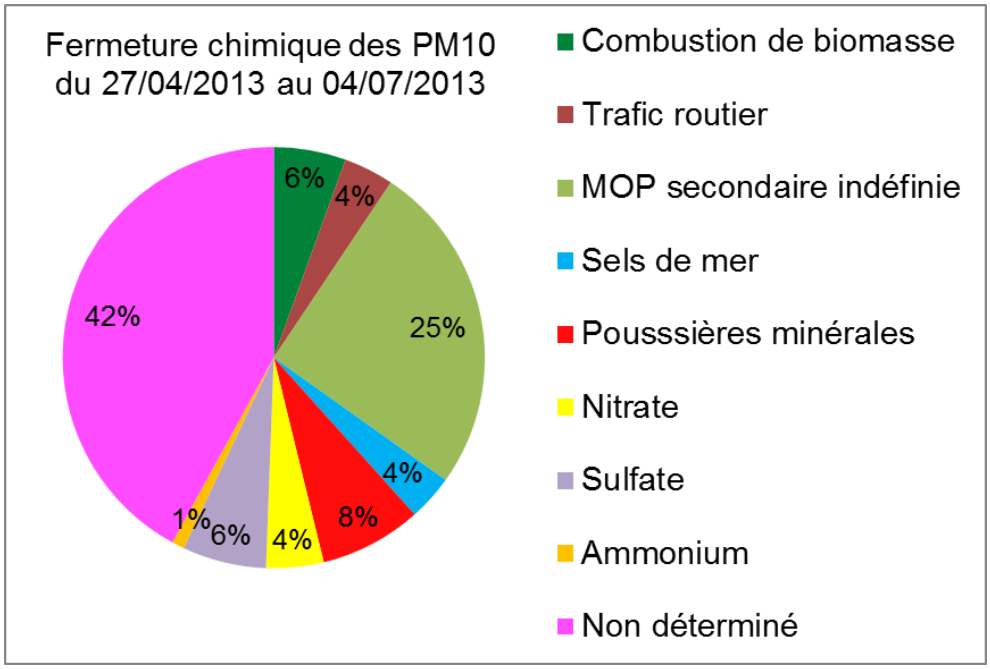


Figure 231. « Fermetures chimiques » des PM_{10} par période, réparties de haut en bas entre le 22/11/2012 au 04/07/2013, pour le site de Vence-Gaudissard. La MOP et le trafic routier n'ont pas pu être mesurés en début de période compte-tenu du type de filtre non prévu à cet effet.

Conclusion de la partie IV

Cette campagne de mesures des PM_{10} s'illustre par son caractère inédit et riche d'enseignements. Inédit car c'est la première fois qu'une campagne aussi longue dans la durée (plus d'une demie année) et aussi fine dans le recueil de données (pas de temps à la minute) est menée à Vence. Simultanément, plusieurs paramètres météorologiques furent enregistrés au même endroit. C'est dire la richesse des informations accumulées pendant tout ce temps, qu'il a fallu traiter graphiquement, statistiquement et aussi qualitativement quand cela a été possible (observations *in situ* des types de temps, des brûlages, du fonctionnement du moteur du camion, des coupures électriques et des pannes techniques diverses). L'ensemble des données apporte de nombreux enseignements pour un territoire qui n'avait jusqu'alors pas été exploré sur le long terme en matière de qualité de l'air et des liens qu'il pouvait y avoir avec la météorologie.

Les données journalières nous apprennent que la valeur limite journalière de 50 µg/m^3 a été dépassée 19 fois. 16 jours ont dépassés continuellement cette valeur entre février et mars 2013, et 3 jours de dépassements sont groupés à la mi-juin 2013. La moyenne des concentrations de PM_{10} sur la campagne de mesures s'élève à 30,7 µg/m^3. En guise de rappel, la valeur limite annuelle est fixée en moyenne à 40 µg/m^3.

Les principales leçons de l'évolution des niveaux horaires de PM_{10} en fonction des paramètres météorologiques sont les suivantes :

- les concentrations de fond évoluent lentement à la hausse lors de conditions anticycloniques calmes ;

- elles baissent rapidement dès lors que la situation générale devient perturbée, qui plus est pluvieuse et/ou venteuse.

Mais cette tendance globale est empreinte de nuances météorologiques par temps radiatif qui ont des conséquences sérieuses sur la variabilité des niveaux horaires :

- la brise de montagne nettoie l'air, elle contribue à la baisse des PM_{10} la nuit et limite la hausse le matin à Vence ;
- la brise de terre, advecte vers le sud un air chargé de particules lorsqu'elle survole les plans provençaux, et participe ainsi à la hausse des concentrations le matin sur le bord de mer à Cagnes-sur-Mer ;
- en période « froide », les cheminées les plus proches du poste de Vence-Gaudissard étant situées au sud et fonctionnant le soir et surtout la nuit, la brise de montagne de secteur nord éloigne les particules. En même temps, elle apporte celles émises par les cheminées des maisons situées plus loin en amont.
- la brise de mer advecte des PM_{10} en journée à Vence ;
- en hiver, la chute des températures et l'augmentation de l'humidité participent à la hausse des particules en soirée ;
- à la fin du printemps et en été, le rayonnement solaire et la chaleur contribuent par réaction photochimique à une partie de la hausse des PM_{10} en milieu d'après-midi à Vence.

L'étude de la distribution des concentrations journalières de PM_{10} à Vence pour l'ensemble de la campagne (22/11/2012 au 04/07/2013) montre qu'elle est homogène. Mais elle est ajustée sur des concentrations quelque peu élevées (20-34,4µg/m^3), qui ont tendance à aller vers des valeurs importantes. La descente d'échelles (saisonnières et mensuelles) apporte une certaine variabilité dans l'analyse temporelle de ces distributions. Cette variabilité s'accentue quand on les compare mensuellement.

L'évolution des niveaux moyens mensuels montre que globalement la qualité de l'air se dégrade au cours de l'hiver, s'améliore au printemps et se détériore à nouveau l'été.

L'étude des corrélations linéaires a démontré que les variables explicatives étaient généralement statistiquement significatives et qu'il existait un lien entre les différents paramètres météorologiques et les niveaux de particules. Cette relation se distingue par une variabilité temporelle mensuelle, et à la surprise générale, du rôle que pourrait jouer le rayonnement solaire et les températures estivales en ce qui concerne la formation des particules secondaires et de leur contribution sur les concentrations de PM_{10}.

Enfin, à l'instar de ce qui a été révélé dans la partie III, le caractère multi-causal de la pollution de l'air aux particules a été une nouvelle fois mis en évidence. En effet, si la météorologie explique selon les mois une part plus ou moins importante des niveaux de PM_{10}, il n'en demeure pas moins qu'une part significative, voire prépondérante par moments, reste inexpliquée. La réponse est à trouver principalement dans les émissions, l'autre paire du couple qui rend compte de la qualité de l'air avec bien entendu encore d'autres facteurs inconnus.

Concernant la caractérisation chimique des particules, l'étude a répondu en partie au besoin de compréhension sur les origines des niveaux de PM_{10} observés à Vence.

Les analyses réalisées ont révélé que la combustion de biomasse en tout genre était responsable d'une part importante de la masse des PM_{10}, à savoir 27 %, sur l'ensemble de la période du 22 novembre 2012 au 4 juillet 2013. En effet, la combustion de biomasse totale s'évalue à partir du biomarqueur qu'est le lévoglucosan, qui caractérise clairement la combustion de biomasse de bois « bûche », plus la Matière Organique Particulaire (MOP) correspondant au carbone organique (OC), quasi exclusivement issu de la combustion de biomasse, auquel il a été retranché le carbone élémentaire (EC) et le lévoglucosan (afin de ne pas doublonner la part de ce traceur). Il convient d'attribuer une marge d'erreur significative à cette part de MOP retenue dans ce total de combustion de biomasse. Compte-tenu de l'environnement, les sources sont clairement le chauffage au bois et les feux de déchets verts.

Il est à noter la présence non négligeable d'espèces secondaires et de particules minérales. Toutes deux proviennent de processus d'origines naturelles et/ou anthropiques difficiles à distinguer sans de nombreuses analyses chimiques poussées. Par exemple, les premières peuvent se former à partir de COV issus, entre autres, de la combustion du trafic routier et du chauffage domestique et/ou directement des végétaux. Les secondes correspondent à des matériaux terrigènes arrachés soit naturellement (érosion éolienne qui contribue à l'apport de poussières sahariennes ou locales), soit par des activités mécaniques[32] lorsqu'ils sont extraits des carrières (évidemment aussi transportés par le vent). A ce propos, trois petits sites carriers sont installés entre 500 mètres et 1 km au sud-ouest sur le plateau de la Sine, et un autre plus important est situé à 2 km au nord-est, sur la route qui mène au col de Vence.

D'une manière générale, le protocole de prélèvement fut loin d'être optimum et classique pour la collecte de la phase particulaire. Ce travail se voulait une première approche complètement exploratoire. C'est pourquoi il convient de considérer ces résultats avec une marge d'erreur de 50 %, et d'intégrer à leurs interprétations toute la mesure nécessaire, notamment sur l'origine des sources.

Enfin, au-delà de l'évaluation des sources, ce travail a été l'occasion de découvrir quelques-unes des méthodes d'analyses chimiques des particules.

[32] Les poussières minérales provenant du sablage des routes sont considérées comme d'origine anthropique.

PARTIE V : MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES PM_{10} A L'AIDE DU LOGICIEL ADMS-URBAN 3.1

Un modèle numérique est un système d'équations plus ou moins « simplifiées », utilisé pour représenter un phénomène ou une situation réelle complexe. Pour représenter l'état de l'atmosphère, les observations météorologiques sont associées à des modèles numériques météorologiques. Un modèle numérique météorologique est un programme contenant des équations de la thermodynamique. *« Le modèle numérique utilise de manière optimale, les observations en surface et en altitude pour établir une représentation continue en trois dimensions de l'état de l'atmosphère à une heure donnée sur un domaine donné. Les observations sont assimilées par le modèle pour produire une analyse »* (Mondon, 2011). Le modèle fait ensuite évoluer cette analyse dans le temps afin de connaître les états futurs de l'atmosphère. L'ensemble de ces données est représenté sous forme de cartes météorologiques, la plupart en libre accès sur des sites Web spécialisés[1]. Il existe différents types de modèles météorologiques (Arpège, Aladin, Arôme, BOLAM, BRACKNELL, GFS, ECMWF, WRF-NMM, etc.), chacun avec ses spécificités, et adapté aux besoins de leurs développeurs et de l'utilisateur. Les principales différences résident dans leurs caractéristiques : le domaine (global à régional), la résolution horizontale (calcul chaque 0,5° par exemple), le pas de temps (intégration horaire, quart-horaire…), la durée de la simulation (48 heures, 240 heures…), le nombre de niveaux dans la troposphère, l'heure et le nombre de « runs », etc.

Des modèles déterministes tridimensionnels de simulation de la qualité de l'air, également appelés modèles de chimie-transport (comme CHIMERE et MOCAGE), sont développés afin de comprendre les phénomènes de pollution atmosphérique des basses couches de l'atmosphère. « *Ces modèles sont très détaillés dans leur formulation physico-chimique, et s'avèrent lourds de manipulation. A l'échelle régionale, les modèles de chimie-transport utilisés sont actuellement à un stade avancé de développement et de validation, du moins en ce qui concerne les espèces gazeuses, et sont également utilisés pour la prévision de la pollution atmosphérique en temps réel* » (Rude, 2008), (comme PREV'AIR[2]). Le but de la modélisation de la dispersion atmosphérique est d'obtenir une estimation cartographiée des concentrations de substances gazeuses ou particulaires dans l'atmosphère, suffisamment précise et représentative des conditions réelles, dans le temps et dans l'espace. Afin d'estimer ces concentrations, des données d'entrée doivent être fournies aux modèles, comme la météorologie et les émissions. Les modèles de chimie-transport ne produisent pas leurs propres données météorologiques. Il faut alors leur fournir (de même que les émissions), sur le domaine de modélisation et la période que l'on souhaite simuler, à partir des modèles numériques météorologiques.

[1] Par exemple : www.meteosudest.org ; www.infoclimat.fr ; meteo60.fr ; www.sat24.com ; www.meteocentre.com/toulouse/ ; www.wetterzentrale.de ; www.arpal.gov.it

[2] Système de prévision de la qualité de l'air en France et en Europe. www.prevair.org

Bien que la mesure demeure indispensable, notamment pour comparer et caler la modélisation – et surtout puisqu'étant une observation instantanée, elle demeure l'illustration de la « réalité » – elle reste cependant insuffisante pour parvenir à la meilleure description possible de la pollution de l'air dans un domaine élargi ou pour estimer l'exposition d'une population à large échelle. En effet, d'une part, il n'est pas possible de faire des mesures partout et tout le temps, et d'autre part, la mesure ne vaut que pour l'endroit où elle est faite. C'est pourquoi l'on fait appel à la modélisation de la dispersion atmosphérique de substances polluantes.

La modélisation de la qualité de l'air occupe une place importante dans les processus de décisions en matière de pollution atmosphérique et de mise en œuvre de politiques publiques. C'est le cas par exemple pour les négociations internationales relatives à la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (dite LRTAP : Longue Range Transboundary Air Pollution) menées sous l'égide des Nations-Unies. Ces travaux ont vu la mise en œuvre d'outils de modélisation qui ont permis, entre autres, d'aboutir à des protocoles sur les émissions de plusieurs substances dans l'air (Göteborg pour ne citer que le plus connu en vigueur actuellement[3]).

La gestion de la qualité de l'air est régie par les directives européennes, comme la directive 2001/81/CE (dite directive « NEC » : National Emission Ceilings, ou directive « plafonds ») et la directive 2008/50/CE (dite directive « qualité de l'air »), ainsi que par l'ensemble des lois françaises qui en découlent. Ce cadre recourt nécessairement à la modélisation, afin par exemple :

- d'établir des scénarios à différentes échelles ;
- d'évaluer l'exposition des populations ;
- de définir une stratégie pour des plans de réductions des émissions, et leur évaluation ;
- suivre une masse d'air polluée par un rejet accidentel ;
- ou bien encore prévoir les pics de pollution dans le cadre de la surveillance réglementaire.

Sur ce dernier point, la France devrait publier début 2014 un arrêté interministériel et une circulaire relatifs *« au déclenchement des procédures préfectorales en cas d'épisodes de pollution de l'air ambiant »* qui assoit le rôle de la modélisation dans la gestion de la qualité de l'air, en particulier pour la prévision en amont. C'est une preuve supplémentaire que le changement de paradigme est largement avancé puisque « *la simulation numérique de la qualité de l'air et la maturité grandissante des modèles en font désormais des outils opérationnels de base, là où ils ne constituaient qu'un complément d'information il y a seulement quelques années »* (Rouïl, 2012). Au point qu'à l'échelle mondiale et européenne la dernière version du projet GMES[4] sera opérationnelle en 2014 ; qu'à l'échelle française le système PREV'AIR améliorera en 2013 sa qualité des prévisions grâce à l'Inventaire National Spatialisé (INS) ; et que déjà localement, les associations agréées de surveillance de la qualité

[3] Le protocole de Göteborg, amendé en 2012, fixe des plafonds d'émissions en 2020 pour le dioxyde de soufre (SO_2), les oxydes d'azote (NO_X), les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), l'ammoniac (NH_3) et les $PM_{2,5}$.

[4] Global Monitoring for Environment and Security (programme européen de surveillance de la Terre). Les données de ce programme permettent d'avoir une vision globale et complète de l'état de la planète, en l'occurrence de la thématique atmosphérique. www.copernicus.eu

de l'air (AASQA) qui utilisent des inventaires de très hautes précisions fournissent des prévisions très fines aux résultats satisfaisants pour certains polluants en zones urbaines et périurbaines.

Les aspects positifs des modèles sont nombreux et indiscutables. En plus, ils sont désormais estampillés « évaluation-réglementaire » puisqu'ils permettent de juger les plans d'actions, notamment les plans de protection de l'atmosphère (PPA) au niveau local, par les services déconcentrés de l'administration. Pour autant, peut-on leur accorder toute notre confiance, notamment pour des travaux aux échelles fines et dans des environnements géographiques complexes ? Quelles familles de modèles utiliser ? Quel modèle choisir en fonction de la problématique et de l'échelle de travail ? Quelles sont leurs limites ? Dans le sens de ces questions, l'application d'un modèle gaussien, par exemple, est-elle fiable dans un environnement à la topographie marquée ? Autrement dit, simule-t'il convenablement les topoclimats, et donc, est-il capable de représenter fidèlement les champs de pollution là où les écoulements d'air sont complexes et où les inversions thermiques favorisent l'accumulation de la pollution ?

Pour répondre à ces questions, cette quatrième partie, structurée en deux chapitres, vise dans un premier temps à établir un panorama de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Puis il s'agit dans un second temps de tester concrètement la faisabilité d'une modélisation des PM_{10} en terrain complexe (cuvette d'Auribeau-sur-Siagne), à partir d'un modèle diagnostique de type gaussien (ADMS-Urban) et de données d'émissions issues de l'inventaire national spatialisé (INS).

Chapitre 1. Panorama de la modélisation de la dispersion atmosphérique

1.1. Classification des modèles

La modélisation de l'environnement atmosphérique se fait à différentes échelles spatiales et temporelles en fonction de la substance polluante et de la thématique étudiée. L'ensemble étant lié. Par exemple, un pic journalier de pollution urbaine aux particules nécessitera l'utilisation d'un modèle de qualité de l'air urbain, ou bien encore plus finement, l'étude d'une pollution au dioxyde d'azote en rue canyon demandera un modèle « de rue ». A l'inverse, les processus de l'ozone troposphérique seront cernés à l'aide d'un modèle d'échelle globale ou régionale. De la même manière, lorsque l'on travaille à cette échelle, il convient de raisonner au temps long, de l'ordre de la semaine à l'année ; tandis qu'à fine échelle, c'est le temps court qui est ciblé, c'est-à-dire de l'heure à quelques jours. D'après Moussiopoulos *et al.* (1996), le tableau 9 résume les types de pollution en fonction des échelles spatiales.

Tableau 9. Types de pollution en fonction des échelles spatiales

Type de pollution	**Echelles**			
	Globale	Continentale à régionale	Régionale à locale	Locale
Changement climatique	●			
Ozone global	●	●		
Acidification		●		
Brume polluée		●	●	
Qualité de l'air urbain			●	
Polluants industriels			●	●
Accidents chimiques et nucléaires		●	●	●

Les outils de modélisation à différentes échelles sont nécessaires afin par exemple de mieux comprendre les processus physico-chimiques à l'origine de la pollution atmosphérique d'ordre globale, mais aussi pour prévoir les pics de pollution comme le fait le système PREV'AIR depuis 2003 (Rouïl *et al.*, 2009). Celui-ci permet la simulation de polluants gazeux et particulaires à l'échelle du continent européen (50 km de résolution) et de la France (10 km de résolution). Localement ces données sont utilisées par les AASQA comme conditions aux limites et intégrées aux modèles locaux de qualité de l'air urbain (fig. 232).

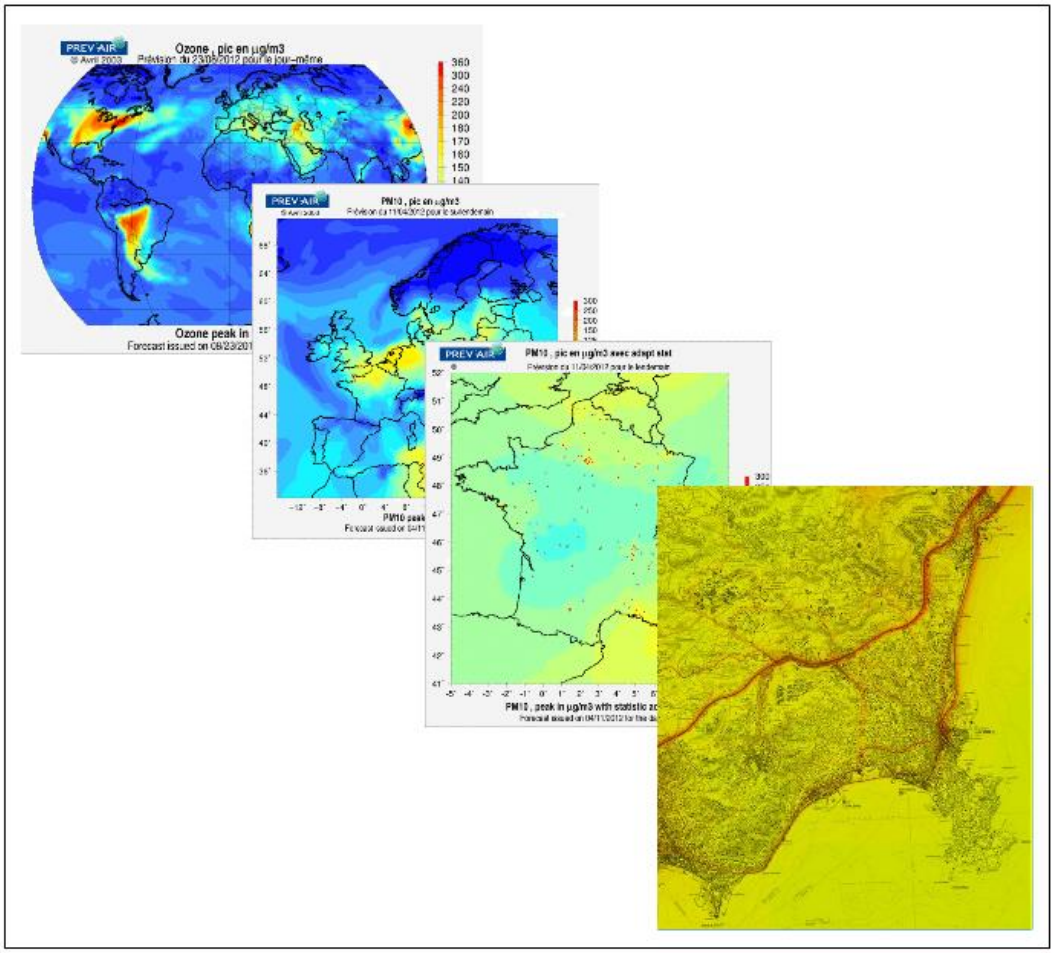


Figure 232. Différentes échelles de modélisation de la qualité de l'air. Du global au local. (Source : d'après Rouïl, 2012).

1.2. Les différents types de modèles de dispersion atmosphérique

Pour modéliser un phénomène, il est possible de différencier deux types d'approches : la modélisation statistique (empirique) et la modélisation déterministe (physique). La première approche emploie les variables déterminantes du système (diffusion, advection, dépôt…) dans une équation de type régression, sans faire intervenir les équations chimiques et physiques d'évolution du milieu. La seconde approche, abordée ci-après, repose sur la formulation des mécanismes physiques, chimiques et sur une résolution des équations, basées sur les lois physiques (lois de la physique quantique, de la thermodynamique, etc.). Elles régissent le phénomène en question. Le développement de ces modèles nécessite donc une compréhension la plus détaillée possible des processus impliqués. Dans le cas d'un polluant primaire tel que les PM_{10}, qui plus est dans un environnement topographique marqué et aussi à proximité immédiate des sources, les processus physiques impliqués sont à la fois d'une grande complexité et pas complètement connus. Par conséquent, à l'heure actuelle, un modèle purement déterministe offre certes des résultats intéressants, mais les performances ne sont pas entièrement satisfaisantes, tant en terme de temps de calcul qu'en terme d'estimation de ces concentrations. Ces deux approches se résument dans le tableau 10.

Tableau 10. Les différents types de modèles.

Modèles déterministes	**Modèles statistiques**
Principe : On suppose que l'on connait les lois et on suit l'évolution des variables dans le temps.	*Principe :* Recherche de relations statistiques entre variables prédictives (ou explicatives) et la variable à prédire.
Avantages : - Par nature extrapolables. - Spatialisation de la prévision.	*Avantages :* - Prévision rapide et généralement satisfaisante. - Mise en œuvre plus « simple », sans intégration des lois physiques et chimiques régissant le phénomène.
Inconvénients : - Quantité, qualité et diversité des données à fournir au modèle (émissions, champs de vents, conditions aux limites, topographie…). - A l'heure actuelle, difficulté de descendre à des échelles très fines (locales) et dans des environnements topographiques marqués (fortes pentes). - Lois régissant les phénomènes différentes à ces échelles, aujourd'hui encore mal connues.	*Inconvénients :* - Nécessitent une base de données bien documentée. - Apportent peu d'informations explicatives (boite noire). - Pas extrapolables (utilisation dans le domaine déjà observé).

Les modèles déterministes se classent eux aussi en trois catégories selon leur approche de calcul : il s'agit des modèles eulériens, lagrangiens, et gaussiens[5]. De manière simplifiée, ces modèles demandent différents jeux de données en entrée (sources, géographie, météorologie, etc.). Ils résolvent les équations gouvernant les phénomènes atmosphériques, restituent une cartographie des champs de polluants et établissent des prévisions. Ils produisent également des données séquentielles des concentrations de polluants.

[5] Les équations mathématiques régissant ces approches peuvent être consultées dans l'ouvrage de Sportisse (2008).

1.2.1. L'approche eulérienne et lagrangienne

L'approche eulérienne décrit la distribution d'une substance ou d'une molécule, dans un système fixe, en fonction des caractéristiques de celui-ci (le fluide « air » en l'occurrence)[6]. L'approche lagrangienne se place dans un système en mouvement, et décrit le comportement d'une substance ou d'une molécule en mouvement[7] (Seigneur, non daté). Autrement dit, le principe de l'approche lagrangienne consiste à suivre une substance émise à la source.

Les modèles eulériens discrétisent en 3D l'atmosphère par mailles (c'est-à-dire un référentiel fixe). Ils sont aussi appelés modèles de grille. Préalablement, ces modèles calculent les paramètres atmosphériques (modèles de mécaniques des fluides, dits CFD pour « Computational Fluid Dynamics », comme : FLUENT, MERCURE, etc.) et météorologiques (modèles : WRF, RAMS, MM5, etc.). Puis ils calculent *« les concentrations de polluants inertes et réactifs en simulant les différents processus physico-chimiques intervenant dans l'atmosphère »* (Schadkowski, 2002), et ce pour chaque cellule de la grille (modèles : CHIMERE, CALGRID, ROME, etc.).

Les modèles lagrangiens sont également appelés modèles de trajectoire (ou de panache) car ils résolvent un système d'équations dans un repère lié au déplacement d'une colonne d'air dans la trajectoire d'un panache. La colonne d'air se déplace en fonction des conditions météorologiques (généralement pré-calculées ou mesurées, à la différence des modèles eulériens) en prenant en compte des processus de transformation simples, comme des réactions chimiques linéaires et de dépôt.

Ces deux types de modèles présentent les avantages d'une résolution complète des équations, d'une modélisation précise de la turbulence et d'une prise en compte de phénomènes complexes (modélisation de proximité, relief accentué, météorologie particulière ou complexe, etc.). Si les mailles d'étude sont fines, alors ces modèles offrent une représentation quasi réelle. Quant aux inconvénients, ils résident essentiellement dans le fait que les échelles spatiales sont souvent limitées. Par exemple, les modèles lagrangiens ne représentent qu'une surface bornée puisqu'ils considèrent un couloir, ou bien, les modèles eulériens utilisent un CFD en atmosphère libre pour une maille. Les temps de calculs sont généralement importants. Aussi, ces modèles associent généralement plusieurs modèles (modèle météorologique associé à un modèle de dispersion) qu'il faut maîtriser. En outre, ces modèles sont très sensibles aux diverses paramétrisations et données d'entrée.

Finalement, les modèles eulériens et lagrangiens demandent des connaissances d'utilisation et de conception très précises. C'est pourquoi ils sont réservés aux experts et plutôt utilisés pour l'étude de scénarios que pour les risques chroniques de pollution atmosphérique urbaine à l'échelle locale.

1.2.2. L'approche gaussienne

[6] Par exemple : le déplacement d'un passager par rapport aux sièges d'un avion, en mouvement.

[7] Par exemple : le déplacement d'un avion par rapport à l'aéroport de départ.

Les modèles gaussiens (ADMS, AERMOD, ARIA Impact, POLYPHEMUS, etc.) sont les plus utilisés pour modéliser la qualité de l'air près des zones proches des sources de pollution. Le principe standard de la dispersion atmosphérique gaussienne repose sur une description mathématique simplifiée des équations de dispersion d'une substance dans l'air. A la base, la substance se disperse par la seule action du fluide qui la porte, l'air. Puis, le transport et la diffusion vont intervenir par l'action du vent et de la turbulence mécanique et thermique. En d'autres termes, ce type de modèle considère qu'une émission ponctuelle (un panache) se disperse en largeur d'autant plus que la direction du vent varie (fort écart-type) et en hauteur d'autant plus que l'air est instable. La finalité de ces équations consiste à déterminer les concentrations de ladite substance en fonction de paramètres déterminant comme les émissions, les conditions météorologiques, ou encore d'autres paramètres liés à la surface terrestre (rugosité par exemple). La concentration *C* de cette substance polluante dans l'air en un lieu donné, noté par ses coordonnées (*x, y, z*), s'exprime d'après Daniau *et al.*, (2010) de la façon suivante :

$$C(x,y,z;H) = \frac{Q}{2\Pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)\left\{\exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right)\right\}$$

« L'axe x coïncide avec l'axe du panache, et z désigne la direction verticale. Q est le débit de la source, u la vitesse de vent et H la hauteur d'émission. σ_y *et* σ_z *sont les coefficients de dispersion, c'est-à-dire les déviations standards dans les directions transversale et verticale, caractérisant la répartition gaussienne des concentrations »* (Daniau *et al.*,2010)[8].

Au sol, l'équation des concentrations devient :

$$C(x,y,0;H) = \frac{Q}{\Pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right)$$

Les mêmes auteurs indiquent que *« les hypothèses sous-jacentes à cette formulation sont les suivantes :*

- *émissions continues, ce qui permet de négliger la diffusion dans l'axe du panache ;*
- *conservation de la masse par réflexion complète du panache par le sol ;*
- *vitesse et direction de vent constantes dans tout le domaine pour la formulation gaussienne standard ;*
- *C, u,* σ_y *et* σ_z *sont moyennés sur la même base temporelle ».*

« Il existe deux types de modèles gaussiens. D'une part, le modèle de panache, ou gaussien stationnaire [...]. D'autre part, le modèle a bouffées modélise une émission instantanée par une bouffée gaussienne dans les trois directions » (Korsakissok, 2009). Les détails et

[8] Ces coefficients sont importants dans l'hypothèse gaussienne. En effet, ils doivent être adaptés à la proximité de la source, puisque cette dernière agit sur la turbulence. Ils sont établis différemment selon les modèles utilisés, généralement : classes de Pasquill, abaques de Briggs ou bien théorie de Monin-Obukov.

formulations mathématiques peuvent être consultés dans la thèse de Korsakissok (2009) mais il convient de retenir que :

- *« le modèle gaussien à bouffées peut être considéré comme un modèle lagrangien simplifié, dans la mesure où l'on suit le polluant émis sur sa trajectoire : la distribution statistique d'un grand nombre de particules est simplifiée et modélisée par une distribution gaussienne appelée bouffée »* (Korsakissok, 2009) ;
- pour un modèle gaussien de panache, Pourtier et Piet (2007) indiquent que *« pour calculer les concentrations des polluants dans l'air, le panache est assimilé à un cône à l'intérieur duquel la concentration suit une distribution gaussienne selon un axe perpendiculaire au vecteur vent »*, sur la verticale et l'horizontale, comme illustré en figure 233.

Généralement, un processeur météorologique est intégré aux modèles gaussiens, ce qui en fait un seul logiciel, relativement plus facile à exploiter.

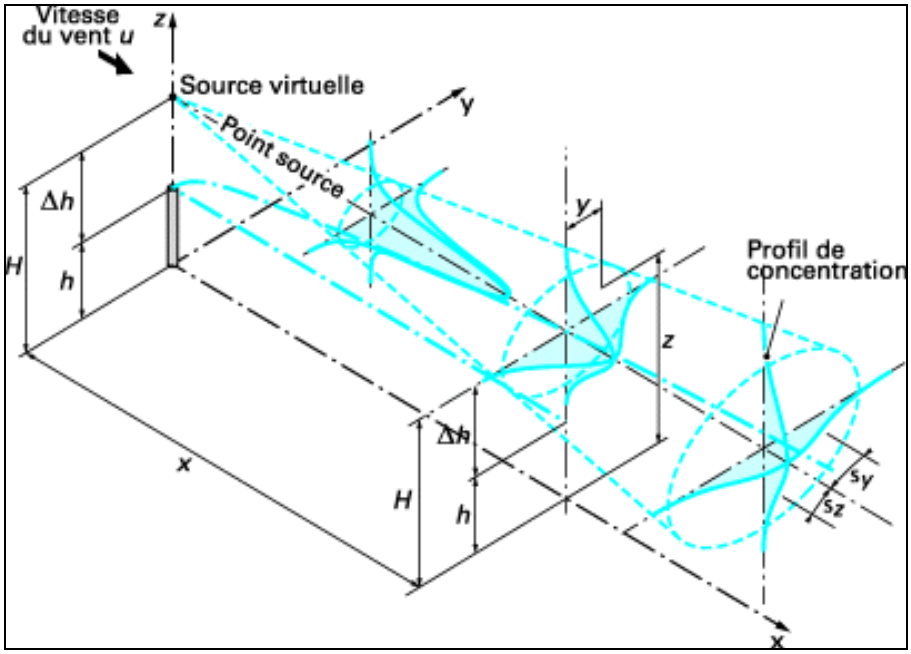


Figure 233. Schéma de la dispersion gaussienne. (Source : Pourtier et Piet, 2007).

« Cette approche gaussienne, très peu coûteuse en temps de calcul, permet de multiplier le nombre de simulations réalisées et de disposer de moyennes et de statistiques établies sur des bases météorologiques annuelles ou pluriannuelles. En contrepartie, les paramétrages des équations sont simples, ce qui conduit à des approximations parfois rudimentaires de cas particuliers, tels que l'effet du relief ou des bâtiments, qui peuvent avoir une influence non négligeable sur la dispersion, surtout à petite échelle. Cependant, des progrès considérables ont été faits pour adjoindre des modules supplémentaires aux modèles actuellement développés, afin de prendre en compte le plus possible ces situations particulières, même si cela est fait de façon paramétrique » (Daniau *et al.*, 2010).

L'approche gaussienne de panache est dite « basique » car elle lisse la réalité et considère qu'il y a une situation météorologique pour chaque heure (stationnarité). La majorité des modèles gaussiens gèrent aujourd'hui une approche plus complexe où la réflexion d'un

panache est traitée au sommet de la CLA, et en cas d'instabilité de la masse d'air, la distribution des concentrations n'est plus gaussienne sur l'axe z.

Dans le sens de ce progrès, la dernière génération des modèles gaussiens utilise les paramètres de la longueur de Monin-Obukhov[9] et la hauteur de la couche limite, à la différence de ceux de première génération qui utilisaient les classes de stabilité de Pasquill[10] (cf. Partie 1). Dans cette dernière approche, la caractérisation par classes restait finalement « grossière » et l'on ne savait pas à quelle altitude on se situait. Les modèles gaussiens récents peuvent aussi intégrer des données météorologiques complexes (profils verticaux, sorties de modèles météorologiques ou CFD), prendre en compte des situations particulières comme les reliefs ou les rues canyons grâce à des modules spécifiques.

1.3. Comment choisir le bon modèle ?

Pour choisir le modèle qui sera adapté à sa problématique et à l'application voulue (recherche, risque industriel, qualité de l'air urbaine, transport longue distance), il convient de combiner plusieurs critères de sélection. Les principaux sont les suivants :

– l'échelle spatiale (fig. 234) ;

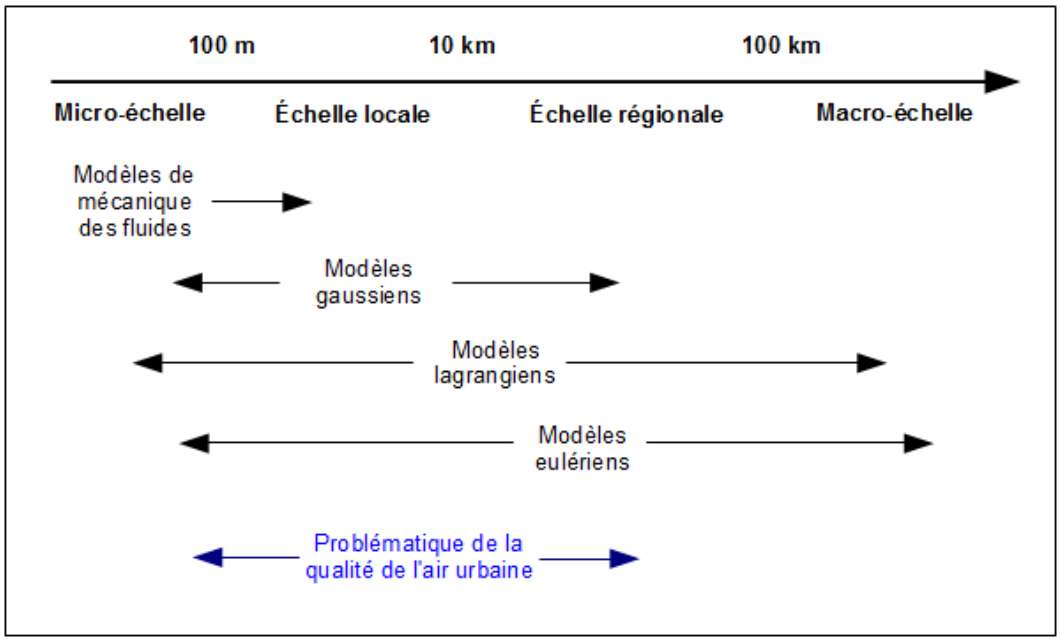


Figure 234. Application de différents modèles en fonction de l'échelle spatiale. (Source : d'après Numtech).

[9] Notée *Lmo*, cette longueur *« représente le rapport entre la production de turbulence d'origine mécanique et celle d'origine thermique. Si Lmo → ±∞, il n'y a pas de flux de chaleur turbulent vertical, et l'atmosphère est neutre. Si Lmo est positive, l'atmosphère est stable (gradient vertical positif), et si Lmo est négative, l'atmosphère est instable »* (Korsakissok, 2009). Physiquement, cela peut être interprété comme la représentation de la hauteur de la couche limite à l'intérieur de laquelle le cisaillement mécanique est la forme principale de génération de la turbulence.

[10] On reviendra dans le chapitre suivant sur la L_{MO} qui est un des fondements du logiciel gaussien ADMS-Urban utilisé par la suite.

– l'échelle temporelle (fig. 235) ;

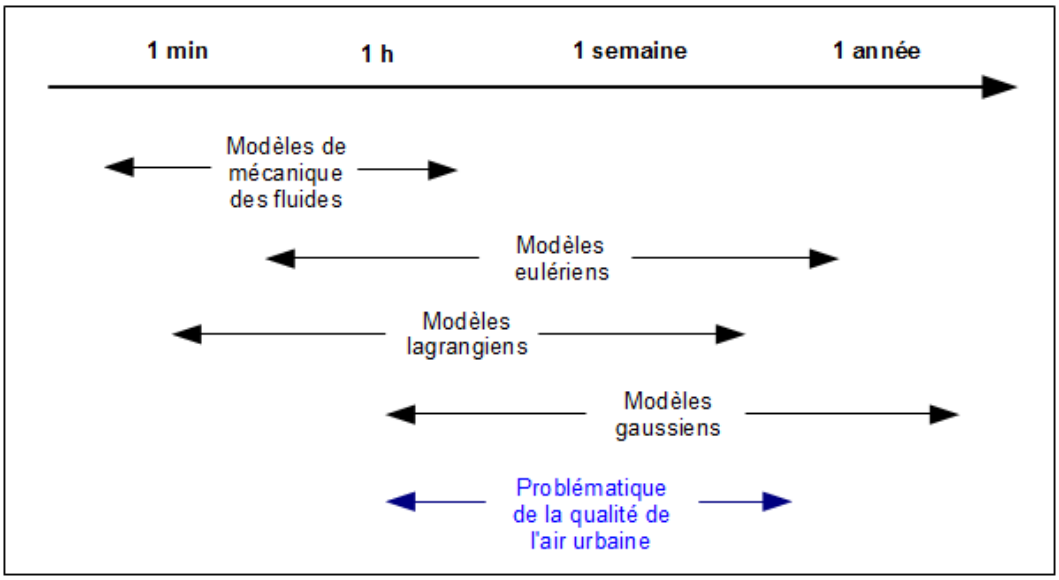


Figure 235. Application de différents modèles en fonction de l'échelle temporelle.
(Source : adapté d'après Numtech).

– la complexité du site : a-t-on affaire à un paysage plus ou moins hétérogène ? Le relief est-il marqué (cuvette, vallée, gorges, fortes pentes) ? L'occupation des sols varie-t-elle (forêt, prairie, surface goudronnée) ? Y-a-t'il présence de nombreux bâtiments alignés (rue canyon) ou d'un obstacle particulier (remblai d'une voie ferrée) ? ;
– les types de polluants : est-il question de gaz ou particules, de polluants primaires ou secondaires ? ;
– la nature des sources : sont-elles ponctuelles (four d'une cimenterie), routières ou diffuses (habitat) ? ou – généralement – multiples ?

1.4. Les limites de la modélisation de la dispersion atmosphérique

Malgré les importantes avancées en matière de modélisation de la dispersion atmosphérique, certains schémas réactionnels et aspects physiques ne sont pas encore tous biens connus. Concernant les schémas réactionnels chimiques, il faut pouvoir les exploiter de manière mathématique quand ils sont connus, ou donner les conditions initiales des sources (émissions biotiques difficiles à déterminer par exemple). La remise en suspension des particules est un aspect physique de la modélisation de la dispersion atmosphérique compliqué à traiter. Il est aujourd'hui difficile de savoir comment cela fonctionne exactement : quelle quantité concernée, et jusqu'où elles vont une fois soulevées ? Cela explique que des inventaires ne les intègrent pas. Par conséquent, la modélisation ne peut les estimer.

Les incertitudes des résultats modélisés peuvent être importantes. Elles dépendent à la fois :

– des données d'entrée (cf. ci-dessus pour les inventaires, mais aussi les données météorologiques, etc.) – plus que du modèle en lui-même à vrai dire – ;
– des résolutions spatiales et temporelles ;

- du recours parfois obligé à des hypothèses simplificatrices par manque de donnée ;
- et aussi, voire surtout, du savoir-faire de l'utilisateur.

A propos de l'utilisateur, il ne doit pas sous-estimer la technicité du paramétrage. En clair, il devra faire des choix dans les modules que propose son modèle le cas échéant. Ces choix, qui interagissent, doivent être compris, ce qui est loin d'être une formalité d'autant que l'environnement de certains logiciels « package/reste à cliquer » est à la fois « rassurant et dangereux », et en même temps ne prédispose pas l'utilisateur à faire cette démarche de réflexion. C'est un écueil des logiciels « clé en mains » que l'utilisateur se doit d'éviter. Au bout du compte, l'utilisateur ira vers la meilleure hypothèse en fonction de la problématique et de l'échelle du domaine. Il convient de rajouter que de bons codes mal utilisés fourniront de mauvais résultats. Inversement, des codes simples mais bien paramétrés donneront des résultats satisfaisants.

Quant à l'échelle spatiale, plus elle est petite (donc un large domaine au sens géographique), et plus la cartographie des champs de polluants a tendance à être approximative pour les particules. A titre d'exemple, si le réseau français de capteurs fixes de particules est important et dense dans les zones urbaines et périurbaines, seuls quelques capteurs sont installés en zone rurale. Puisque la prévision de la qualité de l'air associe mesures de routine des réseaux des AASQA et simulations sorties du système PREV'AIR, il va de soi que de grands espaces restent à l'écart de prévisions fines. Or, si les épisodes de pollution particulaire peuvent être régionaux, ils sont également locaux, issus de sources de proximité. Donc, dans certains cas la cartographie simulée des champs de pollution aux particules offre pour une part conséquente du territoire une information globale, et teintée d'incertitudes. Il n'empêche qu'elle a le mérite indéniable d'exister et d'être en constante amélioration.

*****

Quelques mises en garde s'imposent. La modélisation de la dispersion atmosphérique reste une approximation spatio-temporelle des champs de polluants. Autrement dit, les concentrations moyennes estimées ne valent que pour un mélange parfais dans chaque maille, ce qui n'est jamais le cas dans la réalité. En outre, il n'existe évidemment pas de modèle unique adapté à toutes les situations. Même si des catégories de modèles se démarquent pour certaines applications, il reste difficile de recommander un type de modèle plutôt qu'un autre. En effet, chacun trouvera le modèle qu'il lui convient en fonction de ses objectifs, des problématiques à traiter, des échelles de travail, du temps et des moyens financiers et techniques disponibles, et surtout de son expertise en la matière.

Du reste, un logiciel de dispersion est habituellement composé de plusieurs modèles ou modules, plus ou moins performants, parfois optionnels dont les performances peuvent dépendre de celles des autres modules (calculs météorologiques en amont par exemple). Ainsi, les performances dépendent sensiblement de la qualité des données d'entrée et de la configuration réalisée par l'utilisateur.

Finalement, la somme de ces éléments montre que la modélisation doit être considérée comme un outil complémentaire à la mesure (qu'elle soit pour les substances polluantes ou

pour la météorologie) et non comme une alternative totalement fiable. C'est dans cet esprit qu'est abordé le prochain chapitre. Celui-ci doit être considéré comme une première approche de la mise en œuvre d'une modélisation de la dispersion atmosphérique des PM_{10} en milieu topographique complexe.

CHAPITRE 2. MISE EN ŒUVRE D'UNE MODELISATION DE DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES PM_{10} EN TERRAIN COMPLEXE : LE CAS DE LA CUVETTE D'AURIBEAU-SUR-SIAGNE

En guise de rappel, 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 (fig. 236). Dans le cadre de cette thèse, Michelot et Carrega (2012a) ont étudié en un point de cette commune le rôle des topoclimats sur les niveaux de particules durant une période de l'hiver 2011 (cf. partie III). 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.

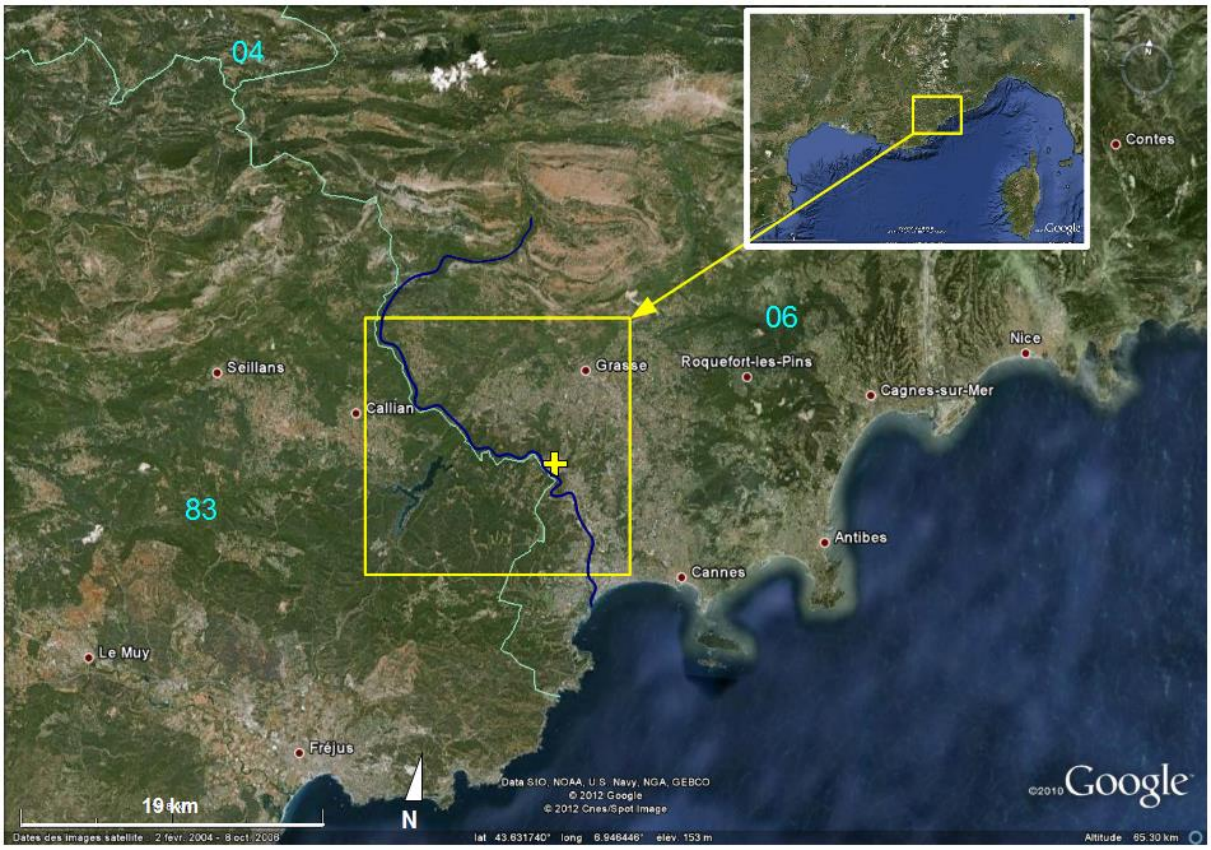


Figure 236. Localisation d'Auribeau-sur-Siagne (croix jaune), dans l'arrière-pays cannois, Sud-Est de la France. Le grand carré jaune encadrant une partie du cours de la Siagne (bleu foncé) indique les limites du diagramme topographique de la figure suivante. (Fond : Google Earth).

L'objectif central de ce chapitre consiste à tester la faisabilité d'une modélisation des PM_{10} en terrain complexe, à partir du modèle gaussien diagnostique ADMS-Urban et de données d'émissions issues de l'inventaire national spatialisé (INS). En d'autres termes, il s'agit de voir si ADMS-Urban est capable de représenter, à fine échelle spatio-temporelle, l'influence des topoclimats sur les concentrations de PM_{10}. Ce travail est une première approche de la modélisation.

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} et des conditions locales d'écoulement.

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 ;
- la 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 problématiques 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, ce chapitre 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 chapitre rappelle au préalable l'aire d'étude, puis présente les outils et méthodes employés. Enfin, les principaux résultats du modèle sont exposés et discutés.

2.1. Le site d'étude

La vallée de la Siagne (petit fleuve côtier du sud-ouest du département) connaît un net contraste 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 (fig. 237).

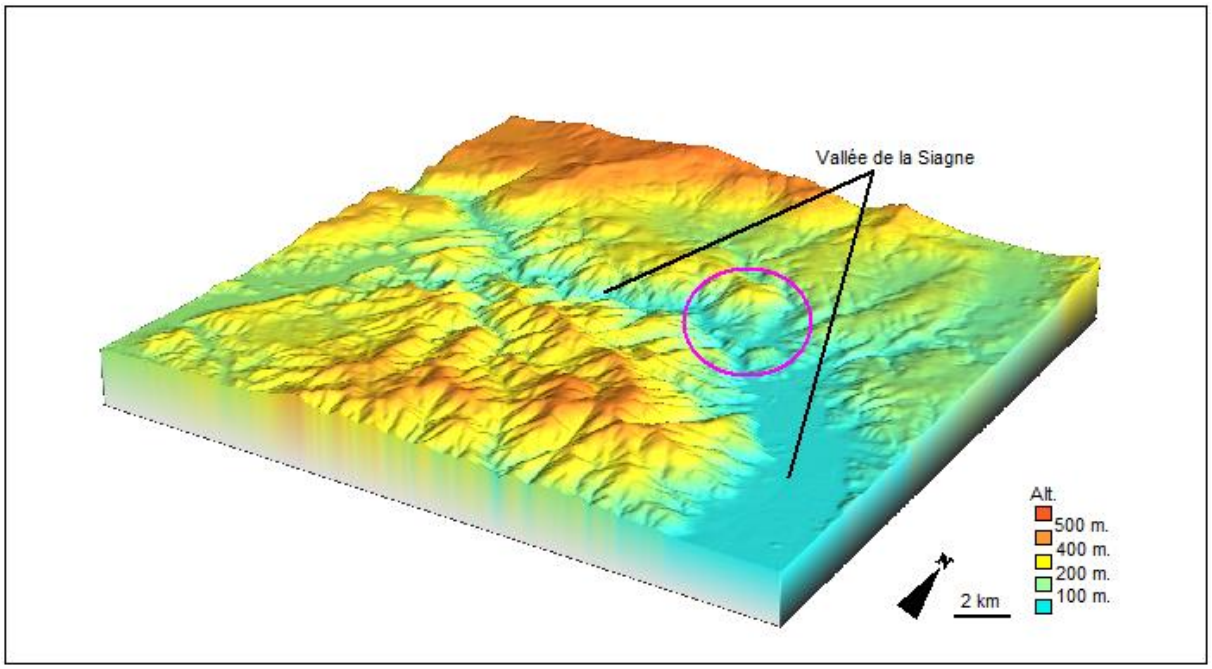


Figure 237. Diagramme topographique de l'arrière-pays azuréen. Au nord-ouest : la montagne de l'Audibergue dominant la haute vallée de la Siagne ; au centre sud : la massif du Tanneron ; au sud-est : la basse vallée de la Siagne. La conurbation de Cannes-Grasse se situe en partie est. Le cercle rose entoure la zone d'étude d'Auribeau-sur-Siagne.

Auribeau-sur-Siagne[11] 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. A 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 comme un milieu physique à la topographie complexe et marquée (fig. 238).

[11] Afin de présenter le domaine d'étude, ce paragraphe reprend ce qui a été écrit au *5.1 de la Partie 3*.

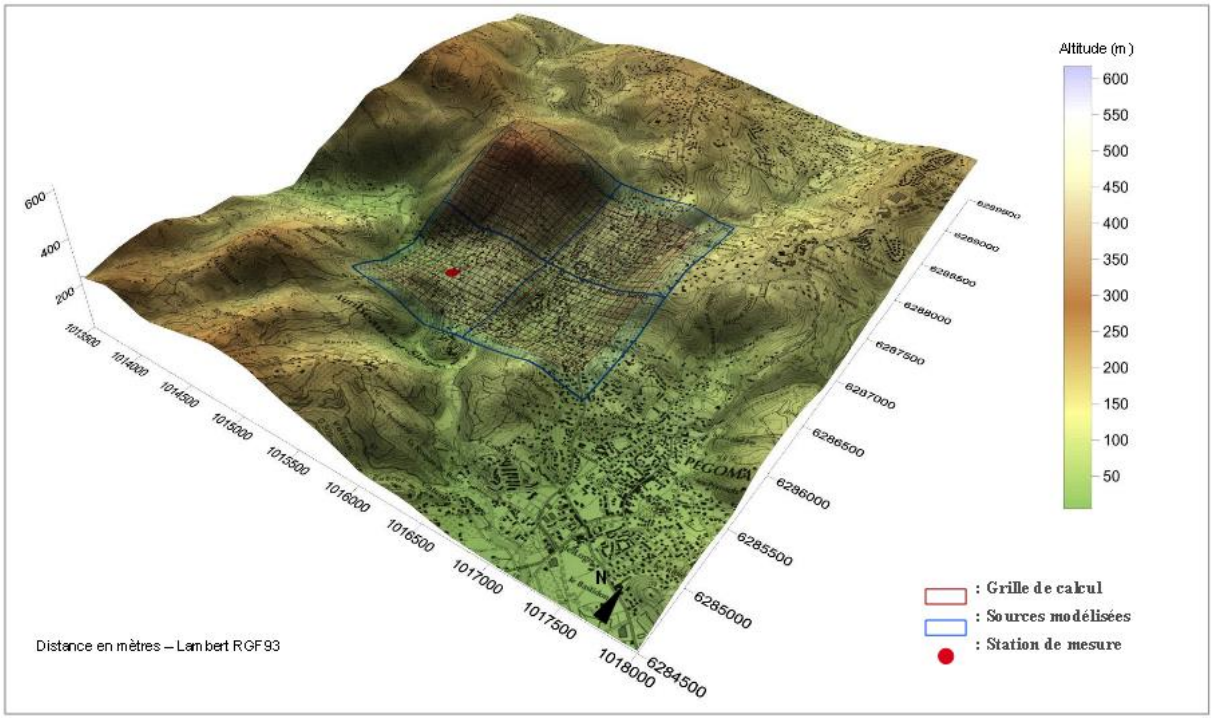


Figure 238. Localisation des postes de mesures et du domaine de modélisation. Auribeau-sur-Siagne, arrière-pays cannois, sud-ouest des Alpes-Maritimes. Les villes de Cannes et Grasse sont respectivement situées au sud-est et au nord de la carte.

