

Qualité de l'air

PROVENCE - ALPES - CÔTE D'AZUR



Etude spécifique des particules dans les vallées alpines et sur le littoral urbanisé

Projet Stratégique AERA :
Air Environnement Régions ALCOTRA

Action 5.5.3

Programme ALCOTRA 2007-2013

www.airpaca.org

AirPACA
QUALITÉ DE L'AIR

AUTEURS : P. DE FERAUDY ET G. LUNEAU, G. GILLE, Y. CHANNAC MONGREDIEN, F. PERON, D. PIGA, B. ROCHER, R. SOUWEINE, A. STOERKEL (AIRPACA)
J.L. JAFFREZO (LGGE)

RELECTEUR : A. ARVIENGAUD

Provence - Alpes - Côte d'Azur

www.airpaca.org

Etablissement de Martigues

Route de la Vierge - 13500 Martigues
Tél. : 04 42 13 01 20 - Fax : 04 42 13 01 29



Siège social

146 rue Paradis - Le Noilly Paradis - 13294 Marseille Cedex 06
Tél. : 04 91 32 38 00 - Fax : 04 91 32 38 29

Etablissement de Nice

333 Promenade des Anglais - 06000 Nice
Tél. : 04 93 18 88 00 - Fax : 04 93 18 83 06



SOMMAIRE

1	PRESENTATION DE L'ETUDE	5
1.1	OBJECTIFS	5
1.2	QU'EST-CE QU'UNE PARTICULE D'AEROSOL ?	6
1.2.1	MECANISME DE FORMATION	6
1.2.2	CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES	7
1.2.3	MECANISME DE DEPOTS DES AEROSOLS	8
1.3	CADRE SANITAIRE	9
1.4	CADRE REGLEMENTAIRE	10
1.4.1	EUROPE	10
1.4.2	FRANCE	10
2	MESURES DES PARTICULES FINES	11
2.1	STATIONS PERMANENTES : MESURES REGLEMENTAIRES	11
2.2	MESURES REGLEMENTAIRES EN VALLEES ALPINES ET LITTORAL URBANISE	11
2.3	HISTORIQUE DES DERNIERES ANNEES	15
2.3.1	POLLUTION CHRONIQUE	15
2.3.2	POLLUTION DE POINTE	17
2.3.3	ZOOM SUR LE SECTEUR DE CONTES / PEILLON	17
2.3.4	EVALUATION DES TENEURS EN PARTICULES FINES POUR L'ANNEE 2011	19
3	INVENTAIRES DES EMISSIONS DES PARTICULES FINES DANS LES VALLEES ALPINES ET SUR LE LITTORAL URBANISE	22
4	SPECIATION ET SOURCES D'EMISSIONS DES PARTICULES FINES DANS LES VALLEES ALPINES ET SUR LE LITTORAL URBANISE	25
4.1	SPECIATION DES PARTICULES FINES EN SUSPENSION DANS LES VALLEES DES PAILLONS	25
4.1.1	CONCENTRATIONS DES POLLUANTS REGLEMENTES DANS LES VALLEES DES PAILLONS DURANT LA CAMPAGNE DE MESURES	26
4.1.2	CARACTERISATION CHIMIQUE DES PARTICULES	28
4.1.3	CONTRIBUTION MOYENNE DES SOURCES EN PARTICULES DANS LES VALLEES DES PAILLONS	30
4.2	FRACTION ORGANIQUE DES AEROSOLS – METHODOLOGIE D'ESTIMATION DES SOURCES (FORMES)	32
4.2.1	RESULTATS OBTENUS A MARSEILLE	33
4.3	APICE	34
4.3.1	MESURES DE LA QUALITE DE L'AIR	35
4.4	MODELISATION DE LA QUALITE DE L'AIR	37
4.5	SPECIATION DE FILTRES, PROJET CARA	42
4.6	CAMPAGNE MESURE ET SPECIATION PM10 GAP FEVRIER 2010	47
4.6.1	OBJECTIF	47
4.6.2	RESULTATS OBTENUS	47
4.6.3	INTERPRETATION	48
4.7	CAMPAGNE MESURE ET SPECIATION PM10 CANNES ET GAP MAI 2011 – AVRIL 2012	48
4.7.1	INTRODUCTION	48
4.7.2	CAMPAGNES DE PRELEVEMENTS ET ANALYSES CHIMIQUES REALISEES	49
4.7.3	VARIATIONS TEMPORELLES DES CONCENTRATIONS EN COMPOSES MAJEURS	50
4.7.4	CONTRIBUTIONS DES ESPECES MAJEURES – PROFILS CHIMIQUES MOYENS	58
4.7.5	ESTIMATION DES CONTRIBUTIONS DES SOURCES	69
5	ANALYSE DES RESULTATS	72
5.1	LES PARTICULES FINES DANS LES VALLEE ALPINES ET LE LITTORAL URBANISE : ETUDE SUR LES ALPES MARITIMES ET LA VILLE DE GAP	72