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 est affectée chaque jour de la période d'étude par 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.

2.2. Description de l'INS / ADMS-Urban 3.1 et méthodologie

2.2.1 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 (https://emissions-air.developpement-durable.gouv.fr). D'après le MEDDE, l'ouverture du site Web est prévue pour le début d'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.prevair.org/fr), présenté par Honoré *et al.* (2004, 2008), et Rouïl *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'Etat de réaliser des études d'impact.

2.2.2 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. Ces données 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 (prochainement 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 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 :*

$$Epit=Ait*FEpi$$

Avec :
Epit : émission relative à un polluant p pour une activité i sur une période de temps t.
Ait : quantité de l'activité i sur une période de temps t
FEpi : 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'utilisateur, des polluants ciblés ainsi que leurs sources, le tout à différentes échelles spatiales et temporelles.

Cependant, la Société de Calcul Mathématique et le CITEPA (2011) ont effectué une étude de sensibilité qui a mis en exergue les incertitudes intervenant dans l'INS pour différents niveaux de précision spatio-temporelle. 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. A 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 % »* (SCM et CITEPA, 2011). Les mêmes auteurs obtiennent, en ce qui concerne les sources surfaciques et les COVNM, une incertitude moyenne des émissions annuelles par commune égale à 119 %. Par conséquent il serait hasardeux de vouloir descendre sous l'échelle du km² et de l'heure. C'est pourquoi cette échelle nous a semblé la mieux adaptée à notre projet.

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. A 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.

2.2.3 Le logiciel de dispersion atmosphérique ADMS-Urban 3.1

ADMS-Urban est un logiciel de dispersion de la gamme ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling 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 Cambridge Environmental Research Consultants (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 associés aux émissions du secteur résidentiel et du trafic routier par exemple sur une large zone).

Numtech (2012) indique que dans ADMS-Urban, la structure de la couche limite atmosphérique (CLA) est caractérisée par sa hauteur, h, et par la longueur de Monin-Obukhov (paramètre tributaire de la vitesse de frottement et du flux de chaleur à la surface) notée L_{MO} ; et non par les classes de stabilité de Pasquill-Gifford contrairement à d'autres modèles. La longueur de Monin-Obukhov est définie comme :

$$L_{MO} = \frac{-u_*^3}{\left(\frac{\kappa g F_{\theta_0}}{\rho c_p T_0}\right)}$$

Où u_* est la vitesse de frottement en surface, k (= 0.4) est la constante de Von Karman[12], g est l'accélération de la pesanteur, F_{θ_0} est le flux de chaleur à la surface, ρ et c_p sont respectivement la densité et la capacité calorifique de l'air, et T_0 est la température de surface.

La longueur de Monin-Obukhov permet de désigner l'importance relative de la turbulence mécanique et de la turbulence convective à une altitude au-dessus du sol. En d'autres termes, c'est une mesure des effets relatifs du cisaillement et de la flottabilité. Elle caractérise ainsi la stabilité verticale de l'atmosphère. La L_{MO} est négative en conditions instables (typiquement pendant la journée[13]) et positive en conditions stables (typiquement pendant la nuit[14]), nul en conditions neutres.

La figure 239 montre les différents cas de stabilité de la couche limite en termes de h/L_{MO} en fonction de z/h, où z est la hauteur au-dessus du sol.

A la différence de l'approche de Pasquill, cette approche estime la stabilité de la couche limite à l'aide de deux variables (z/L_{MO} et z/h) en faisant varier les propriétés de la CLA avec

[12] Constante intervenant dans l'expression mathématique du profil logarithmique des vitesses.

[13] Quand la turbulence convective est plus importante que la turbulence mécanique générée par frottement à la surface terrestre.

[14] Quand il n'y a plus de turbulence convective et que les mouvements verticaux d'origine mécanique sont inhibés par la stratification thermique.

l'altitude. La figure 239 présente également les classes de Pasquill-Gifford correspondant approximativement aux domaines de h/L_{MO}.

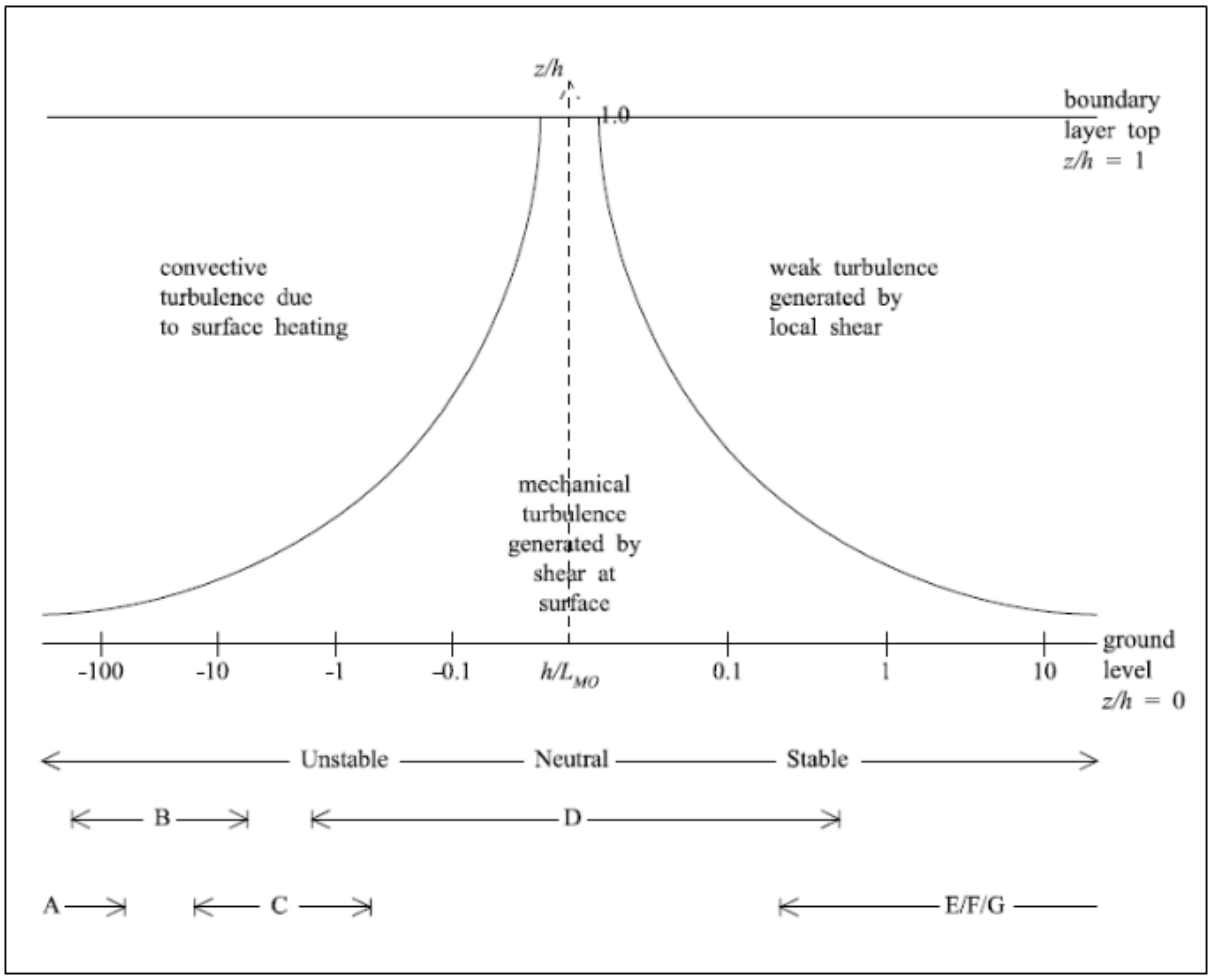


Figure 239. Représentation schématique adimensionnelle de la variation de la longueur de Monin-Obukhov en fonction de la stabilité de l'atmosphère. (Source : Numtech).

2.2.4 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. Quelque 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.

Compte tenu de ces éléments[15], il a été choisi de modéliser ces sources d'émissions par des sources de type volumique. Cette dernière est définie comme une source surfacique, *i.e.* un polygone convexe défini par plusieurs sommets, identifiée par ses coordonnées x et y, complétée d'une étendue verticale L1 qui correspond au volume à l'intérieur duquel les polluants sont émis et considérés bien mélangés. La hauteur de la source (Zs=H) est le centre de la source volumique (fig. 240). La source doit être entièrement au-dessus du niveau du sol. Dans le cas présent, les sommets ont été spécifiés dans le sens anti-horaire autour du polygone. Les paramètres de flux ont une valeur de 0 puisque aucune modélisation d'élévation de panache n'est faite.

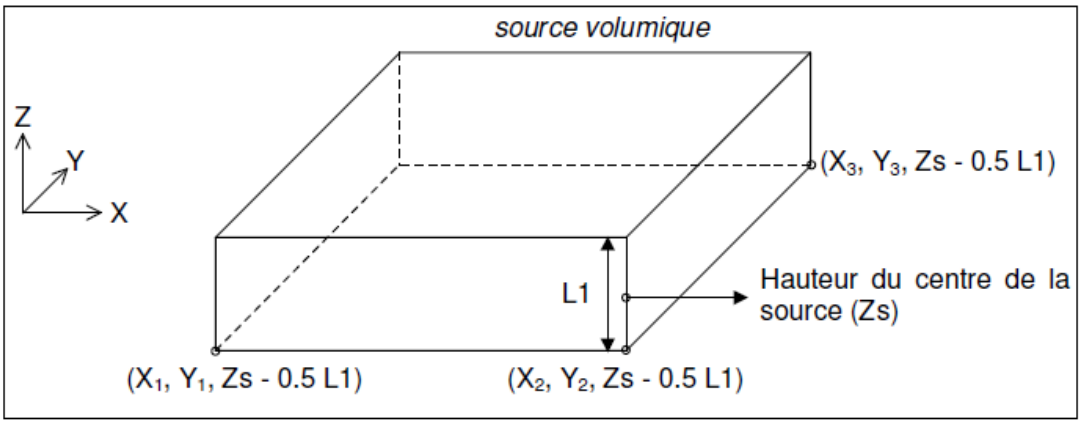


Figure 240. Définition des paramètres géométriques pour une source volumique. X1, Y1, etc., sont les coordonnées des sommets, Zs est la hauteur de la source par rapport au sol. (Source : Numtech).

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 (fig. précédentes 238 et 240). Chaque source volumique s'est vue attribuée 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 $g/m^3/s$. Dans la mesure où les sources apparaissent réparties de manière relativement homogène, il n'a pas été effectué de spatialisation des sources en sous- maille car il n'était pas certains que le résultat aurait était supérieur[16], étant donné les incertitudes des émissions en particulier. La figure 241 représente l'évolution temporelle des émissions de PM_{10} en $kg/km^2/h$ pour les quatre mailles. La maille nord-ouest correspond au massif du Peygros qui est logiquement le moins émetteur de particules.

[15] Ce qui revient à dire que les émissions sont diffuses, comme celles d'un bâtiment par exemple car elles n'ont pas de vitesse d'émission significative.

[16] Excepté peut-être sur l'axe de circulation à l'est du domaine.

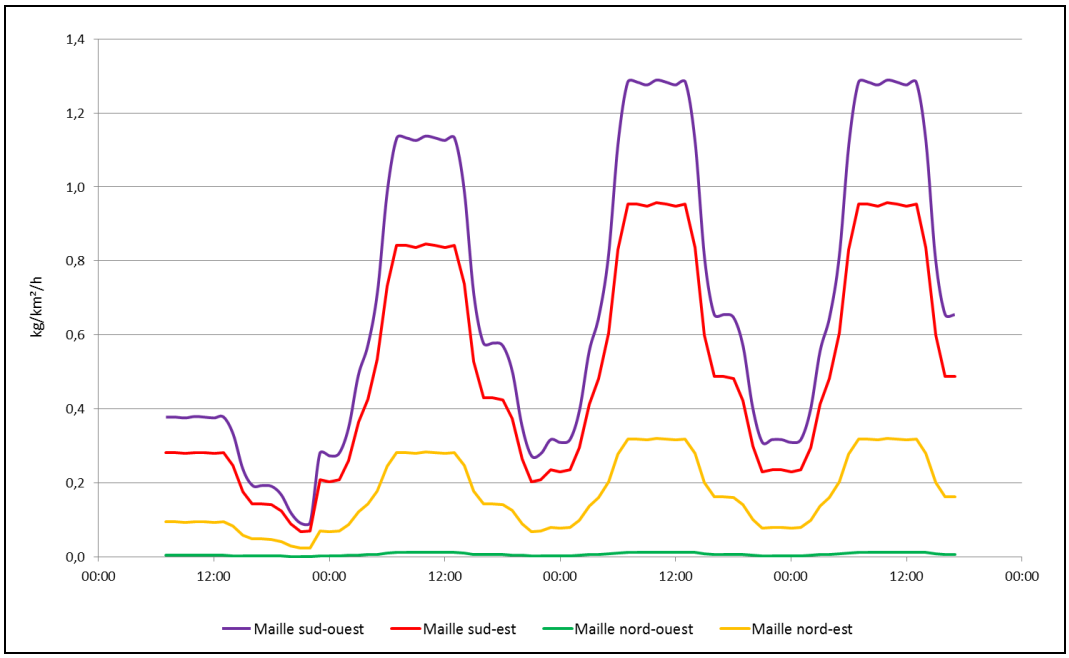


Figure 241. Evolution des émissions de PM_{10} par maille, en kg/km²/h, du 30/01/2011 au 02/02/2011.

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 terme 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. Les paramètres renseignés sont les suivants : température, vitesse et direction du vent, couverture nuageuse et pluie.

Diverses données de site et options météorologiques avancées 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[17] (turbulence

[17] *« En conditions très stables dans une zone rurale, sa valeur est typiquement de 2 à 20 m. Dans les zones urbaines, les activités humaines produisent une quantité significative de chaleur, réchauffant l'air au-dessus de la ville. Pour de grandes zones urbaines, on qualifie cet effet « d'îlot de chaleur ». Il a pour effet d'empêcher l'atmosphère de devenir stable. Généralement, plus la zone est grande, plus la quantité de chaleur produite est importante, et plus cet effet devient prépondérant. Ceci signifie qu'en conditions stables, la longueur de Monin-Obukhov ne descendra jamais au-dessous d'une certaine valeur minimum (plus la ville est grande et plus la valeur minimum est grande). La valeur de la longueur minimum de Monin-Obukhov doit être comprise entre 1 et 200 m. La valeur par défaut est 30 m, ce qui correspond à une zone urbaine » (Numtech, 2012).*

minimale de l'atmosphère la nuit notamment). 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 du transport et de la dispersion au-dessus d'un terrain complexe peut être réalisé. Pour cela, le module FLOWSTAR®, intégré à ADMS[18], calcule préalablement les changements du champ de vent et de turbulence dus au terrain complexe, c'est-à-dire les modifications 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 : par exemple à 1 mètre (fig. 242 et 243) et à 10 mètres (fig. 244).

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.

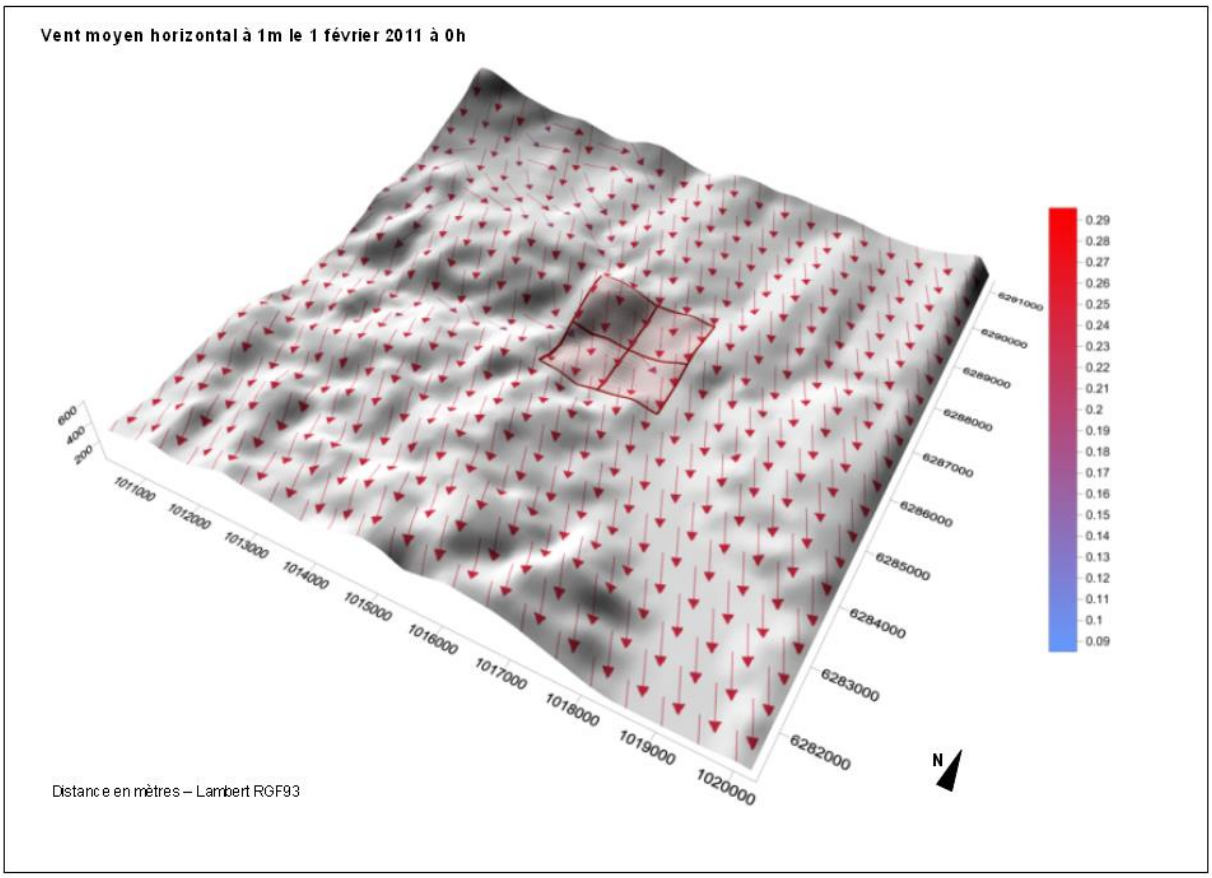


Figure 242. Calcul du champ de vent moyen horizontal par le module FLOWSTAR au-dessus du bassin de la Siagne. Le 01/02/2011 à 00h TU, à 1 m. d'altitude. Le carré bordeaux indique le domaine d'étude.

[18] Le modèle d'écoulement atmosphérique utilise des solutions analytiques linéarisées des équations de continuité et de quantité de mouvement, incluant les effets de la stratification et de rugosité sur l'écoulement. Ce modèle est décrit de manière détaillée dans l'article de Carruthers *et al.* (1991), tandis que la théorie utilisée est présentée dans les articles de Hunt *et al*. (1988b, 1988c) et Hunt (1985).

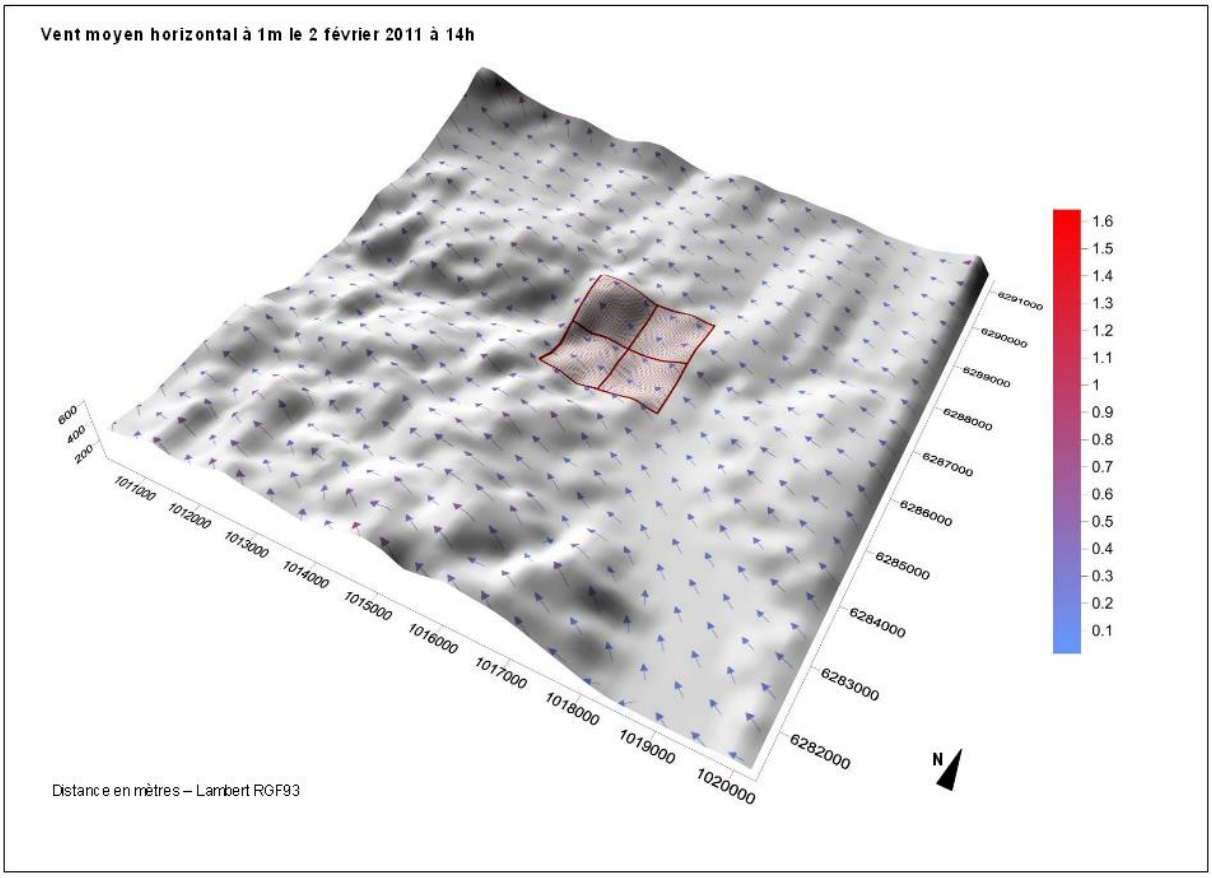


Figure 243. Calcul du champ de vent moyen horizontal par le module FLOWSTAR au-dessus du bassin de la Siagne. Le 02/02/2011 à 14h TU, à 1 m. d'altitude. Le carré bordeaux indique le domaine d'étude.

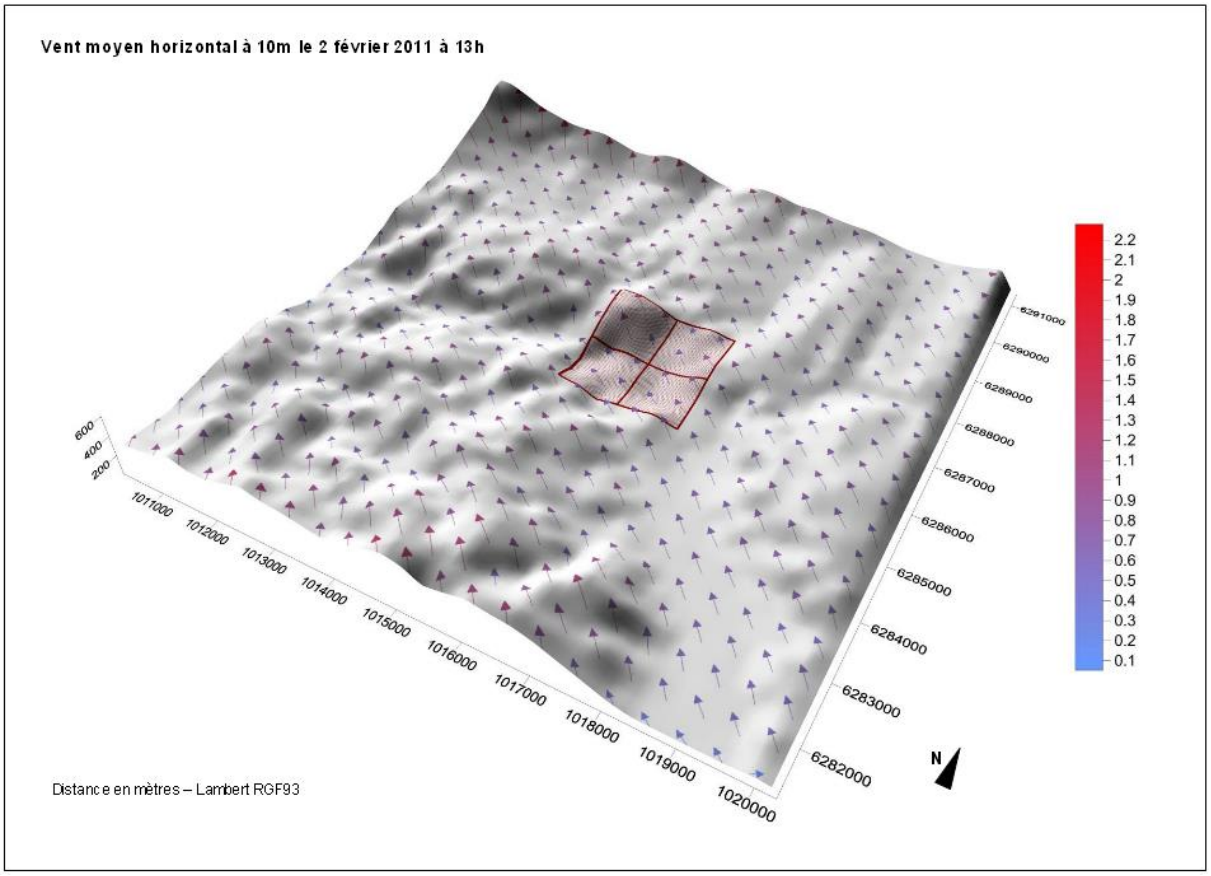


Figure 244. Calcul du champ de vent moyen horizontal par le module FLOWSTAR au dessus du bassin de la Siagne. Le 02/02/2011 à 13h TU, à 10 m. d'altitude. Le carré bordeaux indique le domaine d'étude.

- Grille de calcul

L'ensemble des points de sortie aux niveaux desquels les paramètres sont calculés par le modèle est illustré dans la figure 245.

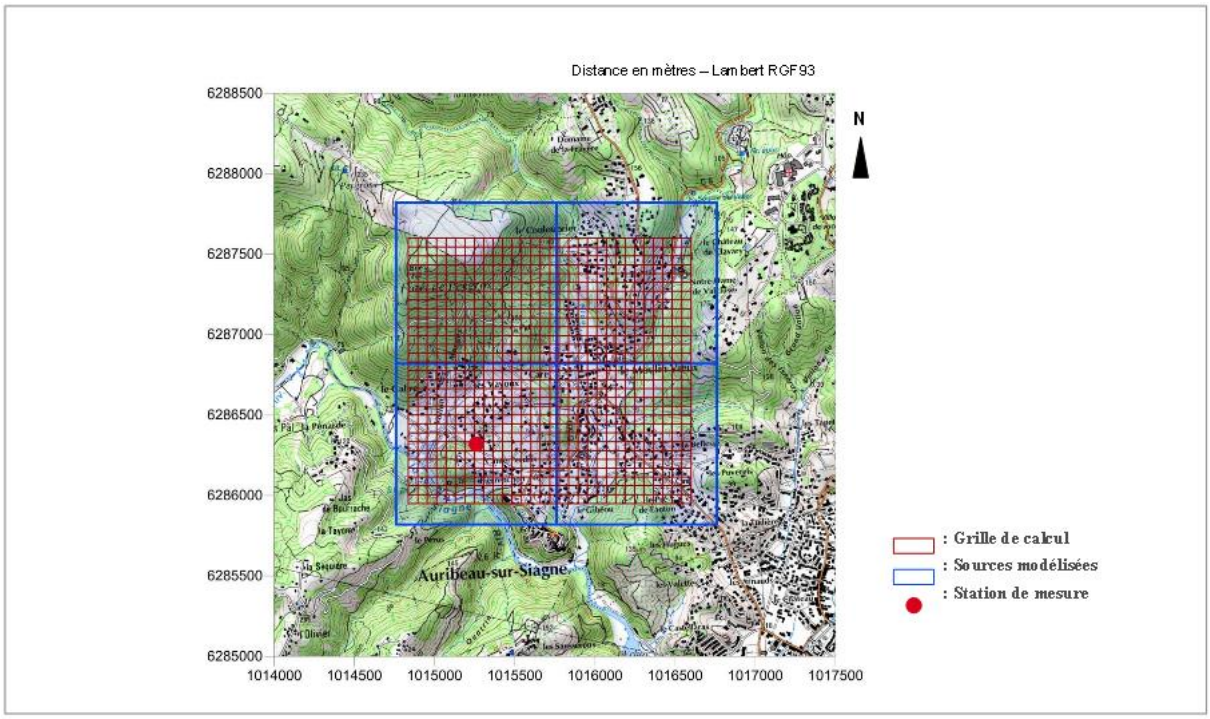


Figure 245. Grille de calcul des paramètres du modèle.

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

2.2.5 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. C'est un compteur optique qui donne une estimation de la concentration massique en continu (cf. partie III pour la présentation détaillée).

2.2.6 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.

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 fleuve Var 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 PREV'AIR 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 PREV'AIR. 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 PREV'AIR 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.

2.3. Le modèle représente-t-il fidèlement l'influence des topoclimats sur la variabilité spatio-temporelle des PM_{10} ?

- 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 on 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 montrent 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 paramètre Delta-Theta, qui est proche ou égal à 0 la nuit.

- 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.

Il s'agit maintenant de savoir quel est l'impact de ces topoclimats simulés sur les concentrations de PM_{10} ? Les simulations suivent un cycle qui s'est reproduit durant les 4 journées pour lesquelles ont été calculées les concentrations. La journée du 1er février 2011 est caractéristique de la première décade de février, avec une situation anticyclonique où le type de temps radiatif a permis l'établissement des brises et inversions thermiques. Elle a donc été retenue afin de répondre à cette question, et six simulations horaires représentatives viennent l'illustrer. Pour découvrir l'ensemble des 83 cartes des simulations horaires, le lecteur est invité à les consulter en annexe 7.

La simulation à 00h TU le 1er février 2011 (fig. 247), sous l'effet d'une brise de montagne orientée au secteur nord-nord-ouest, montre que les concentrations de PM_{10} estimées les plus importantes s'établissent au sein du lac d'air froid qui connait les minimums d'émissions (fig. 246).

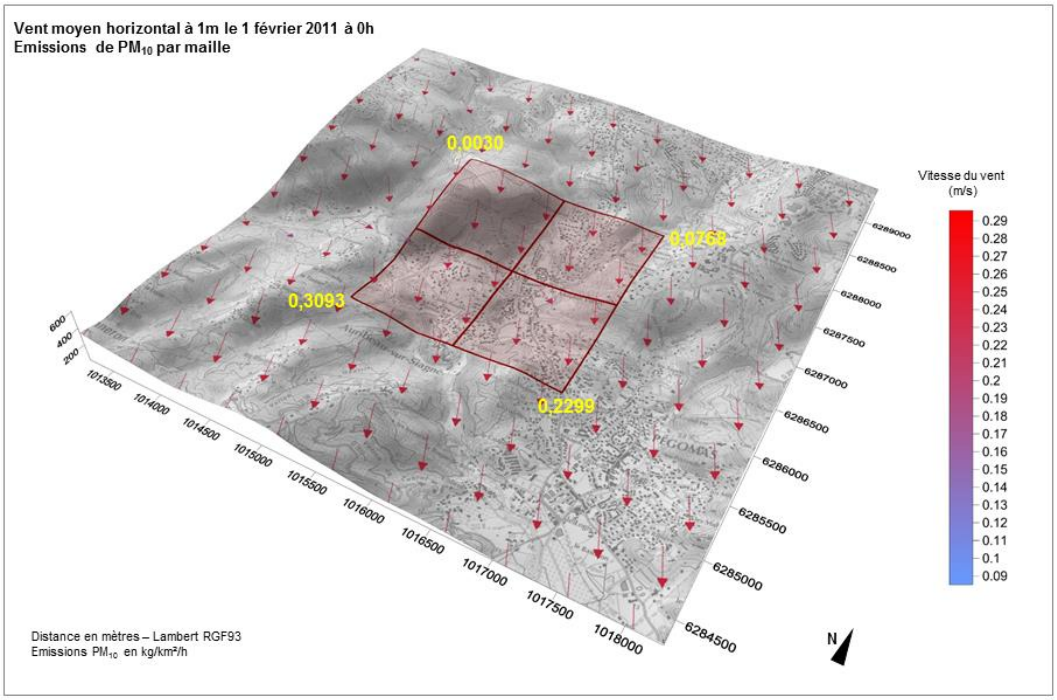


Figure 246. Champ de vent simulé à 1 mètre. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 00h TU. En jaune : les émissions de PM_{10} en kg/km²/h pour chacune des mailles du domaine.

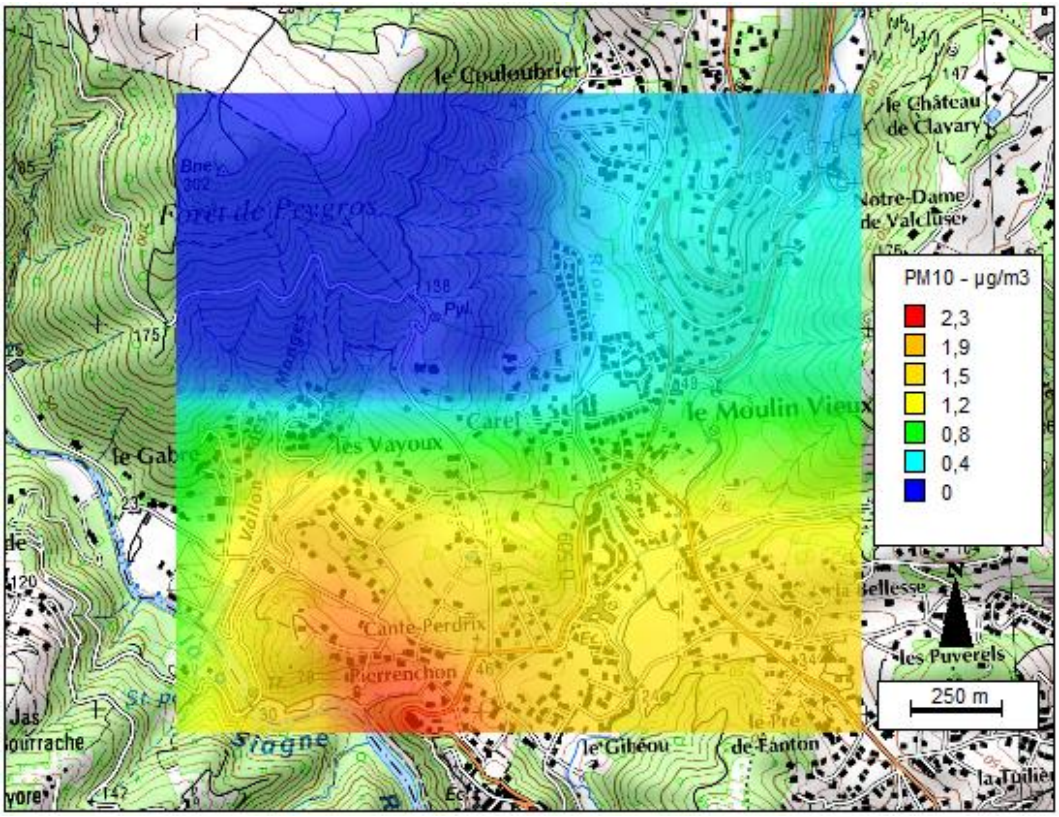


Figure 247. Carte des concentrations de PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 00h TU.

Puis, les concentrations augmentent légèrement à 03h TU (fig. 249), en même temps que les émissions augmentent (fig. 248), tandis que la brise de montagne s'oriente désormais au

l'ouest-nord-ouest. En conséquence, les particules sont déviées au sud-est du domaine et se retrouvent bloquées par le seuil de Pégomas (fig. 249), ne pouvant le franchir que partiellement et ne pouvant se disperser en altitude à cause de la stabilité de l'air froid nocturne.

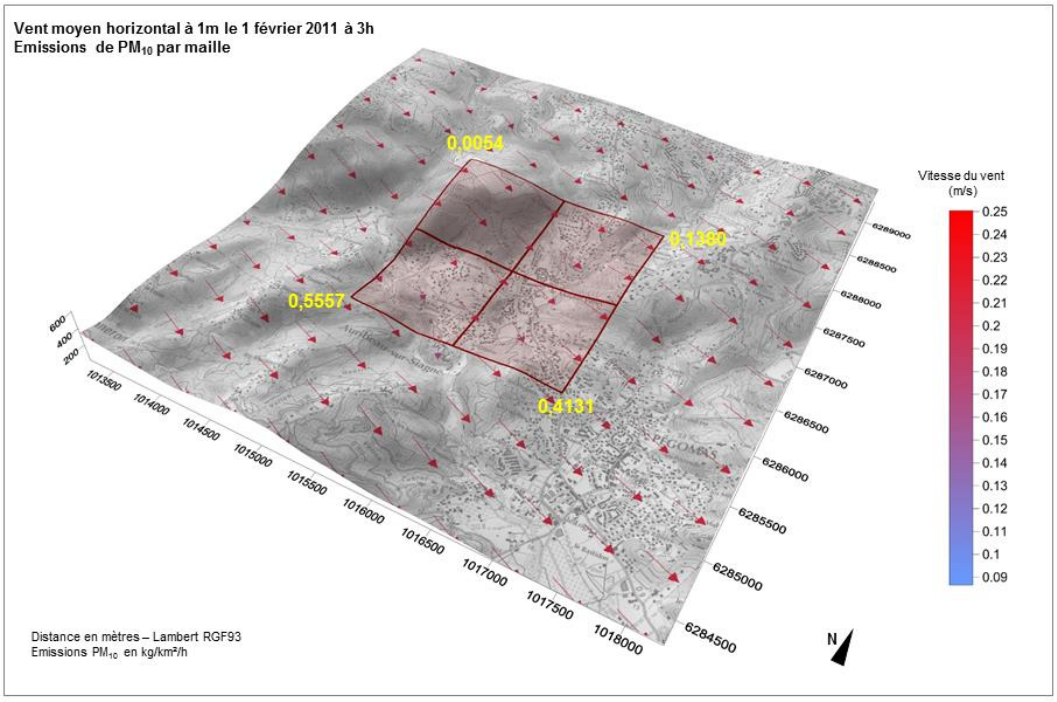


Figure 248. Champ de vent simulé à 1 mètre. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 03h TU. En jaune : les émissions de PM_{10} en kg/km²/h pour chacune des mailles du domaine.

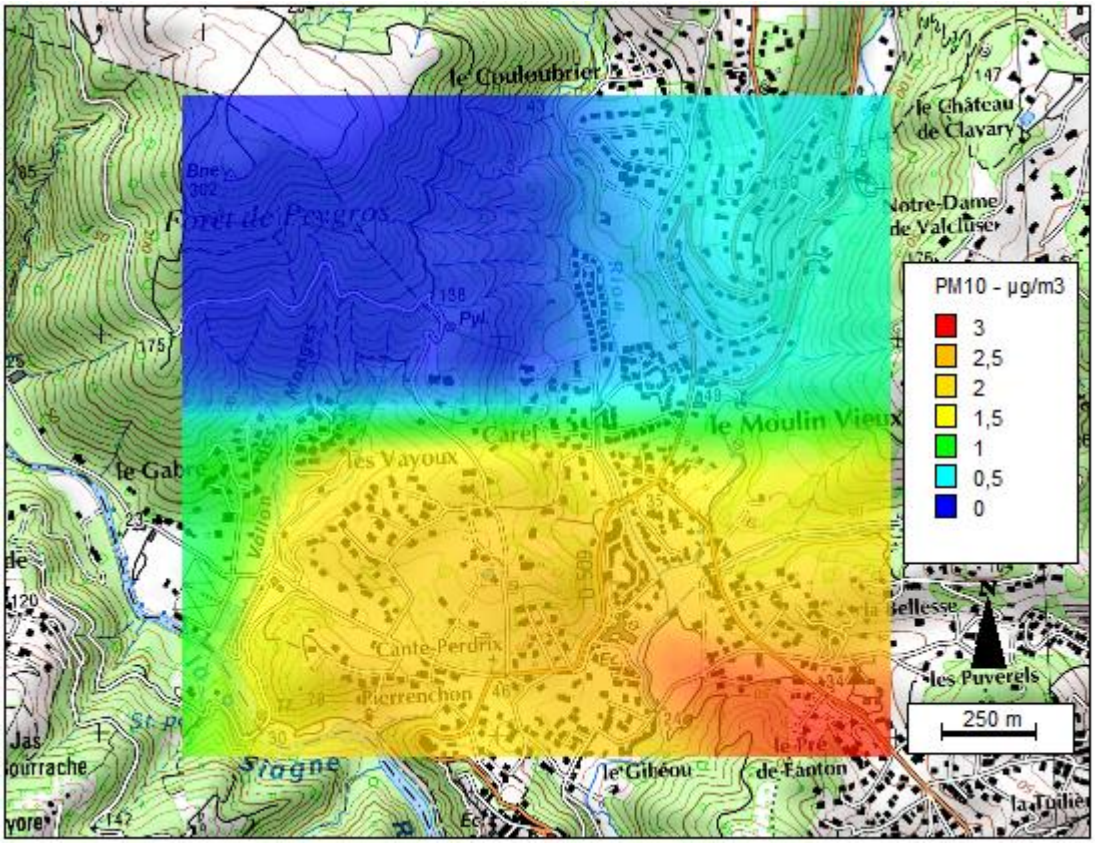


Figure 249. Carte des concentrations de PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 03h TU.

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) (fig. 250). 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 (fig. 251).

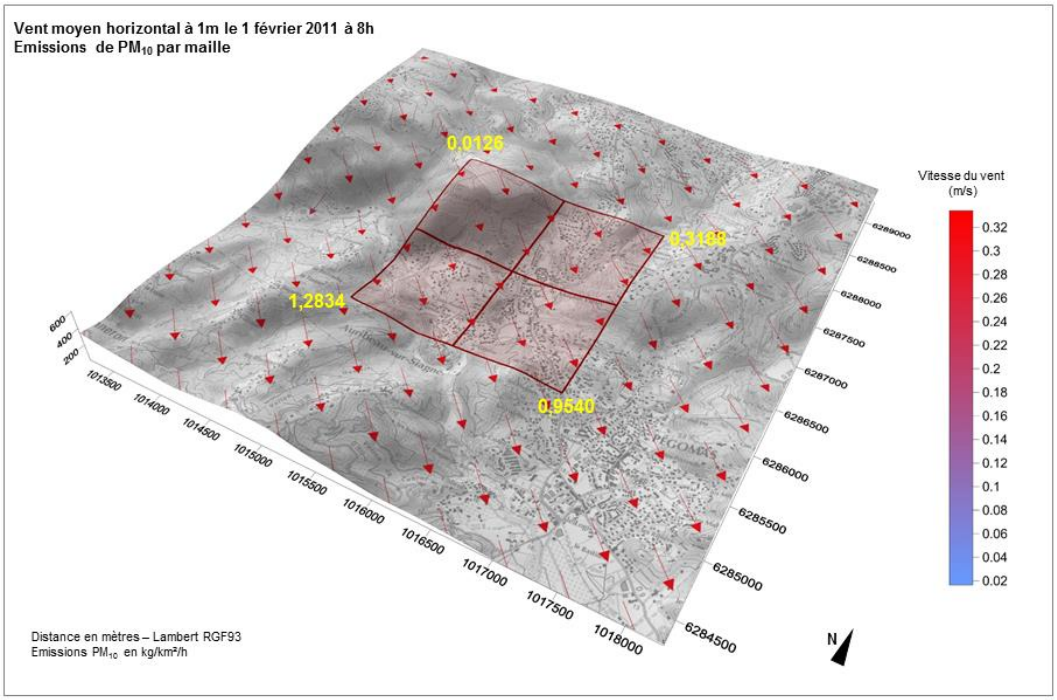


Figure 250. Champ de vent simulé à 1 mètre. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 08h TU. En jaune : les émissions de PM_{10} en kg/km²/h pour chacune des mailles du domaine.

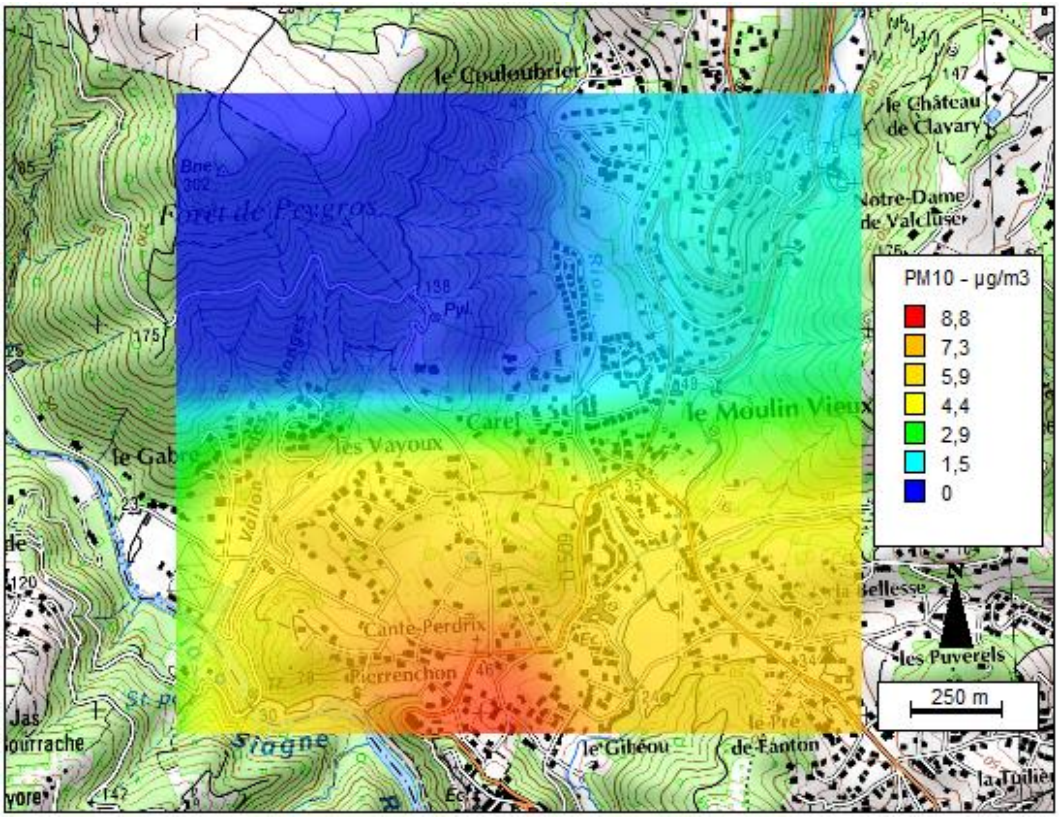


Figure 251. Carte des concentrations de PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 08h TU.

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 (fig. 252), mais peuvent se disperser maintenant dans un volume d'air plus grand (évolution nycthémérale 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 (fig. 252), la simulation de 12h TU montre également que la masse d'air polluée s'est décalée à l'ouest (fig. 253). 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.

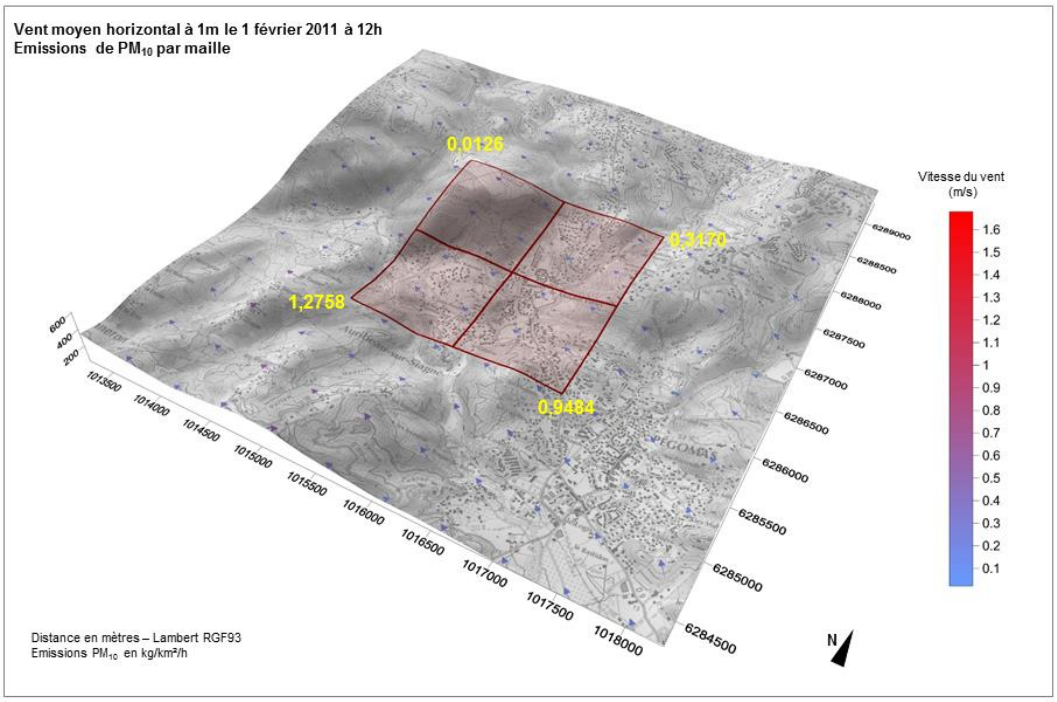


Figure 252. Champ de vent simulé à 1 mètre. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 12h TU. En jaune : les émissions de PM_{10} en kg/km²/h pour chacune des mailles du domaine.

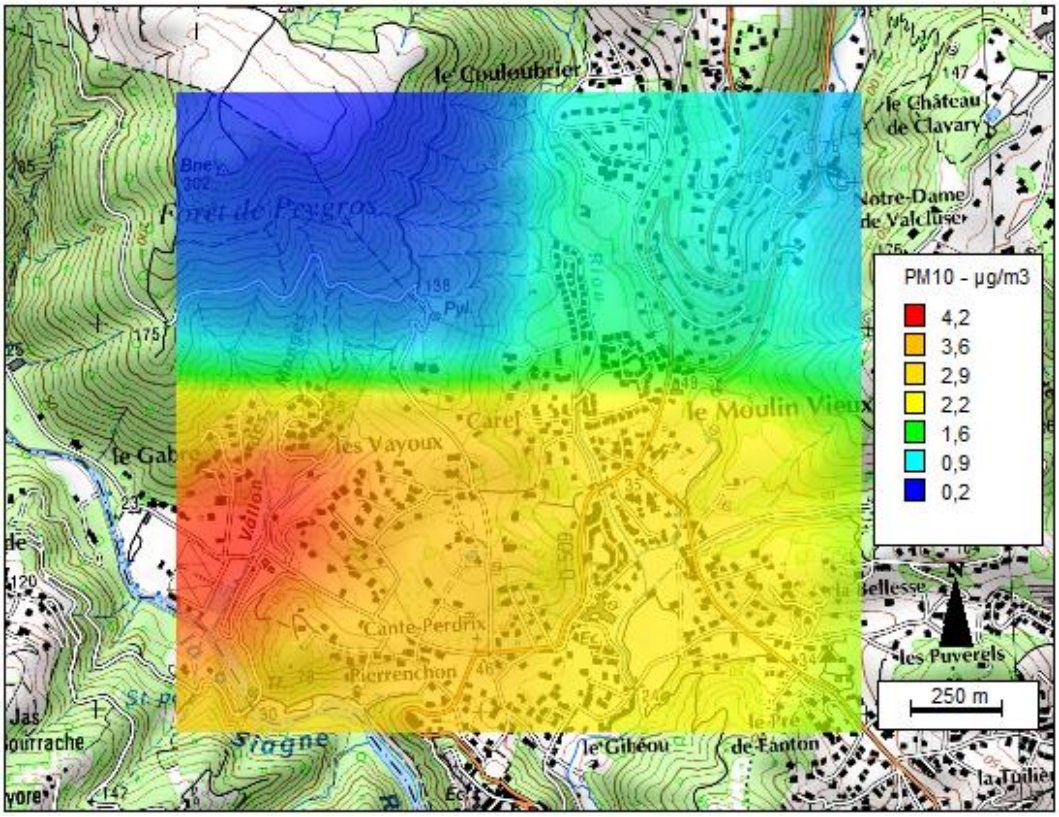


Figure 253. Carte des concentrations de PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 12h TU.

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 (fig. 254). Les figures 254 et 255 montrent qu'à cet instant le modèle simule une distribution des concentrations de PM_{10} au sud de la cuvette (la brise de montagne 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).

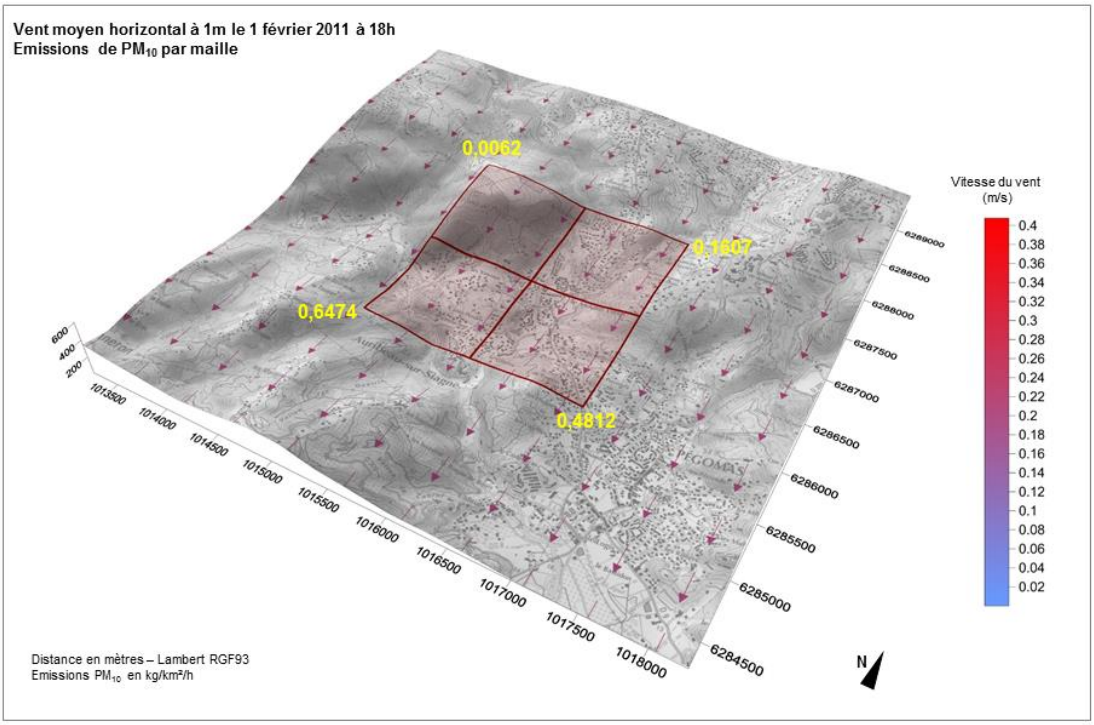


Figure 254. Champ de vent simulé à 1 mètre. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 18h TU. En jaune : les émissions de PM_{10} en kg/km²/h pour chacune des mailles du domaine.

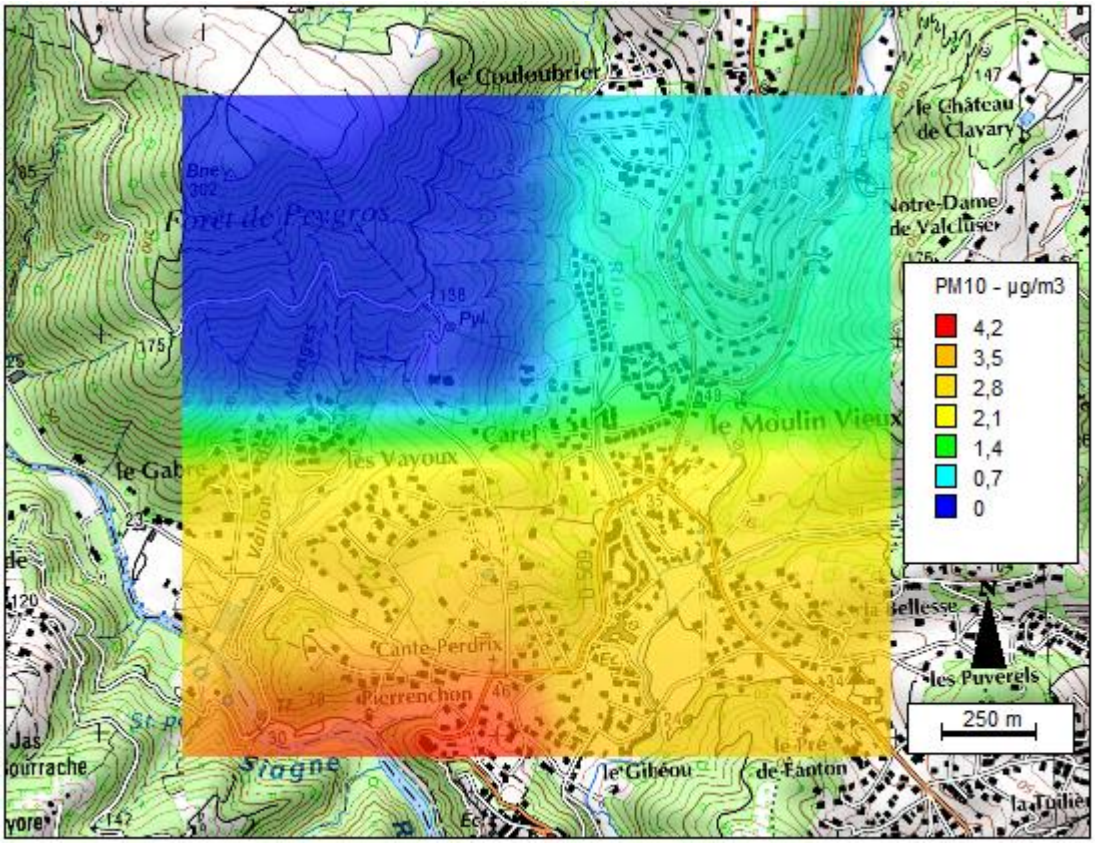


Figure 255. Carte des concentrations de PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 18h TU.

A 23h TU, les émissions ont chuté (fig. 256). La simulation de 23h TU (fig. 257) 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 (fig. 255 et 256). 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 (fig. 257). 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.

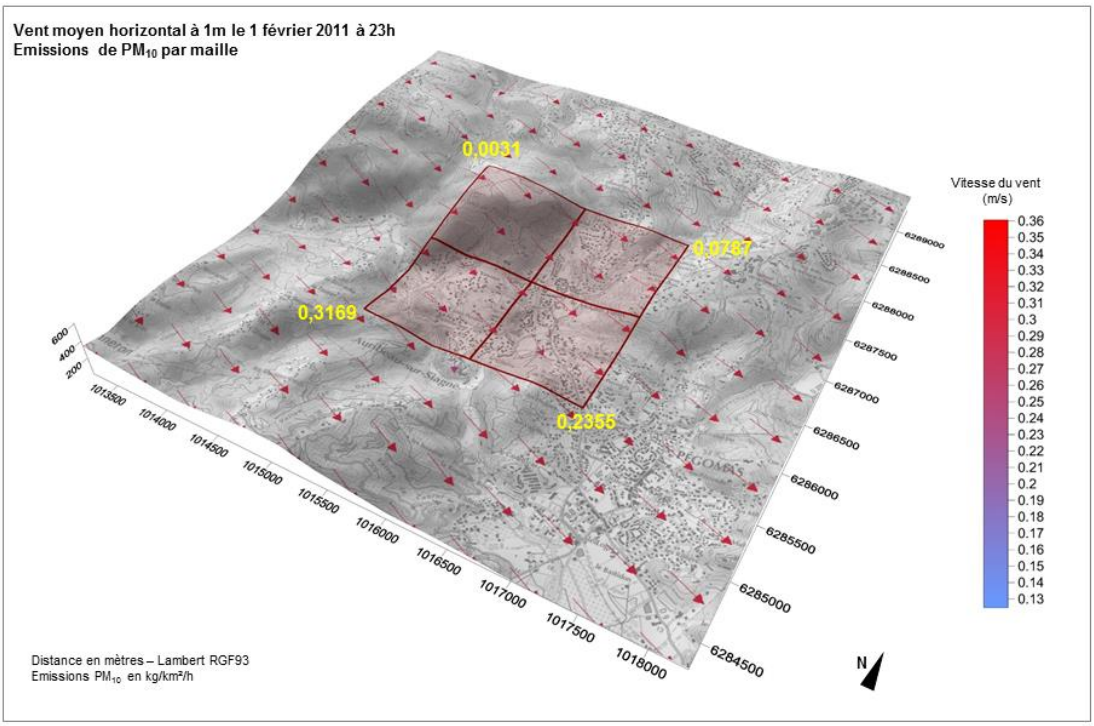


Figure 256. Champ de vent simulé à 1 mètre. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 08h TU. En jaune : les émissions de PM_{10} en kg/km²/h pour chacune des mailles du domaine.

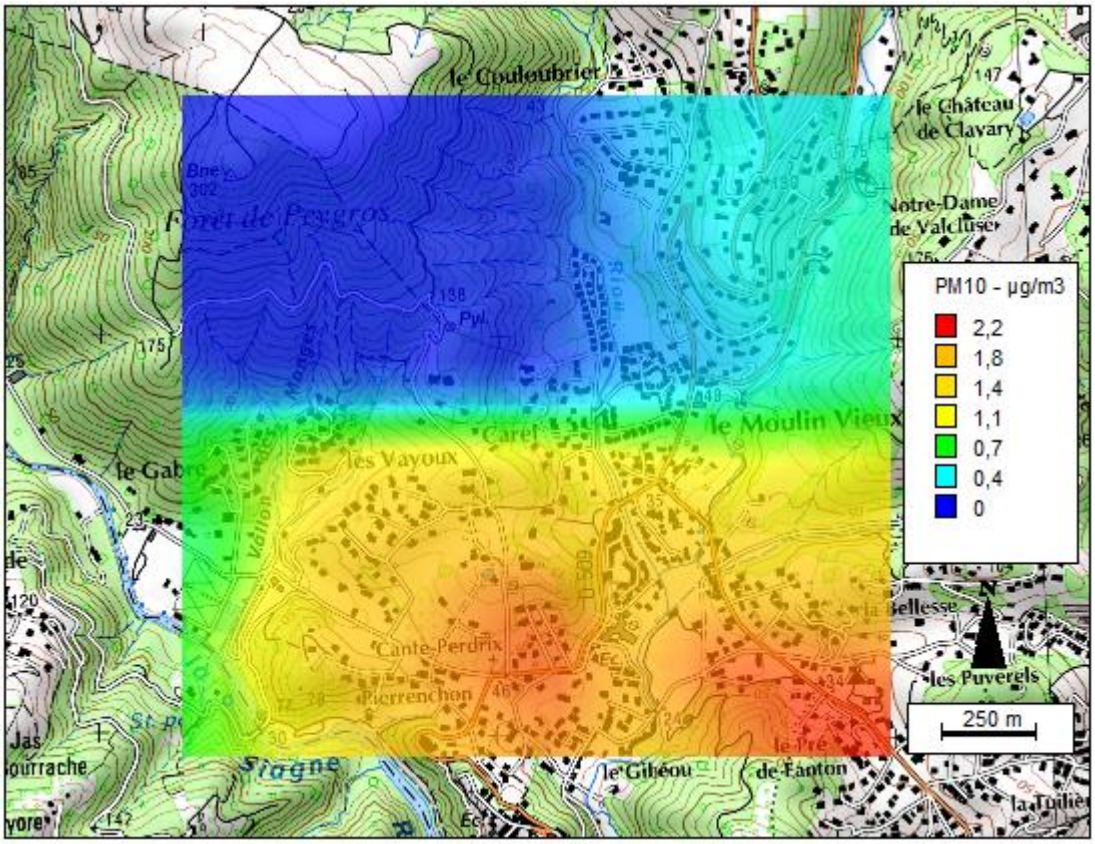


Figure 257. Carte des concentrations de PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011 à 23h TU.

*****

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 exposé « face » au soleil et donc fortement réchauffé. Ce différentiel de température (et donc de pression) entre le versant et la cuvette 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.

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

La figure 258 illustre l'importante différence entre les valeurs mesurées et celles estimées par modélisation 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.

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. A 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 Paillons (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 réductions d'émissions (par exemple : les performances des installations individuelles de combustion du bois, et les normes Euro des véhicules diesel). En témoignent 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 bâtit 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, 2011). Comme quoi l'interprétation de la pollution de l'air est fonction de l'échelle d'étude considérée et de ses spécificités, notamment physiques. A 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).

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 258 correspond à la différence entre les valeurs mesurées et celles estimées par modélisation. 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 µg/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.

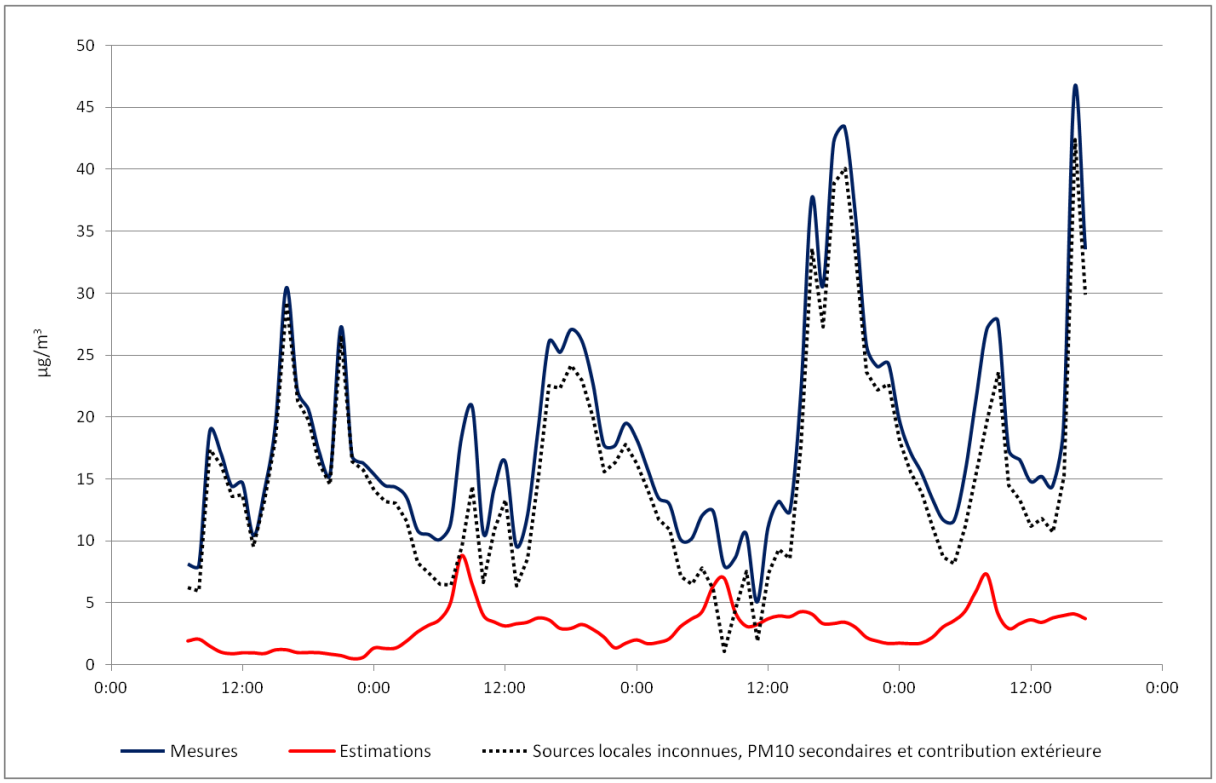


Figure 258. Evolution des valeurs horaires de PM_{10} mesurées et estimées par modélisation à la station de mesure d'Auribeau-sur-Siagne (cf. fig. 238 et 245), du dimanche 30/01 au mercredi 02/02/2011.

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 précise) : 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.

*****

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.

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 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 palier aux « 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).

Conclusion de la partie V

Le premier chapitre a dévoilé l'éventail des possibilités techniques en matière de modélisation de la dispersion atmosphérique. Il en ressort qu'il n'est pas si facile de faire un choix parmi les modèles malgré les grandes lignes directrices. Pour causes, sauf les rares cas d'école rodés et qui fonctionnent en routine, le traitement d'une problématique de modélisation sera perturbé par des biais parfois inévitables. C'est par exemple une situation de modélisation qui demande dès le départ de poser une hypothèse simplifiée, faute de données sur un type d'émissions, d'un champ de vent simulé perfectible, d'une rugosité homogène alors que les surfaces sont différentes, etc. Par conséquent, l'utilisation d'un type de modèle plutôt qu'un autre, qui plus est au sein de la même famille, n'aura que peu d'influence sur les simulations finales.

Concernant la mise en œuvre concrète du modèle ADMS-Urban dans un environnement à la topographie complexe, celui-ci réussit à représenter fidèlement les effets des topoclimats sur la variabilité spatio-temporelle des concentrations de PM_{10}. En effet, les variations de concentrations dans le temps et l'espace qui ont lieu dans la masse d'air modélisée apparaissent reliées à celles des grands traits topoclimatiques qui opèrent dans la cuvette d'Auribeau-sur-Siagne. Aussi, on a pu remarquer que les maximums d'émissions n'occasionnent pas les maximums des concentrations et donc, que la météorologie est à l'œuvre.

Toutefois, cette expérimentation marque deux limites essentielles quant à l'utilisation de ce type de modèle en terrain complexe. La première limite réside dans le fait que le modèle n'intègre pas les effets d'accumulation sous l'effet de la stratification thermique de l'air. Or, lorsque qu'une inversion thermique se met en place, c'est généralement pour plusieurs heures. Les polluants ont naturellement tendance à s'accumuler, et donc les concentrations à augmenter au fil du temps, puisque le volume d'air est faible, d'autant plus quand l'inversion descend près du sol. La deuxième limite reflète l'incapacité du modèle à simuler les brises catabatiques et anabatiques, alors qu'elles ont été décelées et mesurées à l'aide d'instruments. En effet, un flux anabatique peut transporter sur un versant « exempt » d'émission (ici le massif du Peygros) des particules présentes en aval, en bordure de la cuvette. Or, de telles variations ne sont pas repérées d'après les simulations. En ce sens, il convient d'émettre une certaine réserve quant à l'utilisation des modèles de type gaussien pour la modélisation des topoclimats. Par conséquent, les champs de pollution de PM_{10} simulés doivent être considérés avec précaution, combien même ils apportent une information inédite, riche en la matière et relativement juste à l'échelle spatio-temporelle fine.

Enfin, cette cinquième et dernière partie soutient un enseignement général sur la modélisation de la dispersion atmosphérique. Cet enseignement est que si la modélisation représente avec qualité une situation réelle complexe, celle-ci reste limitée, ne serait-ce que pour des espaces où le relief est contrasté et où les topoclimats sont la règle. L'expérience de cette première approche de la modélisation montre qu'elle doit demeurer complémentaire à une information issue de la mesure, seule véritable juge en matière de qualité de l'air. De plus, le modélisateur doit, à mon sens, connaître et avoir vécu son terrain d'étude au risque de faire de mauvaises interprétations des simulations. En témoigne le rôle des brises de pentes. Finalement, même averti dans le cas de ce travail, la retenue reste de mise vis-à-vis des conclusions apportées par ces simulations.

CONCLUSION

L'objectif central de cette thèse visait à mieux comprendre dans l'espace et dans le temps, la variabilité des concentrations de particules sous l'effet des topoclimats, dans le département des Alpes-Maritimes. Ainsi, la question posée était de savoir dans quelle mesure les brises et l'état de stabilité verticale de l'atmosphère, dont les inversions de températures en sont une des illustrations, influencent la pollution de l'air ? Autrement dit, conditionnent-elles ou non la dispersion, l'advection et l'accumulation des particules dans l'air ambiant ?

L'influence de ces topoclimats sur la pollution atmosphérique particulaire a été établie au travers des recherches menées dans le sud-ouest du département.

On savait déjà que l'air respiré dans les villes azuréennes n'est généralement pas d'une qualité optimale. En revanche, dans l'arrière-pays cannois ainsi qu'au front et au sein des Préalpes, ce que l'on savait moins, contrairement à l'idée reçue qui voudrait que l'éloignement des centres urbains soit synonyme d'air pur, c'est qu'à certains moments de la journée et localement, l'air y est tout autant, voire plus pollué. Ce constat ne pourrait être généralisé ni dans le temps, ni dans l'espace. Pour autant, il est révélateur du caractère hétérogène de la pollution de l'air aux particules dans le sud-ouest du département. Toujours est-il que l'agglomération littorale contribue de manière écrasante aux émissions de PM_{10}, et ces dernières, sous l'effet des topoclimats, sont emportées dans un sens le jour (vers le nord), puis dans l'autre la nuit (vers le sud), ou bien bloquées à proximité du sol lorsque l'air est stable du soir jusqu'au matin. Par contre, cette singularité peut être généralisée dans l'ensemble de l'espace étudié.

La production des connaissances s'est appuyée essentiellement sur des travaux de terrain à différentes échelles spatio-temporelles. Ces travaux ont été effectués lors de plusieurs campagnes de mesures de paramètres météorologiques et de particules, de manières fixes et itinérantes, complétés par des travaux de modélisation de dispersion atmosphérique et de caractérisations chimiques des PM_{10}. Le tout a été opéré grâce à différents matériels et techniques. Ce fut par exemple le cas avec les traçages de masses d'air par des ballons équilibrés (dits CLB), suivis à l'aide d'appareils optiques. On peut également citer la campagne de mesures des concentrations de PM_{10} menée durant 7 mois et demi à Vence, et effectuée grâce à un appareil TEOM-FDMS.

De nombreux enseignements ont été acquis en recoupant et en analysant ces informations. Ils ont valorisé une fois de plus l'intérêt de l'expérimentation *in situ*. Aussi, la mise en œuvre d'une modélisation de la dispersion atmosphérique des PM_{10} au sein d'un environnement topographique complexe est venue compléter les connaissances, mais a également souligné l'importance de confronter les données simulées avec celles observées.

Tout d'abord, il a été rappelé au début de la thèse que les particules se caractérisaient par leur structure physico-chimique complexe et par leurs origines très variées. L'inventaire local des émissions met en évidence la contribution importante du transport routier et du chauffage domestique en particulier issue des véhicules diesel et des appareils de chauffage au bois individuels.

Quant à l'impact sanitaire des particules, il n'est plus à démontrer et fait consensus au niveau international. Les conséquences sanitaires tant à court terme qu'à long terme sont considérables. L'OMS rappelle régulièrement que près de 42 000 décès prématurés par an en France sont le résultat de l'exposition chronique à la pollution particulaire. A titre de comparaison, le tabac cause 60 000 morts par an, les accidents de la route 3 000. La pollution atmosphérique coûte dans sa globalité à la société française entre 20 et 30 milliards d'euros par an selon le Commissariat Général du Développement Durable (2013). Une prise de conscience s'opère progressivement face à ces enjeux.

Le territoire des Alpes-Maritimes se caractérise par son relief vigoureux et contrasté, avec des éléments géographiques qui s'opposent clairement. Il présente aussi un visage relativement plus tranquille dans sa partie sud-ouest. Le département connaît généralement un type de temps radiatif (clair et peu venté synoptiquement). Des contrastes thermiques apparaissent ainsi entre les différents substrats géographiques. Ce contexte offre donc la possibilité aux topoclimats de s'exprimer, comme le font les brises et inversions thermiques. L'étude des roses des vents des postes météorologiques de Météo-France de Cannes, Pégomas et Caussols a prouvé que l'essentiel de la ventilation du sud-ouest du département est assuré par le jeu des brises thermiques. Par ailleurs, l'emboîtement et la superposition de différents types de flux d'air ont également été caractérisés.

Dans ce contexte, l'ensemble des lâchers de ballons CLB, ainsi que l'observation des fumées ont concrètement révélé le régime alterné des brises thermiques lors des campagnes de terrain réalisées à différentes saisons météorologiques. Les CLB ont permis de caractériser à faible altitude les masses d'air au sein desquelles ils ont évolué. Le plus souvent, les vents thermiques se trouvent canalisés et ainsi guidés par la topographie. Cet exercice a aussi permis de constater une superposition et une imbrication des flux thermiques et synoptiques. L'exploitation de toutes ces données montre que :

- en soirée, la nuit et tôt le matin, la brise d'amont (terre-montagne) est froide et relativement lourde. Elle offre peu de brassage compte-tenu de sa stabilité. Elle est aussi peu épaisse (environ 150 mètres en vallées et en fronts de versants) et souffle à une vitesse comprise entre 2 et 4 m/s. Sa direction est généralement de composante nord à nord-ouest ;

- en journée, la brise d'aval (vallée-mer), principalement de secteur sud-est, est plus instable puisqu'elle survole un sol chauffé. Elle est également plus épaisse (jusqu'à 500 mètres au plus en hiver, et au moins en été). Sa vitesse varie entre 1,5 et 3 m/s, et présente la particularité de décroître avec l'altitude. Près du sol, la brise de vallée est plus énergique que la brise de mer qui la relaye ;

- globalement, la brise de terre-mer est orientée nord-sud ;

- ces brises sont sujettes localement à l'influence de la topographie, tant pour leur direction (orientations des pentes, guidage par les gorges) que pour leur vitesse (effets

Venturi et de col). Dans le second cas, le flux thermique a été mesuré jusqu'à 6,3 m/s au niveau d'un col en sortie des gorges de la Siagne. A titre de comparaison, la vallée du Var, dont le tracé nord-sud est quasi-rectiligne sur près de 20 kilomètres et perpendiculaire au trait de côte, permet un puissant guidage et une accélération du flux dépassant parfois les 10 m/s en hiver au poste météorologique de Nice-Aéroport.

De plus, les mesures de paramètres météorologiques effectuées de quelques jours à plusieurs mois, respectivement à Auribeau-sur-Siagne et à Vence, viennent compléter ces observations. Dès lors que le temps est radiatif, elles indiquent principalement que :

- le régime de brise d'amont (terre-montagne) domine plus de la moitié du temps en période hivernale, notamment du fait que les jours sont plus courts et parfois que le temps reste couvert ou est pluvieux, et donc que le continent demeure relativement plus froid que la mer au cours de la journée. Elle est peu épaisse et stable étant donné sa température froide. Aussi, cette brise souffle plutôt faiblement aux moments où les mesures ont été faites ;

- les inversions thermiques sont quotidiennes, et d'autant plus prononcées à proximité du sol quand l'air est quasi-immobile. Lors des mesures à Auribeau-sur-Siagne, elles étaient coiffées par des écoulements d'air relativement fort (environ 4 m/s).

Par ailleurs, l'observation des fumées issues des brûlages apporte un éclairage sur l'influence des phénomènes topoclimatiques sur la pollution de l'air. En effet, elles permettent quasiment toute l'année (excepté la période rouge correspondant à l'interdiction totale d'allumage de feu allant du 1er juin au 30 septembre) de distinguer les effets de flottabilité et les écoulements d'air dans les premières couches d'air de la troposphère. Ainsi, grâce à elles, on constate les niveaux d'inversions thermiques et le blocage total de ces fumées sous l'effet de la stabilité de l'air. On remarque également les prémisses de l'instabilité diurne avec le phénomène d'enfumage généralisé qui s'opère sous l'effet du réchauffement du sol en cours de matinée, tandis que plus haut l'inversion est toujours en place, ainsi que les mouvements d'air qui suivent des voies privilégiées par la topographie.

Les instrumentations des brises et inversions thermiques, et des particules dans l'air ambiant, prouvent que ces topoclimats ont une responsabilité sur la variabilité spatio-temporelle des concentrations de PM_{10}. Cependant, ils sont impliqués de manière relative. En effet, le caractère multi-causal de la pollution de l'air a été démontré à Auribeau-sur-Siagne et à Vence. La météorologie n'est donc pas suffisante pour expliquer les niveaux mesurés. Par ailleurs, l'importance de la pollution de proximité à Auribeau-sur-Siagne a été montrée par l'étude des fractions particulaires (PM_{10}, PM_1).

Quelle que soit l'époque de l'année, la brise d'amont nettoie l'air au front des Préalpes comme cela a été mesuré à Grasse et à Vence, tandis qu'elle advecte vers la bande littorale les particules charriées sur son chemin, en même temps qu'elle chapeaute les inversions thermiques qui sévissent dans les vallons des plans provençaux. A l'inverse, en journée, le régime de brise d'aval (brise de mer-vallée) transporte cette fois vers l'amont les particules émises plus massivement au sein de l'espace urbanisé côtier. Les Préalpes connurent même des niveaux de PM_{10} de l'ordre de 10 à 20 $\mu g/m^3$, relevés lors des campagnes de mesures, alors que ces espaces sont « exempts » de source de pollution. En d'autres termes, le régime alterné des brises thermiques transporte dans un sens puis dans l'autre les particules émises dans l'agglomération littorale.

Pendant ce temps, les inversions thermiques sont quotidiennes au sein de la cuvette d'Auribeau-sur-Siagne. Les particules émises localement depuis la veille au matin se déplacent et se concentrent en fonction de l'état de stabilité et de ventilation de la masse d'air, pour se voir diluées en début de journée dans un volume d'air plus grand lorsque se rompt l'inversion thermique. Le soir venu, l'inversion se met de nouveau en place et ce cycle recommence.

Puisque la cuvette d'Auribeau-sur-Siagne venait d'être instrumentée et le caractère topoclimatique caractérisé, il apparaissait intéressant de tester un logiciel de dispersion atmosphérique, en l'occurrence ADMS-Urban, dans un environnement à la topographie complexe. Cette première approche de la modélisation, volontairement simpliste, montre qu'ADMS-Urban réussit à représenter fidèlement les effets des topoclimats sur la variabilité spatio-temporelle des concentrations de PM_{10}. En effet, les variations de concentrations dans le temps et l'espace qui ont lieu dans la masse d'air modélisée apparaissent reliées à celles des grands traits topoclimatiques qui opèrent dans la cuvette d'Auribeau-sur-Siagne.

Toutefois, ce travail a révélé deux limites. La première limite réside dans le fait que le modèle n'intègre pas les effets d'accumulation sous l'effet de la stratification thermique de l'air. Or, lorsque qu'une inversion thermique se met en place, c'est généralement pour plusieurs heures. Les polluants émis localement (au sens du quartier) ont naturellement tendance à s'accumuler, et donc les concentrations à augmenter au fil du temps puisque le volume d'air est faible, d'autant plus lorsque l'inversion descend près du sol. La deuxième limite reflète l'incapacité du modèle à simuler les brises catabatiques et anabatiques, alors qu'elles ont été décelées et mesurées à l'aide d'instruments. En ce sens, il convient d'émettre une certaine réserve quant à l'utilisation des modèles de type gaussien pour la modélisation des topoclimats.

L'expérience de cette première approche de la modélisation montre qu'elle doit demeurer complémentaire à une information issue de la mesure *in situ* quand cela est possible, car finalement elle seule permet de rendre compte en matière de qualité de l'air. Aussi, il convient de rappeler que les résultats issus des modélisations seront d'autant mieux interprétés si l'utilisateur connaît son terrain d'étude.

Le prêt, par l'Université Humboldt de Berlin, d'un camion laboratoire équipé d'un appareil de type TEOM-FDMS a permis la mesure en continu des PM_{10} et de paramètres météorologiques. De plus, les relevés continus de deux autres stations météorologiques Davis, installées à quelques dizaines de mètres du camion, ont été exploités afin de pallier aux manques de certaines données. Par ailleurs, elles ont été complétées par des informations qualitatives sur les types de temps et pratiques de résidants environnant (feux de jardins). Il a donc été possible de mettre en œuvre une campagne inédite de mesure de paramètres météorologiques et de PM_{10} à Vence durant un peu plus de 7 mois. Qu'avons-nous observé ?

Les données journalières nous apprennent que la valeur limite journalière réglementaire pour la protection de la santé humaine, qui s'élève à 50 $\mu g/m^3$, a été dépassée 19 fois au total. 16 jours successifs ont dépassés cette valeur entre février et mars 2013, et 3 jours de dépassements sont groupés à la mi-juin 2013. La moyenne des concentrations de PM_{10} sur la campagne de mesures, effectuée du 27 novembre 2012 au 04 juillet 2013, s'élève à 30,7 $\mu g/m^3$.

Les principales conclusions de l'évolution des niveaux bi-horaires de PM_{10} en fonction des paramètres météorologiques sont les suivantes :

- les concentrations de fond évoluent lentement à la hausse lors de conditions anticycloniques calmes ;

- elles baissent rapidement dès lors que la situation générale devient perturbée, qui plus est pluvieuse et/ou venteuse.

Mais cette tendance globale est empreinte de nuances météorologiques par temps radiatif qui ont des conséquences importantes sur la variabilité des niveaux horaires :

- la brise de montagne nettoie l'air, contribue à la baisse des PM_{10} la nuit et en limite la hausse le matin au pied des Préalpes ;

- la brise de terre, advecte vers le sud un air chargé de particules lorsqu'elle survole les plans provençaux, et participe ainsi à la hausse des concentrations le matin sur le bord de mer ;

- la brise de mer advecte des PM_{10} en journée, vers le nord ;

- en hiver, la chute des températures et l'augmentation de l'humidité participent à la hausse des particules en soirée ;

- à la fin du printemps et en été, le rayonnement solaire et la chaleur contribuent par réaction photochimique à une partie de la hausse des PM_{10} en milieu d'après-midi.

Enfin, la mise à disposition du camion laboratoire nous a offert l'opportunité de procéder à des caractérisations chimiques des particules impactées sur le TEOM-FDMS, dans le but de cibler les principales origines des PM_{10}. Le LCSQA a épaulé cette entreprise en fournissant des filtres en quartz préalablement étuvés, des boites de Pétri, mais aussi en prodiguant ses conseils pour les manipulations du TEOM-FDMS et des filtres. Ce soutien s'est concrétisé au travers de la prise en charge des analyses chimiques des échantillons.

Globalement, on retiendra que les analyses réalisées ont révélé que la combustion de biomasse en tout genre était probablement responsable d'une part importante de la masse des PM_{10} mesurée sur toute la période de la campagne. Compte tenu de l'environnement de la station, on peut donc conclure que les sources qui contribuent le plus aux niveaux des PM_{10} sont le chauffage au bois et les feux de déchets verts.

Toutefois, il convient de garder à l'esprit que ce travail de caractérisation chimique des PM_{10} est rigoureux, mais pas tout à fait conforme aux protocoles en vigueur pour la mesure et le prélèvement des échantillons. Par conséquent, la précaution demeure quant à l'interprétation des résultats même s'ils sont loin d'être incongrus.

Cette thèse reflète également l'intérêt de l'échelle topoclimatique dans l'étude des problèmes de pollution atmosphérique. L'échelle macro des éléments du climat (vent synoptique, températures) et la pollution de l'air (régionale), tant dans leur variation spatiale et temporelle, dominent encore souvent les esprits. Or, sans faire abstraction des échelles supérieures, c'est à l'échelle topoclimatique que se produisent de nombreux phénomènes climatiques qui comptent pour la vie humaine. C'est ce qui fait qu'un habitant installé au fond d'une cuvette, où un lac d'air froid empêche toute dispersion des polluants, sera plus concerné par la problématique de la qualité de l'air que son voisin situé 50 mètres plus haut sur une crête.

L'ensemble des travaux menés durant cette thèse rend compte de l'acquisition de nouvelles connaissances ou de leur avancement, pour ce qui concerne les espaces étudiés. Ils illustrent aussi l'étendue du champ qui demeure à investiguer si l'on voulait conforter ces résultats. Ceci est valable tant d'un point de vue spatial que thématique.

En effet, tout en s'appuyant sur ce nouveau socle de connaissances, des études supplémentaires à engager en différents points géographiques du département pourraient venir compléter celles déjà réalisées durant cette thèse, comme des traçages des masses d'air, des mesures itinérantes de particules, de la modélisation et des spéciations chimiques de particules. Aussi, le recours à des mesures par LIDAR (Light Detection And Ranging) parfois utilisé dans l'étude des sciences atmosphériques et de la pollution de l'air, serait utile afin d'étudier la variabilité temporelle des concentrations de particules à la verticale, du sol jusqu'à quelques milliers de mètres d'altitude. L'application concrète d'un tel projet pourrait servir à améliorer les politiques publiques de la qualité de l'air en termes d'adaptation aux problématiques locales à fines échelles. Cela ne pourrait se concrétiser que dans le cadre d'un nouveau projet scientifique de plusieurs années, possiblement avec d'autres laboratoires universitaires, mais devant être nécessairement financé et épaulé par des moyens humains et techniques conséquents.

BIBLIOGRAPHIE

ACGIH, 1999. *Particle Size-Selective Sampling for Health-Related Aerosols*. James H. Vincent Editor. 240 p.

ADEME, 2009. *Guide de lecture des directives européennes 2008/50/CE et 2004/107/CE*. Surveillance de la qualité de l'air ambiant, 88 p.

ADEME, 2012. *Emissions de particules des véhicules routiers*. Les avis de l'ADEME, 5 p.

Afsse, 2004. *Impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine*. Rapports 1, 90 p.

Afsse, 2004. *Impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine*. Rapports 2, 146 p.

Afsset, 2009. *Pollution atmosphérique urbaine*. Environnements et milieux, 6p.

Afsset, 2009. *Pollution par les particules dans l'air ambiant. Synthèse des éléments en vue d'un appui à l'élaboration de seuils d'information et d'alerte du public pour les particules dans l'air ambiant.* Rapport d'expertise collective, 127 p.

Air PACA, 2012. *Bilan annuel 2011 – Alpes-Maritimes.* 27 p.

Air PACA, 2013. *Apports exogènes en région PACA. Contributions exogènes et naturelles en PACA*. 6 p.

Air PACA, 2013. *Complément d'évaluation de la qualité de l'air à Grasse, août 2011-juillet 2012*. 37 p.

Air PACA, 2013. *Bilan annuel 2012 – Alpes-Maritimes*. 36 p.

Air PACA, 2013. *Projet AERA, du transfrontalier au local*. 6 p.

Air PACA, 2010. EMIPROX. Inventaire des émissions PACA 2010. www.aires-mediterranee.org / www.atmopaca.org

Angelini I., Garstang M., Davis R., Hayden B., Fitzjarrald D., Legates D., Greco S., Macko S., Connors V., 2011. On the coupling between vegetation and the atmosphere. *Theor. Appl. Climatol.* 105: pp. 243-261.

Angevine W.M., Baltink H.K., Bosveld F.C., 2001. Observations of the morning transition of the convective boundary layer. *Boundary Layer Meteorology*. 101: pp. 209-227.

ANSES, 2012. *Effets sanitaires liés à la pollution générée par les feux de végétation à l'air libre*. Rapport d'expertise collective. 208 p.

Arkouli M., Ulke A.G., Endlicher W., *et al*. 2010. Distribution and temporal behavior of particulate matter over the urban area of Buenos Aires. *Atmospheric Pollution Research*. 1: pp. 1-8.

Atmo PACA, 2007. EMIPROX. Inventaire des émissions PACA 2007. www.aires-mediterranee.org / www.atmopaca.org

Atmo Paca, 2011. *Bilan 2010 de la surveillance de la qualité de l'air. Alpes-Maritimes*. 22p.

Attfield M.D., Schleiff P.L., Lubin J.H., 2012. The diesel exhaust in miners study: a cohort mortality study with emphasis on lung cancer. *The Lancet Oncology*, 104.

Avila F., 2003. Influence de la topographie et du substrat sur les écarts thermiques nocturnes : région limoneuse du Moyen-Adour et clairières sableuses de la forêt des Landes (France). *Publications de l'A.I.C.*, Vol. 1 : pp. 135-142.

Avissar R., 1996. Potential effects of vegetation on the urban thermal environment. *Atmospheric Environment.* 30: pp. 437-448.

Aymoz G., 2008. *Caractérisation chimique des particules*. Rapport LSCQA, 63 p.

Aymoz G., Chiappini L., 2009. *Caractérisation chimique des particules. Bilan des campagnes de janvier 2008 à janvier 2009*. Rapport LCSQA, 64 p.

Azorin-Molina C., Chen D., Tijm S., Baldi M., 2011. A multi-year study of sea breezes in a Mediterranean coastal site: Alicante (Spain). *International Journal of climatology.* 31: pp. 468-486.

Bailey W.H., Oke T.R., Rouse N.R., 1997. *The climates of Canada*. McGill-Queen's University Press, 369 p.

Bastin S., Drobinski P., Dabas A., Delville P., Reitebuch O., Werner C., 2005. Impact of the Rhône and Durance valleys on sea-breeze circulation in the Marseille area. *Atmospheric Research*. 74: pp. 303-328.

Baumbach G., Vogt U., 1999. Experimental determination of the effect of moutain-valley breeze circulation on air pollution in the vicinity of Fribourg. *Atmospheric Environment*. 33: pp. 4019-4027.

Beltrando G., Chémery L., 1995. *Dictionnaire du climat*. Larousse, 344 p.

Beltrando G., Dahech S., Madelin M., 2008. L'intérêt de l'étude des brises thermiques : exemples des brises littorales et orographiques. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, n°51 : pp. 49-61.

Beltrando G., 2011. *Les climats. Processus, variabilité et risques*. Armand Colin, 286 p.

Benmarhnia T., Mathlouthi F., Smargiassi A., 2013. *Les impacts sanitaires des particules liées aux incendies de forêt*. Publications de l'Institut national de santé public du Québec, 19 p.

Besombes J.-L., Cozic J., Duval M., Hulin A., Jaffrezo J.-L., Pakulic C., Piot C., Racher A., 2011. *Particul'air : étude inter-régionale de la pollution particulaire en zone rurale*. Rapport ADEME. 168 p.

Bessagnet B., Meleux F., Favez O., Chiapani L., 2010. *Caractérisation chimique des particules. Comparaison Modèle/Mesure*. Rapport LCSQA, 48 p.

Bouchlaghem K., Ben Mansour F., Elouragini S., 2007. Impact of a sea breeze event on air pollution at the Eastern Tunisian Coast. *Atmospheric Research*. 86: pp. 162-172.

Brocheton F., Mesbah B., Poulet D., Hourdin G., 2010. Modélisation de la pollution particulaire (PM_{10}) dans la région de l'étang de Berre. Détermination des zones homogènes de pollution. *Pollution atmosphérique*. 206 : pp. 197-212.

Brown J.S., Zeman K.L., Benneth W.D., 2002. Ultrafine particle deposition and clearance in the healthy and obstructed lung. *Am. J. Resp. Crit. Care Med.*, 166: 1240-7

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

Cadiou H. 1997. *La mesure du vent : sa perturbation par les obstacles*. Note technique n°33 de Météo-France, 8 p.

Campagna D., Ferry R., Lefranc A., Nunes-Odasso C., 2003. Observatoire régional de santé d'Ile-de-France. *Programme ERPURS 1987-2000. Analyse de la liaison à court terme entre pollution atmosphérique et santé*. Rapport ORS IDF, 2 p.

Cantat O., 2004. L'îlot de chaleur urbain parisien selon les types de temps. *Norois*, vol. 2, n°191: pp. 75-105.

Cantat O., Le Gouee P., Bensaid A., 2009. Le rôle de la topographie et des sols dans la modélisation spatiale d'échelle fine des bilans hydriques. *Journées de climatologie. Climat et société : climat et relief*. pp. 1-20.

Carollo A., Libera V., 1989. Influence des lacs sur la température. *Publications de l'A.I.C.* Vol. 2 : pp. 57-61.

Carrega P., 1989. Vent et échelles de contraintes géographiques : exemples en région niçoise. *Publications de l'A.I.C.* Vol. 2 : pp. 83-88.

Carrega P., 1994. Topoclimatologie et habitat. *Revue d'Analyse Spatiale*, Nice, n°35 et 36. 408 p. (thèse d'état).

Carrega P., 2000. Contes (Alpes-Maritimes françaises) : une vallée continentale et mal ventilée bien que proche de la mer. *Publications de l'A.I.C.* Vol. 12 : pp. 34-42.

Carrega P., 2003. Climat et pollution atmosphérique en poussières (PM_{10}) : rôles relatifs des émissions et de la dispersion dans une vallée de l'arrière-pays niçois (Contes, sud-est de la France) en 2000. *Publications de l'A.I.C.* Vol. 15 : pp. 69-72.

Carrega P., 2005. *La topoclimatologie : pourquoi le climat varie-t-il sur de très courtes distances ?* http://www.meteosudest.org/Pierre/PCMeteosudest-topoclim.ppt

Carrega P., 2006. La pollution par l'ozone dans les Alpes-Maritimes. *Publications de l'A.I.C.* Vol. 19 : pp. 409-414.

Carrega P., 2007. *Ecobuages, incendies de forêts, pollution de l'air, météo et civisme*. http://www.meteosudest.org

Carrega P., 2008 : Le vent : importance, mesures, modélisation et tribulations. *Bulletin de la Société géographique de Liège*. 51 : pp. 17-29.

Carrega P., 2009. *Ecoulements d'air à faible altitude au-dessus du bassin du Paillon*. Rapport n° 2, Université de Nice, Equipe GVE, UMR 6012 ESPACE/CNRS, 22 p.

Carrega P., Martin N., Yohia Ch., 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*. 207 : pp. 297-313.

Carrega P., Rosa F., 2005. Aspects du climat urbain de Nice : îlot de chaleur, îlot de fraîcheur, effets de paroi. *Publications de l'A.I.C.* Vol. 18 : pp. 35-38.

Carruthers D.J., Holroyd R.J., Hunt J.C.R., Weng W.-S., Robins A.G., Apsley D.D., Smith F.B., Thomson D.J., Hudson B., 1991. UK Atmospheric Dispersion Modelling System. *Proceedings of the 19th NATO/CCMS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application, Crete, Greece*. Eds. Han van Dop and George Kallos, Plenum Publishing Corporation, New York.

Cassadou S., Pascal L., Prouvot H., Declercq C., Saviuc P., Filleul L., Medina S., Eilstein D., Le Tertre A., Le Goaster C., Zeghnoun A., Quenel P., 2000. Pertinence et faisabilité d'un système de surveillance des effets de la pollution atmosphérique. *Sante Publique*, 12 (3) : 329-41.

CGDD, 2012. *Santé et qualité de l'air extérieur*. Rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement. 102 p.

CGDD, 2013. *Quelles valeurs monétaires pour les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique ? Enjeux, limites et perspectives*. Collection « études et documents » du SEEIDD, 82 p.

Chaix C., 2007. Le système hivernal des brises thermiques de surface dans la vallée des Bellevilles (Savoie). *Journées de climatologie. Climat et société : mesures et modèles*, pp. 95-108.

Chatignoux E., Gremy I., Host S., 2008. *Programme ERPURS 2003-2006. Analyse des liens à court terme entre niveaux de pollution particulaire, et hospitalisations et visites médicales à domicile.* Rapport ORS IDF, 4 p.

Chiappini L., 2012. *Caractérisation chimique des particules. Veille sur les études de caractérisation des PM*. Rapport LCSQA, 78 p.

CITEPA. *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effets de serre en France. Séries sectorielles et analyses étendues*. Format SECTEN, années 2012/13, 333 p.

Colombert M., 2008. *Contribution à l'analyse de la prise en compte du climat urbain dans les différents moyens d'intervention sur la ville*. Thèse de doctorat, Université Paris Est, 538 p.

Corsmeir U., Behrendt R., Drobinski P., Kottmeier C., 2005. The mistral and its effect on air pollution transport and vertical mixing. *Atmospheric Research*. 74: pp. 275-302.

Cour des comptes, 2012. *La surveillance de la qualité de l'air extérieur en France*. Rapport de la septième chambre de la Cour des comptes. 73 p.

Crosman E., Horel J., 2010. Sea and Lake Breezes: A Review of Numerical Studies. *Boundary Layer Meteorology*. 137: pp.1-29.

Dab W., Roussel I., 2001. *L'air et la ville*. Hachette Littératures, 218 p.

Dahech S., Beltrando G., Bigot S., 2005. Utilisation des données NOAA-AVHRR dans l'étude de la brise thermique et de l'Ilot de chaleur. Exemple de Sfax (sud-est tunisien). *Cybergeo : European Journal of Geography*. http://cybergeo.revues.org/3132.

Dahech S., Beltrando G., Quénol H., 2006. Brise de mer et pollution atmosphérique à Sfax (Tunisie). *Pollution atmosphérique*. 190 : pp. 211-223.

Dalstein-Richier L., Mangin A., Gueguen C., Carrega P., Vas N., Sanchez O., Theodore B. Berolo W., 2005. Etat des forêts d'altitude en relation avec la pollution de l'air par l'ozone dans la région niçoise. *Pollution atmosphérique.* Vol 47 n°288, pp. 503-520.

Daniau C., Thébault A., Malherbe L., Mathieu A.,Tognet F., Rouïl L., 2010. *Comparaison de deux modèles gaussiens de dispersion atmosphérique – ADMS et ARIA Impact*. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, 76 p. Disponible sur : www.invs.sante.fr

De Buman A.-M., 1995. L'effet des vents de pente sur la qualité de l'air de la vallée du Rhône en Valais (CH) durant l'hiver. *Publications de l'A.I.C.* Vol. 8 : pp. 241-247.

De Moor G., 2006. C*ouche limite atmosphérique et turbulence, les bases de la micrométéorologie dynamique.* Cours et manuels n°16 de Météo-France, ENM, 401 p.

Declercq C., Pascal M., Chanel O., Corso M., Ung A., Pascal L., Blanchard M., Larrieu S., Medina S., 2012. *Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans 9 villes françaises. Résultats du projet Aphekom.* Publications de l'InVS, 41 p.

Deletraz G. 2002. *Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne*. Thèse de doctorat, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 561 p.

Derville I., Michelot N. 2010. La politique de la qualité de l'air à la suite du Grenelle de l'Environnement. *Pollution atmosphérique.* 208 : pp. 337-339.

Derville I., Michelot N. 2011. Le plan particules : des mesures nationales et locales pour améliorer la qualité de l'air. *Pollution atmosphérique.* 209 : pp. 59-71.

Diaz-Sanchez D., Tsien A., Fleming J., Saxon A., 1997. Combined diesel exhaust particulate and ragweed allergen challenge markedly enhances human in vivo nasal ragweed-specific IgE and skews cytokine production to a T helper cell 2-type pattern. *The Journal of Immunology*. 158: 2406-13.

Donaldson K., Beswick P.H., Gilmour PS., 1996. Free radical activity associated with the surface of particles: a unifying factor in determining activity? *Toxicol. Lett.* 88: pp. 293-298.

Doran J., Horst T., Whiteman C., 1990. The development and structure of nocturnal slope winds in a simple valley. *Boundary Layer Meteorology*. 52: pp. 41-68.

Douguédroit A., 1980. Les topoclimats de la Haute Vésubie (Alpes Maritimes, France). *Méditerranée*, n° 4, pp. 3-11.

Douguedroit A., De Saintignon M.-F., 1984. Les gradients de températures et de précipitations en montagne. *Revue de géographie alpine*. Vol. 72 (2.3.4) : pp. 225-240.

Drobinski Ph., 2005. *Dynamique de la couche limite atmosphérique : de la turbulence aux système de méso-échelle.* HDR, Université Pierre et Marie Curie, pp. 9-24.

Dudouit A., 2004. Une étude de brise de mer dans la région caennaise : vers une aide à la prévention de la pollution photochimique en milieu littoral. *Norois*, vol. 4, n°193, p. 31-45.

Dudouit A., Legrand C., Goguet J.-P., 2006. Pollution photochimique en région littorale : exemple de la région caennaise. *Colloque Interactions Nature-Société, analyse et modèles*. La Baule.

Dudouit-Fichet A., Quénol H., 2008. Analyse multiscalaire de l'aérologie locale dans la région caennaise. *Physio-Géo – Géographie Physique et Environnement*, vol. II, pp. 97-120.

Endlicher W. 1981. L'îlot de chaleur urbain d'Annecy. Quelques remarques sur le climat urbain d'une ville alpine. *Revue de Géographie Alpine*, n°69-3 : pp. 407-420.

Endlicher W., Draheim T., Wolf-Benning U., Fiedler J., 2008. Variabilité spatio-temporelle de la concentration atmosphérique des particules à Berlin. Climatologie, vol. 5, pp. 71-81.

Escourrou G., 1991. *Le climat et la ville*. Nathan, 190 p.

Estrellan C., Iino F., 2010. Toxic emissions from open burning. *Chemosphere*. 80: pp. 193-207.

Fabretti J.-F., Sauret N., Gal J.-F., Maria P.-C., Schäer U., 2009. Elemental characterization and source identification of $PM_{2.5}$ using Positive Matrix Factorization: The Malraux road tunnel, Nice, France. Atmospheric Research, 94-2: pp. 320-329.

Fallot J.-M., Baeriswyl P.-Al., De Buman-Ruffieux A.-M., 1989. Quelques aspects de la ventilation en milieu topographique complexe : la vallée de la Sarine en Gruyère (suisse). *Publications de l'A.I.C.* Vol. 2 : pp. 75-82.

Favez O., Bhugwant C., 2012. *Evaluation de la contribution des embruns marins aux dépassements des valeurs limites fixées pour les PM_{10} à Saint-Pierre de La Réunion*. Rapport LCSQA, 27 p.

Favez O., Cachier H., Sciare J., Sarda-Estève R., Martinon L., 2009. Evidence for a signifiant contribution of wood burning aerosols to $PM_{2,5}$ during the winter season in Paris, France. *Atmospheric Environment*. 43 : pp 3640-3644.

Favez O., Chiappini L., 2010. *Caractérisation chimique des particules. Premiers résultats relatifs à l'étude de l'impact sur la qualité de l'air des émissions particulaires du volcan Eyjafjallajokull au cours du mois d'Avril 2010 (rapport intermédiaire)*. Rapport LCSQA, 23 p.

Favez O., Petit J.-E., Bessagnet B., Meleux F., Chiappini L., Lemeur S., Labartette C., Chappaz C., Guergnion P.-Y., Saison J.-Y., Chrétien E., Pallares C., Verlhac S., Aujey R., Malherbe L., Beauchamp M., Piot C., Jaffrezo J.-L., Besombes J.-L., Sciare J., Rouïl L., Leoz-Garziandia E., 2012. Caractérisation et origines principales des épisodes de pollution hivernaux aux PM_{10} en France. *Pollution atmosphérique*, n° spécial, pp. 163-181.

Ficher L., Najjar G., Paul P., 2000. Dynamique de l'îlot de chaleur urbain pendant une période estivale sur l'agglomération de Strasbourg. *Publications de l'A.I.C.* Vol. 13: pp. 473-481.

Fiedler F., 2003. *Transport of pollutants along slopes*. Summer School of Trento, lecture 3.

Filleul L., Médina S., Cassadou S. 2003. La pollution atmosphérique particulaire urbaine : de l'épidémiologie à l'impact sanitaire en santé publique. *Rev. Epidemiol. de Santé Publique.* 51 : pp. 527-542.

Foken T., 2006. 50 years of the Monin-Obukhov similarity theory. *Boundary-Layer Meteorology*. 119: pp. 431-447.

Fontelle J.-P., 2010. Le compte des mille et … inventaires. *Pollution atmosphérique*, n° spécial, pp. 41-48.

Forsdyke A., non daté. *Facteurs météorologiques de la pollution atmosphérique*. Notice d'information technique, SMM. 45 p.

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.

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.

Freitas D., Rozoff C., Cotton W., Silva Dias P., 2007. Interactions of an urban heat island and sea-breeze circulations during winter over the metropolitan area of São Paulo, Brazil, *Boundary-Layer Meteorology*. 122: pp. 43-56.

Gedzelman S.D., Austin S., Cermak R., Stefano N., Partridge S., Quesenberry S., Robinson D. A., 2003. Mesoscale aspects of the Urban Heat Island around New York City. *Theor. Appl. Climatol*. 75: pp. 29-42.

Geiger R., Aron R., Todhunter P., 1995. *The climate near the ground*. Rowman & Littlefield Publishers Inc., 528 p.

Gelencsér A., May B., Simpson D., Sánchez-Ochao A., Kasper-Giebl A., Puxbaum H., Caseiro A., Pio C., Legrand M., 2007. Source apportionment of $PM_{2.5}$ organic aerosol over Europe: primary/secondary, natural/anthropogenic, fossil/biogenic origin. *Journal of Geophysical Research*, 112 (D23), doi:1029/2006JD008094.

Ghersi V., Rosso A., Moukhtar S., Léger K., Sciare J., Bressi M., Nicolas J., Feron A., Bonnaire N., 2012. Origine des particules fines ($PM_{2,5}$) en Ile-de-France. *Pollution atmosphérique*, n° spécial, pp. 188-198.

Gilli E., Magan C., Michelot N., 2006. Les traçages karstiques des Alpes-Maritimes. *Publications de l'Université de Nice-Sophia-Antipolis*. Rapport d'étude, 33 p. 1 carte.