5.2	ANALYSE DE L'ETENDUE SPATIALE DES DEPASSEMENTS DES VALEURS REGLEMENTAIRES POUR LES PARTICULES FINES DANS LA ZAS DE NICE	74
5.2.1	ETENDUE SPATIALE :	74
5.2.2	EXPOSITION DE LA POPULATION :	75
5.3	AMELIORATION DES CONNAISSANCES SUR LES CONTRIBUTIONS PAR SECTEUR D'ACTIVITE, IDENTIFICATION DES DIFFERENTES SOURCES D'EMISSIONS AVEREES OU SUSPECTEES DANS LES VALLEES ALPINES ET LE LITTORAL URBANISE	78
5.4	DEVELOPPEMENT DES METHODOLOGIES POUR AMELIORER LE CADASTRE D'EMISSIONS	80
5.4.1	PARAMETRE DE RIGUEUR CLIMATIQUE	81
5.4.2	CALCUL DES EMISSIONS DE POLLUANTS PAR IRIS ET TYPES DE COMBUSTIBLES	82
6	CONCLUSION.....	83
7	REFERENCES	84
8	Liste des tableaux et figures	86
8.1	TABLEAUX.....	86
8.2	FIGURES	86
9	GLOSSAIRE.....	89

1 PRESENTATION DE L'ETUDE

1.1 OBJECTIFS

AERA (AIR ENVIRONNEMENT REGIONS ALCOTRA) est un projet stratégique du programme Alcotra 2007-2013, plan de coopération transfrontalière le long de la frontière continentale franco-italienne, doté d'une contribution financière FEDER. Il regroupe huit partenaires : Air PACA, DREAL PACA, les Régions Ligure, Piémont et Val d'Aoste, les Provinces de Cuneo et de Torino et la Région Rhône-Alpes. Il a pour but de fournir aux différents partenaires du territoire Alcotra des moyens pour améliorer et harmoniser leurs connaissances et méthodologies relatives aux processus de planification et d'évaluation de la qualité de l'air.

Ce projet est décliné en 7 phases:

1. Etat initial de la qualité de l'air et des politiques de protection de l'air.
2. Analyse et recensement des outils pour la planification dans le cadre de la qualité de l'air.
3. Amélioration des outils pour la planification (mesures, cadastre des émissions, modélisation).
4. Construction des mesures et actions de planification communes.
5. Actions pilotes.
6. Communication et éducation, dissémination des résultats du projet.
7. Gestion du projet

Air PACA est responsable des actions 2.1 et 3.1, qui ont pour objectifs principaux d'établir un état des lieux du réseau de mesures de la zone Alcotra, afin d'optimiser, d'harmoniser et de valoriser ce réseau de mesure transfrontalier, via notamment la création de bases de données communes aux différents partenaires.

Air PACA travaille aussi sur quatre actions pilotes sur son territoire de compétence :

1. Etude spécifique des émissions de particules dans les vallées alpines et sur le littoral urbanisé ;
2. Mise en place d'un outil d'aide à la décision à l'échelle urbaine sur l'agglomération Niçoise ;
3. Etude spécifique des émissions du trafic poids lourds sur l'axe franco-italien ;
4. Estimations des interactions des émissions de polluants entre la région PACA et l'Italie ;

Cette étude porte sur l'action pilote N°1 et montre comme objectif de mieux comprendre et maîtriser la problématique des émissions de particules fines PM₁₀ et PM_{2.5} sur le littoral urbanisé et sur les vallées alpines. Une meilleure connaissance de cette problématique permettra d'une part d'améliorer les outils de modélisation dans ce domaine, mais permettra surtout de proposer des solutions plus concrètes aux politiques d'amélioration de la qualité de l'air dédiées à ce territoire.

Cette étude se caractérise par une analyse des différents projets sur le sujet des particules fines réalisés en PACA, notamment sur le littoral urbanisé et les vallées alpines, telles que les études sur les vallées du Paillons, Formes, Pactes, APICE, Gap, filtres CARA, ...

Une analyse complémentaire sera réalisée sur les données PM₁₀ et PM_{2.5} des stations fixes d'Air PACA des Alpes Maritimes.