Godard A., Tabeaud M., 1998. *Les climats. Mécanismes et répartitions*. Armand Colin, 192 p.

Goldreich Y., 1995. Urban climate studies: a review. *Atmospheric Environment*. 29: pp. 467-478.

Häckel H., 1999. *Guide des phénomènes météorologiques*. Ulmer, 335 p.

HCSP, 2012. *Pollution par les particules dans l'air ambiant. Recommandations sur les seuils d'information*. Rapport du Haut Conseil de la Santé Publique. 231 p.

Henrotin J-B., Zeller M., Lorgis L., Cottin Y., Giroud M., Béjot Y., 2010. Evidence of the role of short-term exposure to ozone on ischaemic cerebral and cardiac events: the Dijon Vascular Project (DIVA). *Heart*. Publié en ligne : http://heart.bmj.com/content/early/2010/08/10/hrt.2010.200337.full.pdf

Hidalgo J., Pigeon G., Masson V., 2008. Urban-breeze circulation during the CAPITOUL experiment : observational data analysis approach. *Meteorol. Atmos. Phys.* 102: pp. 223-241.

Honoré C., Malherbe L., 2006. *Analyse statistique des données de $PM_{2,5}$ en milieux urbain et périurbain*. Rapport LCSQA, 77p.

Honoré C., Rouïl L., Malherbe L., Bessagnet B., Vautard R., Poisson N., Colosio J. Le système PREV'AIR : cartographie et prévision de la qualité de l'air à grande échelle en Europe. *Environnement, Risques & Santé*, 2004, vol. 3, n°3, pp. 156-164.

Honoré C., Rouïl L., Vautard R., Beekmann M., Bessagnet B., Dufour A., Elichegaray C., Flaud J.-M., Malherbe L., Meleux F., Menut L., Martin D., Peuch A., Peuch V.-H., Poisson N. Predictability of European air quality: Assessment of 3 years of operational forecast and analyses by the PREV'AIR system. *Journal of Geophysical Research*, 2008, vol. 113, D04301, doi: 10.1029/2007JD008761.

Hufty A., 2001. *Introduction à la climatologie*. Les presses de l'université de Laval, 542 p.

Hunt J.C.R., Leibovich S., Richards K.J., 1988b. Turbulent shear flow over hills. *Quart. J. R. Met. Soc.*, 114, pp. 1435-1470.

Hunt J.C.R., Richards K.J., Brighton P.W.M., 1988c. Stably stratified flow over low hills. *Quart. J. R. Met. Soc.*, 114, pp. 859-886.

Hunt, J.C.R., 1985. Turbulent diffusion from sources in complex flows. *Ann. Rev. Fluid Mech*., 17, pp. 447-458.

INERIS-LCSQA. Note technique de détermination des contributions transfrontalières et naturelles des PM_{10} en France. 2010.

InVS, 2007. *Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine. Agglomérations de Cannes et de Nice. Impact à court et long terme*. Rapport d'EIS-PA, 49 p.

InVS, 2008. *Programme de surveillance air et santé. Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique urbaine et mortalité dans neuf villes françaises*. Publications de l'InVS, 41 p.

InVS, 2008. *Programme de surveillance air et santé. Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine. Concepts et méthodes*. Publications de l'InVS, 35 p.

InVS, 2013. Epidémiologie et pollution atmosphérique urbaine/ l'observation au service de l'action. *BEH*, n° 1-2, 20 p.

Jacq V., Albert Ph., Delorme R., 2005. Le mistral. Quelques aspects des connaissances actuelles. *La météorologie*, n°50, pp. 30-38.

Jones Al. M., Harrison R. M., Baker J., 2010. The wind speed dependence of the concentrations of airborne particulate matter and NOx . *Atmospheric Environment*. 44: pp. 1682-1690.

JORF, 2010. Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 relatif à la qualité de l'air. *Journal officiel de la République française.*

JOUE, 2008. Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. *Journal officiel de l'Union européenne*, 44 p.

Judek S., Jessiman B., Steib D., 2005. *Estimation de la surmortalité causée par la pollution atmosphérique au Canada*. Santé Canada, 11 p.

Kastendeuch P., Najjar G., Ringenbach N., 2006. Modélisation du bilan radiatif et d'énergie d'un canyon urbain a Strasbourg. *Climatologie*, vol. 3, pp.25-42.

Keen C. S., Lyons W. A., 1978. Lake/land breeze circulations on the western shore of lake Michigan. *Journal of Applied Meteorology*. 17: pp. 1843-1855.

Korsakissok I., 2009. *Changements d'échelle en modélisation de la qualité de l'air. Estimation des incertitudes associées*. Thèse de doctorat, Ecole des Ponts Paristech. 270 p.

Kreyling W.G., Möller W., Semmler-Behnke M., Oberdöster G., 2007. *Particle dosimetry: Deposition and clearance from respiratory tract and translocation towards extra-pulmonary site*. Particle toxicology. Donaldson K. and Borm P. (eds), CRC Press, pp. 47-74.

Kunzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Chanel O, Filliger P., Herry M., Horak F.Jr., Puybonnieux-Texier V., Quénel P., Schneider J., Seethaler R., Vergnaud J-C., Sommer H., 2000. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*, 356: pp. 795-801.

Laird N. F., Kristovich D. A., Liang X.-Z., Arritt R. W., Labas K., 2001. Lake michigan lake breezes: climatology, local forcing, and synoptic environment. *Journal of Applied Meteorology*. 40: pp. 409-424.

Lanz V., Prévôt A., Alfana M., et al., 2010. Characterization of aerosol chemical composition with aerosol mass spectometry in central Europe : an overview. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, pp. 10453-10471.

Lapworth A., 2006. The morning transition of the nocturnal boundary layer. *Boundary-Layer Meteorology*. 119: pp. 501-526.

Lauffenburger M., 2010. Ilot de chaleur urbain, plan climat et prévention des canicules urbaines. *Pollution atmosphérique*, n° spécial, pp. 89-95.

Lavergne F., 2012. *La qualité de l'air sur et autour des aéroports : enjeux et moyens d'action publique*. Ecole des Ponts ParisTech. 119 p.

Legrand, M., Puxbaum H., 2007. Summary of the CARBOSOL project: present and retrospective state of organic versus inorganic aerosol over europe. *Journal of Geophysical Research*, 112 (D23), doi:1029/2006JD008271.

Lemonsu A., Masson V., 2002. Simulation of a summer urban breeze over Paris. *Boundary-Layer Meteorology*. 104: pp. 463-490.

Létinois L. *Présentation de l'inventaire national spatialisé des émissions atmosphériques pour le suivi des substances de la Directive Cadre sur l'Eau*. Rapport ONEMA-INERIS, 2012, 29 p.

Levy J., Hanna S., 2011. Spatial and temporal variability in urban fine particulate matter concentrations. *Environmental Pollution.* 159 : pp. 2009-2015.

Lyons W. A., Olsson L., 1972. The climatology and prediction of the Chicago lake breeze. *Journal of Applied Meteorology*. 11: pp. 1254-1272.

Madelin M., Beltando G., 2006. Le vent nocturne printanier dans le vignoble marnais. *La météorologie*, n°55, pp. 31-36.

Mahfouf J. F., Richard E., Mascart P., 1987. The influence of soil and vegetation on the development of mesoscale circulations. *J. Climate Appl. Meteorol.* 26: pp. 1483-1495.

Maignant G., 2005. Analyse multifractale de la pollution atmosphérique urbaine à partir de cartes d'immission, nouveaux indicateurs urbains. *Pollution atmosphérique*. 186 : pp. 233-245.

Maignant G., 2005. *Modélisation de la dispersion de polluants à l'échelle intra-urbaine, mise en place d'indicateurs morphologiques*. http://www.umrespace.org/Etudes/ModelSimulSpat/MaignantG/MaignantG.pdf

Marano F., 2010. Les particules atmosphériques fines et ultrafines : l'apport de la toxicologie dans l'évaluation des risques pour la santé. *Pollution atmosphérique* ; n° spécial : pp. 27-33.

Marano F., Aubier M., Brochard P., De Blay F., Marthan R., Nemery B., Nemmar A., Wallaërt B., 2004. Impact des particules atmosphériques sur la santé : aspects toxicologiques. *Environnement, Risques & Santé*. Vol. 3, n° 2, pp. 87-96.

Mariethoz T., 2006. *Impact des modifications de l'albédo et des matériaux urbains sur la température de l'air et la qualité de l'air à Madrid*. Projet de Master (EPFL), 24 p.

Martin N., 2008. *La pollution par l'ozone et la climatologie dans une espace méditerranéen : les Alpes-Maritimes*. Thèse de doctorat, Université de Nice Sophia-Antipolis, 298 p.

Masclet P., 2005. *Pollution atmosphérique. Causes, conséquences, solutions, perspectives*. 211 p.

Masson V., Gomes L., Pigeon G., Liousse C., Pont V., Lagouarde J.-P., Voogt J., Salmond J., Oke T. R., Hidalgo J., Legain D., Garrouste O., Lac C., Connan O., Briottet X., Lacheerade S., Tulet P., 2008. The Canopy and Aerosol Particles Interactions in Toulouse Urban Layer (CAPITOUL) experiment. *Meteorol. Atmos. Phys.* 102: pp. 135-157.

Mathe F., 2000. *Métrologie des particules en suspension. Tests de comparaison*. Rapport de l'École des Mines de Douai, 41 p.

MEDDE. *Bilan de la qualité de l'air en France en 2011*. 2012, 50 p.

MEDDTL, Bulletin officiel. *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, 2011, 9 p. Disponible sur http://circulaires.legifrance.gouv.fr/pdf/2011/11/cir_34130.pdf

Melas D., Ziomas I., Zerefos C., 1995. Boundary layer dynamics in an urban coastal environment under sea breeze conditions. *Atmospheric Environment*. 29: pp. 3605-3617.

Menut L., 1997. *Etude expérimentale et théorique de la couche limite atmosphérique en agglomération parisienne*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, 213 p.

METEO-FRANCE, 2011. *Bulletin climatologique mensuel. Février 2011*. Centre Départemental des Alpes-Maritimes. 4 p.

METEO-FRANCE, 2011. *Bulletin climatologique mensuel. Juin 2011*. Centre Départemental des Alpes-Maritimes. 4 p.

METEO-FRANCE, 2013. *Bulletin climatologique mensuel. Mai 2013*. Centre Départemental des Alpes-Maritimes. 4 p.

Michelot N., 2011. Pré-contentieux européen en matière de qualité de l'air, enjeux associés et actions engagées aux échelles locales. *1ère journée technique de la modélisation de la qualité de l'air en milieu urbain*. Ecully (France), 20 janvier. Communication orale.

Michelot N., 2012. Topoclimats et pollution de l'air dans le sud-ouest des Alpes-Maritimes. *Journées de climatologie. Climat et société : climatologie appliquée.* Liège (Belgique), 15-17 mars 2012. Communication orale.

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), Commission Climat et Société du CNFG, pp. 21-30.

Michelot N., Carrega P., 2012b. Le rôle des brises thermiques sur la variabilité spatio-temporelle des PM_{10} en pays vençois (Alpes-Maritimes, France). *Actes du 25ème Colloque de l'Association Internationale de Climatogie*, Grenoble 2012, pp. 535-540.

Mills N.L., Amin N., Robinson S.D., Anand A., Davies J., Patel P., De La Fuente J.M., Cassee F.R., Boon N.A., Mac Nee W., Millar A.M., Donaldson K., Newby D.E., 2006. Do inhaled carbon nanoparticles translocate directly into the circulation in humans? *Am. J. Resp. Crit. Care. Med.*; 173: 426-31.

Möller W., Felten K., Sommerer K., Scheuch G., Meyer G., Meyer P., Häussinger K., Kreyling W.G., 2008. Deposition, retention, and translocation of ultrafine particles from the central airways and lung periphery. *Am. J. Respir. Crit. Care. Med.*; 177: 366-7.

Mondon S., 2011. *Bien preparer sa météo*. Editions Voiles et Voiliers, 82 p.

Moussiopoulos N., Berge E ., Bøhler T., de Leeuw F., Grønskei K-E., Mylona s., Tombrou M., 1996. *Ambient air quality, pollutant dispersion and transport models*. Report of the European Topic Centre on Air quality to the European Environment Agency. 94 p.

Naeher L., Brauer M., Lipsett M., Zelikoff J., Simpson C., Koenig J., Smith K., 2007. Woodsmoke health effects: A review. *Inhalation Toxicology* ; 19: pp. 67-106.

Najjar G., 2007. Mesures et modélisations en climatologie dans les milieux complexes. *Journées de climatologie. Climat et société : mesures et modèles*, pp. 11-25.

Najjar G., Kastendeuch P., Ringenbach N., Colin J.-R., Stoll M.-P., Nerry F., Bernard J., De Hatten A., Luhahe R., Viville D., 2005. Bilans radiatif et d'énergie dans un canyon urbain. *Annales de l'A.I.C.*, Vol 2 : pp. 41-54.

Nemmar A., Hoet P.H., Vanquickenborne B., Dinsdale D., Thomeer M., Hoylaerts M.F., Vanbilloen H., Mortelmans L., Nemery B., 2002. Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Ciculation*, 105 : 411-414.

Nester K., 1995. Influence of sea breeze flows on air pollution over the Attica peninsula. *Atmospheric Environment*. 24: pp. 3655-3670.

Numtech, 2012. *ADMS-Urban. Un système de gestion de la qualité de l'air urbaine*. Guide de l'utilisateur, Version 3.1, 264 p.

Oberdörster G., Sharp Z., Atudorei V., Elder A., Gelein R., Kreyling W., Cox C., 2004. Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain. *Inhal Tox.* 16: pp. 453-459.

Oberdörster G., Sharp Z., Atudorei V., Elder A., Gelein R., Lunts A., Kreyling W., Cox C., 2002. Extrapulmonary translocation of ultrafine particles following whole body inhalation exposure to rats. *J. Toxicol. Environ. Health.* 65: pp. 1531-1543.

Oke T. R., 1987. *Boundary layer climates*. Methuen (second edition), 435 p.

Oke, T.R., 1973: City size and urban heat island. *Atmospheric Environment*. 7: pp. 769-779.

OMM, 2008. *Guide to meteorological instruments and methods of observation*. www.wmo.int/pages/prog/www/IMOP/publications/CIMO-Guide/CIMO_Guide-7th_Edition-2008.html

Pagney P., 1995. *La climatologie.* PUF, 126 p.

Papanastasiou D. K., Kittas C., 2011. Maximum urban heat island intensity in a medium-sized coastal Mediterranean city . *Theor. Appl. Climatology.* 106: pp. 1-10.

Pascal L., Blanchard M., Fabre P., Larrieu S., Borrelli D., Host S., Chardon B., Chatignoux E., Prouvost H., Jusot J-F., Wagner V., Declercq C., Medina S., Lefranc A., 2009. *Liens à court terme entre la mortalité et les admissions à l'hôpital et les niveaux de pollution atmosphérique dans neuf villes françaises.* InVS, BEH n°5, 8p.

Pascal L., Franke F. Lasalle J.-L., Sillam F., Genevé C., Malfait P., 2011. *Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine dans six agglomérations de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, 2004-2006*. InVS ; 8 p.

Pascal L., Franke F., Lasalle J.-L., Sillam F., Genevé C., Malfait P., 2011. *Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine dans six agglomérations de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, 2004-2006*. InVS, 8 p.

Pascal M., Medina S., 2012. *Résumé des résultats du projet Aphekom 2008-2011. Des clefs pour mieux comprendre les impacts de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé en Europe*. InVS, 6 p.

Pédelaborde P., 1970. *Introduction à l'étude scientifique du climat*. Société d'édition d'enseignement supérieur, 246 p.

Péguy C.-P., 1970. *Précis de climatologie*. Masson, 468 p.

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, Ecole Centrale de Lyon. Rapport RECORD, 29 p.

Philippe C., 2004. *Analyse de la pollution atmosphérique aux échelles locale et régionale. Modélisation spatiale et temporelle à l'aide d'une méthode de scénarii épisodiques*. Thèse de doctorat, INSA de Rouen, 214 p.

Piot C., Legrand M., Oliveira T., Afonso J., Santos C., Caseiro A., Fialho P., Barata F., Puxbaum H., Sanchez-Ochao A., Kasper-Giebl A., Gelencsér A., Preunkert S., Schock M., 2007. Climatology of aerosol composition (organic versus inorganic) at non-urban sites on

a West-East transect across Europe. *Journal of Geophysical Research*, 112 (D23), doi:1029/2006JD008038.

Piot C., Jaffrezo J-L., Cozic J., El Haddad I., Marchand N., Personnaz M-B., Besombes J-L., 2011. Caractérisation chimique des aérosols en région Rhône-Alpes : étude de l'influence des dfférentes sources d'émissions par une approche multitraceurs. *Pollution atmosphérique*. 211 : pp. 313-318.

Pissot N., Besombes J-L., Leoz-Garzianda E., Jaffrezo J-L., 2009. Impact de la combustion du bois sur la qualité de l'air ambiant de quatre villes de France : évaluation de l'approche par traceurs organiques. *Pollution atmosphérique*. 203 : pp. 325-333.

Prtenjak M., Grisogono B., 2007. Sea/land breeze climatological characteristics along the northern Croatian Adriatic coast. *Theor. Appl. Climatology*. 90: 201-215.

Putaud J.-P., Raes F., Van Dingenen R., Brüggemann E., Facchini M.-C., Decesari S., Fuzzi S., Gehrig R., Hüglin C., Laj P. et al., 2004. A European aerosol phenomenology-2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment*, 38, pp. 2579-2595.

Puxbaum H., Caseiro A., Sánchez-Ochoa A., Kasper-Giebl A., Claeys M., Gelencsér A., Legrand M., Preunkert S., Pio C., 2007. Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the European aerosol background. *Journal of Geophysical Research*, 112 (D23), doi:1029/2006JD008114.

Reynaud J., 1997. Ventilation et îlot de chaleur urbain dans la cluse de Chambéry (Savoie). *Revue de géographie de Lyon*. Vol. 72, n°4, pp. 291-297.

Richert P., 2007. *Qualité de l'air et changement climatique : un même défi, une même urgence*. Rapport au Premier ministre. La documentation française. 143 p.

Ringenbach N., 2004. *Bilan radiatif et flux de chaleur en climatologie urbaine : mesures, modélisation et validation sur Strasbourg*. Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur Strasbourg 1, 166 p.

Rio C., 2007. *Paramétrisation de la couche limite atmosphérique convective et représentation du cycle diurne des nuages dans un modèle climat*. Thèse de doctorat, Ecole Polytechnique, 260 p.

Romero H., Ihl M., Rivera A., Zalazar P., Azocar P., 1999. Rapid urban growth, land-use changes and air pollution in Santiago, Chile. *Atmospheric Environment.* 33: pp. 4039-4047.

Rouïl L., Wroblewski A. (2002). *Guide méthodologique en modélisation déterministe*. Rapport LCSQA, 139 p.

Rouïl L., 2012. Les modèles régionaux et les modèles urbains : nouveaux outils d'aide à la décision. *Pollution atmosphérique*, n° spécial, pp. 119-121.

Rouïl L., Honoré C., Vautard R., Beekmann M., Bessagnet B., Malherbe L., Meleux F., Dufour A., Elichegaray C., Flaud J.-M., Menut L., Martin D., Peuch A., Peuch V.-H., Poisson N. PREV'AIR. An operational forecasting and mapping system for air quality in Europe. *Bulletin of American Meteorological Society*, 2009, vol. 90, n°1, 73-83.

Roussel I., Rozec V., 2003. De l'hygiénisme à la qualité de vie : l'enjeu de la gestion des plaintes environnementales urbaines. *Géocarrefour.* Vol. 78/3, pp. 225-233.

Roussel I., Roussel F.-X., 2012. Climat, qualité de l'air et outils de planification. Pollution atmosphérique, n° 216, pp. 383-394.

Rude J., 2008. *Développement d'un modèle statistique neuronal pour la description fine de la pollution atmosphérique par le dioxyde d'azote : application à la région parisienne*. Thèse de doctorat de l'Université Paris XII, 140 p.

Salvi S., Blomberg A., Rudell B., Kelly F., Sandstrom T., Holgate S.T., Frex A., 1999. Acute inflammatory responses in the airways and peripheral blood after short-term exposure to diesel exhaust in healthy human volunteers. *Am. J. Crit. Care*, 159: 702-9.

Sarkar A., Saraswat R., Chandrasekar A., 1998. Numerical study of the effects of urban heat island on the characteristic features of the sea breeze circulation. *Proc. Indian Acad. Sci*.Vol. 107, n° 2, pp. 127-137.

Schaap M., Spindler G., Schulz M., Acker K., Maenhaut W., Berner A., Wieprecht W., Streit N., Muller K., Bruggemann E., Chi X., Putaud J.-P., Hitzenberger R., Puxbaum H., Baltensperger U., ten Brink H., 2004. Artefacts in the sampling of nitrate studied in the INTERCOMP campaigns of EUROTRAC-AEROSOL. *Atmospheric Environ*ment. 38: pp. 6487-6496.

Schadkowski C., 2002. Introduction à la modélisation de la qualité de l'air. *Air Pur*, 62: 5-8.

Scorer R. S., 1990. *Meteorology of air pollution. Implication for the environment and its future*. Horwood Publ., 160 p.

Seigneur C., non daté. *Cours SGE. Modélisation de la dispersion atmosphérique*. CEREA, 86 diapositives. http://cerea.enpc.fr/fich/support_cours/SGE_M2_modelisation/SGE-Modelisation-Dispersion.pdf

Silverman D.T., Samanic C.M., Lubin J.H., Blair A.E., Stewart P.A., Vermeulen R., Coble J.B., Rothman N., Schleiff P.L., Travis W.D., Ziegler R.G., Wacholder S., Attfield M.D., 2012. The diesel exhaust in miners study: a nested case-control study of lung cancer and diesel exhaust. *The Lancet Oncology*. 104 ; Issue 11: pp. 855-868.

Simpson J.E., 1994. *Sea breeze and local winds*. Cambridge University Press, 324 p.

Société de Calcul Mathématique SA, CITEPA (2011). *Etude 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. *Indicateurs optiques pour la mesure massique des particules dans les environnements intérieurs*. Rapport LCSQA, 2008, 37 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.

Sportisse B., 2008. *Pollution atmosphérique. Des processus à la modélisation*. Springer, 345 p.

Stull R. B., 1988. *An introduction to boundary layer meteorology*. Kluwer Ac. Publ., 670 p.

Swinnen G., 2012. *Apprendre à programmer avec Python 3*. 515 p. Disponible sur http://inforef.be/swi/python.htm

Szidat S., Jenk T.M., Gäggeler H.W., Synal H.A., Fisseha R., Baltensperger U., Kalberer M., Samburova V., Reimann S., Kasper-Giebl A., Hajdas I., 2004. Radiocarbon (14C)-deduced biogenic and anthropogenic contributions to organic carbon (OC) of urban aerosols from Zürich, Switzerland. *Atmospheric. Environment*, 38, pp. 4035–4044.

Triplet J.-P., Roche G., 1986. *Météorologie Générale*. Troisième édition, ENM, 317 p.

Venkatram Ak., 1996. An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme. *Atmospheric Environment*. 30: pp. 1283-1290.

Verlhac C., Chiappini L., 2009. *Caractérisation chimique des particules. Aspects techniques et métrologiques*. Rapport LCSQA, 47 p.

WHO, 2006. *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution.* WHO Regional Office for Europe, 99 p.

WHO, 2013. *Review of evidence on health aspects of air pollution. REVIHAAP Project*. Technical Report of WHO Regional Office for Europe, 309 p.

Wieringa J., 1986. Roughness-dependant geographical interpolation of surface wind speed averages. *Quaternaly Journal of the Royal Meteorological Society*. 112: pp. 867-889.

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

ANNEXES

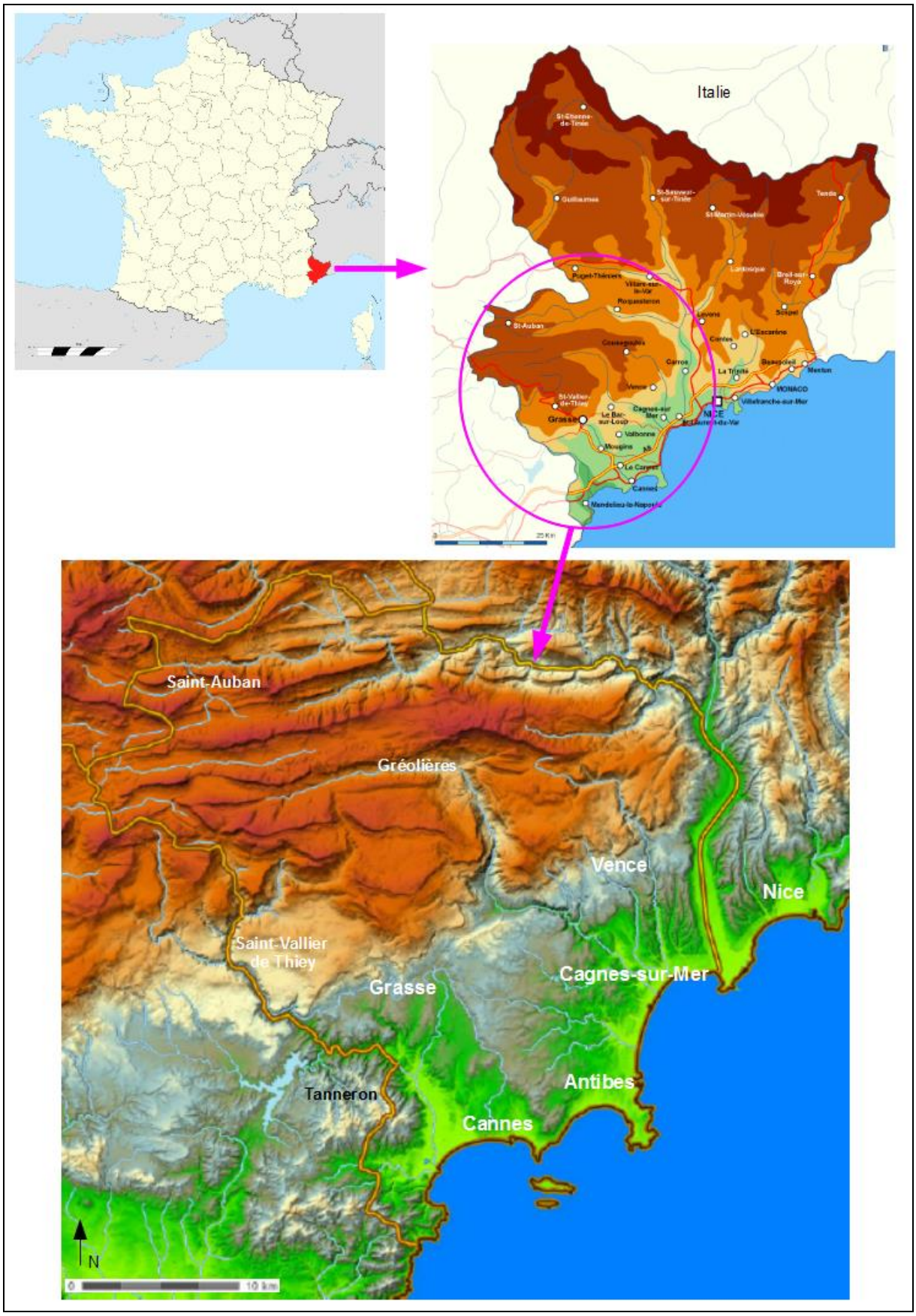
Annexe 1. Le sud-ouest des Alpes-Maritimes : délimitation et identité

Dans cette thèse, le sud-ouest des Alpes-Maritimes est circonscrit au nord par la rivière Estéron, affluent du Var. Ce dernier marque la limite du domaine à l'est. Cet espace est délimité à l'ouest et au nord-ouest par les départements du Var et des Alpes de Haute-Provence (voir carte ci-après).

Cet ensemble géographique se distingue par des plateaux de faible altitude (Roquefort, Valbonne, La Colle-sur-Loup), en périphérie desquels se situent les villes de Grasse, Vence, Cannes, Antibes, Cagnes-sur-Mer et Saint-Laurent-du-Var. Cette zone concentre la quasi totalité de la population, des voies de communication et des activités économiques essentiellement tertiaires. L'industrie se résume à quelques usines chimiques (parfums et arômes) dans les bassins grassois et de la basse vallée de la Siagne. Dans le quadrilatère de Cannes/Grasse/Vence/Cagnes-sur-Mer, ne survivent face à la pression foncière que quelques parcelles d'exploitations florales et de maraîchage.

Ces plateaux sont bordés au nord par de puissants escarpements rocheux, les baous (en provençal), qui marquent la limite méridionale d'une série de plateaux karstiques de moyenne altitude (Caussols, Calern, Saint-Barnabé, etc.) appartenant au domaine géologique de l'arc de Castellane. Ces montagnes sont dédiées au tourisme et aux espaces naturels. Le pastoralisme autrefois très développé n'y subsiste que dans de rares endroits.

L'ensemble de ces territoires correspond à l'entité administrative de l'Arrondissement de Grasse, borné par le trait orange sur la carte.



Zone sud-ouest des Alpes-Maritimes. (Sources : inconnues pour les cartes du haut ; en bas : Géoportail).

Annexe 2. Valeurs limites d'émissions des normes Euro

Les valeurs limites d'émissions des normes Euro sont présentées dans les tableaux ci-dessous en fonction de la catégorie du véhicule et par polluants (source : texte intégralement issu d'une note du Bureau de la qualité de l'air / DGEC / MEDDE).

Véhicules particuliers

Actes réglementaires Norme Euro VP + VUL :

- Euro 1 : directive 91/441
- Euro 2 : directives 96/44 et 96/69
- Euro 3 : directive 98/69
- Euro 4 : directive 98/69
- Euro 5 et 6 : règlement CE 715/2007

Limites d'émissions UE pour les véhicules particuliers, en g/km

Classe	**Normes**	**Année**		**CO**	**HC**	**HCNM**	**HC-NOx**	**NOx**	**PM**
		NT	**TT**						
Diesel									
	Euro 1	1992		2,720	-		0,970	-	0,140
	Euro 2 - IDI	1996	01/1997	1,000	-		0,700	-	0,080
	Euro 2 - DI	09/1999		1,000	-		0,900	-	0,100
	Euro 3	01/2000	01/2001	0,610	-		0,560	0,500	0,050
	Euro 4	01/2005	01/2006	0,500	-		0,300	0,250	0,025
	Euro 5	09/2009	01/2011	0,500	-		0,230	0,180	0,005
	Euro 6	09/2014	09/2015	0,500	-		0,170	0,080	0,005
Essence									
	Euro 1	1992		2,720	-		0,970	-	-
	Euro 2	1996		2,200	-		0,500	-	-
	Euro 3	01/2000	01/2001	2,300	0,200		-	0,150	-
	Euro 4	01/2005	01/2006	1,000	0,100			0,080	
	Euro 5	09/2009	01/2011	1,000	0,100	0,068		0,060	0,005
	Euro 6	09/2014	09/2015	1,000	0,100	0,068		0,060	0,005

NT (nouveau type) : les nouveaux modèles doivent respecter la norme à la date d'entrée en vigueur indiquée. TT (tout type): tous les véhicules neufs doivent respecter la norme à la date d'entrée en vigueur indiquée. CO : monoxyde de carbone, HC : hydrocarbures imbrûlés, HCNM : hydrocarbures non mécanique, Nox : oxydes d'azote. IDI : Véhicule à Injection Indirecte, DI : Véhicules à Injection Directe. Note : dès 2000, suppression dans le cycle d'essai des 40 premières secondes de mise en température moteur.

Poids-Lourds

Actes réglementaires Norme Euro PL:

- Euro 0 : directive 88/77
- Euro 1 : directive 91/542 (A)
- Euro 2 : directives 91/542 (B)
- Euro 3 : directive 1999/96
- Euro 4 : directive 1999/96
- Euro 5 : directive 1999/96
- Euro 6 : Réglement (CE) n°595/2009

Limites d'émissions UE pour les poids-lourds, en g/kWh

Normes	**Date de mise en application (tous types)**	**NOx**	**CO**	**HC**	**PM**
Euro 0	01/10/1990	14,4	11,2	2,4	-
Euro 1	01/10/1993	9	4,9	1,23	0,36
Euro 2	01/10/1996	7	4	1,1	0,15
Euro 3	01/10/2001	5	2,1	0,66	0,13
Euro 4	01/10/2006	3,5	1,5	0,46	0,02
Euro 5	01/10/2009	2	1,5	0,46	0,02
Euro 6	31/12/2013	0,4	1,5	0,13	0,01

Véhicules utilitaires légers

Actes réglementaires Norme Euro VP+VUL :

- Euro 1 : directive 91/441
- Euro 2 : directives 96/44 et 96/69
- Euro 3 : directive 98/69
- Euro 4 : directive 98/69
- Euro 5 et 6 : règlement CE 715/2007

Véhicules particuliers de catégorie N1, utilitaires légers de poids inférieurs à 1305kg, en g/km

Norme	**Année**	**CO**	**THC**	**NMHC**	**NOx**	**HC+NOx**	**PM**
Diesel							
Euro 1	10/1994	2,72	-	-	-	0,97	0,14
Euro 2	01/1998	1,0	-	-	-	0,7	0,08
Euro 3	01/2000	0,64	-	-	0,50	0,56	0,05
Euro 4	01/2005	0,50	-	-	0,25	0,30	0,025
Euro 5	09/2009	0,500	-	-	0,180	0,230	0,005
Euro 6 (futur)	09/2014	0,500	-	-	0,080	0,170	0,005
Essence							
Euro 1	10/1994	2,72	-	-	-	0,97	-
Euro 2	01/1998	2,2	-	-	-	0,5	-
Euro 3	01/2000	2,3	0,20	-	0,15	-	-

Euro 4	01/2005	1,0	0,10	-	0,08	-	-
Euro 5	09/2009	1,000	0,100	0,068	0,060	-	0,005*
Euro 6 (futur)	09/2014	1,000	0,100	0,068	0,060	-	0,005*
* S'applique uniquement aux véhicules équipés de moteurs à injection directe							

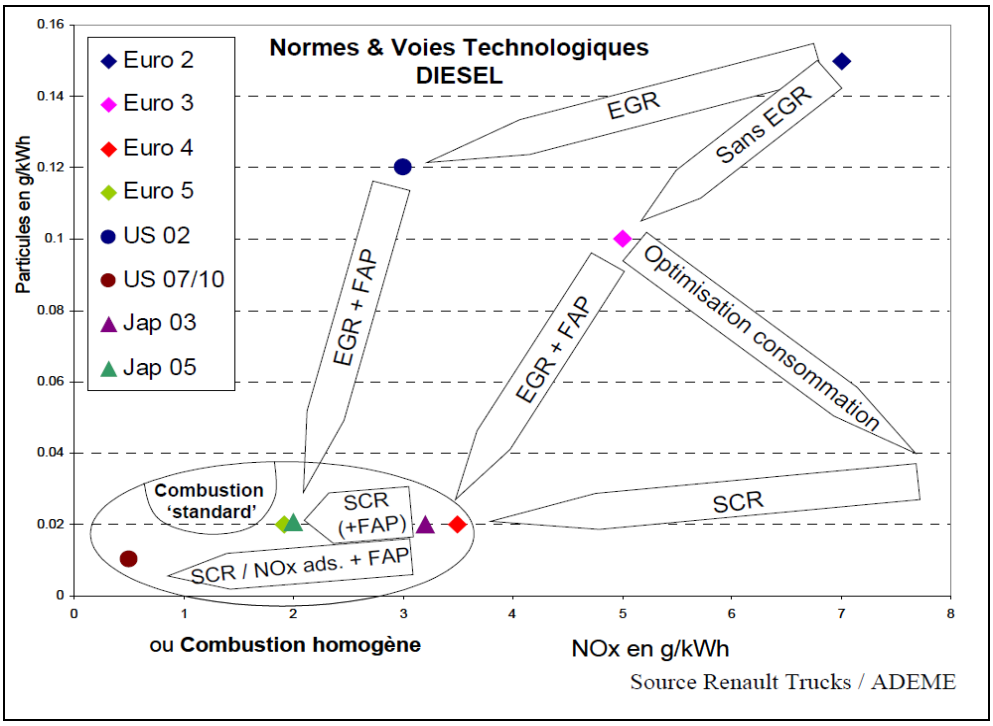
Véhicules particuliers de catégorie N1, de poids compris entre 1 305 et 1 760 kg

Tier	**Date**	**CO**	**THC**	**NMHC**	**NOx**	**HC+NOx**	**PM**
Diesel							
Euro 1	10/1994	5,17	-	-	-	1,4	0,19
Euro 2	011998	1,25	-	-	-	1,0	0,12
Euro 3	01/2001	0,80	-	-	0,65	0,72	0,07
Euro 4	01/2006	0,63	-	-	0,33	0,39	0,04
Euro 5	09/2010	0,630	-	-	0,235	0,295	0,005
Euro 6 (future)	09/2015	0,630	-	-	0,105	0,195	0,005
Essence							
Euro 1	10/1994	5,17	-	-	-	1,4	-
Euro 2	10/1998	4,0	-	-	-	0,6	-
Euro 3	10/2001	4,17	0,25	-	0,18	-	-
Euro 4	10/2006	1,81	0,13	-	0,10	-	-
Euro 5 (futur)	09/2010	1,810	0,130	0,090	0,075	-	0,005*
Euro 6 (futur)	09/2015	1,810	0,130	0,090	0,075	-	0,005*
* S'applique uniquement aux véhicules équipés de moteurs à injection directe							

Annexe 3. Dispositifs de dépollution

Des évolutions technologiques des dispositifs de dépollution ont permis d'atteindre les valeurs limites des normes Euro successives (source : texte intégralement issu d'une note du Bureau de la qualité de l'air / DGEC / MEDDE).

Poids-Lourds :



La voie SCR (Selective Catalytic Reduction) permet de traiter les NOx par l'urée, qui se transforme à l'échappement en ammoniac (NH3), réducteur de NOx.

La voie EGR (Exhaust Gas Recirculation) présente l'avantage de ne pas nécessiter de fluide supplémentaire et de réseau de distribution associé, mais comporte des inconvénients en termes de sur-consommation de carburant et de maintenance accrue des moteurs.

Le filtre à particules (FAP) garantit une élimination des particules à plus de 90%. Le FAP conduit à une augmentation de consommation de l'ordre de 1 à 4% selon les technologies et les profils d'usage. Des mesures faites à l'Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux (Ifsttar) en 2005 sur plusieurs voitures diesel Euro 4, de grosse cylindrée et équipées de FAP avaient montré que les particules étaient réduites de 99 % en nombre (divisées par un facteur 100, soit 10^{12} particules au km en moyenne, toutes tailles confondues, contre 10^{14} typiquement pour les diesel sans FAP, ces derniers montrant une très forte variabilité suivant les modèles). Par ailleurs, sur les cycles représentatifs de la circulation réelle, les émissions en masse de particules sont réduites de 70 à 90 % suivant le type de circulation (urbaine et autoroutière respectivement), les niveaux se situant entre 1 et 2 mg/km sauf sur les tronçons urbains (4 mg/km) alors que ceux des véhicules Euro 3 sans FAP avoisinaient 15 mg/km (limite Euro 4 à 25 mg/km sur cycle d'homologation).

Pour que l'efficacité des FAP soit optimale, ils doivent être régénérés par la combustion des suies accumulées. On distingue deux types de FAP :

- les FAP additivés : les particules les plus fines sont brûlées par le dispositif. En zone urbaine, où les températures à l'échappement peuvent être faibles, des post-injections peuvent être nécessaires pour augmenter la température d'échappement (température allant jusqu'à 600°C) et provoquer la combustion des suies. Lors des phases de roulage en autoroute, la température est assez élevée pour générer cette régénération (de l'ordre de 300°C). Il n'y a pas d'émissions mesurables à l'échappement du cérium qui est utilisé comme additif pour faciliter la régénération du FAP en abaissant la température de combustion ;

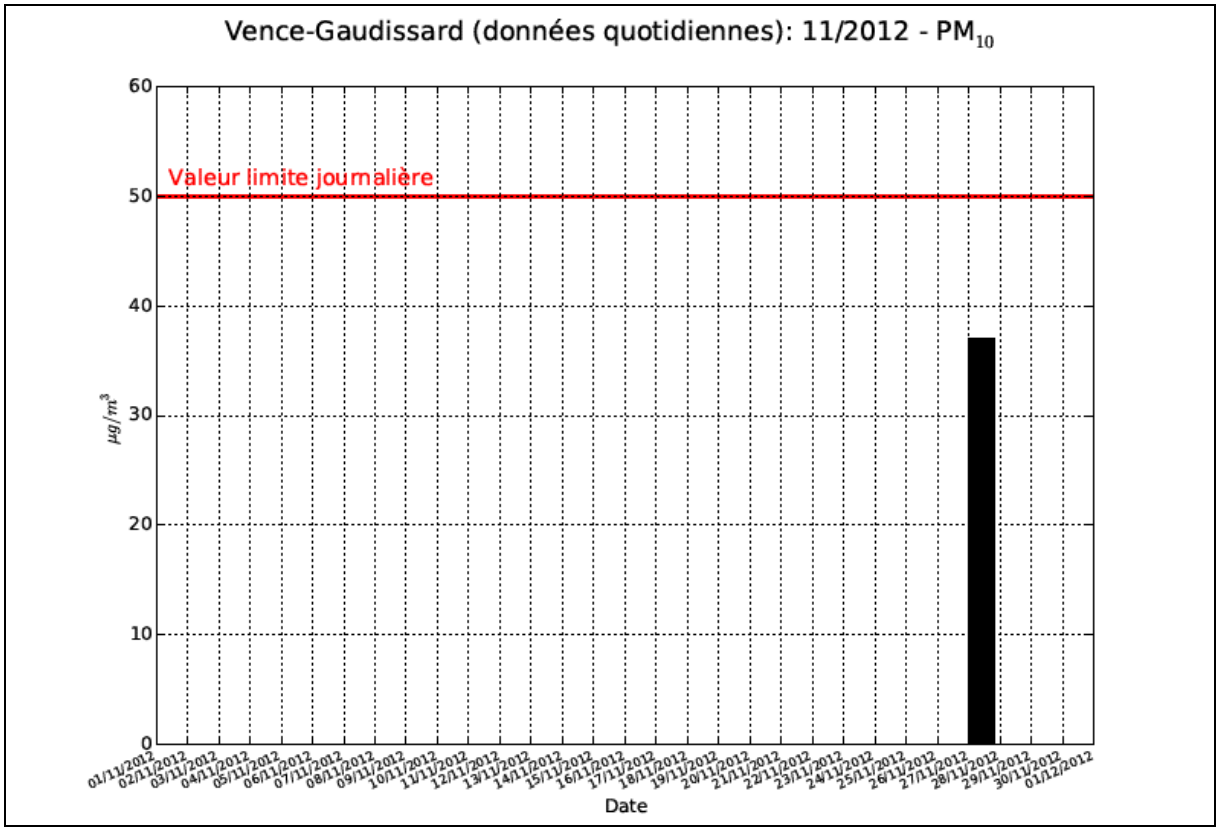
- les FAP catalysés : sur ce filtre, ce n'est pas un additif qui facilite le brûlage des particules mais les parois internes recouvertes de métaux précieux (platine…) et qui ont un effet catalyseur sur les suies accumulées. Mais il induit des températures très élevées (environ 650°C) pour enclencher la régénération. Pour régler les problèmes des régénérations en ville, certains constructeurs ont ajouté un cinquième injecteur intégré à la ligne d'échappement. Lorsqu'une quantité de suie suffisante est détectée dans le FAP, du carburant est injecté dans les gaz d'échappement provoquant une élévation de leur température (au-delà de 570°C) même à faible vitesse.

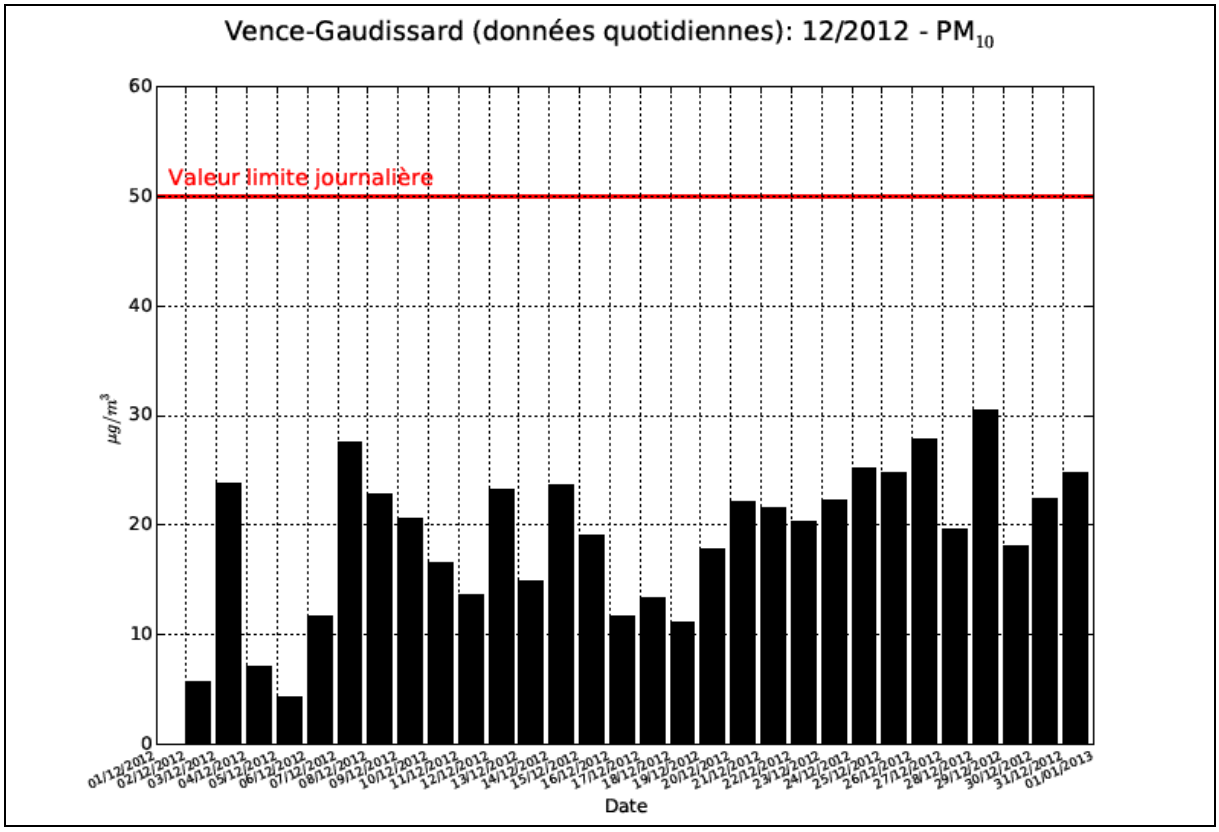
Pour les VP et VUL, la norme Euro 3 impose l'équipement des véhicules de l'OBD (Onboard Diagnostics Requirements) qui indique les défaillances des systèmes de dépollution pendant la durée de vie du véhicule (basé sur le dépassement de seuils plus élevés que ceux de la norme).

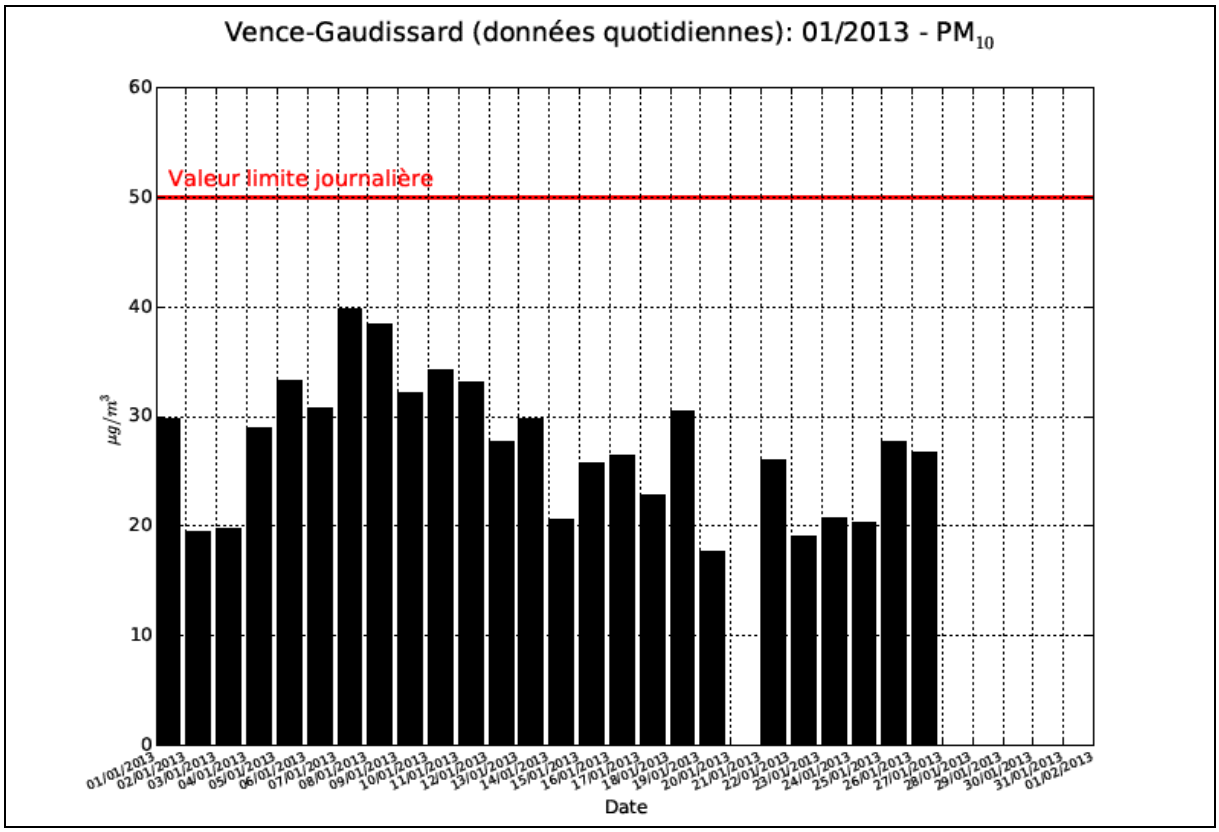
Des exigences en terme de conformité en service sont également introduites (facteurs de détérioration), pour la norme Euro 3 jusqu'à 80 000 km ou 5 ans, depuis la norme Euro 4, jusqu'à 100 000 km ou 5 ans. La norme Euro 5 a introduit des exigences relatives à la durabilité, avec des facteurs de détérioration à respecter pour un vieillissement (sur piste, route ou banc à rouleau) de 160 000 km.

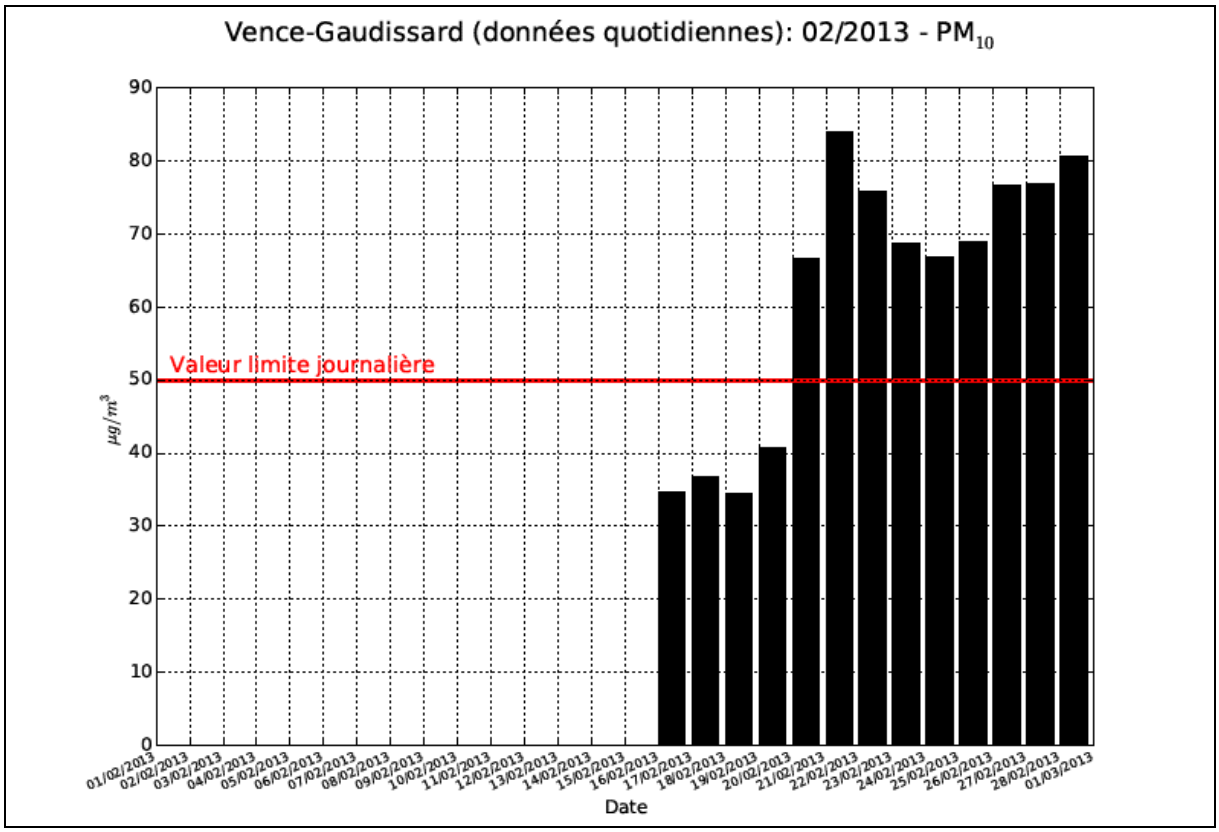
L'évolution technologique des moteurs pour se conformer aux normes Euro successives a eu des conséquences sur la taille et la composition chimique des particules. L'EGR a par exemple eu pour effet un léger accroissement du diamètre moyen des particules, et en termes de composition, une augmentation de la teneur en HAP. La diminution de l'avance à l'injection engendre une augmentation de la concentration et du diamètre des particules, une augmentation des HAP légers mais une forte hausse des HAP lourds. L'évolution de la technologie d'injection avec une plus forte pression d'injection pourrait entraîner une augmentation de la teneur en HAP des particules.

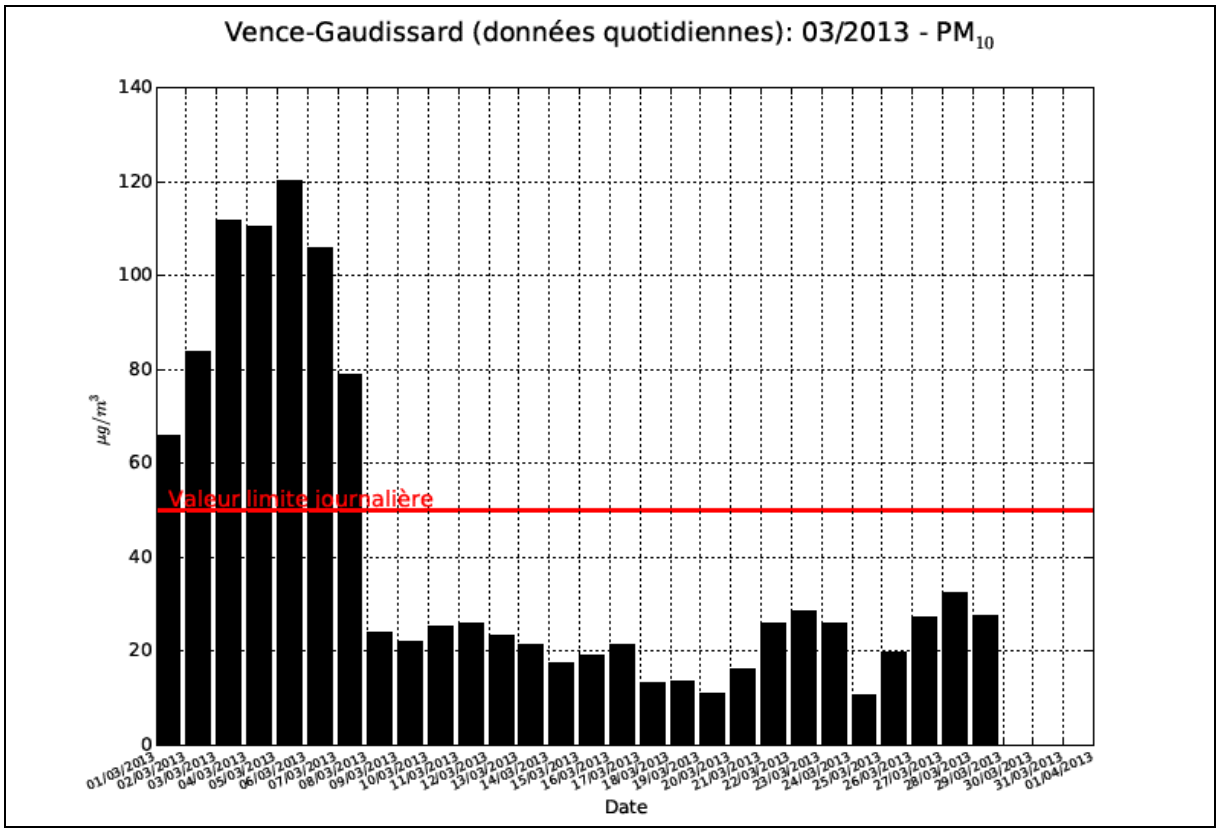
Annexe 4. Evolutions mensuelles des niveaux journaliers des PM_{10} pendant la campagne de mesures du 27 novembre 2012 au 04 juillet 2013, à Vence-Gaudissard

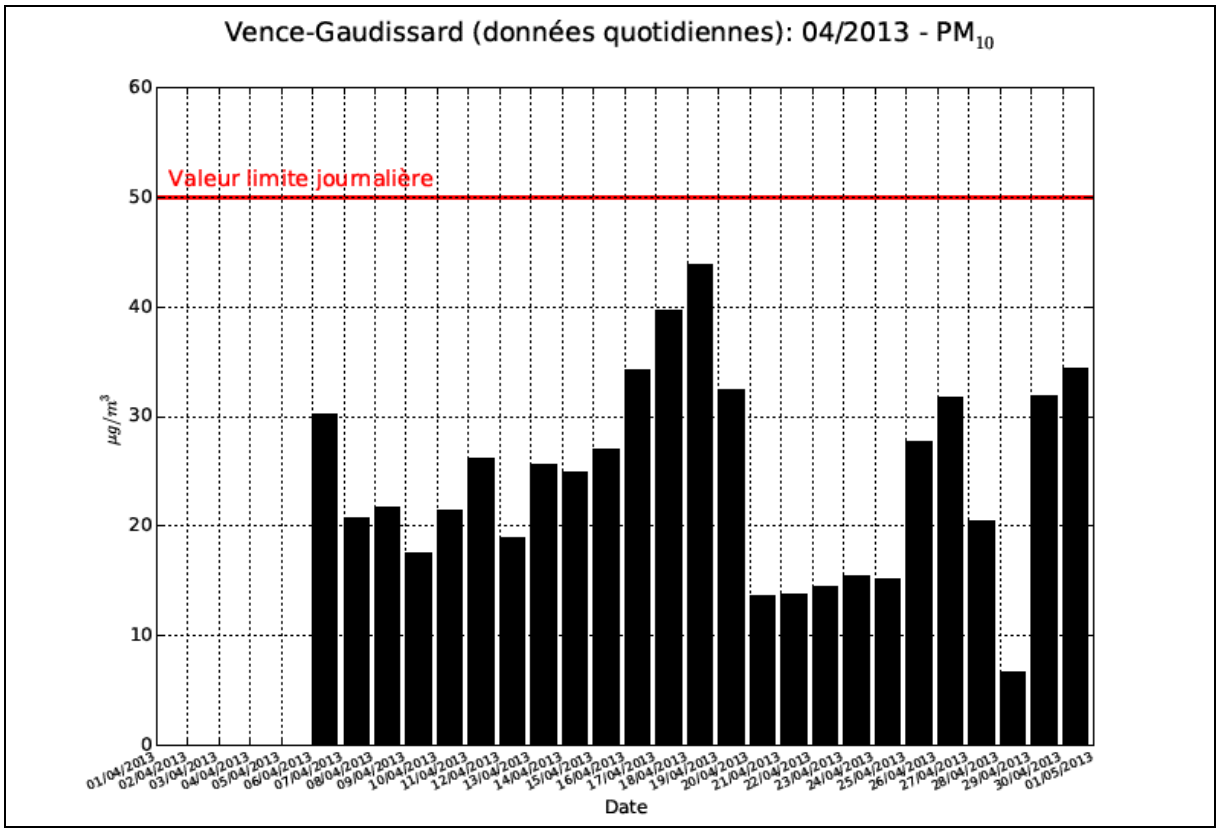


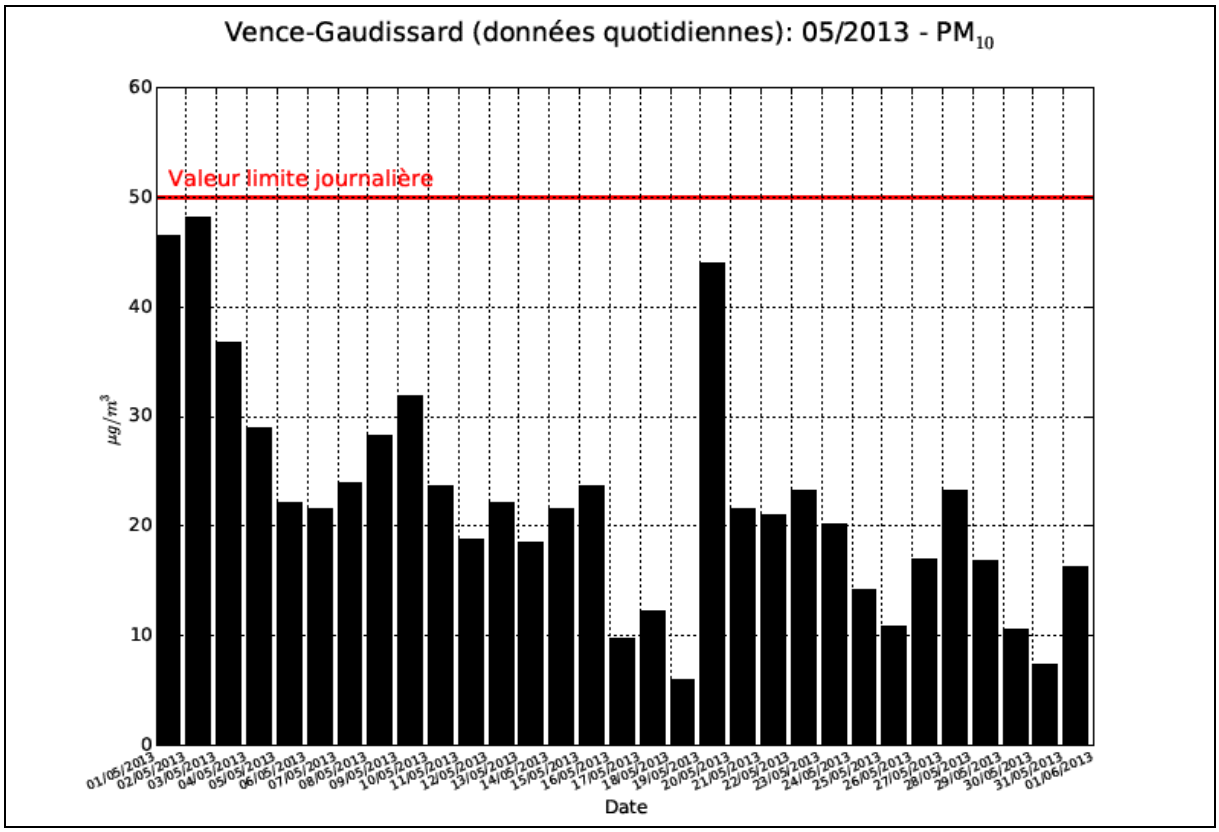


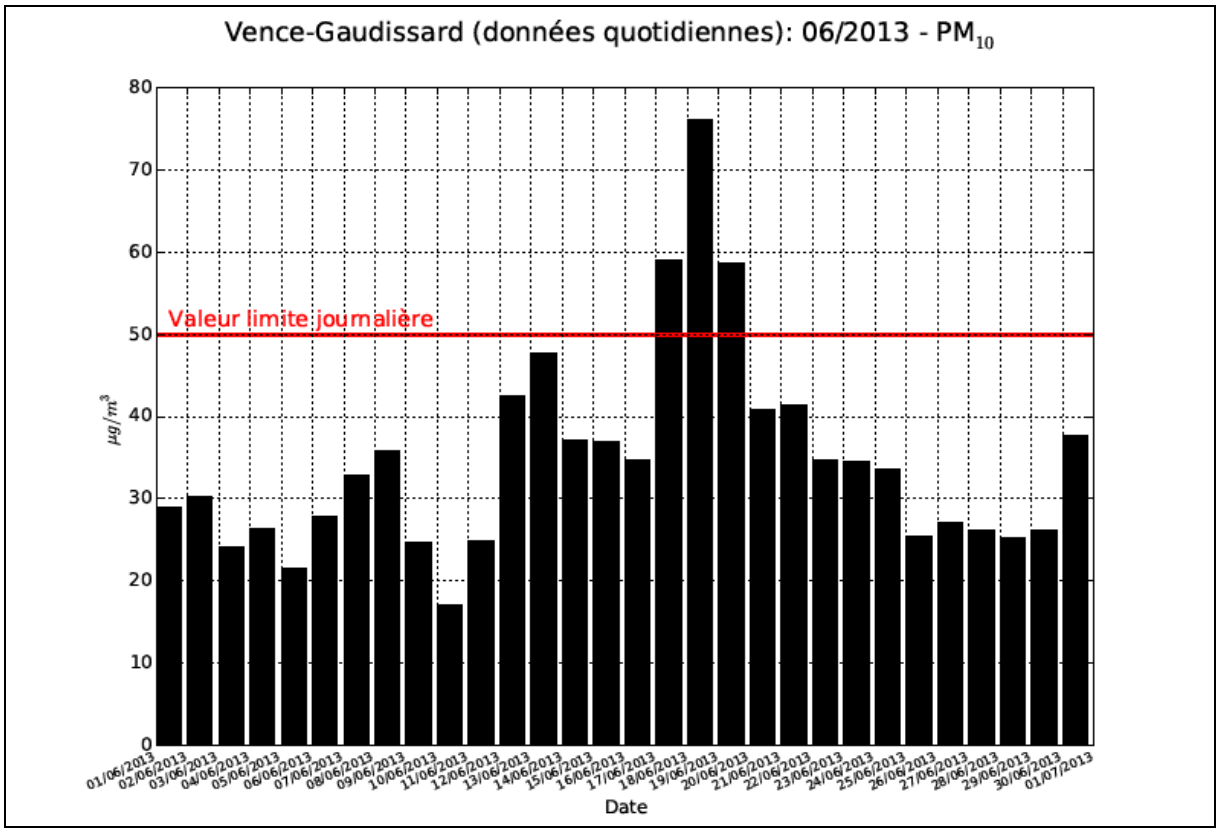

Vence-Gaudissard (données quotidiennes): 01/2013 - PM10
Valeur limite journalière
µg/m3
Date

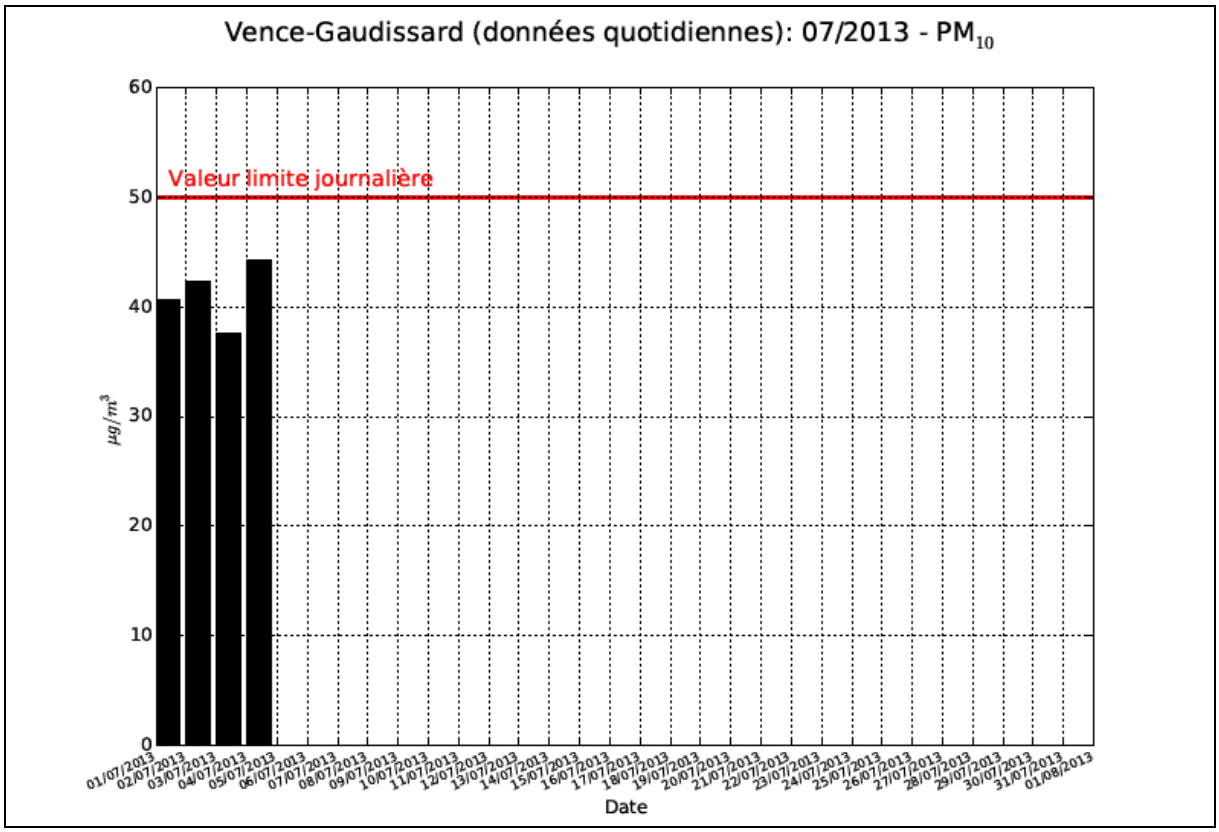

Vence-Gaudissard (données quotidiennes): 02/2013 - PM10
Valeur limite journalière
µg/m3
Date


Vence-Gaudissard (données quotidiennes): 03/2013 - PM10
Valeur limite journalière
µg/m3
Date

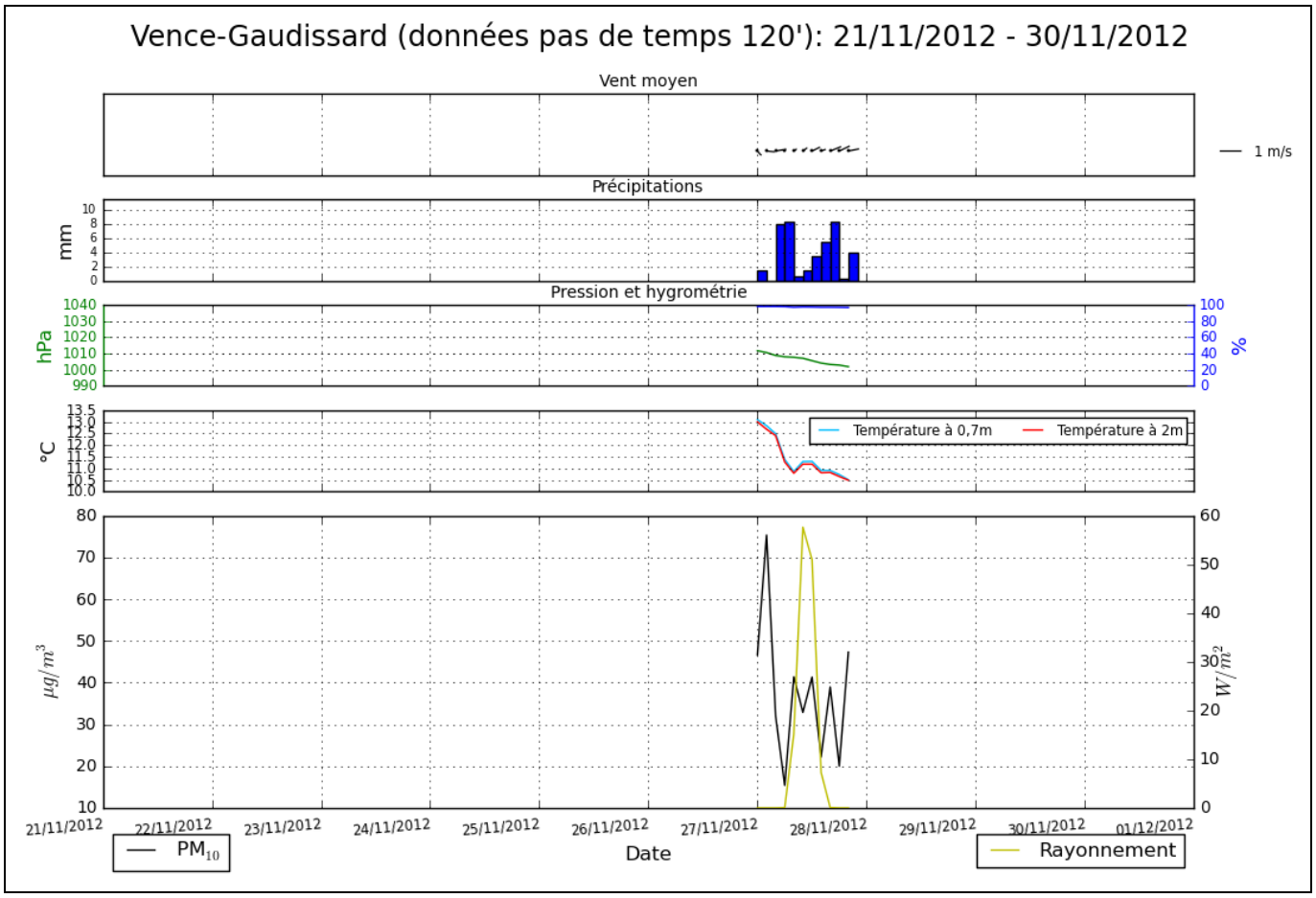

Vence-Gaudissard (données quotidiennes): 04/2013 - PM10
Valeur limite journalière
µg/m3
Date

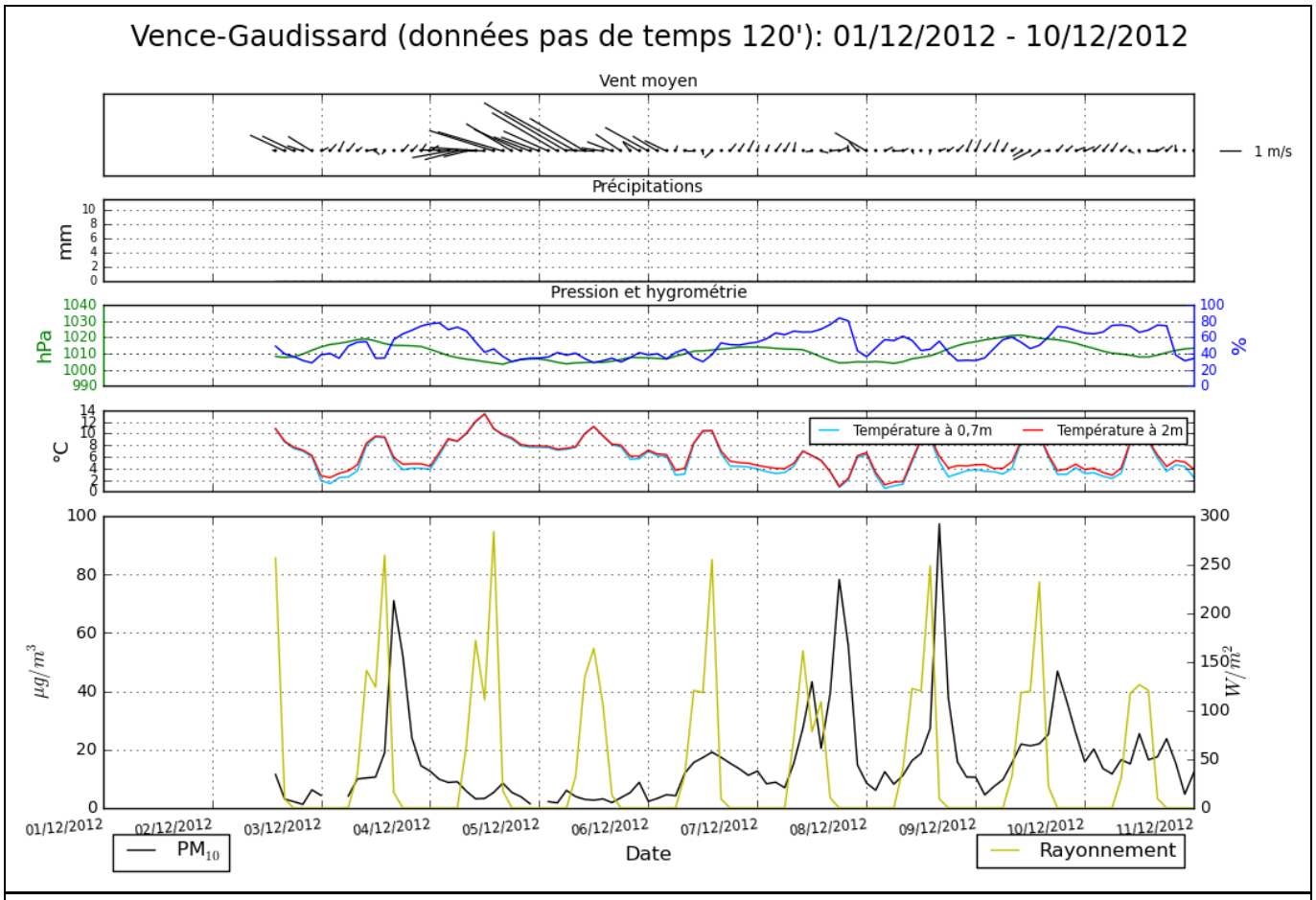

Vence-Gaudissard (données quotidiennes): 05/2013 - PM10
Valeur limite journalière
µg/m3
Date

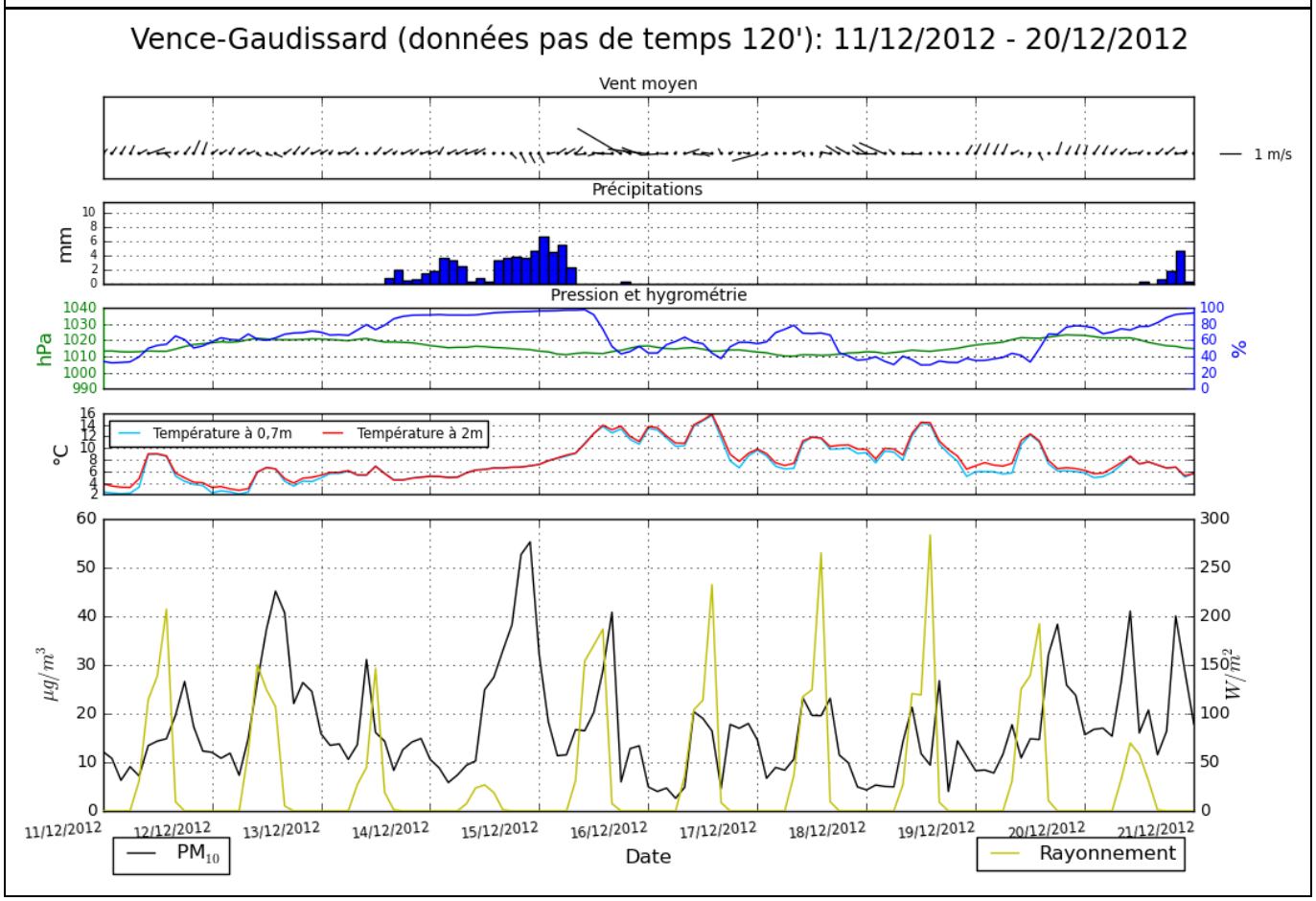

Vence-Gaudissard (données quotidiennes): 06/2013 - PM10
Valeur limite journalière
µg/m3
Date

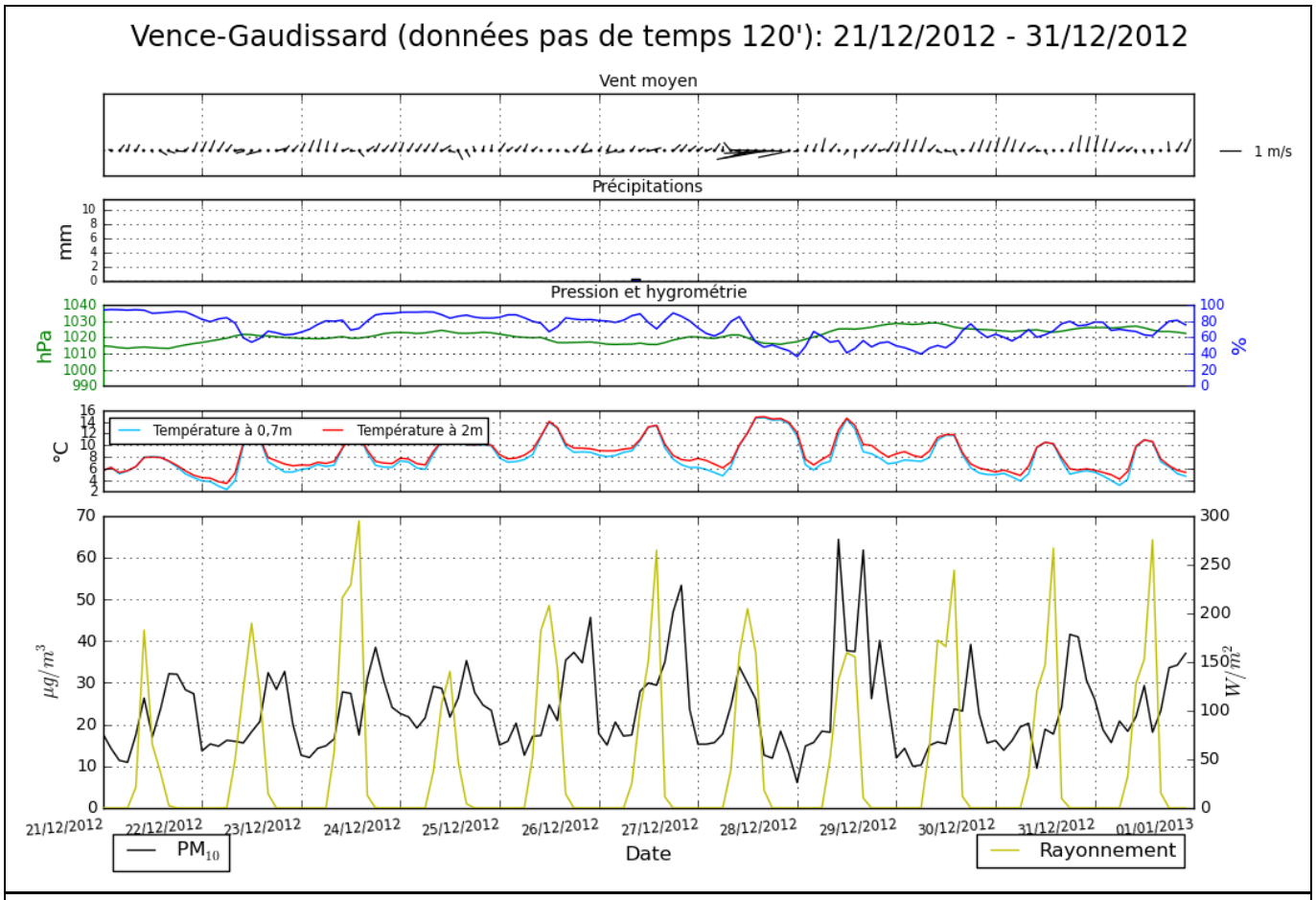

Vence-Gaudissard (données quotidiennes): 07/2013 - PM10
Valeur limite journalière
µg/m3
60
50
40
30
20
10
0
01/07/2013
02/07/2013
03/07/2013
04/07/2013
05/07/2013
06/07/2013
07/07/2013
08/07/2013
09/07/2013
10/07/2013
11/07/2013
12/07/2013
13/07/2013
14/07/2013
15/07/2013
16/07/2013
17/07/2013
18/07/2013
19/07/2013
20/07/2013
21/07/2013
22/07/2013
23/07/2013
24/07/2013
25/07/2013
26/07/2013
27/07/2013
28/07/2013
29/07/2013
30/07/2013
31/07/2013
01/08/2013
Date

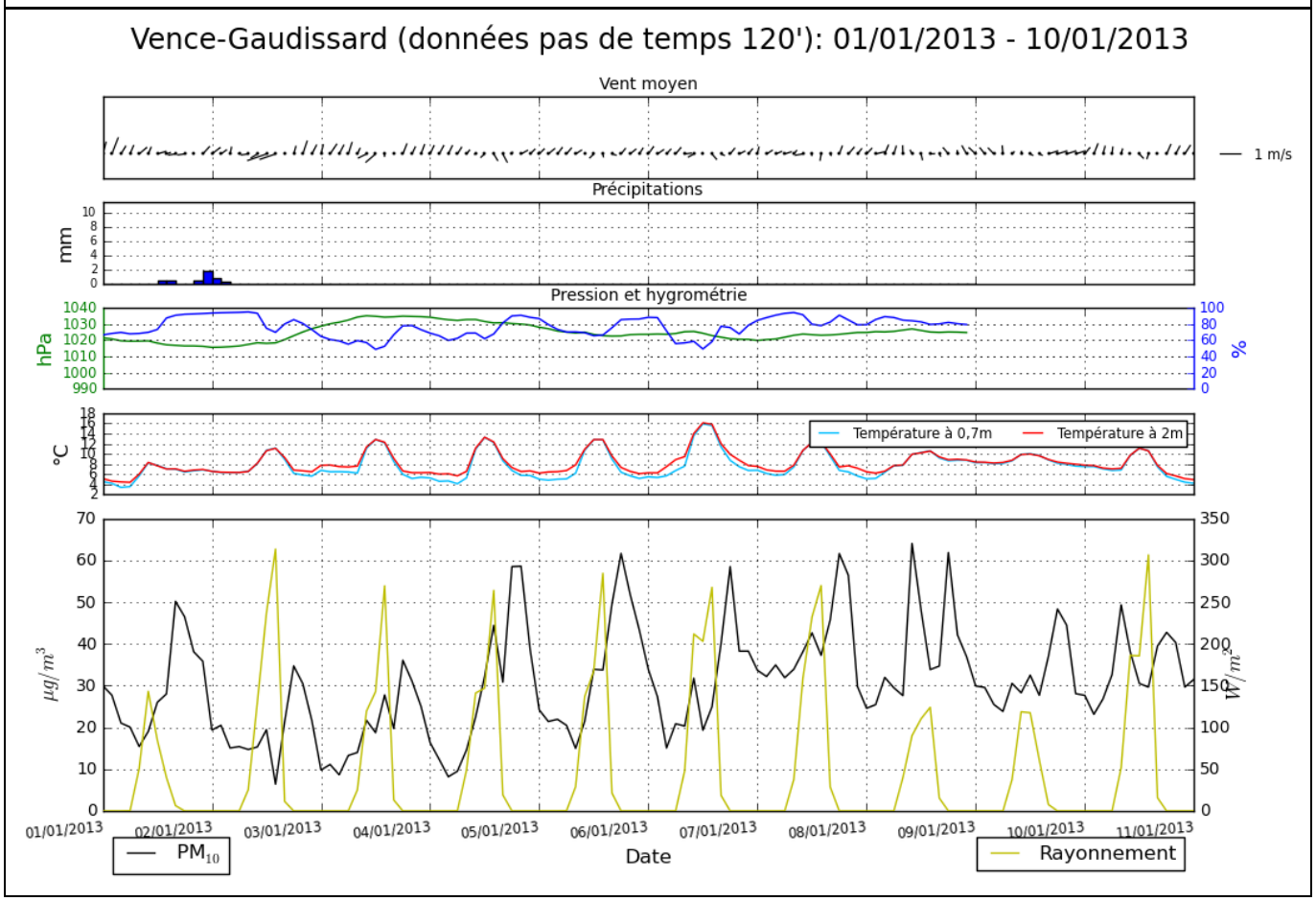
Annexe 5. Evolutions bi-horaires des concentrations de PM_{10} et des paramètres météorologiques du 21 novembre 2012 au 04 juillet 2013, à Vence-Gaudissard (chaque période de 24h débute à partir de l'intersection entre l'ordonnée et l'abscisse à la droite de l'annotation du jour. Par exemple, ci-dessous : les enregistrements ont eu lieu le 27/11/2012)

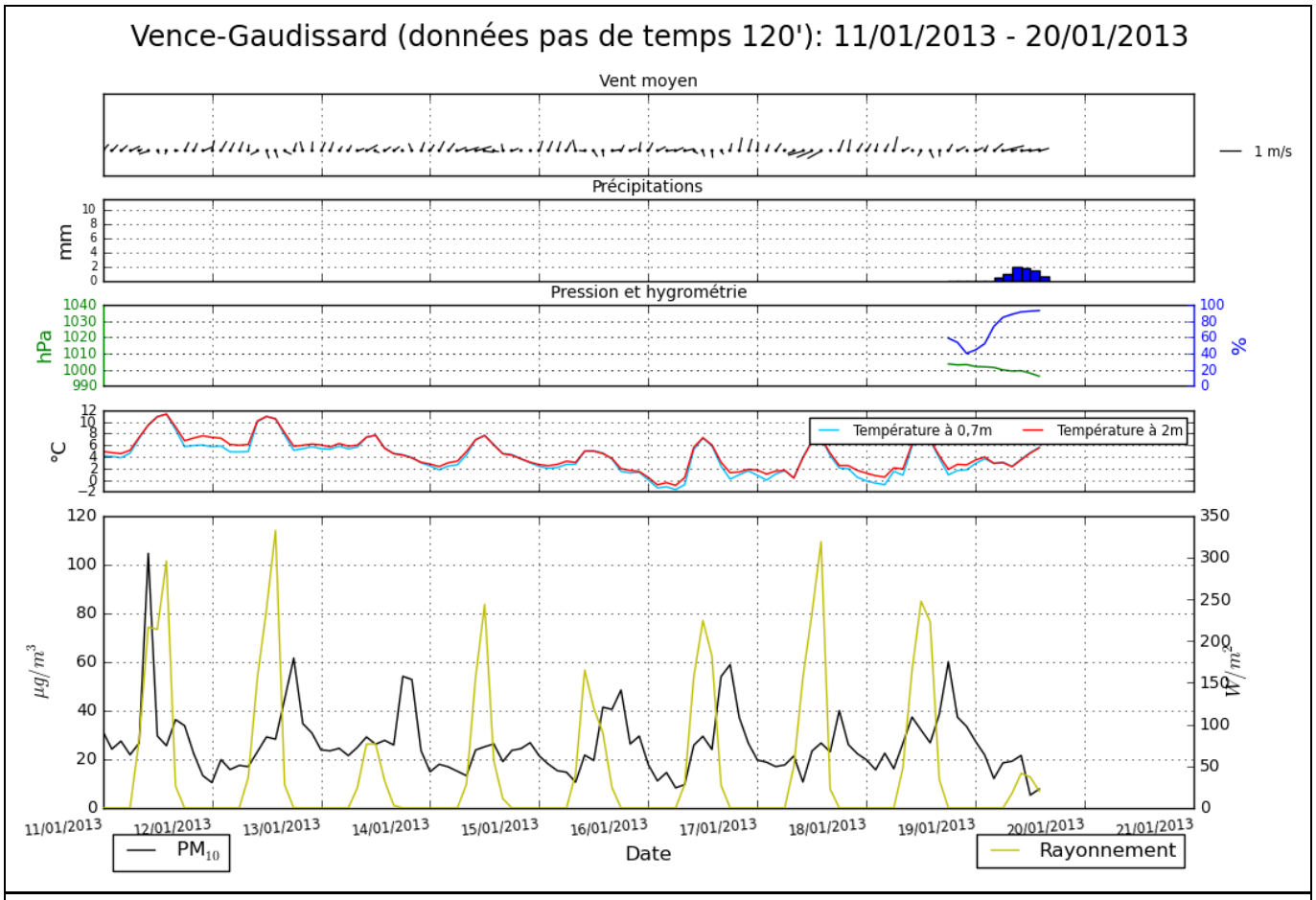


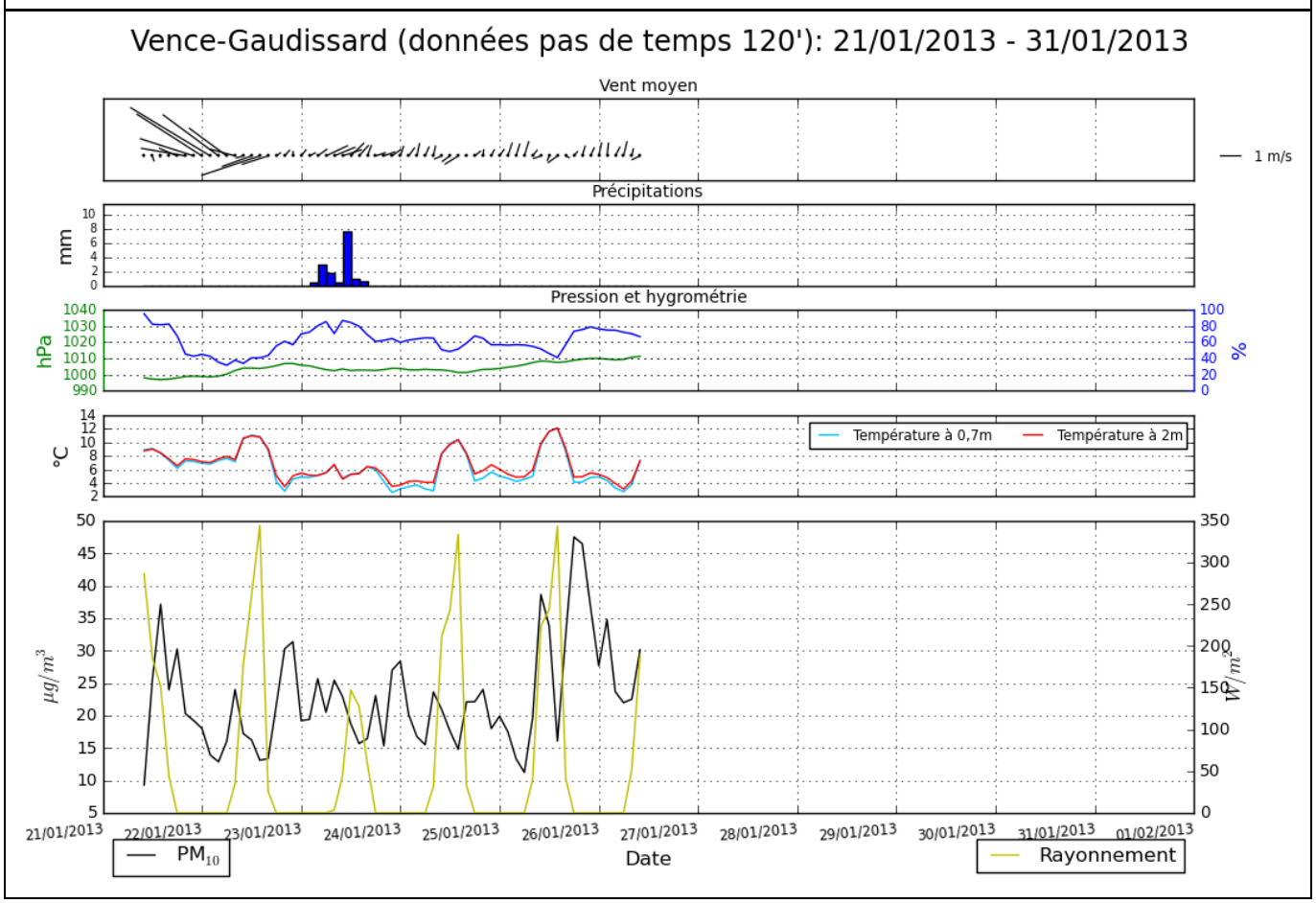

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 01/12/2012 - 10/12/2012
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
°C
Température à 0,7m
Température à 2m
µg/m³
W/m²
01/12/2012
02/12/2012
03/12/2012
04/12/2012
05/12/2012
06/12/2012
07/12/2012
08/12/2012
09/12/2012
10/12/2012
11/12/2012
PM10
Date
Rayonnement

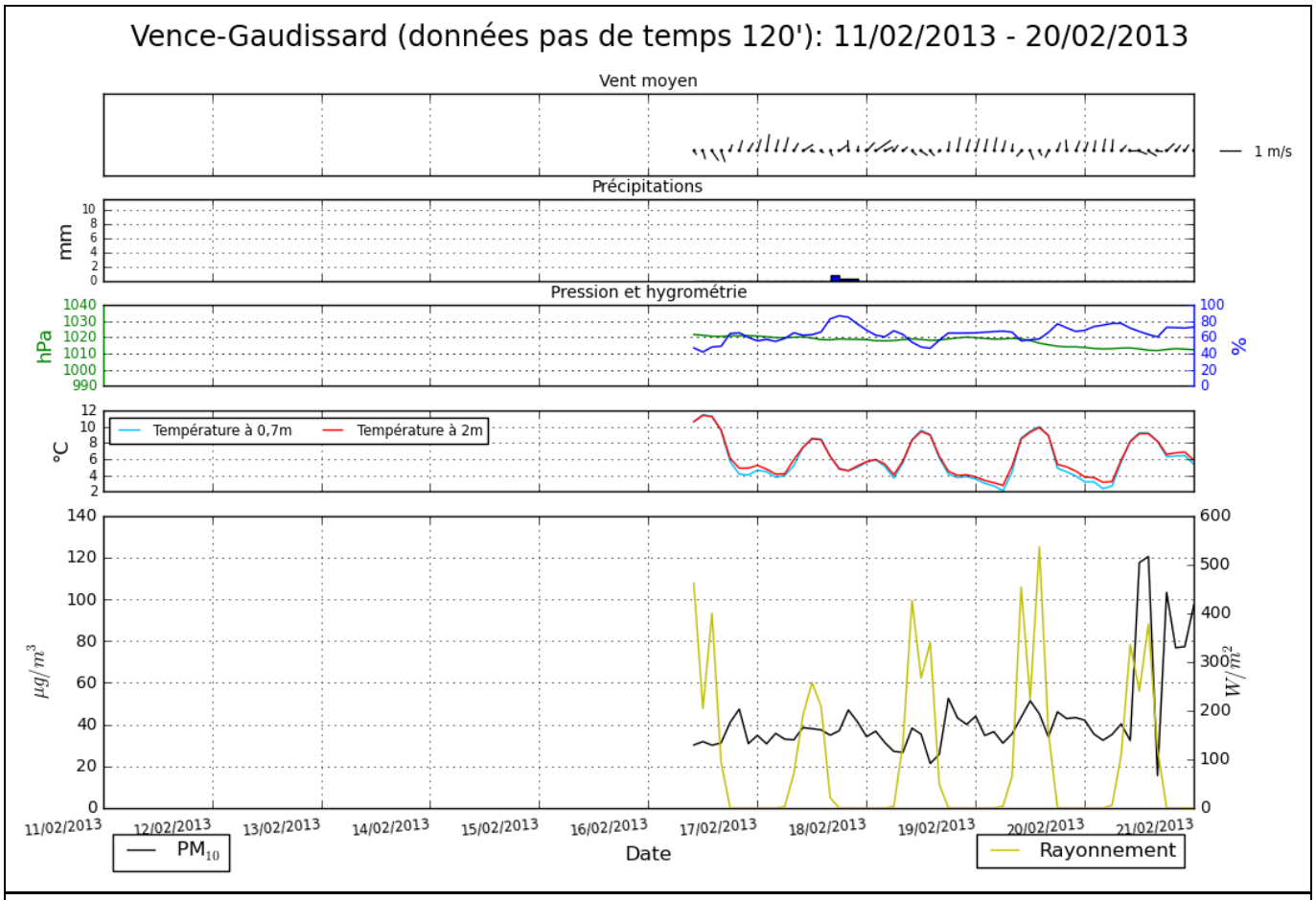

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 11/12/2012 - 20/12/2012
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
°C
Température à 0,7m
Température à 2m
µg/m³
W/m²
11/12/2012
12/12/2012
13/12/2012
14/12/2012
15/12/2012
16/12/2012
17/12/2012
18/12/2012
19/12/2012
20/12/2012
21/12/2012
PM10
Date
Rayonnement

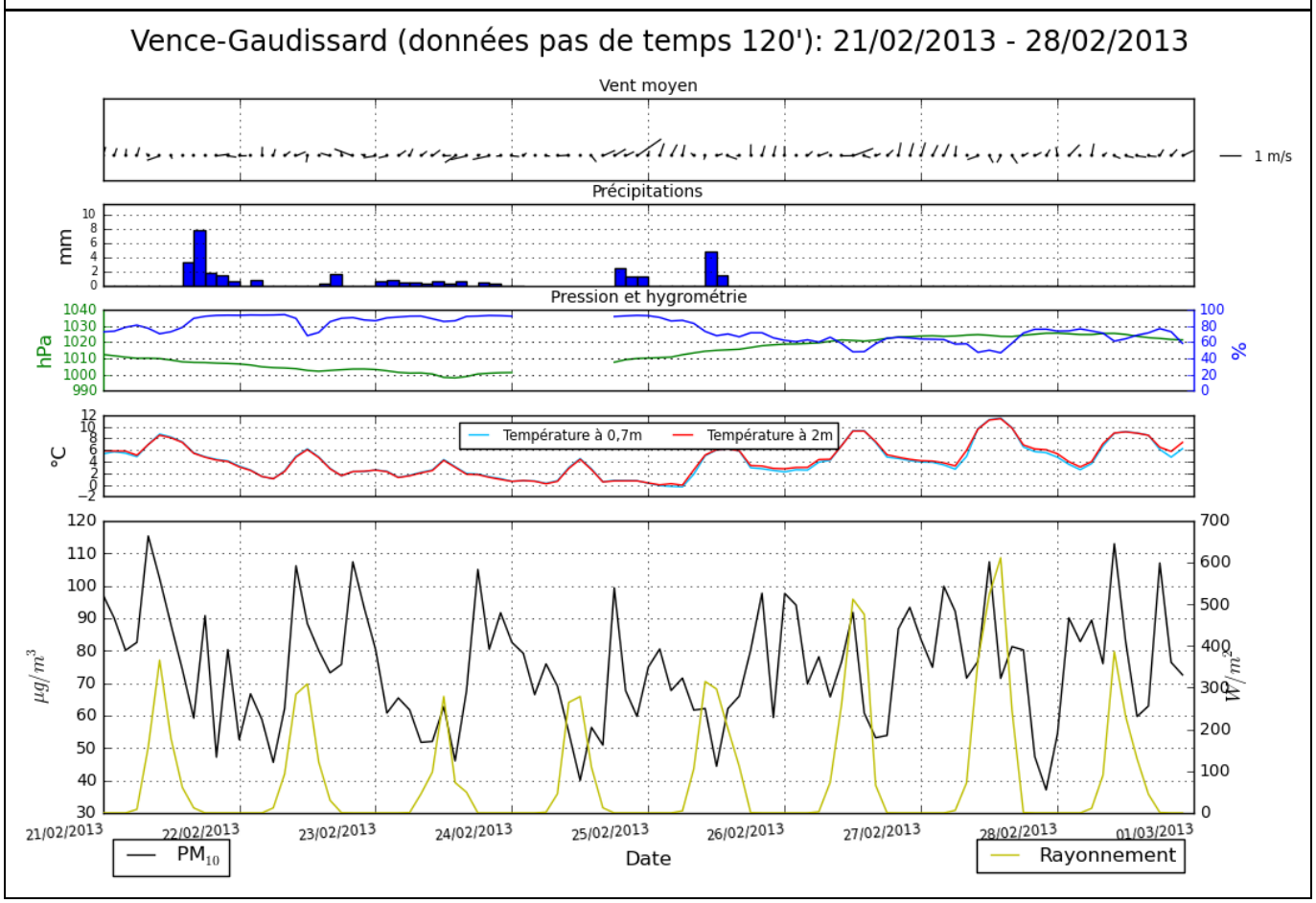

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 21/12/2012 - 31/12/2012
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
$\mu g/m^3$
W/m^2
21/12/2012
22/12/2012
23/12/2012
24/12/2012
25/12/2012
26/12/2012
27/12/2012
28/12/2012
29/12/2012
30/12/2012
31/12/2012
01/01/2013
PM_{10}
Date
Rayonnement

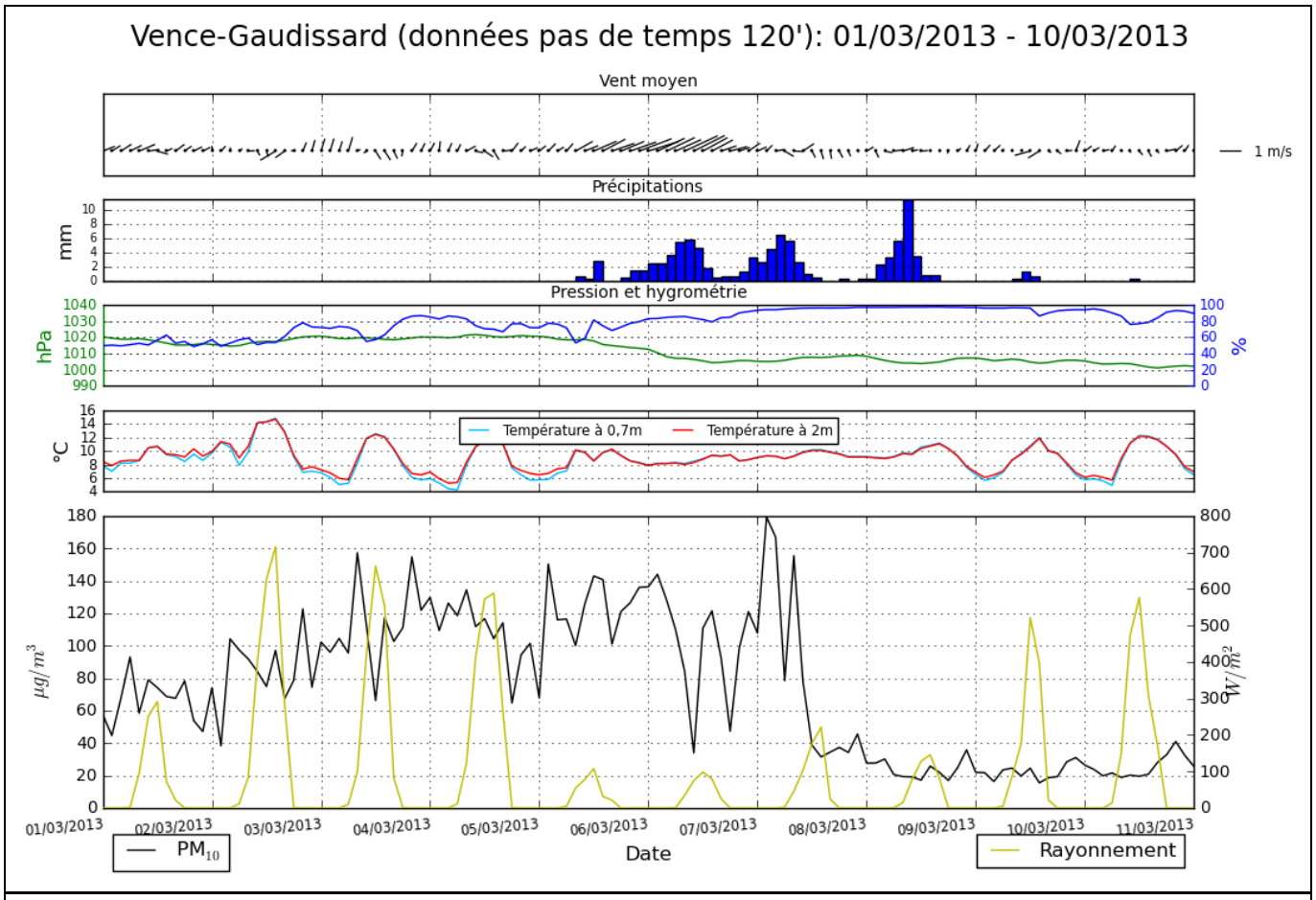

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 01/01/2013 - 10/01/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
$\mu g/m^3$
W/m^2
01/01/2013
02/01/2013
03/01/2013
04/01/2013
05/01/2013
06/01/2013
07/01/2013
08/01/2013
09/01/2013
10/01/2013
11/01/2013
PM_{10}
Date
Rayonnement

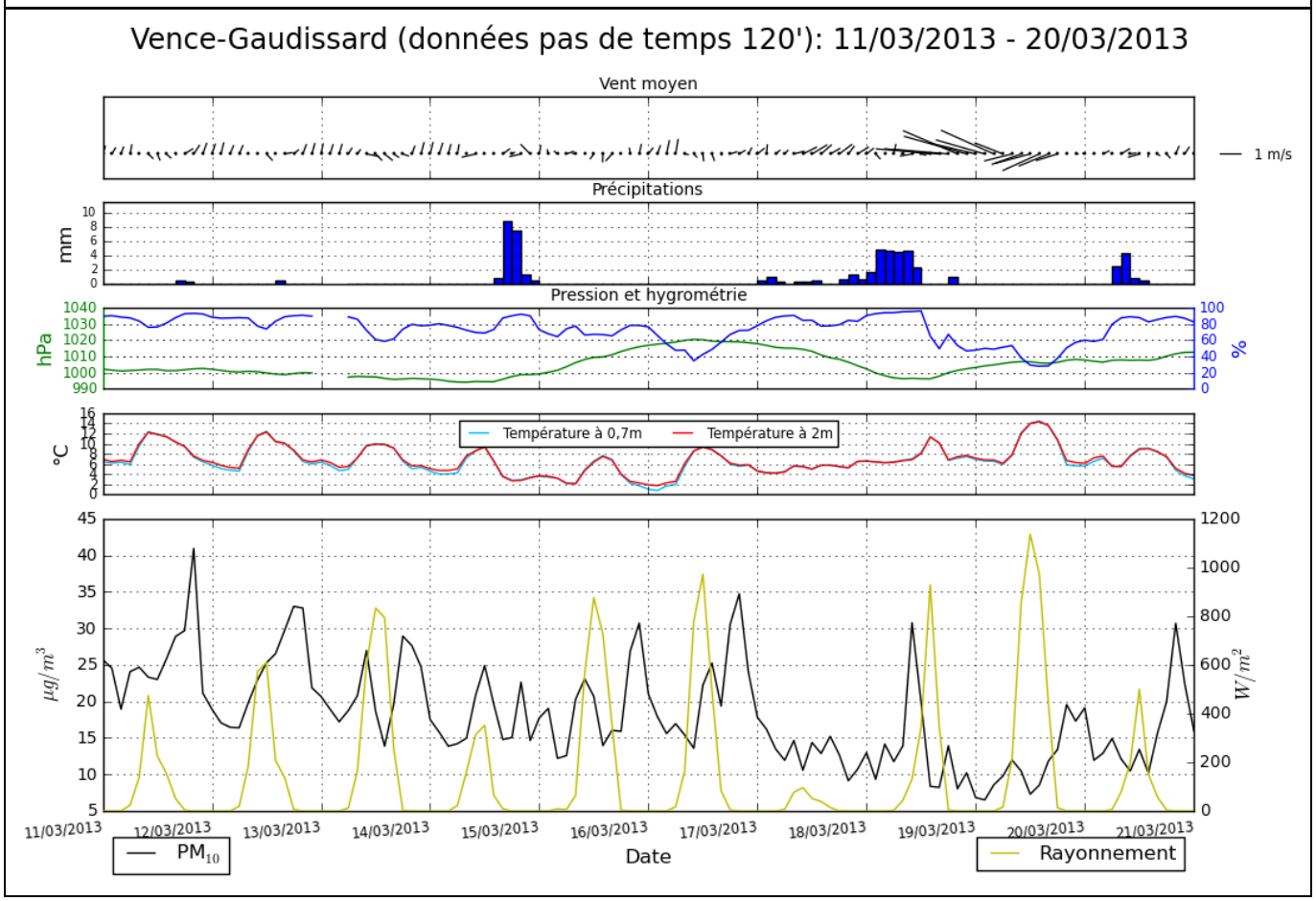

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 11/01/2013 - 20/01/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
11/01/2013
12/01/2013
13/01/2013
14/01/2013
15/01/2013
16/01/2013
17/01/2013
18/01/2013
19/01/2013
20/01/2013
21/01/2013
PM10
Date
Rayonnement

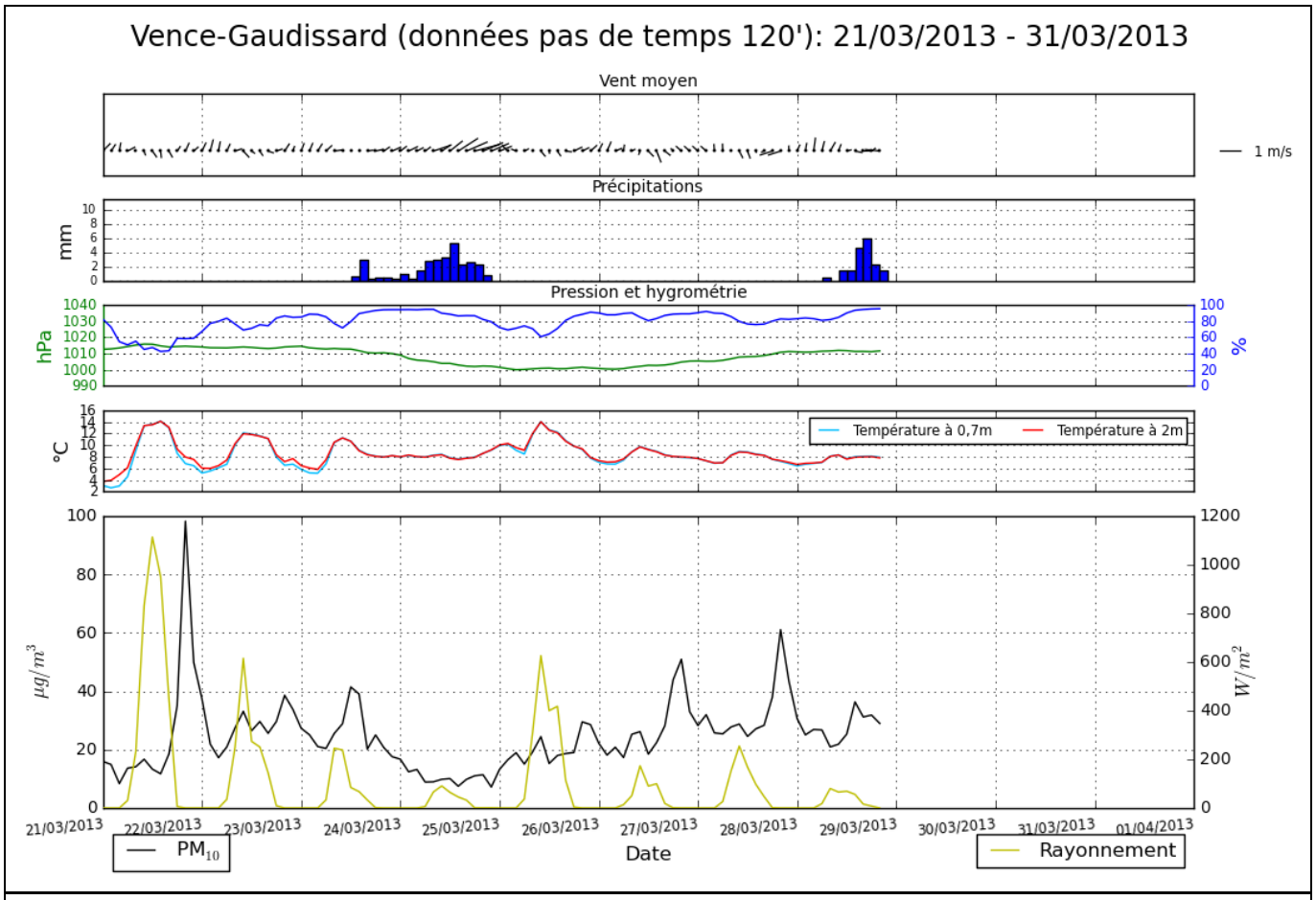

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 21/01/2013 - 31/01/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
21/01/2013
22/01/2013
23/01/2013
24/01/2013
25/01/2013
26/01/2013
27/01/2013
28/01/2013
29/01/2013
30/01/2013
31/01/2013
01/02/2013
PM10
Date
Rayonnement

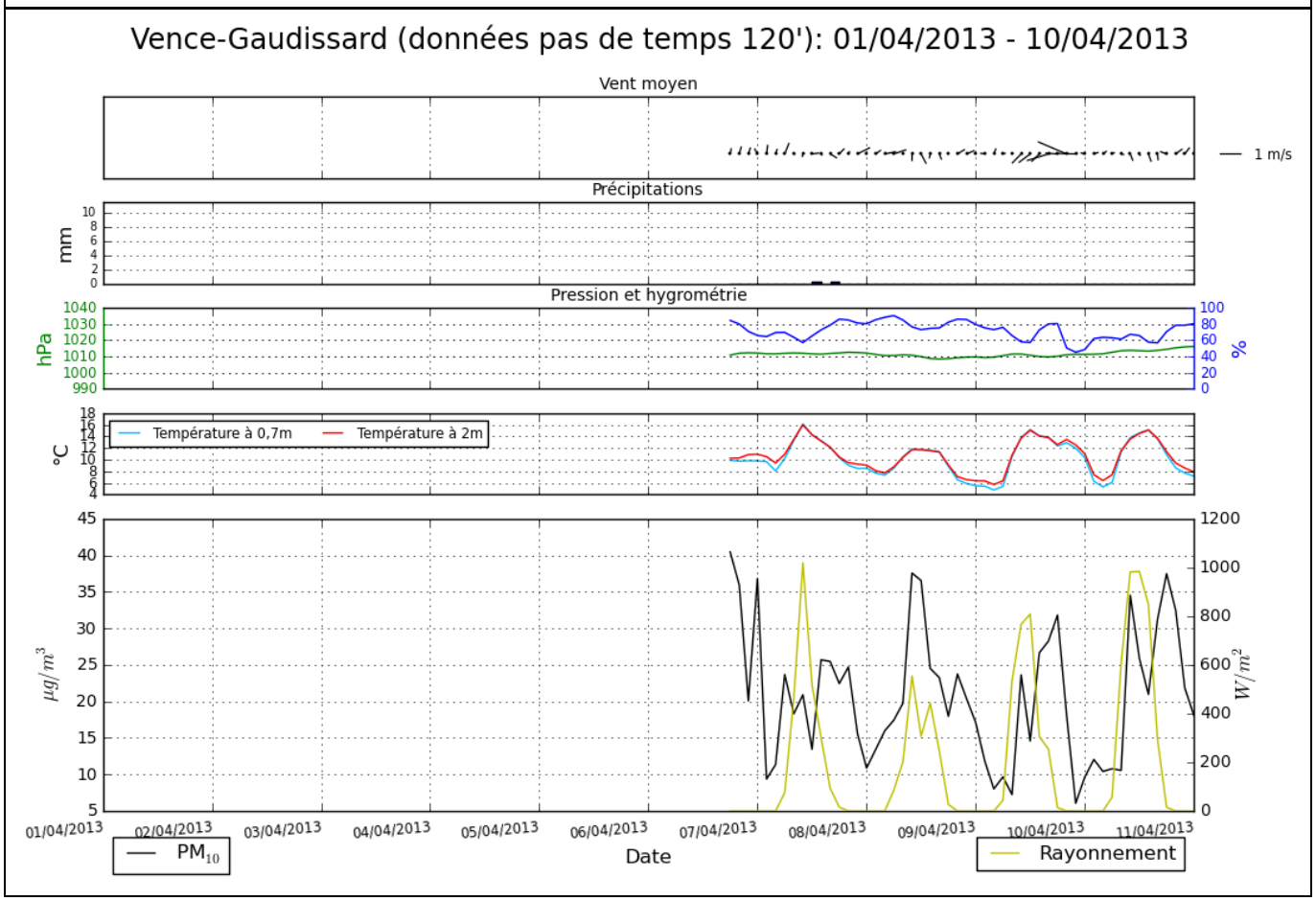

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 11/02/2013 - 20/02/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
11/02/2013
12/02/2013
13/02/2013
14/02/2013
15/02/2013
16/02/2013
17/02/2013
18/02/2013
19/02/2013
20/02/2013
21/02/2013
PM10
Date
Rayonnement

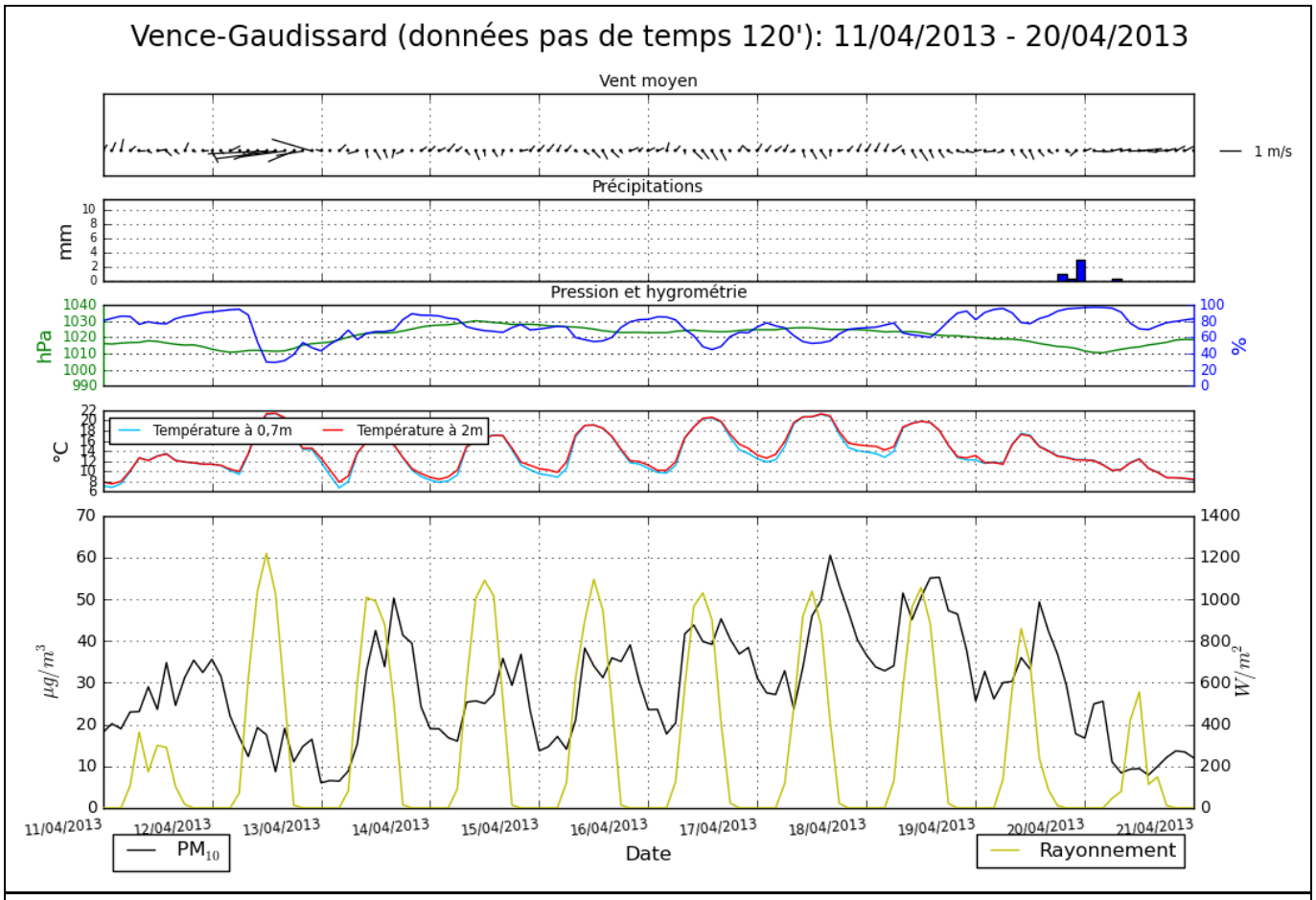

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 21/02/2013 - 28/02/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
21/02/2013
22/02/2013
23/02/2013
24/02/2013
25/02/2013
26/02/2013
27/02/2013
28/02/2013
01/03/2013
PM10
Date
Rayonnement

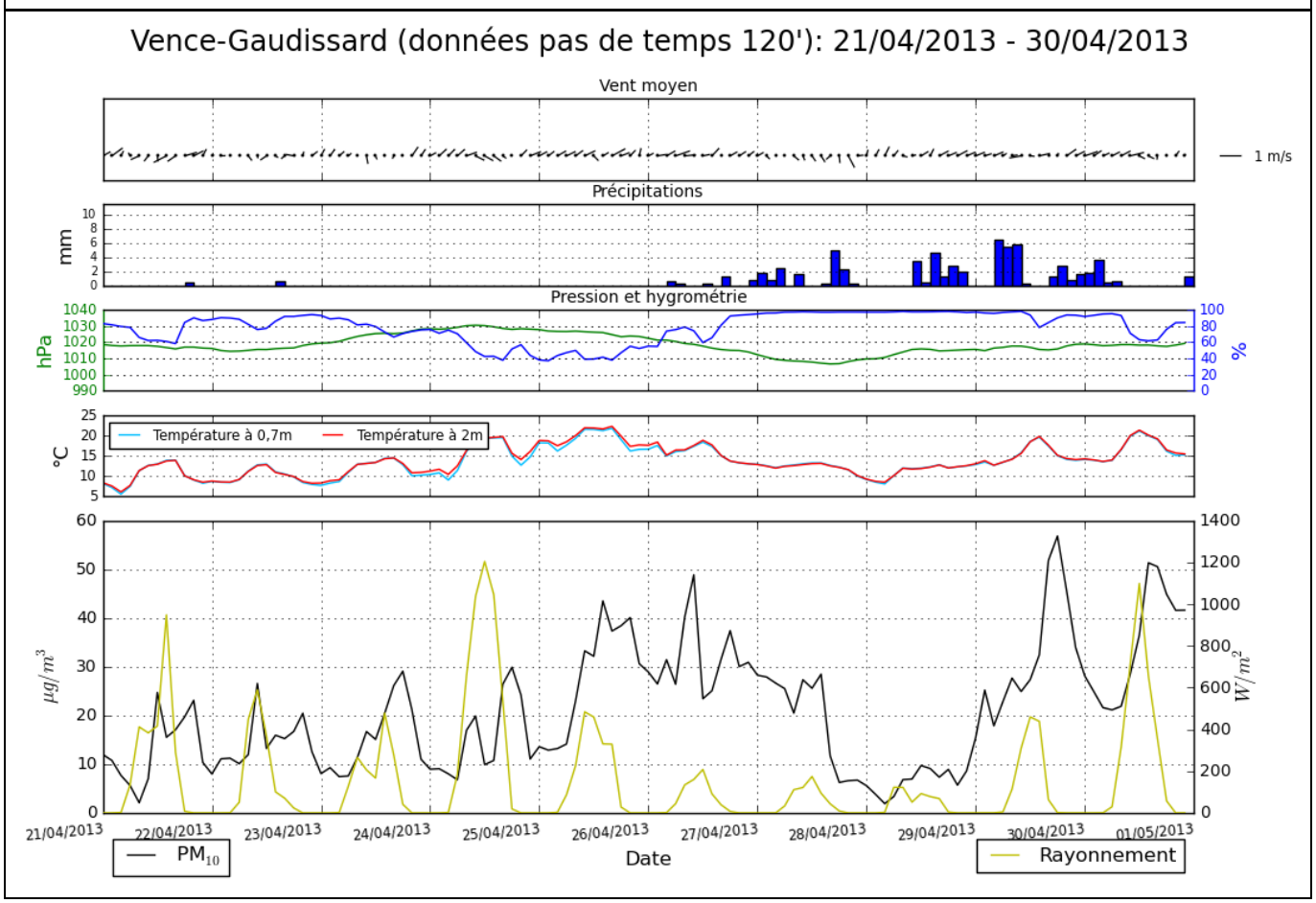

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 01/03/2013 - 10/03/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
01/03/2013
02/03/2013
03/03/2013
04/03/2013
05/03/2013
06/03/2013
07/03/2013
08/03/2013
09/03/2013
10/03/2013
11/03/2013
PM10
Date
Rayonnement

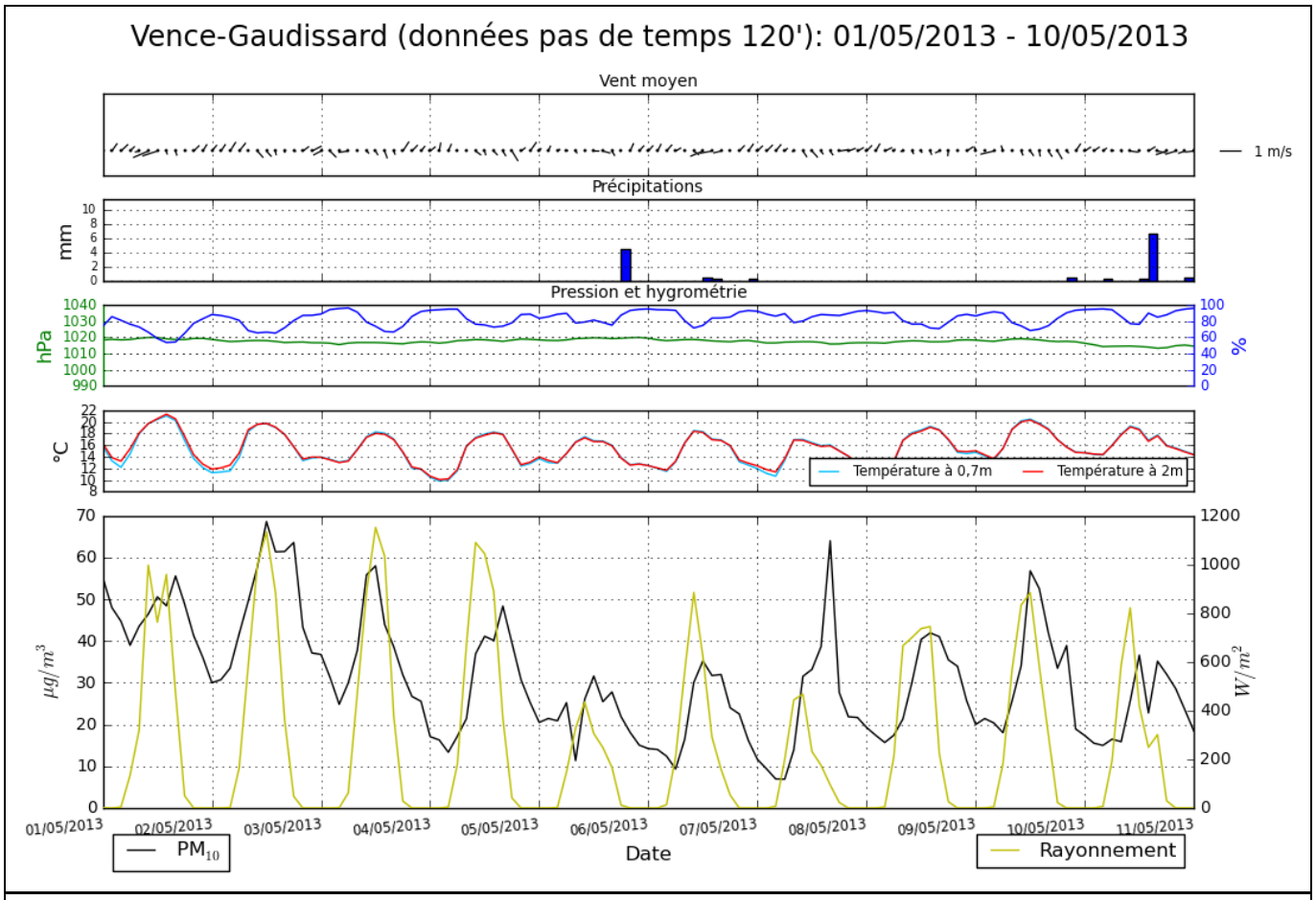

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 11/03/2013 - 20/03/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
11/03/2013
12/03/2013
13/03/2013
14/03/2013
15/03/2013
16/03/2013
17/03/2013
18/03/2013
19/03/2013
20/03/2013
21/03/2013
PM10
Date
Rayonnement

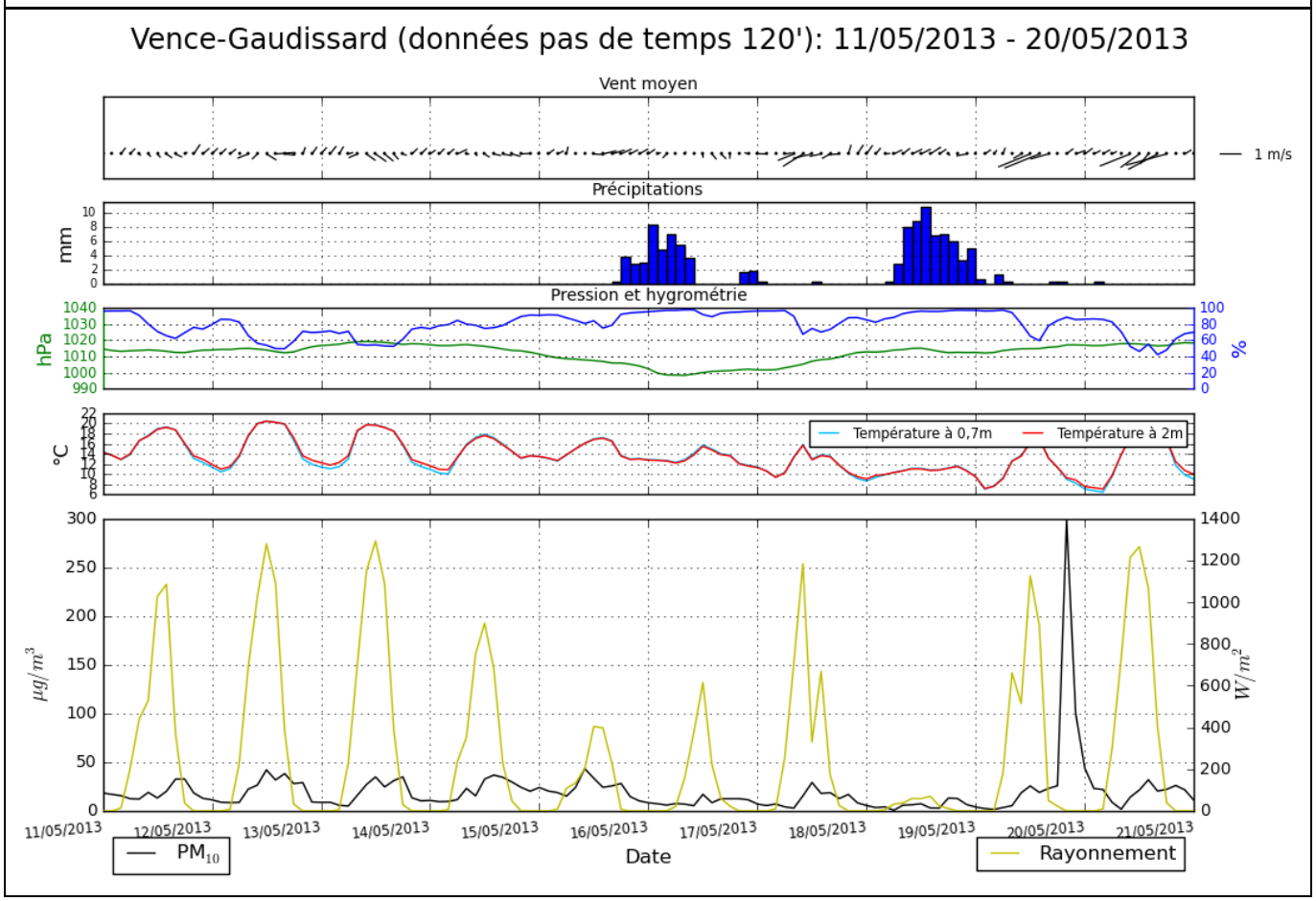

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 21/03/2013 - 31/03/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
21/03/2013
22/03/2013
23/03/2013
24/03/2013
25/03/2013
26/03/2013
27/03/2013
28/03/2013
29/03/2013
30/03/2013
31/03/2013
01/04/2013
PM10
Date
Rayonnement

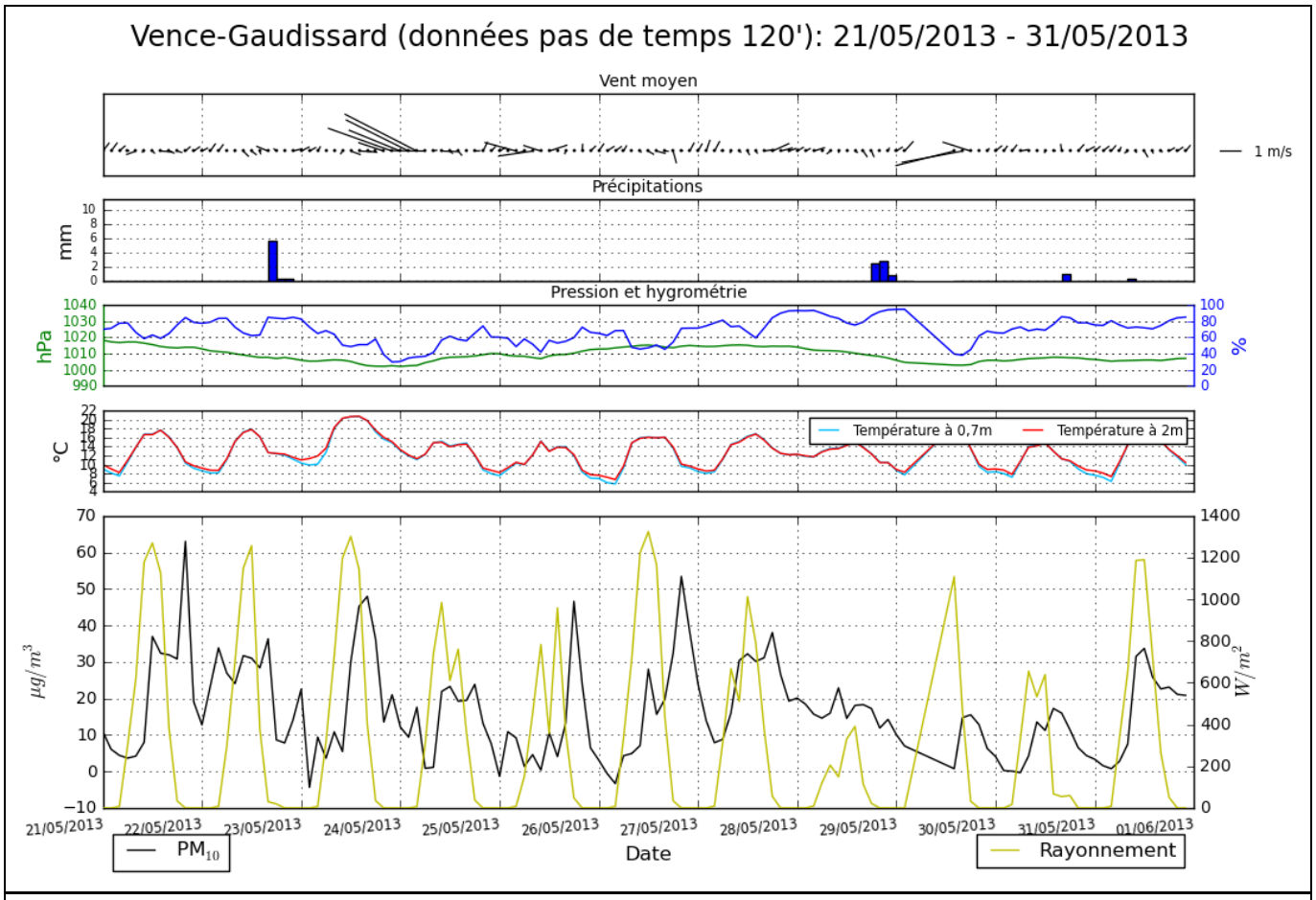

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 01/04/2013 - 10/04/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
01/04/2013
02/04/2013
03/04/2013
04/04/2013
05/04/2013
06/04/2013
07/04/2013
08/04/2013
09/04/2013
10/04/2013
11/04/2013
PM10
Date
Rayonnement

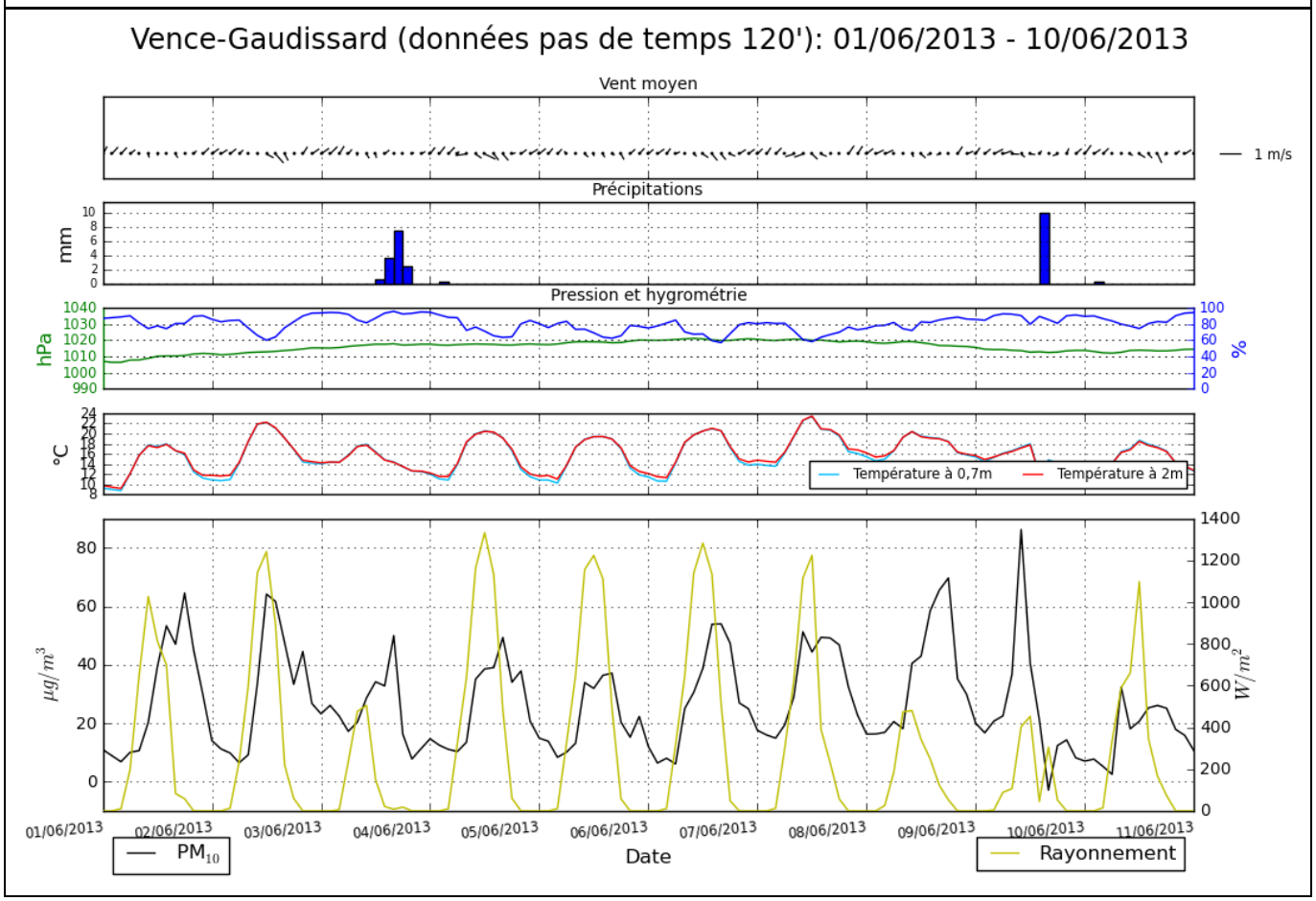

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 11/04/2013 - 20/04/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
11/04/2013
12/04/2013
13/04/2013
14/04/2013
15/04/2013
16/04/2013
17/04/2013
18/04/2013
19/04/2013
20/04/2013
21/04/2013
PM10
Date
Rayonnement

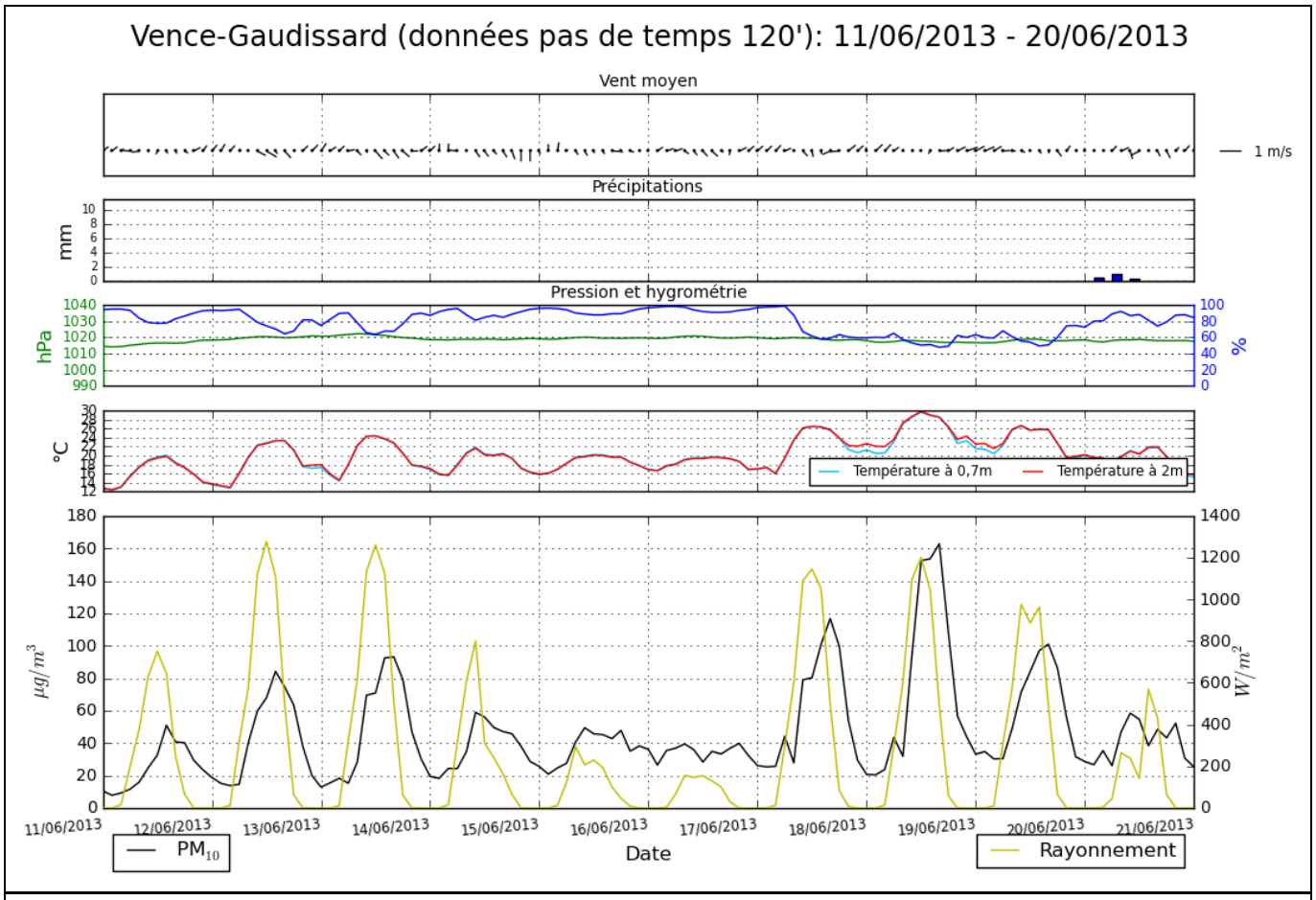

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 21/04/2013 - 30/04/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
µg/m³
W/m²
21/04/2013
22/04/2013
23/04/2013
24/04/2013
25/04/2013
26/04/2013
27/04/2013
28/04/2013
29/04/2013
30/04/2013
01/05/2013
PM10
Date
Rayonnement

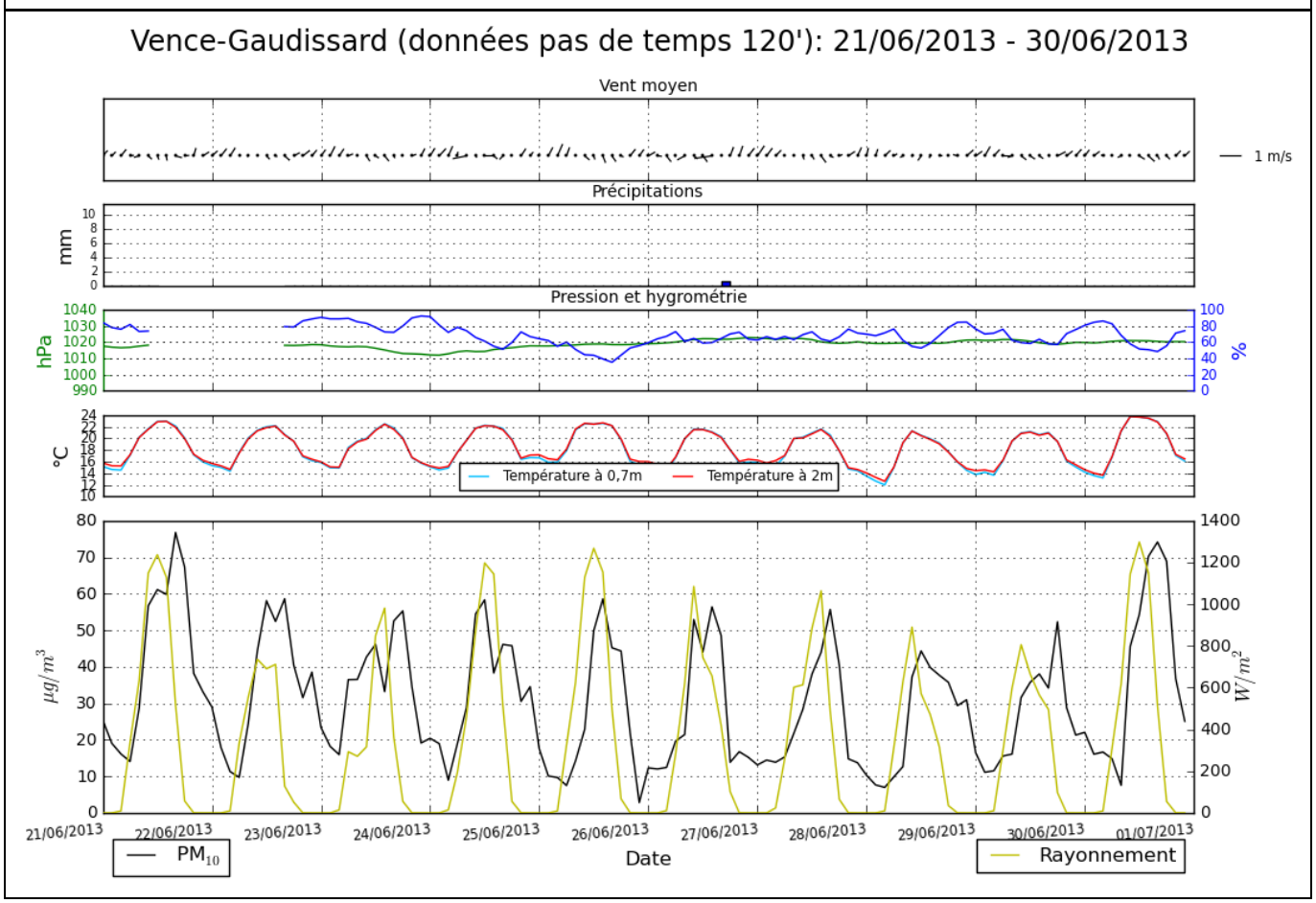

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 01/05/2013 - 10/05/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
°C
Température à 0,7m
Température à 2m
$\mu g/m^3$
W/m^2
01/05/2013
02/05/2013
03/05/2013
04/05/2013
05/05/2013
06/05/2013
07/05/2013
08/05/2013
09/05/2013
10/05/2013
11/05/2013
PM10
Date
Rayonnement

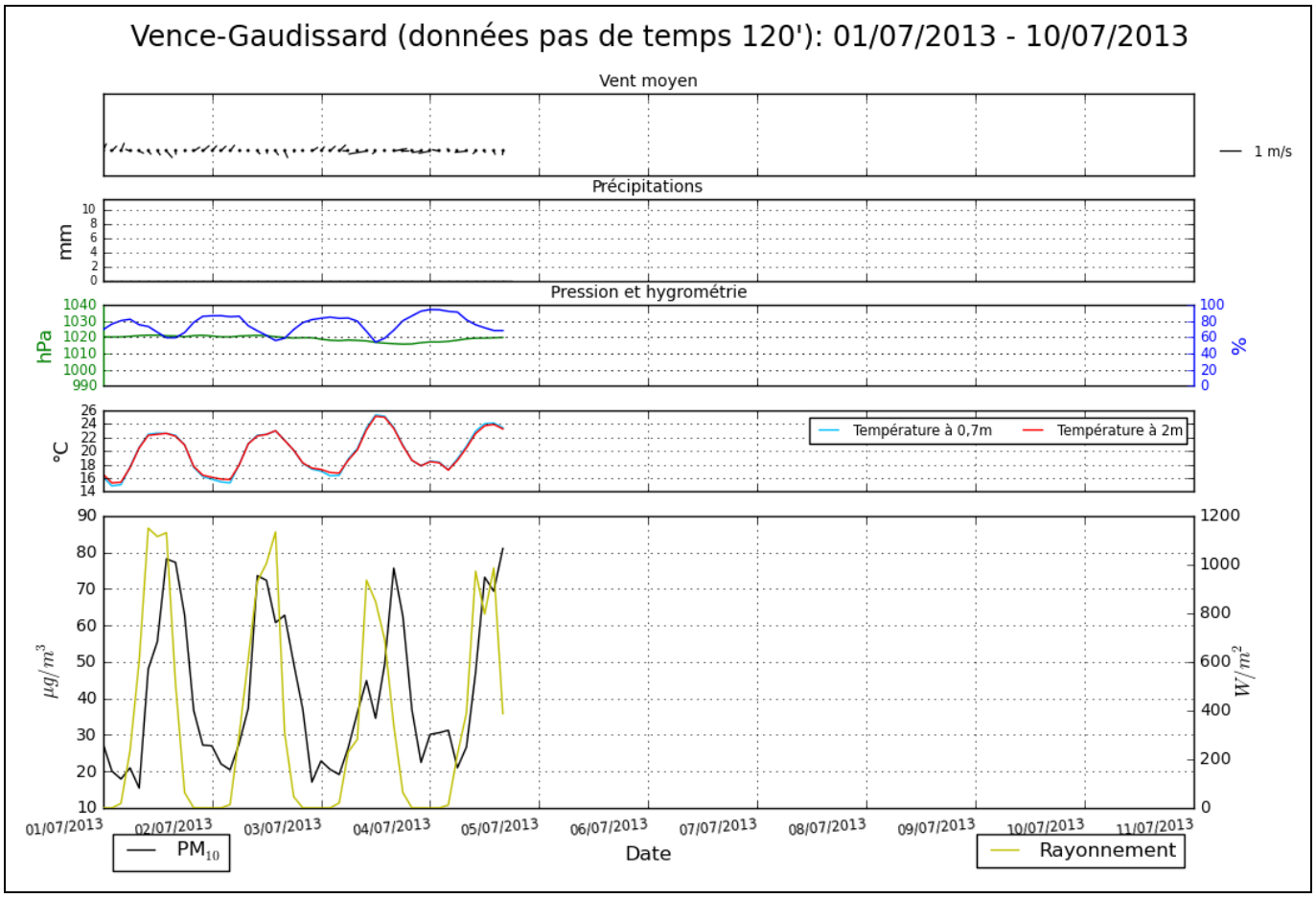

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 11/05/2013 - 20/05/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
°C
Température à 0,7m
Température à 2m
$\mu g/m^3$
W/m^2
11/05/2013
12/05/2013
13/05/2013
14/05/2013
15/05/2013
16/05/2013
17/05/2013
18/05/2013
19/05/2013
20/05/2013
21/05/2013
PM10
Date
Rayonnement


Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 21/05/2013 - 31/05/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
°C
Température à 0,7m
Température à 2m
µg/m³
W/m²
21/05/2013
22/05/2013
23/05/2013
24/05/2013
25/05/2013
26/05/2013
27/05/2013
28/05/2013
29/05/2013
30/05/2013
31/05/2013
01/06/2013
PM10
Date
Rayonnement

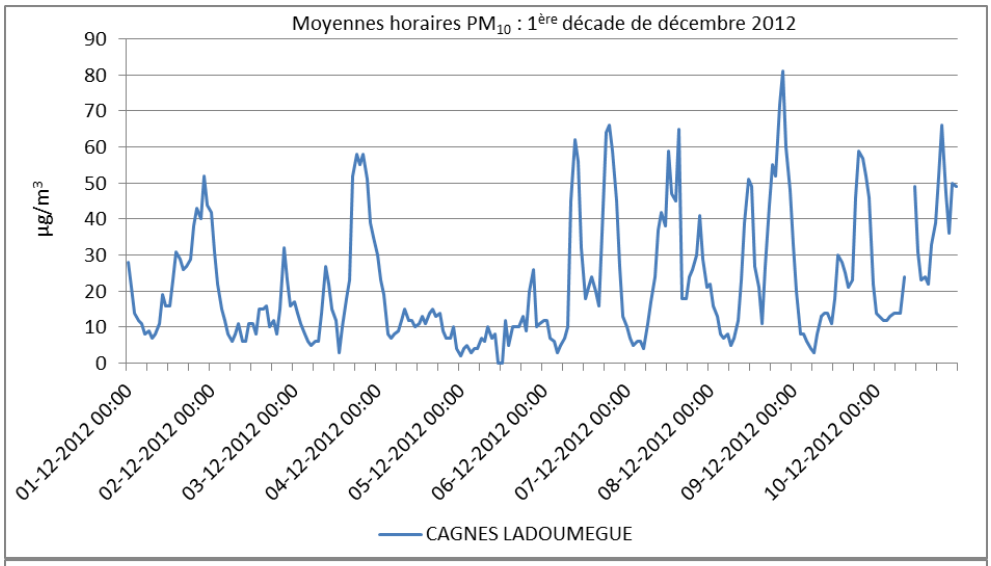

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 01/06/2013 - 10/06/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
°C
Température à 0,7m
Température à 2m
µg/m³
W/m²
01/06/2013
02/06/2013
03/06/2013
04/06/2013
05/06/2013
06/06/2013
07/06/2013
08/06/2013
09/06/2013
10/06/2013
11/06/2013
PM10
Date
Rayonnement

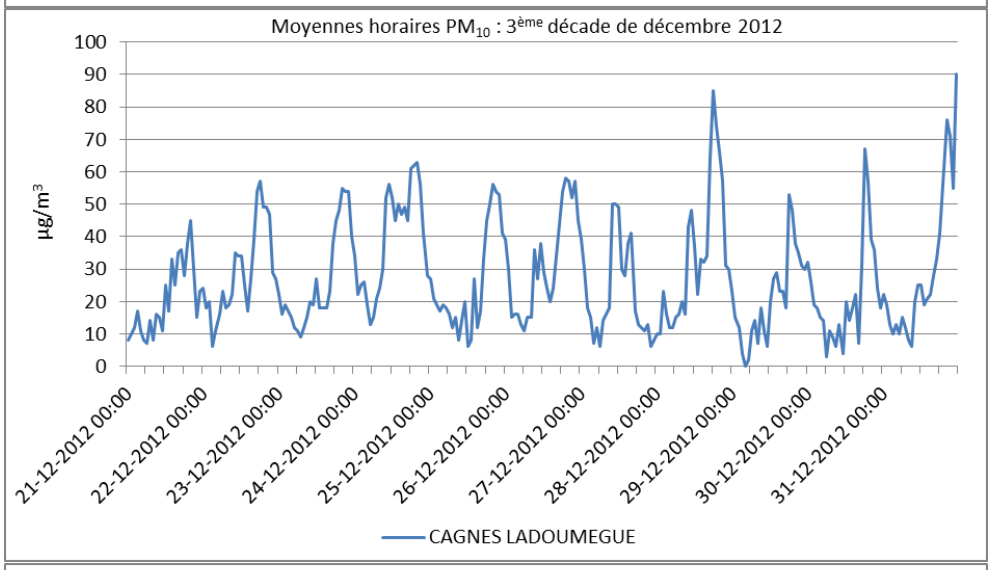

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 11/06/2013 - 20/06/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
°C
Température à 0,7m
Température à 2m
µg/m³
W/m²
11/06/2013
12/06/2013
13/06/2013
14/06/2013
15/06/2013
16/06/2013
17/06/2013
18/06/2013
19/06/2013
20/06/2013
21/06/2013
PM10
Date
Rayonnement

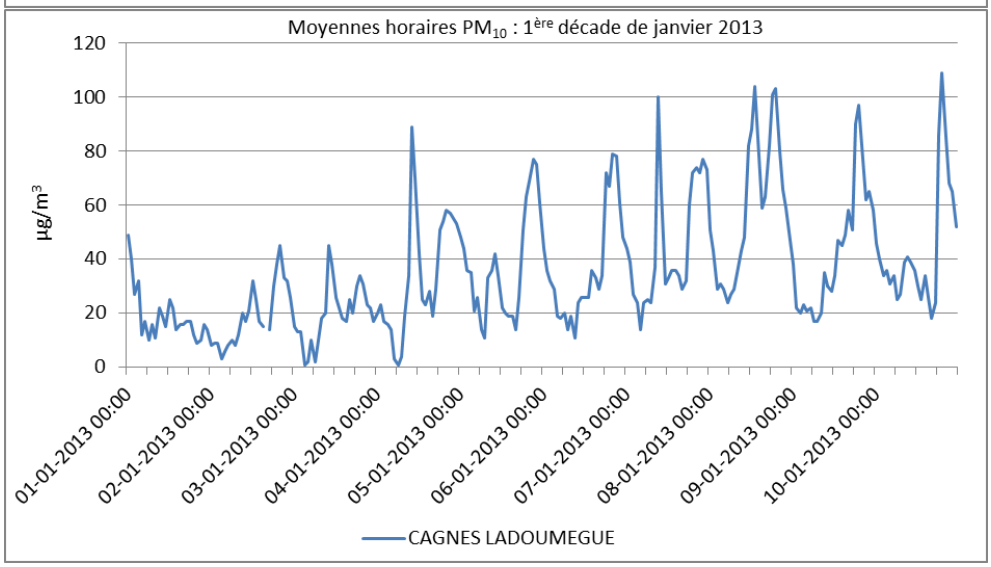

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 21/06/2013 - 30/06/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
°C
Température à 0,7m
Température à 2m
µg/m³
W/m²
21/06/2013
22/06/2013
23/06/2013
24/06/2013
25/06/2013
26/06/2013
27/06/2013
28/06/2013
29/06/2013
30/06/2013
01/07/2013
PM10
Date
Rayonnement

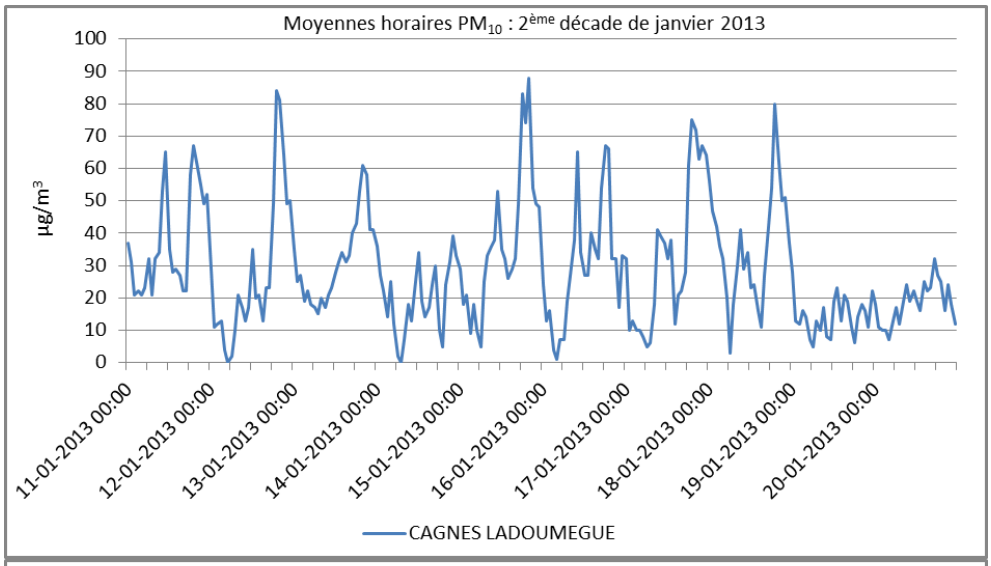

Vence-Gaudissard (données pas de temps 120'): 01/07/2013 - 10/07/2013
Vent moyen
1 m/s
Précipitations
mm
Pression et hygrométrie
hPa
%
Température à 0,7m
Température à 2m
°C
$\mu g/m^3$
W/m^2
01/07/2013
02/07/2013
03/07/2013
04/07/2013
05/07/2013
06/07/2013
07/07/2013
08/07/2013
09/07/2013
10/07/2013
11/07/2013
Date
PM_{10}
Rayonnement

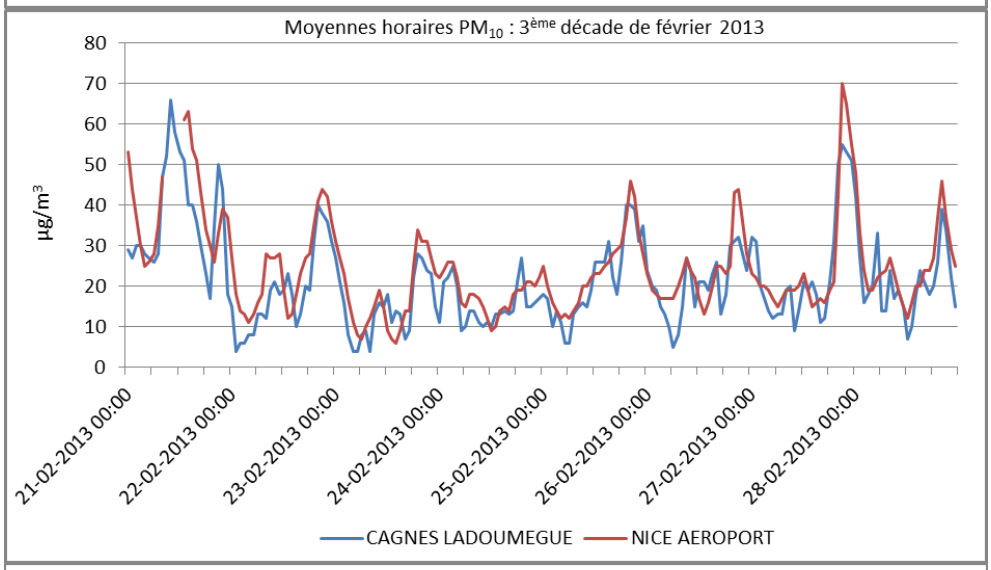
Annexe 6. Evolutions horaires des PM_{10} pour 11 décades entre décembre 2012 et juillet 2013, sur deux stations du réseau d'Air Paca : Cagnes Ladoumègue et Nice Aéroport (Heures TU. Les manques s'expliquent par le non enregistrement durant certaines périodes, pour l'une ou l'autre des stations) (Source : données Air Paca).

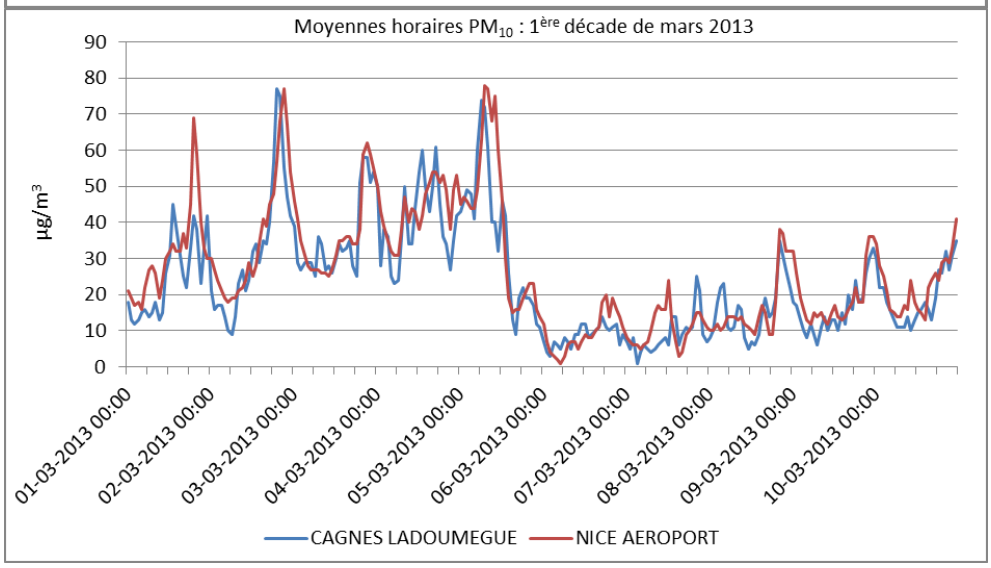


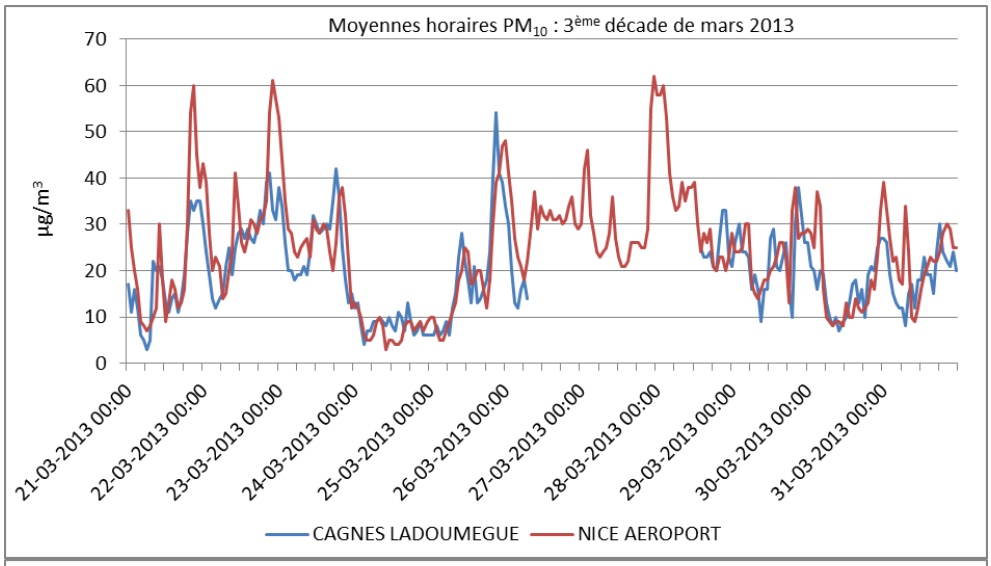


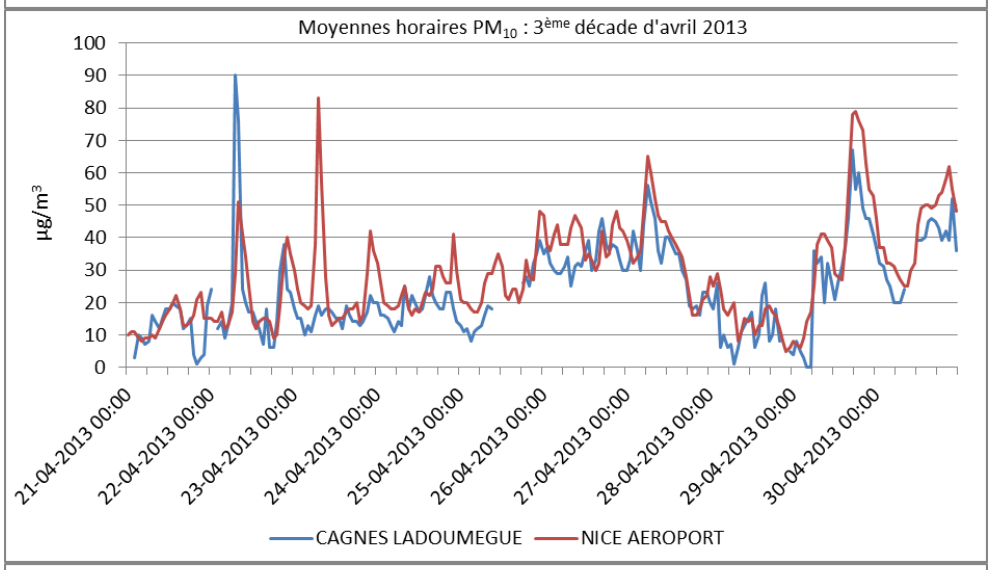


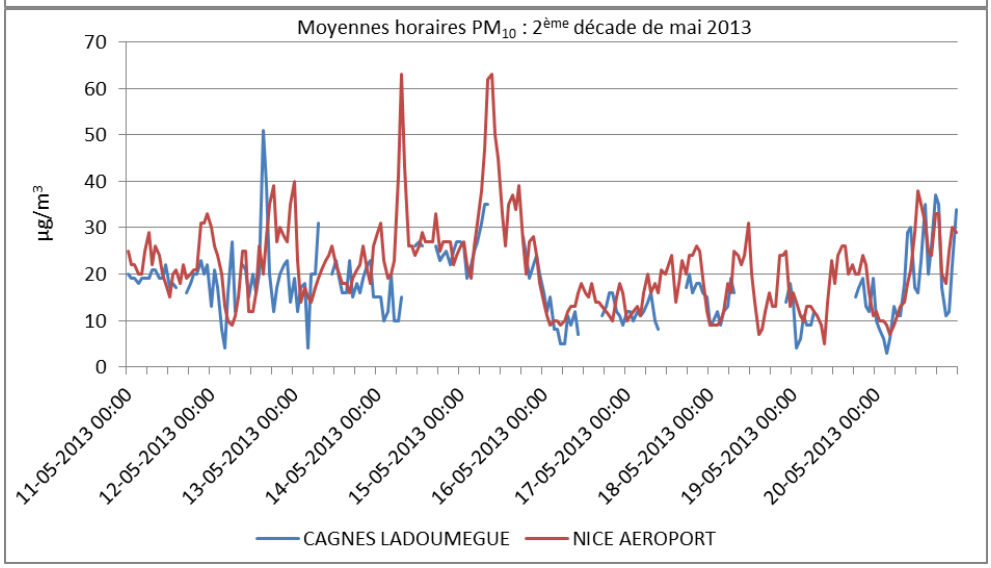

Moyennes horaires PM10 : 2ème décade de janvier 2013
µg/m³
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
11-01-2013 00:00
12-01-2013 00:00
13-01-2013 00:00
14-01-2013 00:00
15-01-2013 00:00
16-01-2013 00:00
17-01-2013 00:00
18-01-2013 00:00
19-01-2013 00:00
20-01-2013 00:00
CAGNES LADOUMEGUE

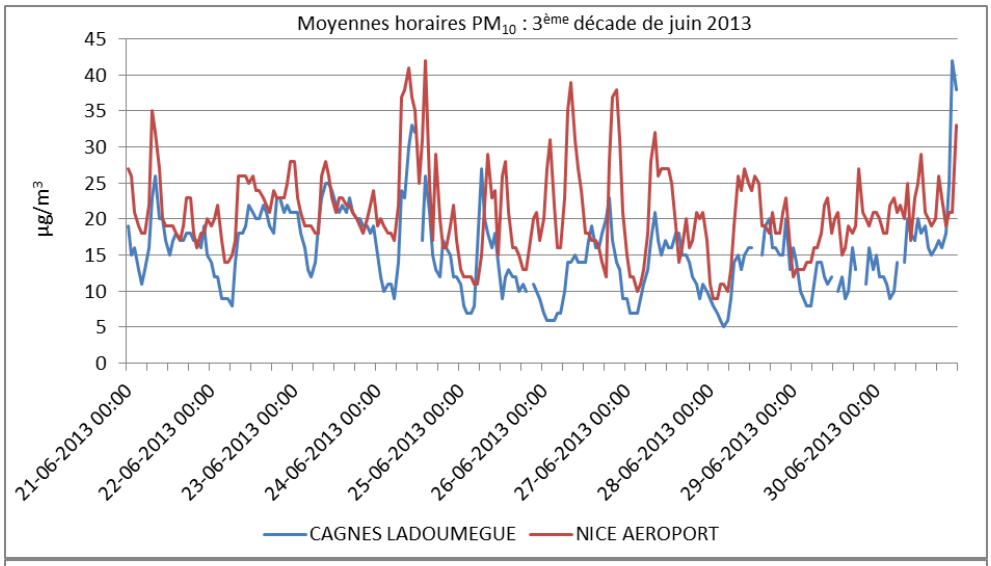

Moyennes horaires PM10 : 3ème décade de février 2013
µg/m³
80
70
60
50
40
30
20
10
0
21-02-2013 00:00
22-02-2013 00:00
23-02-2013 00:00
24-02-2013 00:00
25-02-2013 00:00
26-02-2013 00:00
27-02-2013 00:00
28-02-2013 00:00
CAGNES LADOUMEGUE
NICE AEROPORT

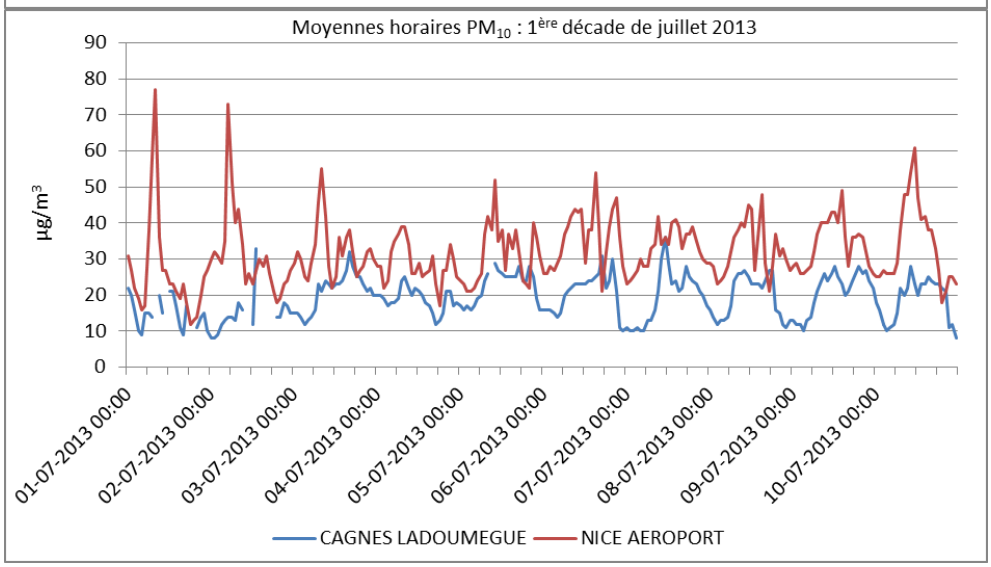

Moyennes horaires PM10 : 1ère décade de mars 2013
µg/m³
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
01-03-2013 00:00
02-03-2013 00:00
03-03-2013 00:00
04-03-2013 00:00
05-03-2013 00:00
06-03-2013 00:00
07-03-2013 00:00
08-03-2013 00:00
09-03-2013 00:00
10-03-2013 00:00
CAGNES LADOUMEGUE
NICE AEROPORT


Moyennes horaires PM10 : 3ème décade de mars 2013
µg/m³
0
10
20
30
40
50
60
70
21-03-2013 00:00
22-03-2013 00:00
23-03-2013 00:00
24-03-2013 00:00
25-03-2013 00:00
26-03-2013 00:00
27-03-2013 00:00
28-03-2013 00:00
29-03-2013 00:00
30-03-2013 00:00
31-03-2013 00:00
CAGNES LADOUMEGUE
NICE AEROPORT

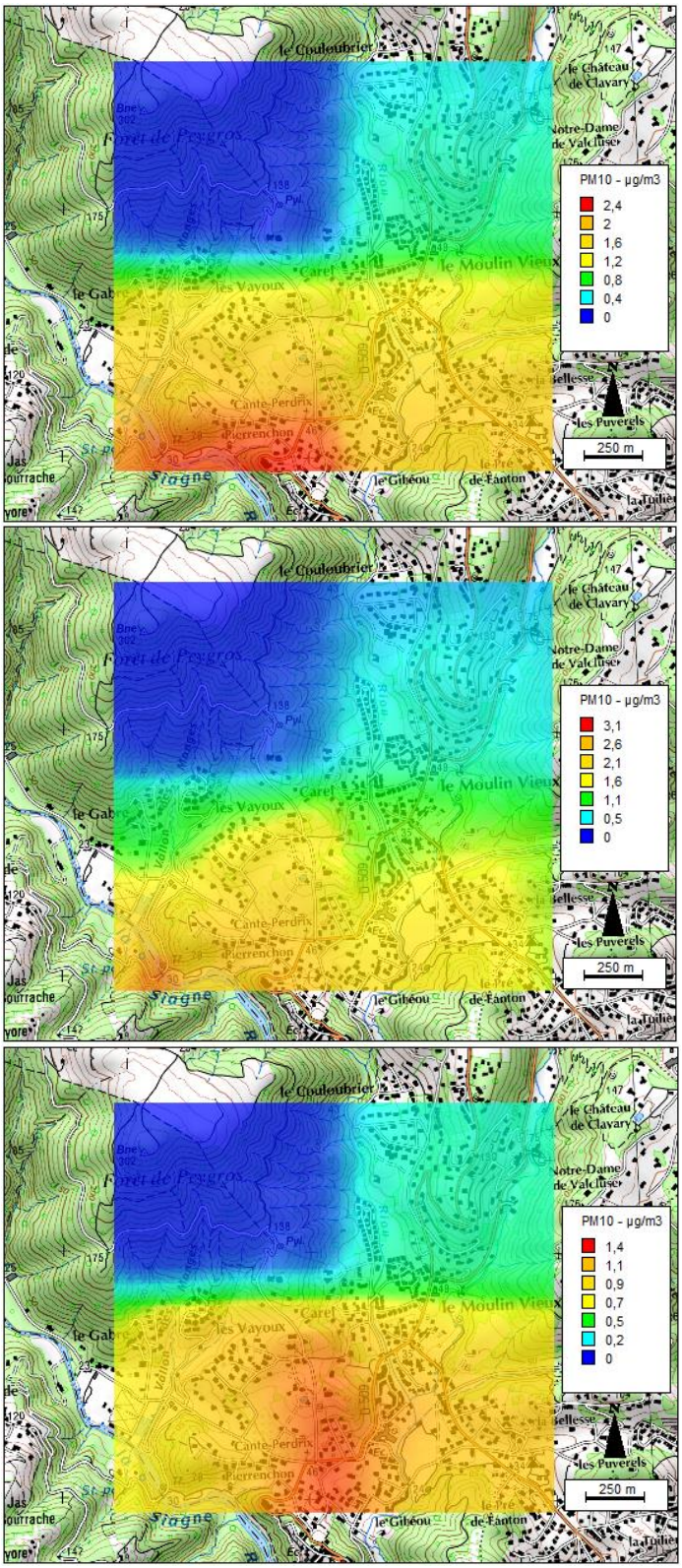

Moyennes horaires PM10 : 3ème décade d'avril 2013
µg/m³
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
21-04-2013 00:00
22-04-2013 00:00
23-04-2013 00:00
24-04-2013 00:00
25-04-2013 00:00
26-04-2013 00:00
27-04-2013 00:00
28-04-2013 00:00
29-04-2013 00:00
30-04-2013 00:00
CAGNES LADOUMEGUE
NICE AEROPORT


Moyennes horaires PM10 : 2ème décade de mai 2013
µg/m³
0
10
20
30
40
50
60
70
11-05-2013 00:00
12-05-2013 00:00
13-05-2013 00:00
14-05-2013 00:00
15-05-2013 00:00
16-05-2013 00:00
17-05-2013 00:00
18-05-2013 00:00
19-05-2013 00:00
20-05-2013 00:00
CAGNES LADOUMEGUE
NICE AEROPORT

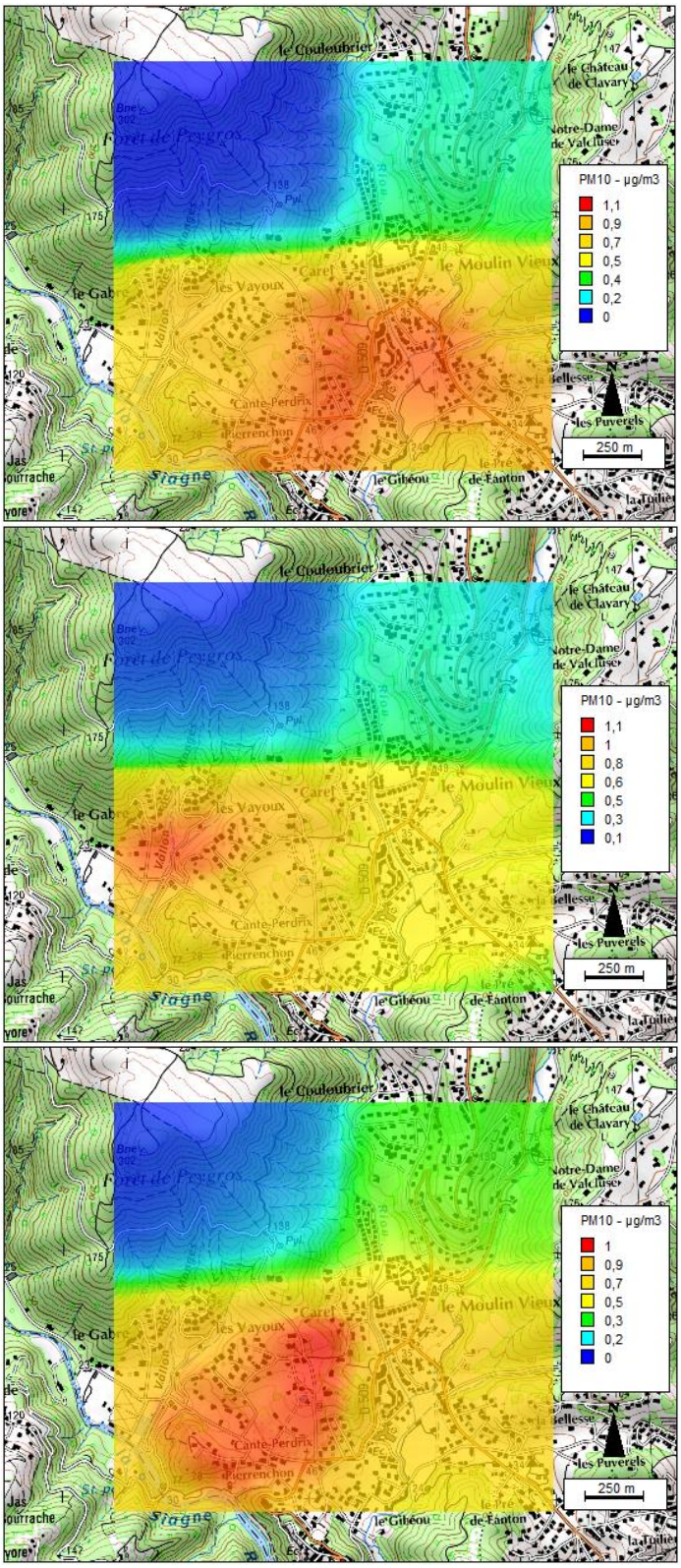

Moyennes horaires PM10 : 3ème décade de juin 2013
µg/m3
45
40
35
30
25
20
15
10
5
0
21-06-2013 00:00
22-06-2013 00:00
23-06-2013 00:00
24-06-2013 00:00
25-06-2013 00:00
26-06-2013 00:00
27-06-2013 00:00
28-06-2013 00:00
29-06-2013 00:00
30-06-2013 00:00
CAGNES LADOUMEGUE
NICE AEROPORT


Moyennes horaires PM10 : 1ère décade de juillet 2013
µg/m3
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
01-07-2013 00:00
02-07-2013 00:00
03-07-2013 00:00
04-07-2013 00:00
05-07-2013 00:00
06-07-2013 00:00
07-07-2013 00:00
08-07-2013 00:00
09-07-2013 00:00
10-07-2013 00:00
CAGNES LADOUMEGUE
NICE AEROPORT

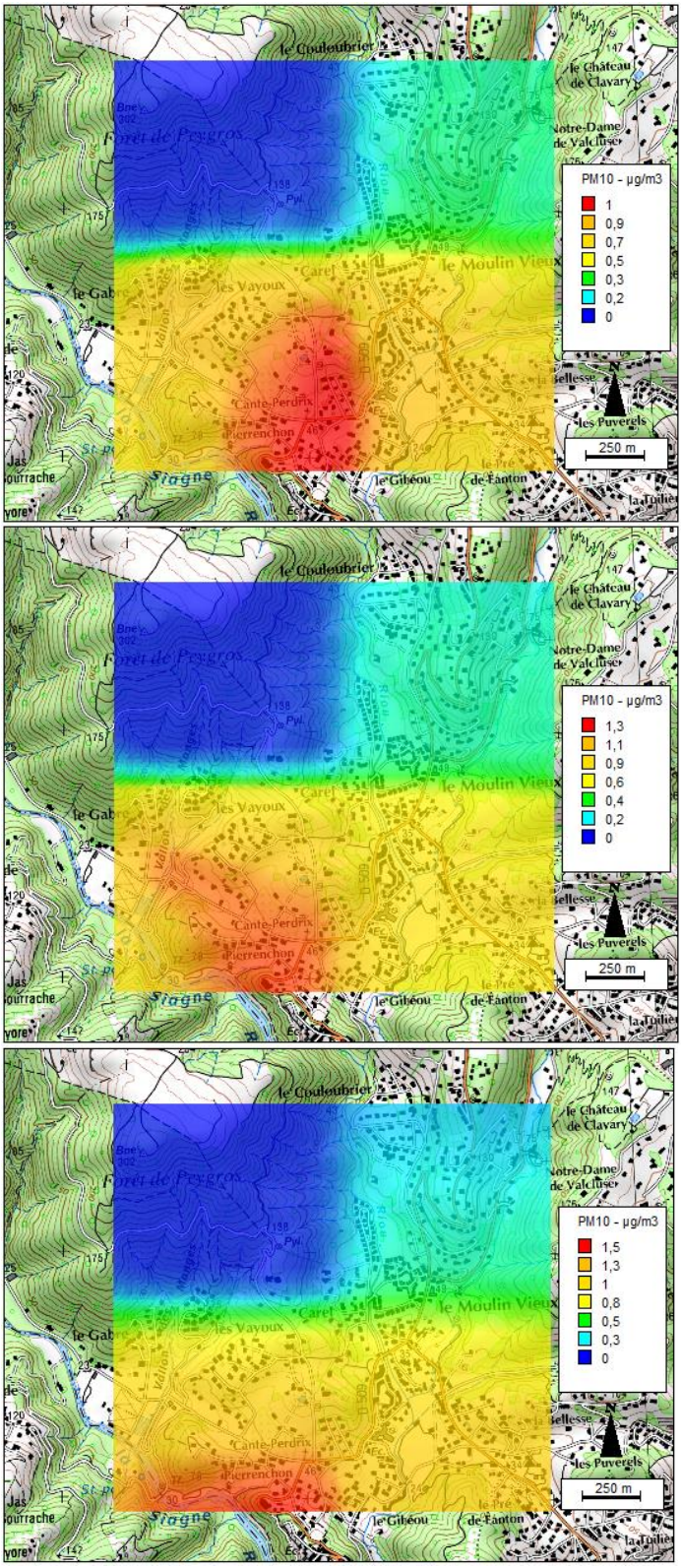
Annexe 7. Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées, à Auribeau-sur-Siagne, du 30 janvier au 2 février 2011



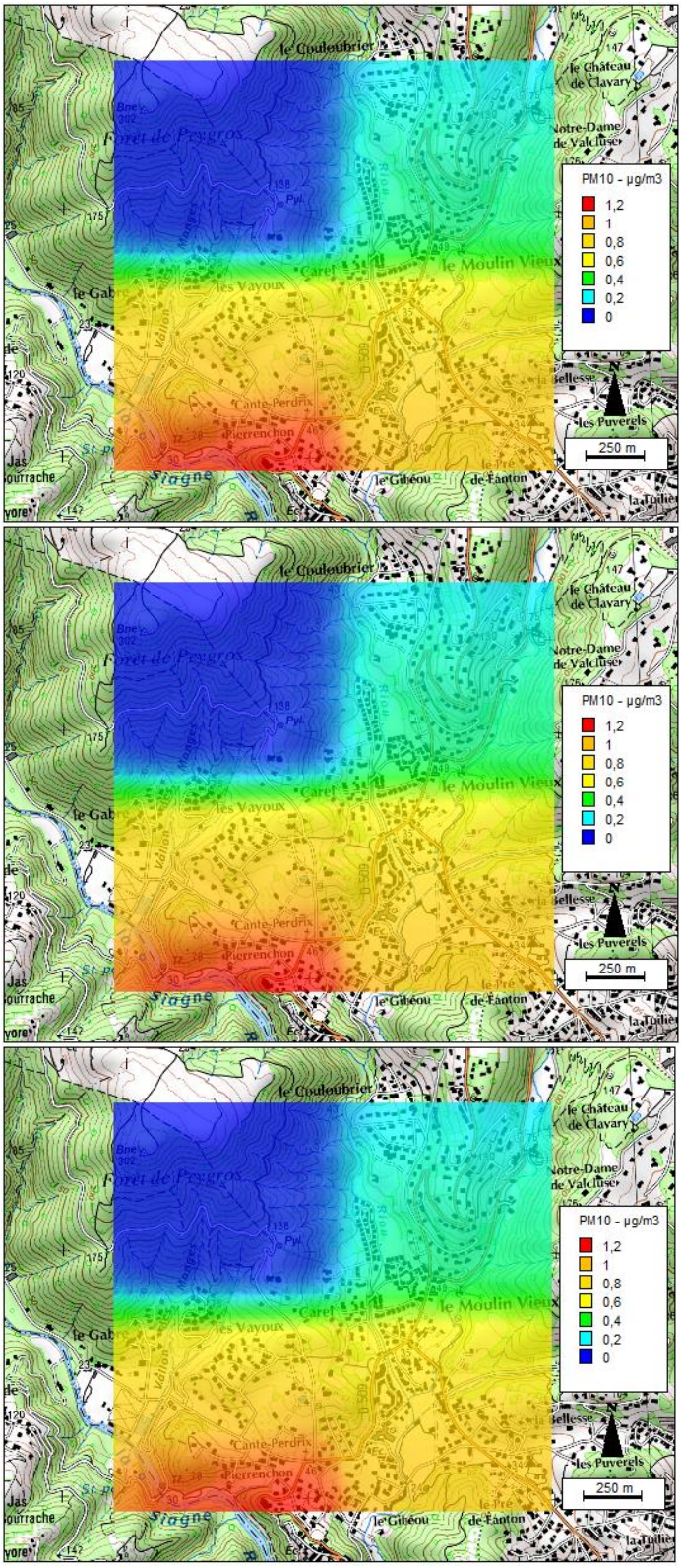
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 30 janvier 2011, de haut en bas : à 07h, 08h, 10h TU.



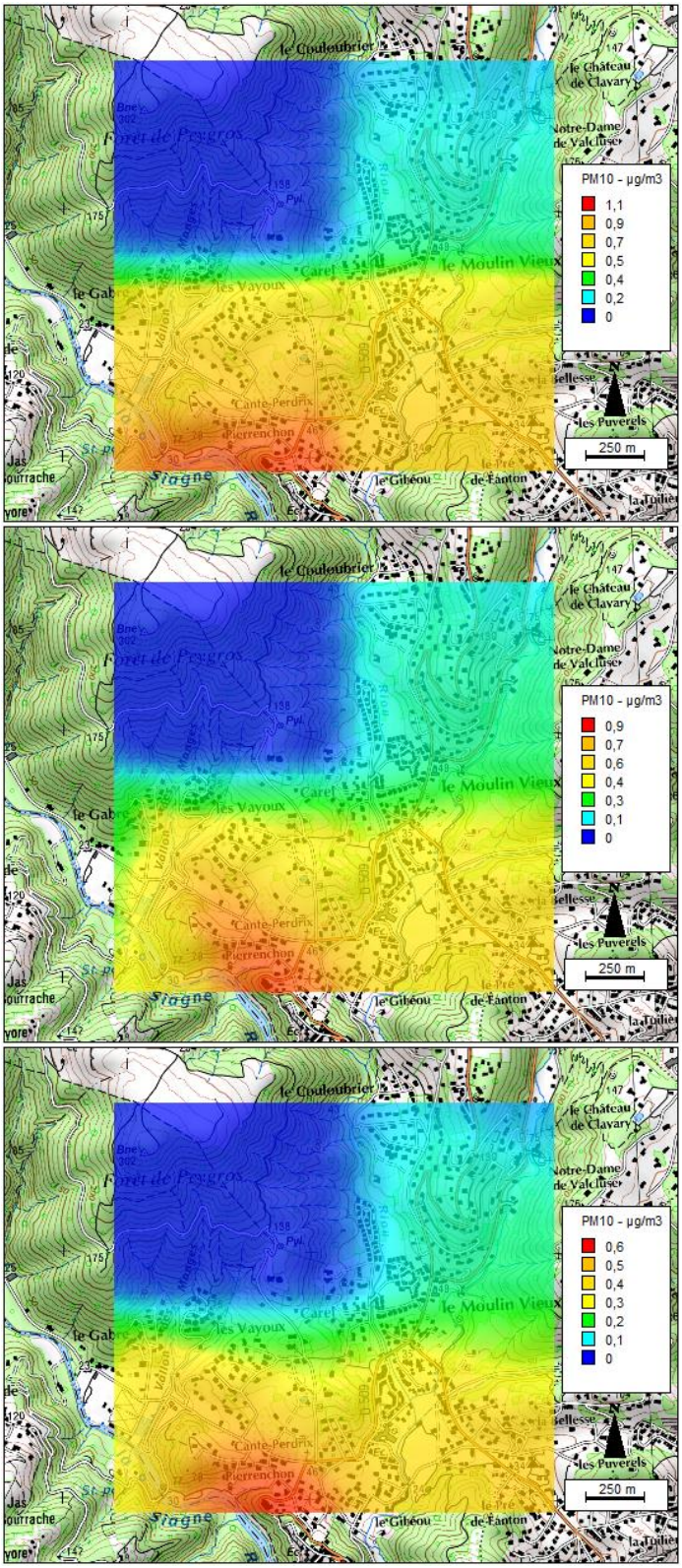
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 30 janvier 2011, de haut en bas : à 11h, 12h, 13h TU.



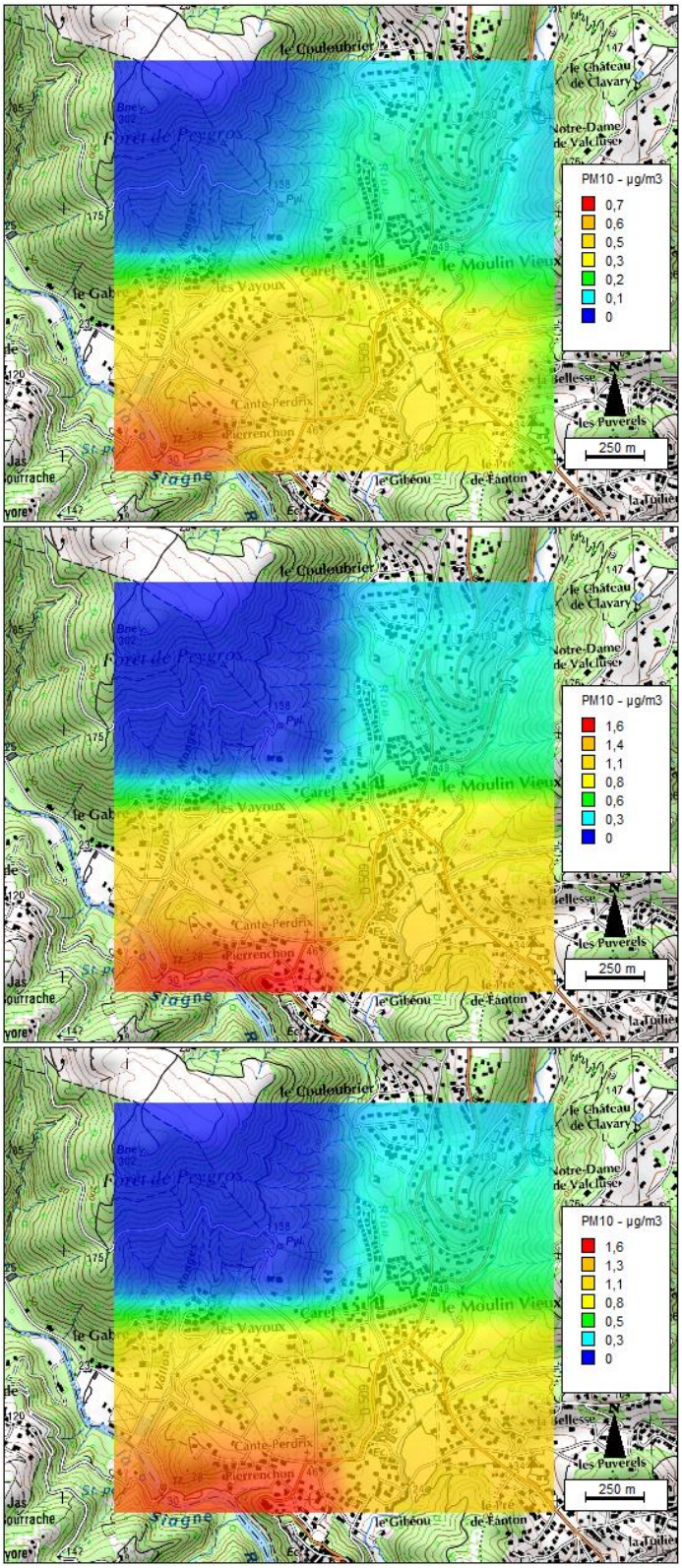
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 30 janvier 2011, de haut en bas : à 14h, 15h, 16h TU.



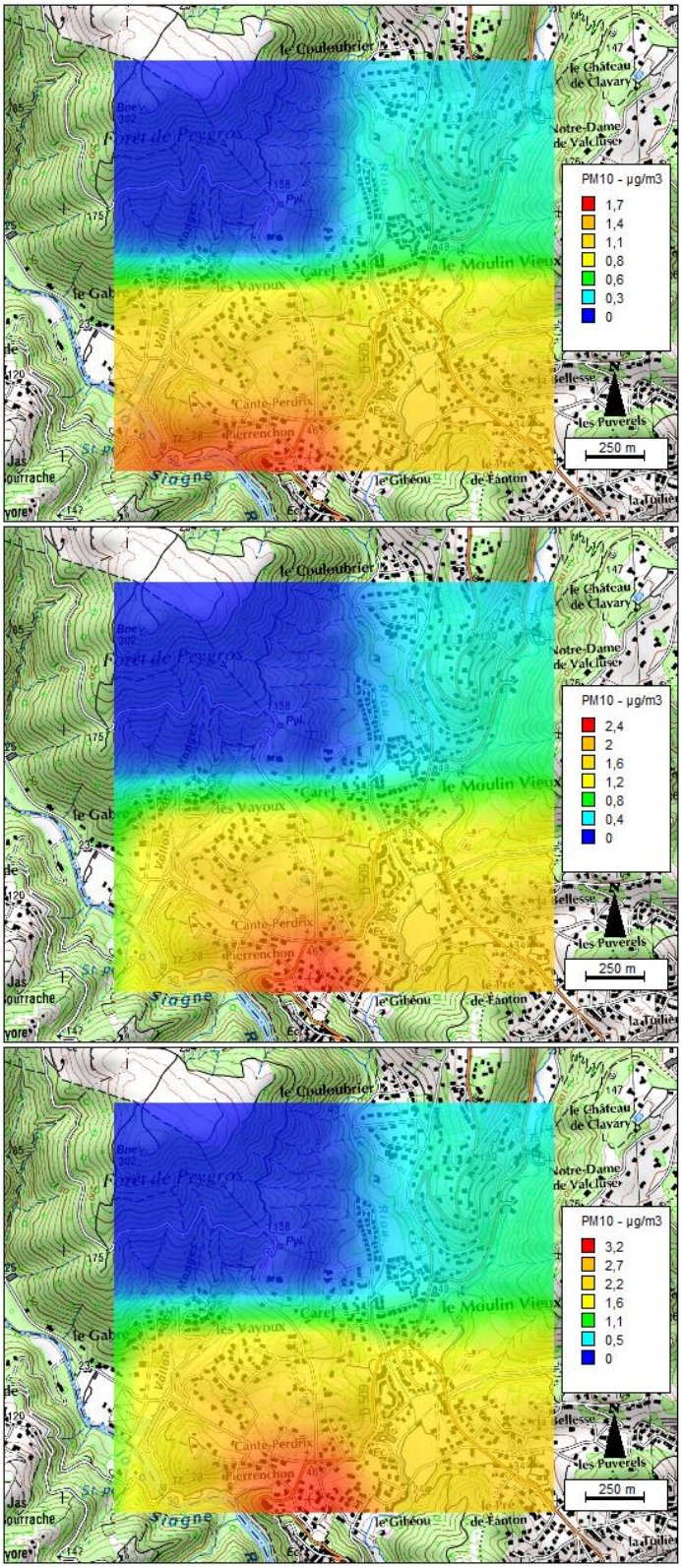
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 30 janvier 2011, de haut en bas : à 17h, 18h, 19h TU.



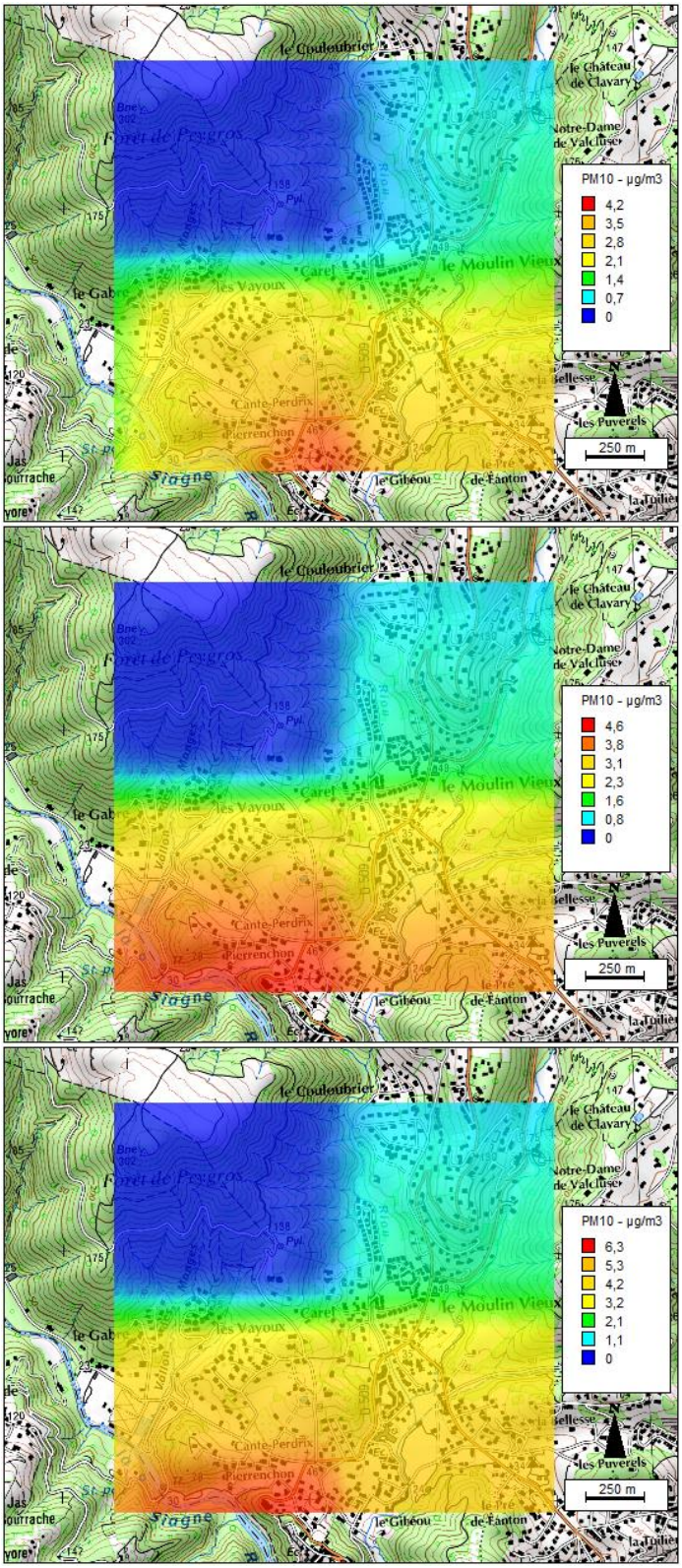
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 30 janvier 2011, de haut en bas : à 20h, 21h, 22h TU.



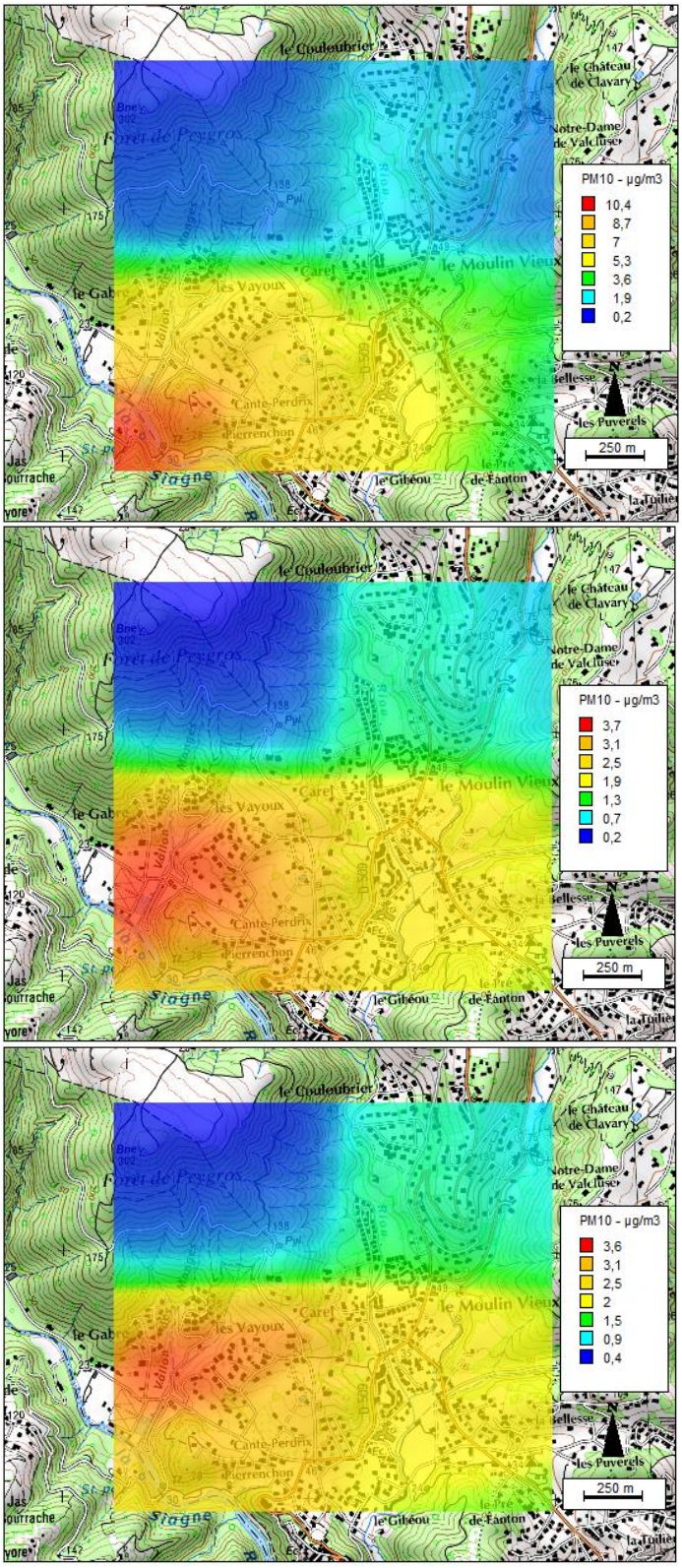
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, de haut en bas : le 30 janvier 2011à 23h, le 31 janvier 2011 à 00h, 01h TU.



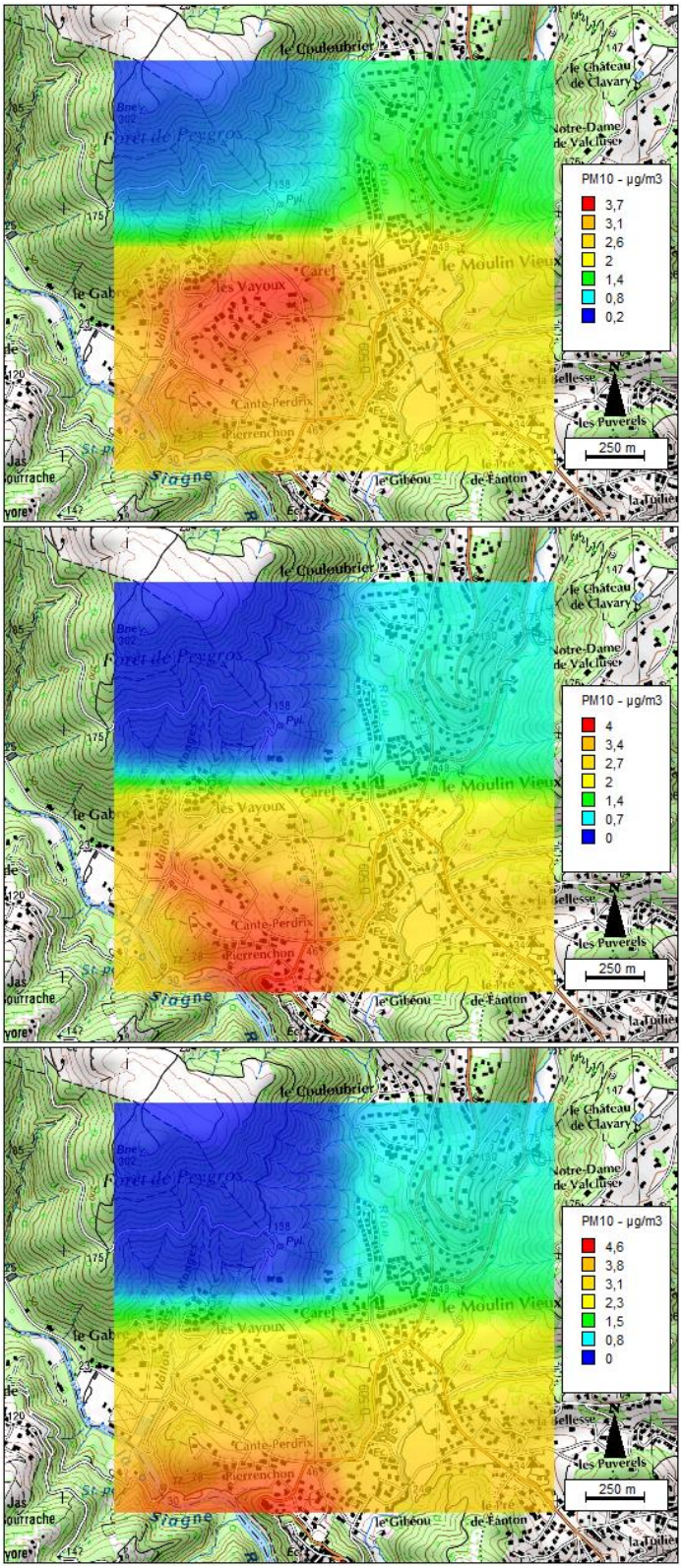
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 31 janvier 2011, de haut en bas : à 02h, 03h, 04h TU.



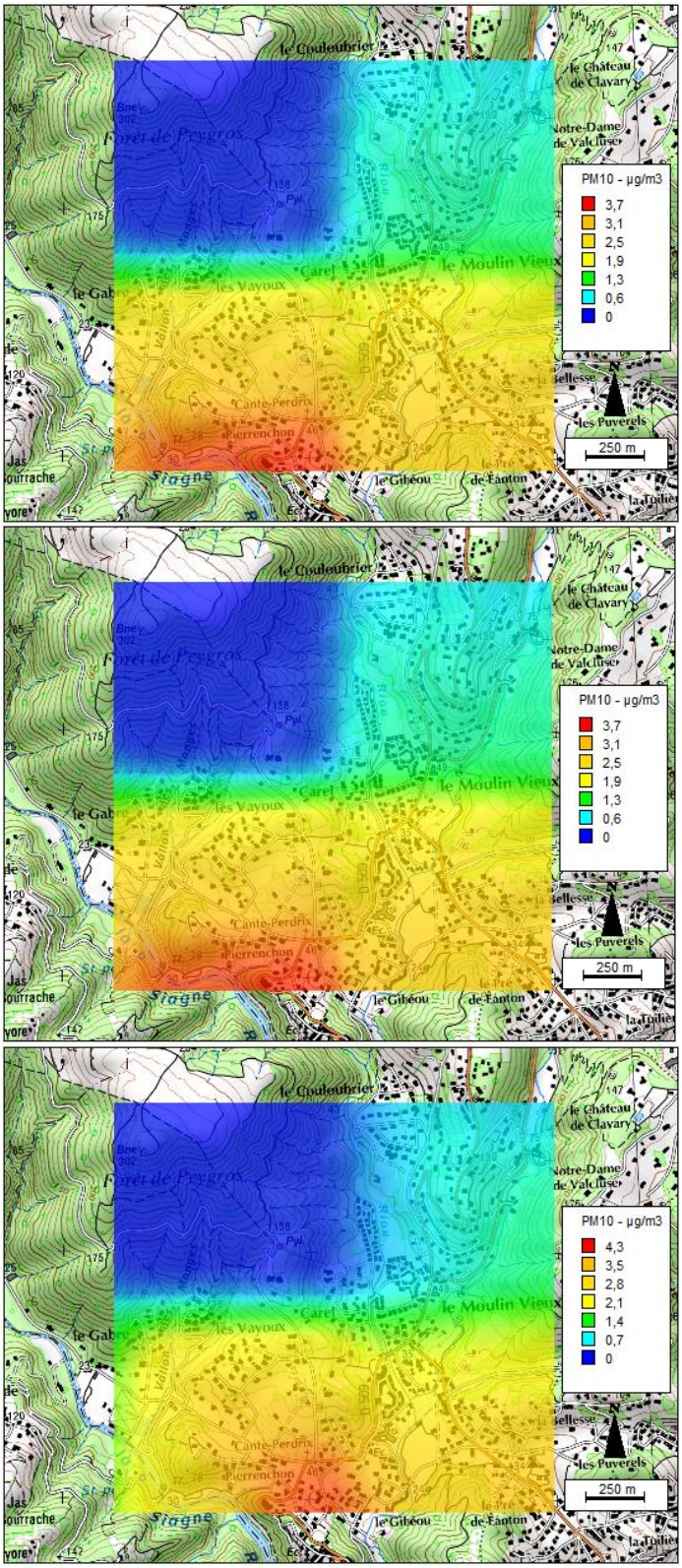
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 31 janvier 2011, de haut en bas : à 05h, 06h, 07h TU.



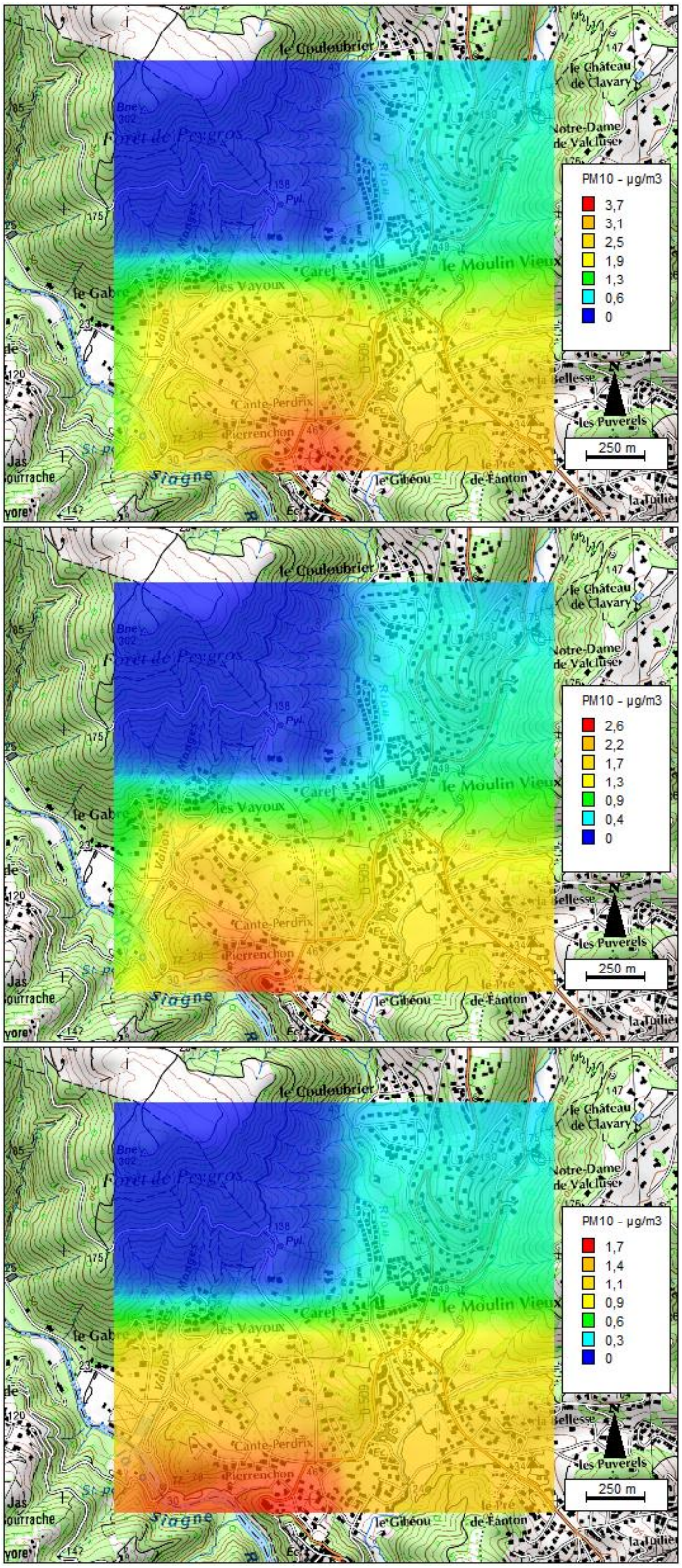
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 31 janvier 2011, de haut en bas : à 08h, 11h, 12h TU.



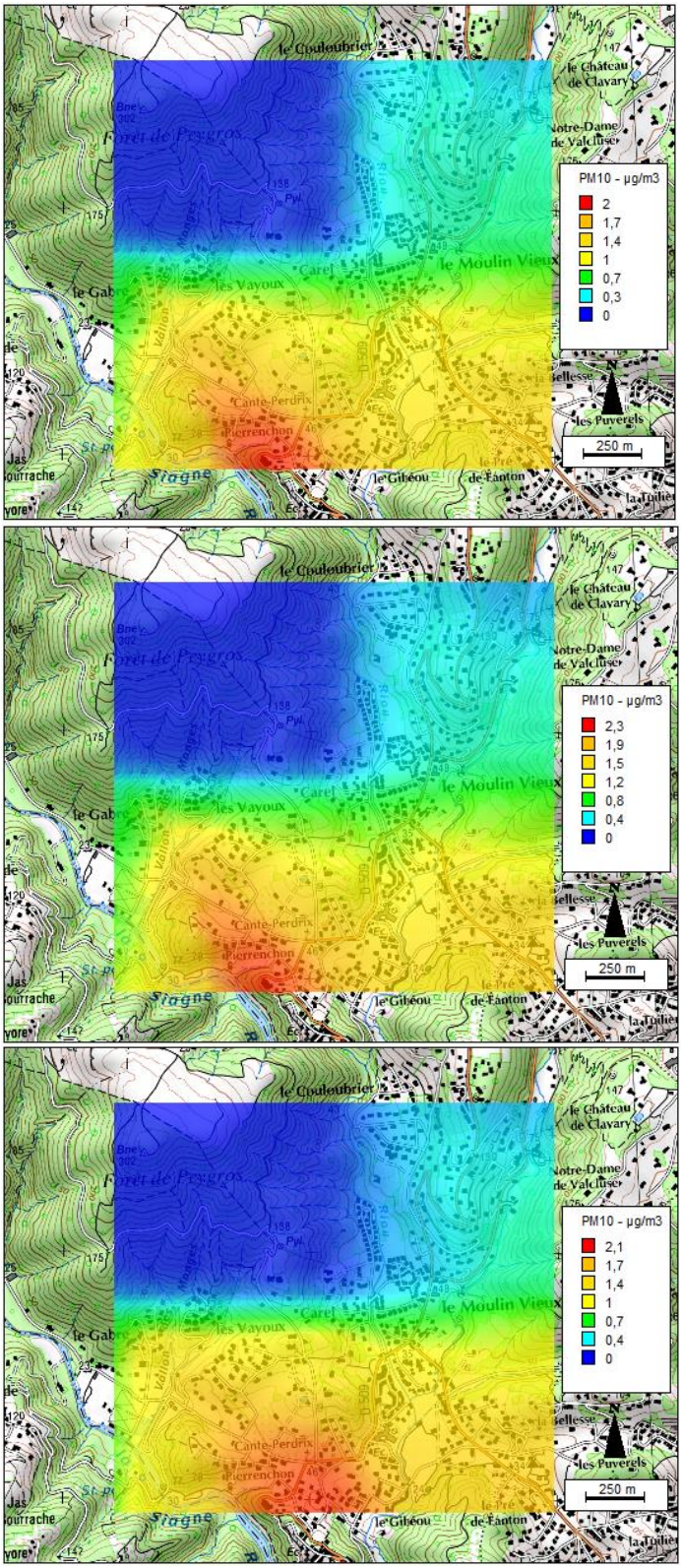
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 31 janvier 2011, de haut en bas : à 14h, 15h, 16h TU.



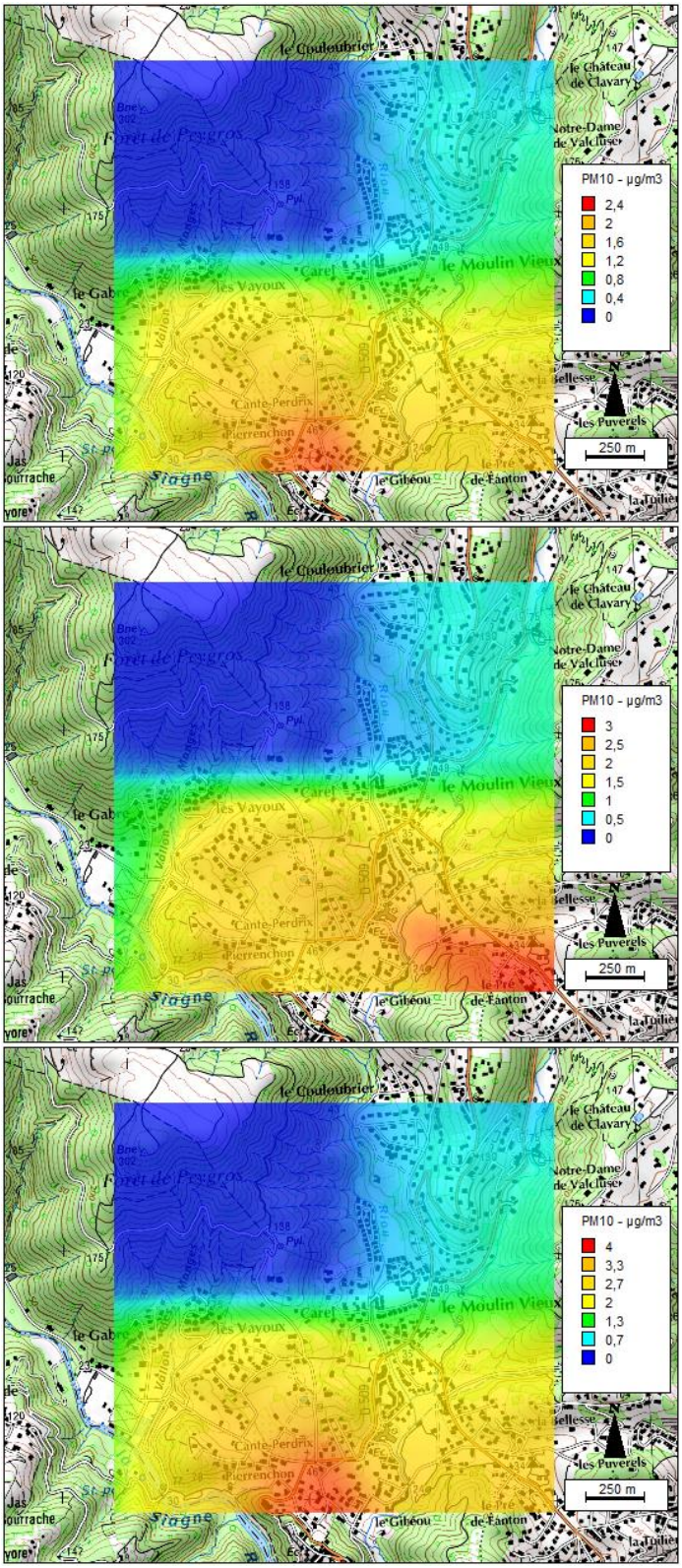
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 31 janvier 2011, de haut en bas : à 17h, 18h, 19h TU.



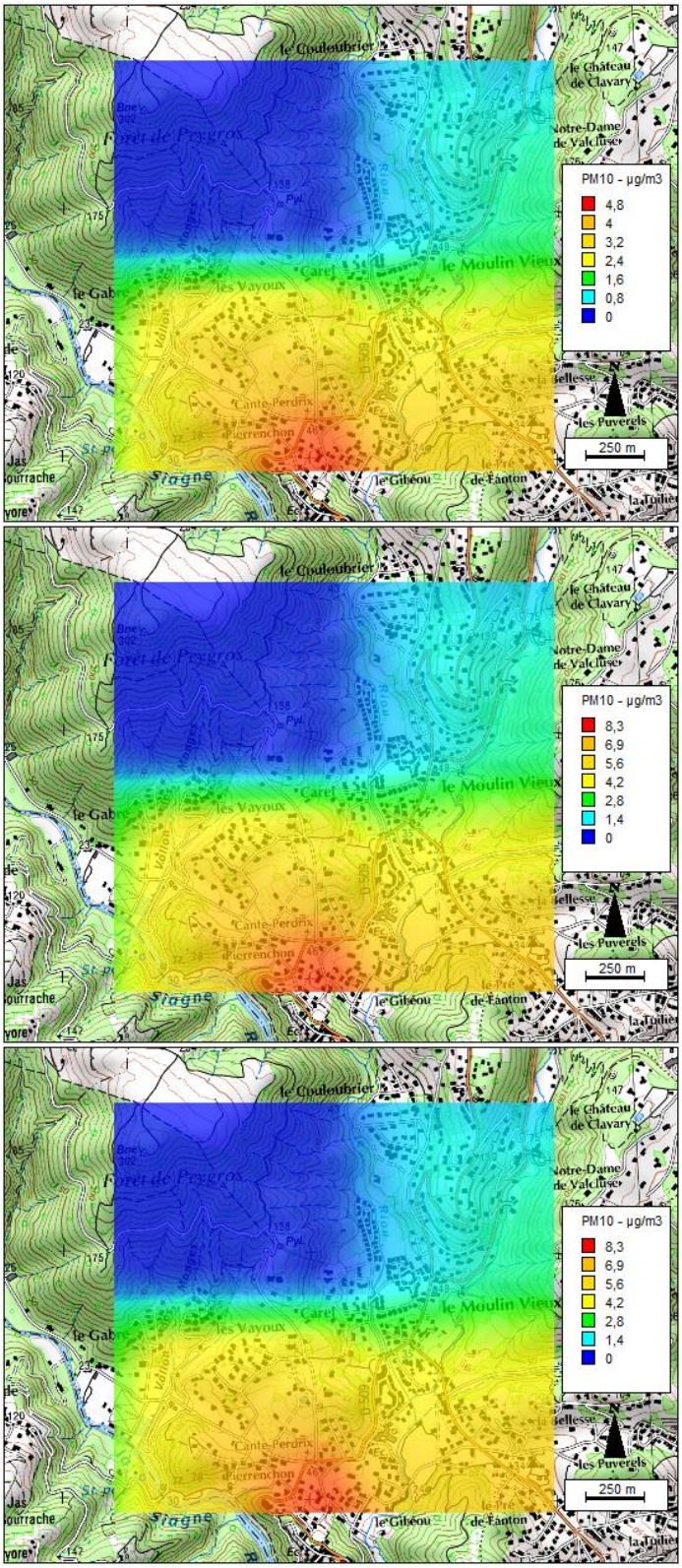
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 31 janvier 2011, de haut en bas : à 20h, 21h, 22h TU.



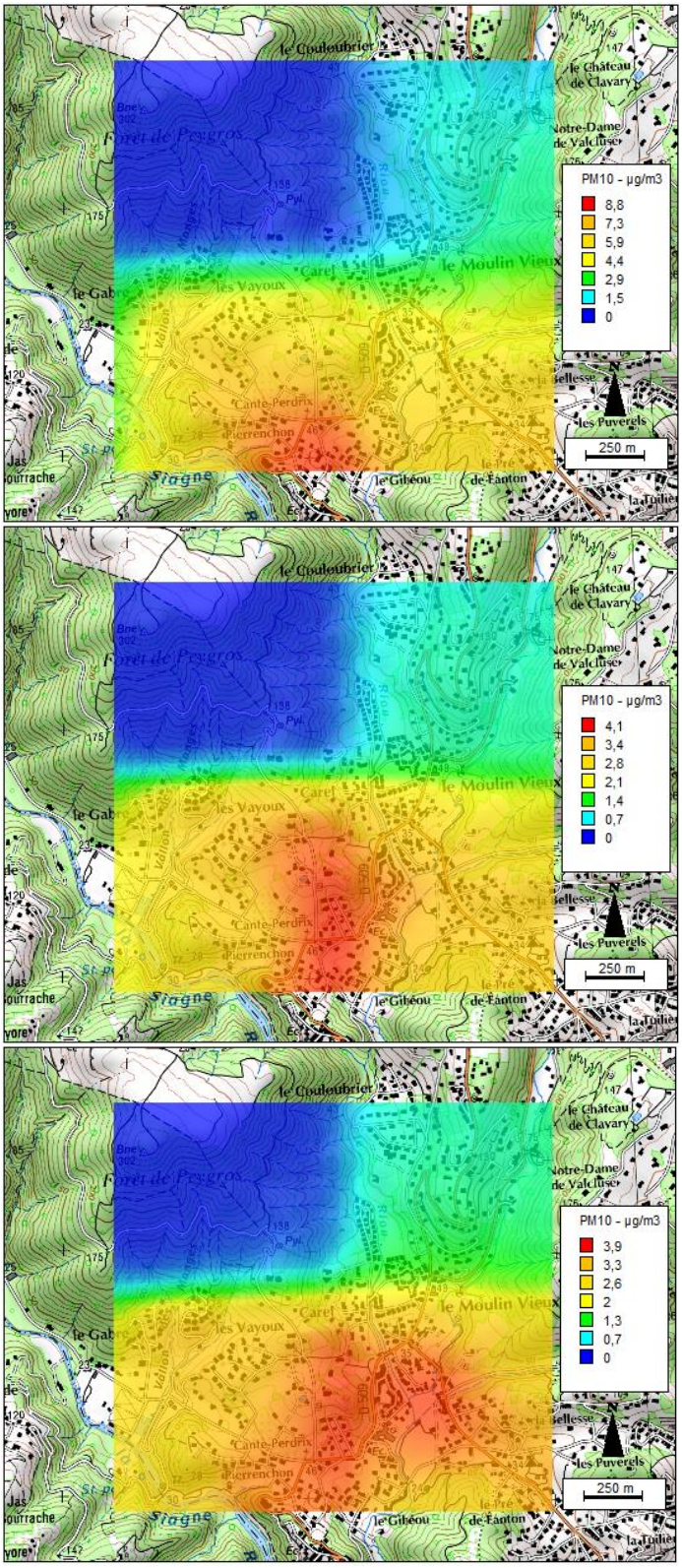
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, de haut en bas : le 31 janvier 2011 à 23h, le 1er février 2011 à 00h, 01h TU.



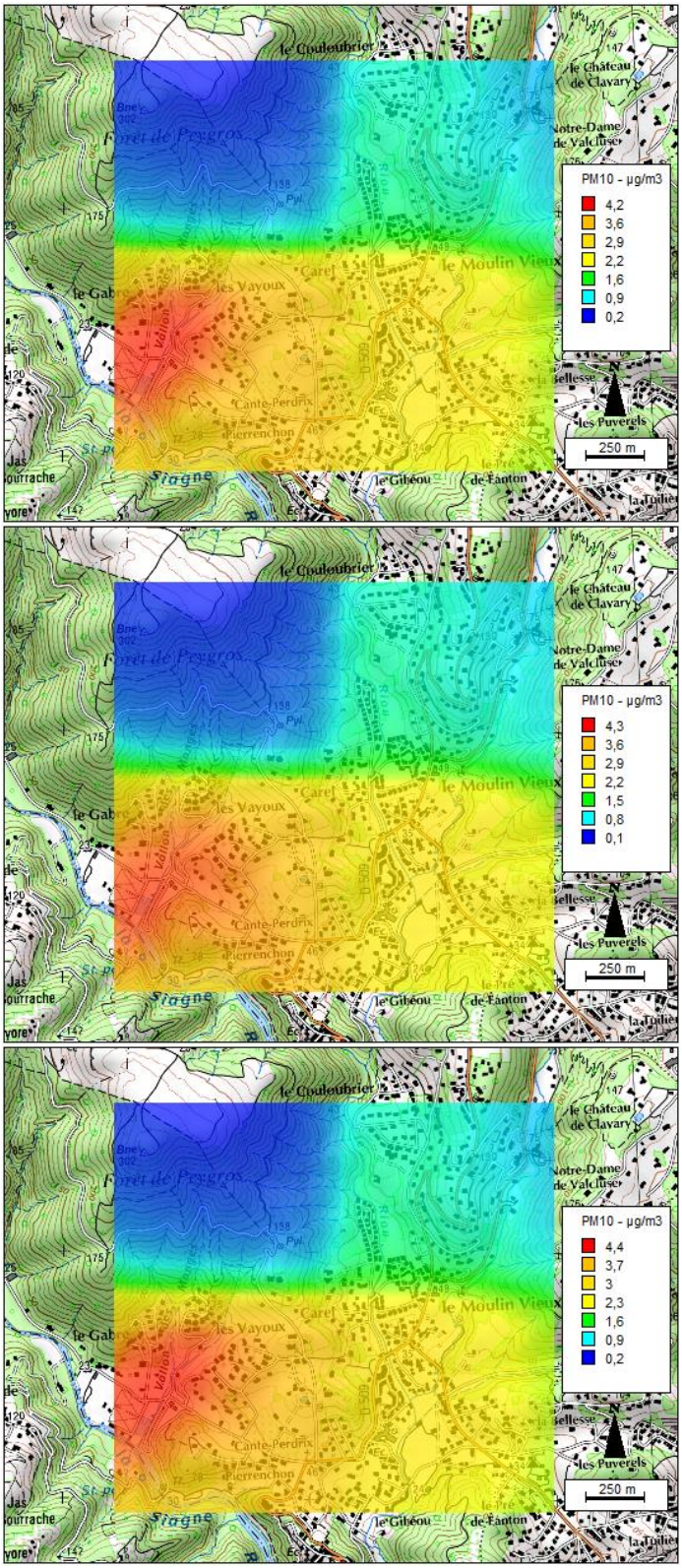
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011, de haut en bas : à 02h, 03h, 04h TU.



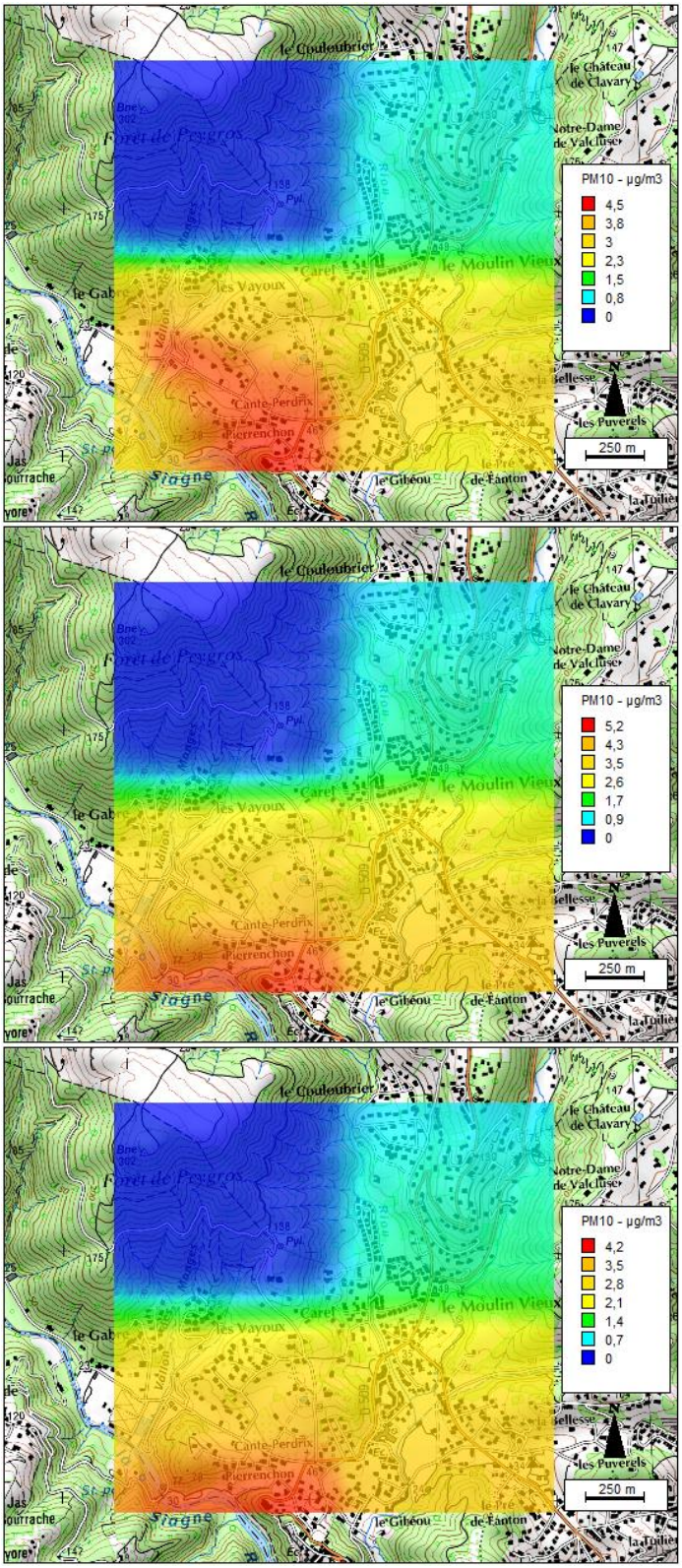
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011, de haut en bas : à 05h, 06h, 07h TU.



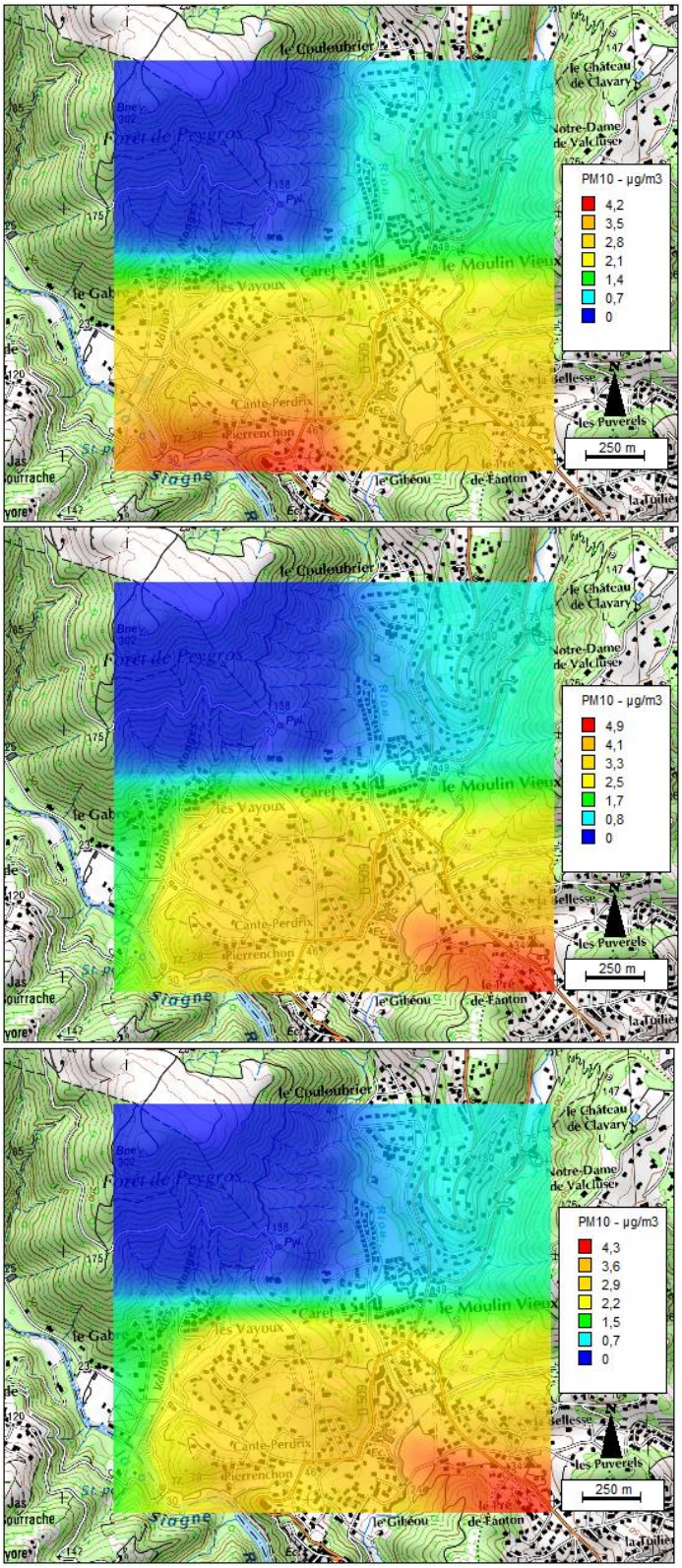
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011, de haut en bas : à 08h, 10h, 11h TU.



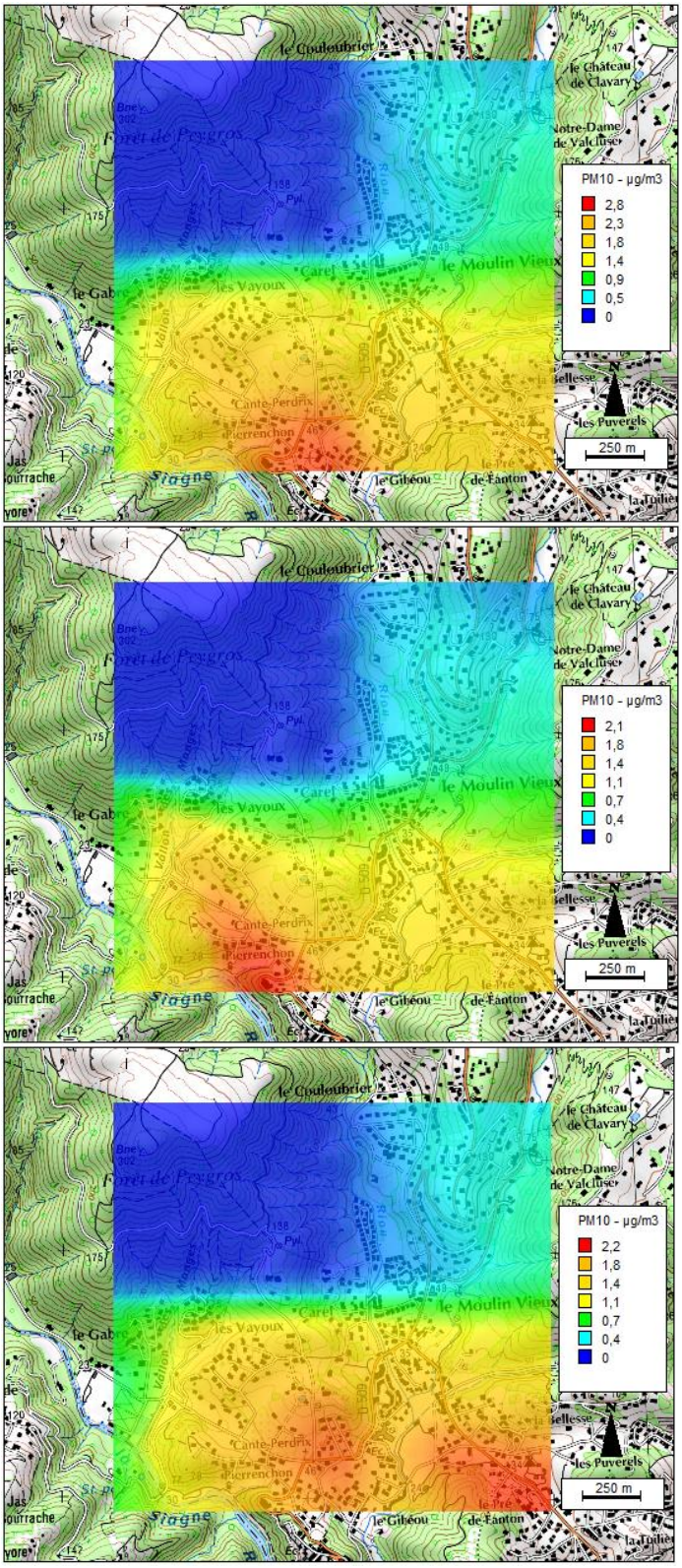
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011, de haut en bas : à 12h, 13h, 14h TU.



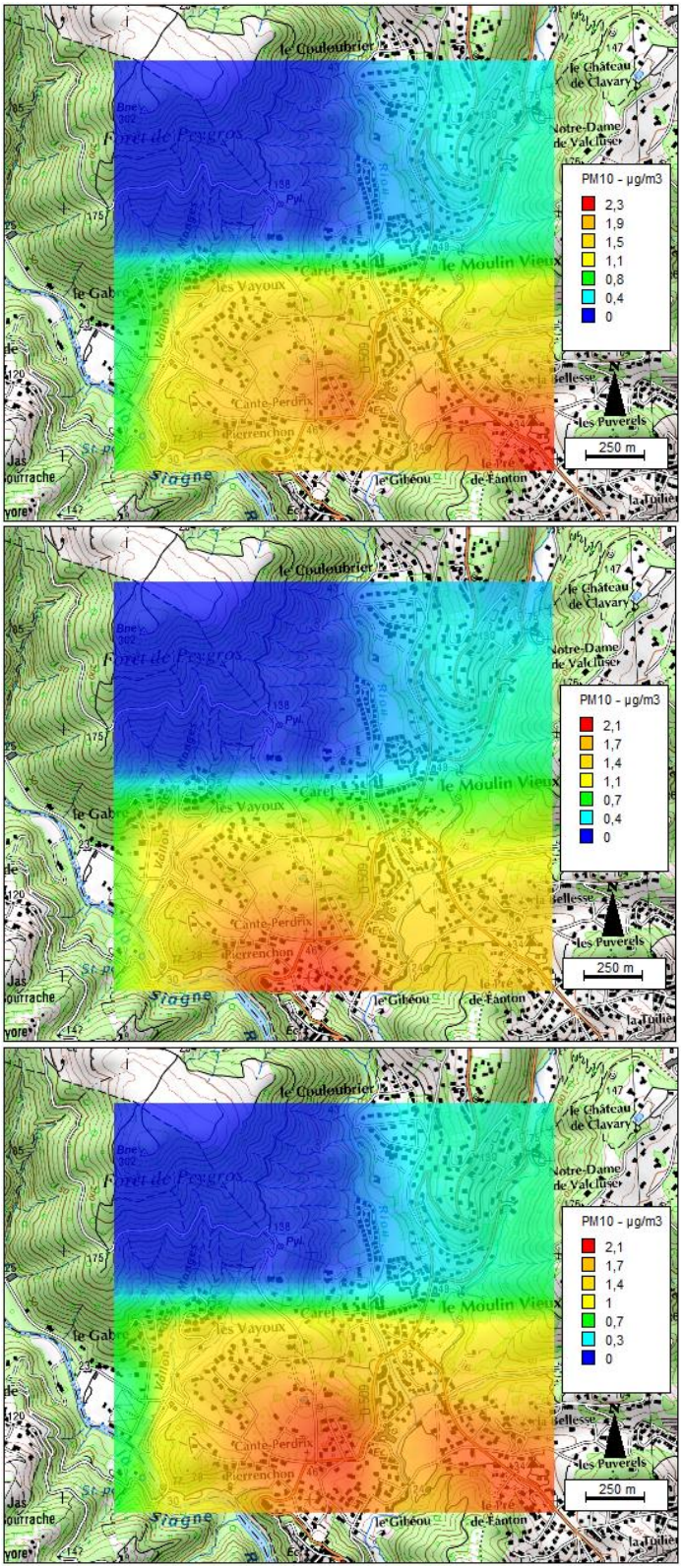
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011, de haut en bas : à 15h, 16h, 17h TU.



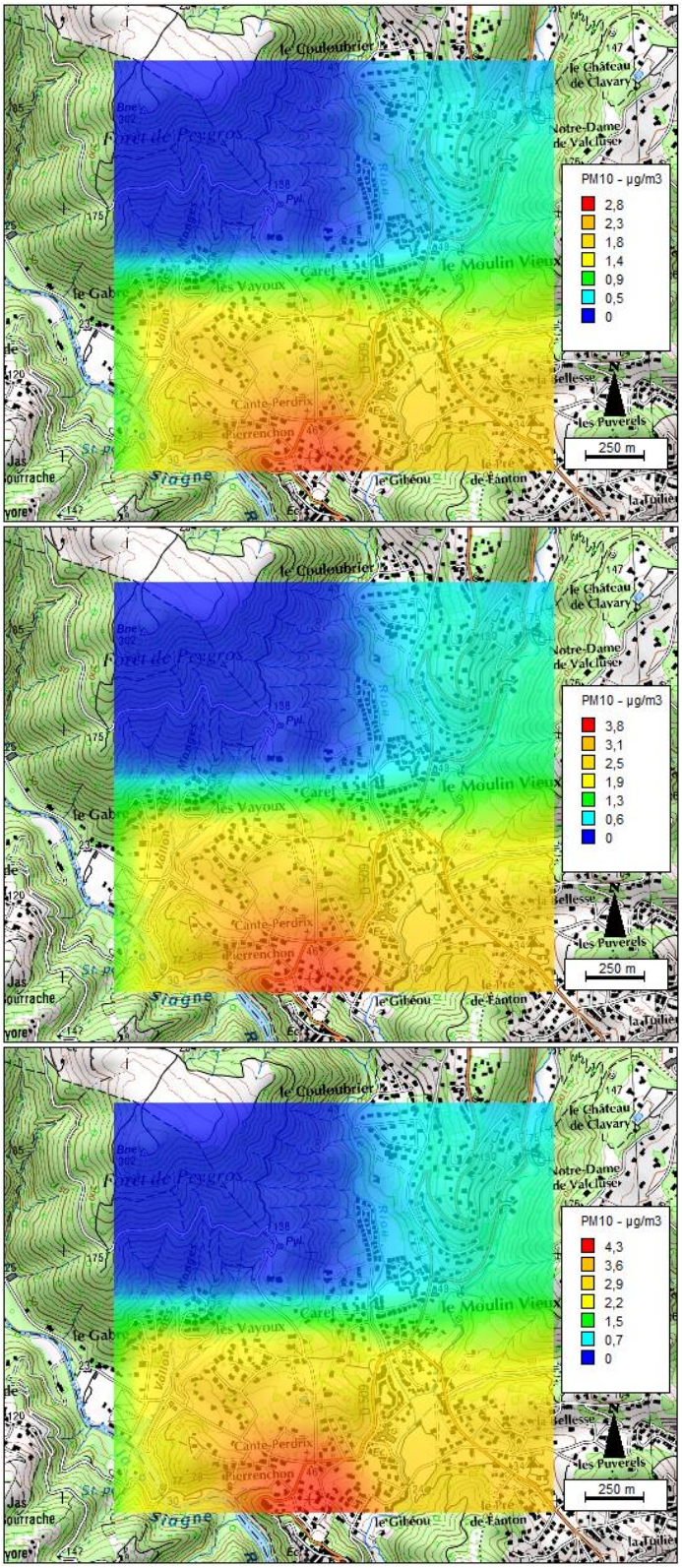
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011, de haut en bas : à 18h, 19h, 20h TU.



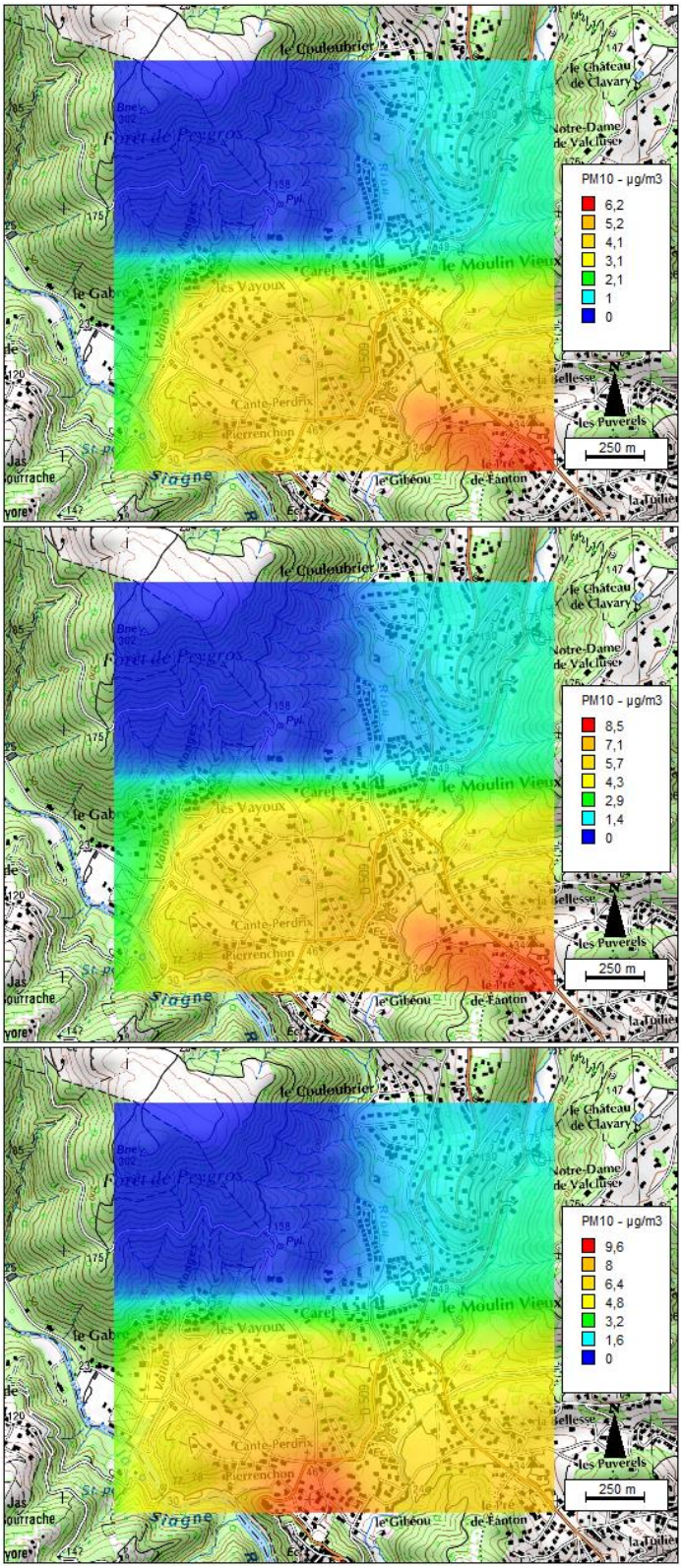
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 1er février 2011, de haut en bas : à 21h, 22h, 23h TU.



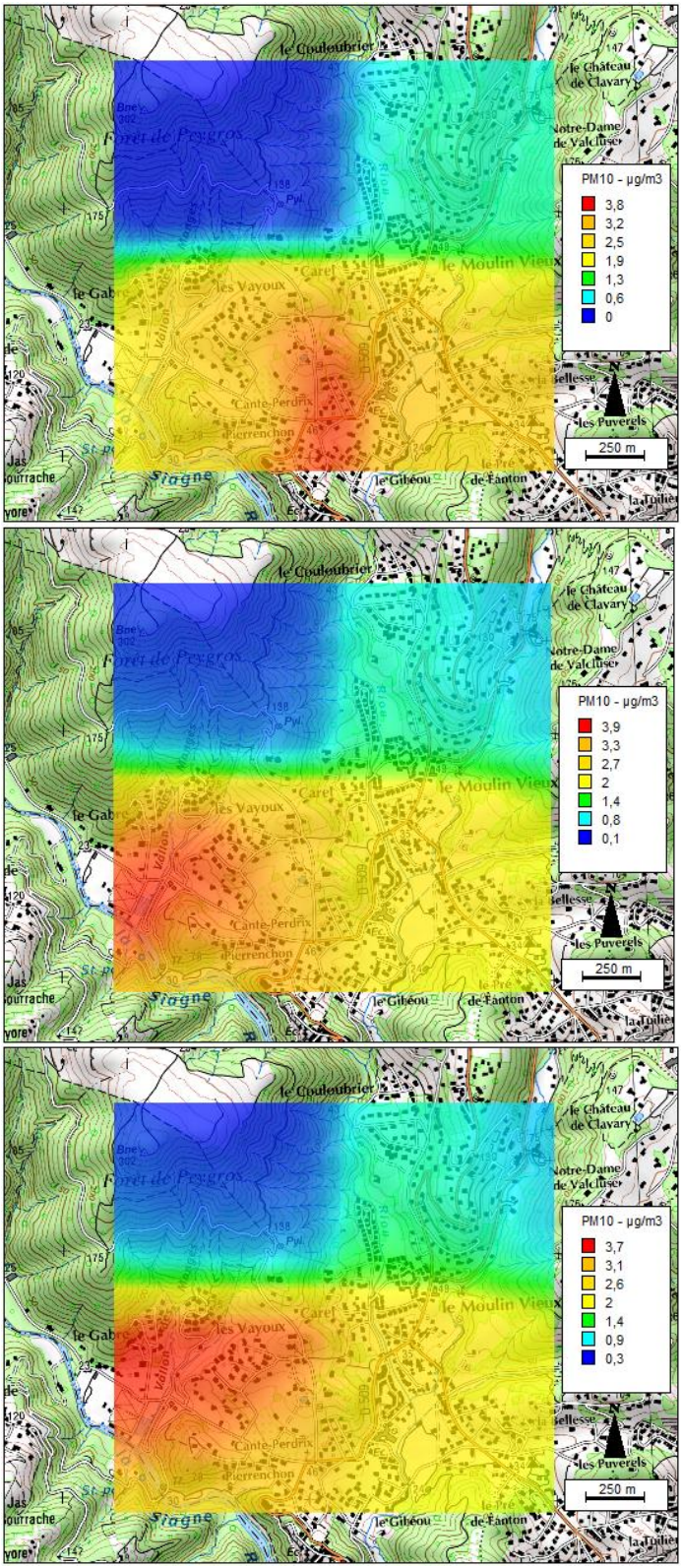
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 2 février 2011, de haut en bas : à 00h, 01h, 02h TU.



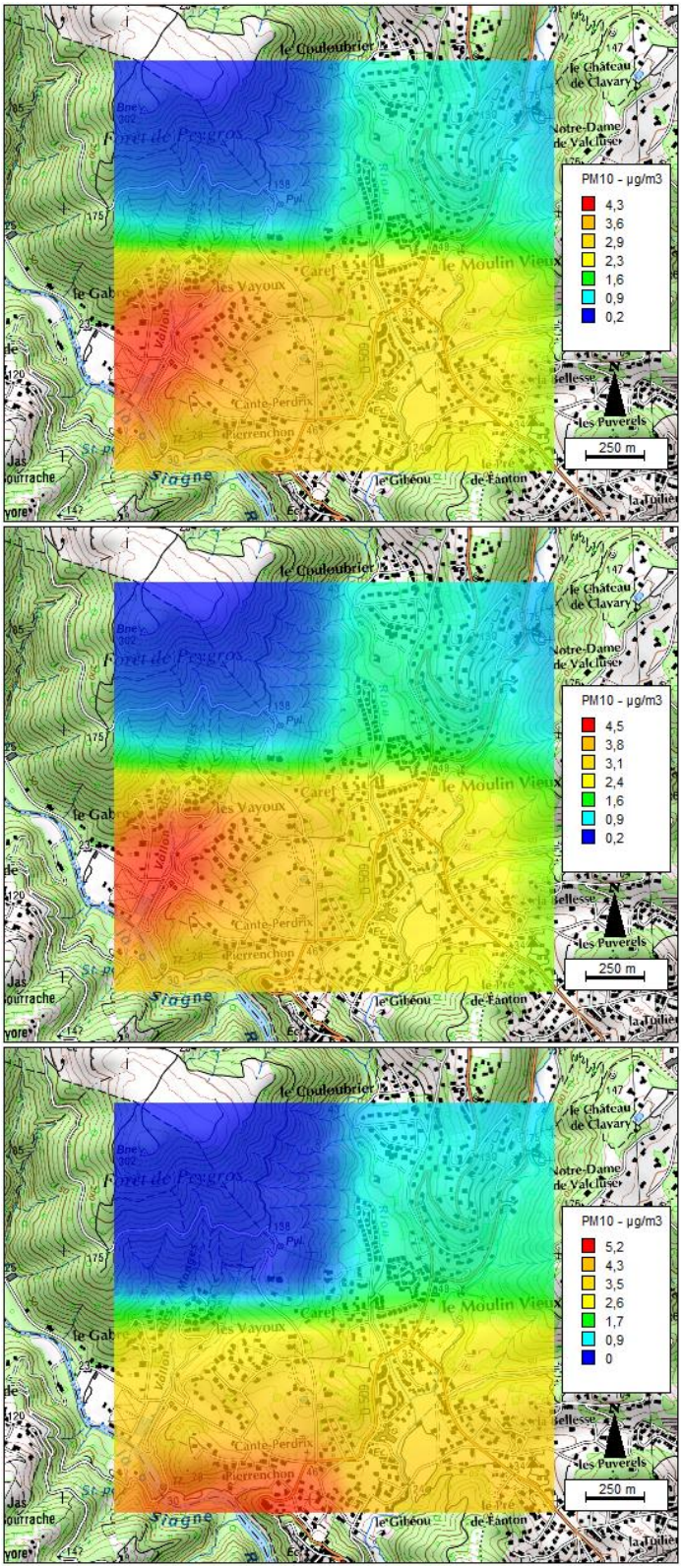
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 2 février 2011, de haut en bas : à 03h, 04h, 05h TU.



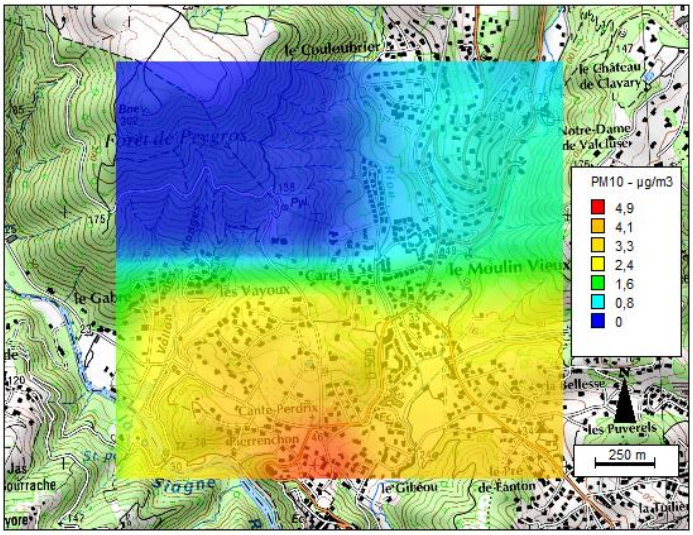
Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 2 février 2011, de haut en bas : à 06h, 07h, 08h TU.



Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 2 février 2011, de haut en bas : à 10h, 12h, 13h TU.



Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 2 février 2011, de haut en bas : à 14h, 15h, 16h TU.



Cartes des concentrations horaires des PM_{10}, à partir des sources recensées. Auribeau-sur-Siagne, le 2 février 2011, à 17h TU.

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

AASQA : Association Agrée de Surveillance de la Qualité de l'Air

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

ADMS : Atmospheric Dispersion Modelling System

Afsset : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (ancienne Afsse devenue Afsset en 2005, puis a fusionné avec l'Afssa en 2010 pour devenir l'Anses)

ANAH : Agence nationale de l'habitat

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

AOS : aérosols organiques secondaires

Aphekom : Improving Knowledge and communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe (effets de l'impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé)

BC : black carbon (carbone suie)

BPCO : broncho-pneumopathie chronique obstructive

BTX : benzène, toluène et xylène

CAFE : Clean Air For Europe (programme air pur pour l'Europe)

CARA : CARActérisation chimique des particules

CASA : communauté d'agglomération de Sophia-Antipolis

CERC : Cambridge Environmental Research Consultants (développeur d'ADMS)

CFD : computational fluid dynamics

CGDD : Commissariat Général au Développement Durable

CIDD : crédit d'impôt développement durable

CIQA : Comité interministériel de la qualité de l'air

CIRE : Cellule interrégionale d'épidémiologie (InVS en région)

CITEPA : Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique

CLA : couche limite atmosphérique

CLB : Constant Level Balloon

CLS : couche limite de surface

CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique

CO : monoxyde de carbone

CO_2 : dioxyde de carbone

COPERT : COmputer Program to calculate Emission from Road Transport

COV : composés organiques volatiles

CSTB : Centre scientifique et technique du bâtiment

DOAS : dedicated outdoor air system

EC : Elemental Carbon (carbone élémentaire)

EIS-PA : évaluation d'impact sanitaire de la pollution atmosphérique

ER/RR : excès de risque/risque relatif

ERO : espèces réactives oxygénées

ERPURS : Evaluation des Risques de la Pollution URbaine sur la Santé

FAP : filtre à particules

GMES : Global Monitoring for Environment and Security

GSP : grande source ponctuelle (émetteur industriel)

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

HNO_3 : acide nitrique

ICU : îlot de chaleur urbain

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques

INS : inventaire national spatialisé

InVS : Institut de Veille Sanitaire

JORF : Journal officiel de la République française

LAURE : loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie

LCSQA : Laboratoire central de la surveillance de la qualité de l'air

LIDAR : light detection and ranging

LRTAP : Large Range Transboudary Air Pollution

LSCE : Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement

MEDDE : ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie

MEDDTL : ministère de l'écologie, du développement durable, du transport et du logement

METAR : METeorological Aerodrome Report

MOP : matière organique particulaire

NAPFUE : Nomenclature for Air Pollution of FUEls

NEC : national emissions ceilings (directive « plafonds »)

NH_3 : ammoniac

NH_4NO_3 : nitrate d'ammonium

$(NH_4)^2SO_4$: sulfate d'ammonium

NO : monoxyde d'azote

NO_2 : dioxyde d'azote

NOx : oxydes d'azote

NRI : index de radiation net

O_3 : ozone

OC : Organic Carbon (carbone organique)

OMM : Organisation météorologique mondiale

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

PACA : Provence-Alpes-Côte d'Azur

PCDD/F : dioxynes et furanes

PL : poids lourd

PM : particulate matter

PM_1 : particule d'un diamètre aérodynamique médian inférieur à 1 micron

PM_{10} : particule d'un diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 microns

$PM_{2,5}$: particule d'un diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 microns

PNSE 2 : second plan national santé environnement

PPA : plan de protection de l'atmosphère

PREPA : programme de réduction des émissions de polluants atmosphériques

PREV'AIR : système de simulation et de prévision de la qualité de l'air à l'échelle européenne et française

PRQA : plan régional pour la qualité de l'air (remplacé par le SRCAE)

PSAS 9 : Programme national de surveillance air et santé, dans 9 villes françaises

PUF : particules ultra-fines

PUQA : plan d'urgence de la qualité de l'air

SIG : système d'informations géographiques

SNAP : Selected Nomenclature for Air Pollution

SO_2 : dioxyde de soufre

SOx : oxydes de soufre

SRCAE : schéma régional du climat, de l'air et de l'énergie

TEOM-FDMS : Tapered Element Oscillating Microbalance - Filter Dynamics Measurement System

TKE : turbulence kinetic energy (énergie cinétique turbulente)

TSP : total suspended particle (particules totales en suspension)

UMR : unité mixte de recherche

VL : valeur limite

VP : véhicule particulier

VUL : véhicule utilitaire léger