Une campagne de spéciation chimique des composantes principales des particules PM₁₀ prélevées à l'aide des « Partisol Plus Spéciation » a eut lieu de mai 2011 à mai 2012 sur deux sites : Cannes (littoral urbanisé) et Gap (vallée alpine). Cette campagne de caractérisation chimique des aérosols, d'une durée de 12 mois, a pour but d'évaluer les principales contributions dans la fraction PM₁₀ : terrigène, industrielle, trafic routier, combustion de biomasse

Cette étude permettra ainsi de croiser les connaissances acquises sur le sujet en relation avec la réglementation en vigueur, pour ainsi mieux évaluer les différentes sources d'émissions à l'origine des niveaux de PM₁₀ mesurés dans les vallées alpines et le littoral urbanisé, mais aussi d'évaluer l'étendue spatiale des niveaux en particules fines PM₁₀ et PM_{2,5} mesurés par Air PACA, et des dépassements de valeur limite en PM₁₀ autour de la ZAS de Nice.

1.2 QU'EST-CE QU'UNE PARTICULE D'AÉROSOL ?

La composition de l'atmosphère terrestre est un mélange complexe où sont présentes des espèces chimiques sous forme gazeuse mais aussi sous forme de particules liquides ou solides en suspension. L'aérosol atmosphérique est défini comme l'ensemble des particules solides, liquides ou mixtes en suspension dans l'air et joue un rôle important sur la qualité de l'air et sur la régulation du système climatique (IPCC, 2007).

Le mode de production de ces particules (qui peuvent être émises directement en tant que particules, ou résulter de la condensation de composés volatils) et leur temps de vie relativement variable (plusieurs jours à plusieurs semaines) expliquent les difficultés rencontrées pour prévoir de manière précise les variables pertinentes (masse, nombre, composition chimique). L'évaluation des impacts sanitaires des aérosols est de fait plus complexe..

Dans les sciences de l'atmosphère, la définition de l'aérosol utilisée dans le paragraphe précédent est affinée et le terme aérosol décrit ainsi uniquement les particules solides ou hydratées, qui sont en suspension dans une masse d'air, à l'exclusion des gouttelettes de nuages, des cristaux de glace et de la pluie (appelés hydrométéores).

1.2.1 MECANISME DE FORMATION

La littérature présente plusieurs manières de classifier les sources d'aérosols. La première est basée sur l'origine des particules (poussières désertiques, volcans, embruns, biogénique, anthropique...) et la seconde, plus souvent utilisée, est basée sur le mode de formation des aérosols. Ainsi, cette classification distingue deux types d'aérosols :

- les particules primaires qui sont émises directement dans l'atmosphère sous forme solide ou liquide comme par exemple les aérosols minéraux résultant de l'érosion des sols, les sels de mer (embruns), les cendres volcaniques, la suie mais aussi, en milieu urbain, des particules résultantes de l'usure des pneumatiques ou des catalyseurs équipant les véhicules, de la remise en suspension par le passage de véhicules urbains des particules déposées sur la chaussée... Les émissions de particules primaires sont généralement le résultat d'actions mécaniques entre le sol et un paramètre de frottement (vent, pneu en rotation...). L'intensité de ces émissions est donc directement proportionnelle à l'intensité de ce phénomène de frottement. Les suies résultent quant à elles de la combustion incomplète de combustibles fossiles (essence, gazole, fioul, kérosène) et de biomasse (bois, végétaux).
- Les particules secondaires qui sont en revanche directement formées dans l'atmosphère par des processus de conversion de gaz en particules. Cette conversion gaz-particule peut donner lieu à la formation de nouvelles particules ultrafines, par nucléation, ou par condensation à la surface de particules préexistantes. Ainsi, une bonne partie des sulfates et des nitrates, ainsi que la majorité des particules organiques présentes dans l'atmosphère sont des aérosols secondaires.

1.2.2 CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

1.2.2.1 TAILLE ET CONCENTRATION

Les particules primaires peuvent être créées avec des tailles habituellement supermicroniques (poussières, pollens, embruns), à l'exception des suies qui peuvent être générées à des tailles beaucoup plus faibles. Les aérosols secondaires suivent quant à eux plusieurs phases de grossissement. Ainsi, les aérosols peuvent être classés en 4 grands modes dimensionnels. Le mode grossier, pour les particules supérieures à $1\mu\text{m}$, le mode d'accumulation, entre $0,1$ et $1\mu\text{m}$, le mode Aitken, entre 10 et 100nm et le mode nucléation ou ultrafin pour les particules entre 1 et 10nm .

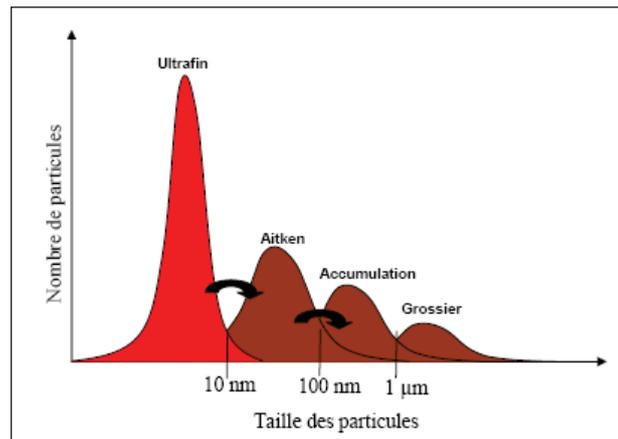


Figure 1 : Spectre dimensionnel de l'aérosol (nombre de particules par unité de volume et par gamme de taille en fonction de la taille des particules) schématisé et séparé en modes.

Dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air, nous distinguons 2 classes de particules, basé sur le diamètre aérodynamique des particules :

- Les PM₁₀ (diamètre aérodynamique inférieur à $10\mu\text{m}$)
- Les PM_{2.5} (diamètre aérodynamique inférieur à $2,5\mu\text{m}$)

La taille des particules détermine leur temps de suspension dans l'atmosphère. En effet, si les PM₁₀ finissent par disparaître de l'air ambiant dans les quelques heures qui suivent leur émission de par l'effet de la sédimentation et des précipitations, les PM_{2,5} peuvent rester en suspension pendant des jours, voire pendant plusieurs semaines. Par conséquent, ces dernières particules peuvent parcourir de longues distances. La concentration des particules dépend à la fois de la nature et de la proximité des sources d'émission, des transformations qu'elles peuvent subir, de la météorologie et de l'environnement dispersif ou non (rue canyon, autoroute dégagée etc.).

Tableau 1 : Gammes de concentration en masse et en nombre de l'aérosol dans des environnements typiques. (Delmas et al., 2005)

	Concentration massique ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Concentration en nombre ($\#. \text{cm}^{-3}$)
Atmosphère urbaine	10-100	50 000-1 000 000
Atmosphère rurale	1-10	5 000-40 000
Troposphère libre	0.5-5	100-10 000
Atmosphère marine	1-100	100- 1 000
Atmosphère polaire	0.1-10	1- 10 000

1.2.2.2 COMPOSITION

On distingue généralement deux fractions majoritaires dans la composition chimique de l'aérosol : la fraction inorganique (minérale) et la fraction organique. Les particules peuvent être entièrement inorganiques ou organiques mais présentent plus généralement un mélange des deux fractions. Une troisième fraction minoritaire est constituée de carbone suie.

La fraction inorganique constitue généralement 30% à 70% de la masse sèche de la particule. Cette fraction est habituellement prépondérante dans les zones océaniques et désertiques, c'est-à-dire proches des zones d'émissions. Selon le type de zone source, la fraction inorganique est composée de sels (NaCl, KCl), de sulfate d'ammonium ((NH₄)₂SO₄) pour l'aérosol marin. On trouvera de la silice (Si) et de l'aluminium (Al) dans les poussières crustales émises au niveau des déserts. En dehors de ces zones particulières, la fraction inorganique sera composée de sulfates, de nitrates et d'ammonium résultant de la condensation de sulfates, d'acides sulfuriques, nitriques et d'ammoniac.

La fraction organique représente quant à elle entre 10% et 70% de la masse sèche des particules. Cependant, les composés organiques, leurs concentrations ainsi que leurs concentrations restent à ce jour mal connus. Cette difficulté vient essentiellement de la multitude de composés organiques qui peuvent rentrer en jeu dans la composition chimique de l'aérosol, ainsi que de la difficulté à échantillonner et à mesurer ces composés. Traditionnellement, la communauté scientifique distingue la fraction carbonée en deux composantes : le carbone organique (OC) et le carbone élémentaire (EC).

Le carbone élémentaire (ou black carbon, carbone suie) est presque exclusivement composé d'atomes de carbone sous forme de polymères. Cette composition fait de ce type de carbone un matériau relativement inerte et très réfractaire, c'est-à-dire hautement résistant à la chaleur. Le carbone élémentaire est émis dans l'atmosphère principalement lors des processus de combustion (fioul, biomasse). La concentration du carbone élémentaire varie de 0.005µg.m⁻³ dans les zones polaires à 40µg.m⁻³ dans les zones les plus polluées. Les milieux urbains présentent des concentrations comprises généralement entre 1 et 20µg.m⁻³. Le carbone élémentaire est principalement d'origine anthropique, à l'exception des feux de biomasse qui peuvent être naturels. Plus on s'éloigne des sources, plus sa concentration diminue.

Le carbone organique regroupe tous les composés organiques complexes, émis directement dans l'atmosphère (OC primaire) ou formés dans l'atmosphère par condensation ou nucléation des produits de photodégradation des Composés Organiques Volatils (COV) (OC secondaire). Le carbone organique est un matériau très complexe constitué d'une multitude de composés différents (plus de 300 composés organiques déjà mis en évidence). La concentration en carbone organique est moins liée aux zones de pollution que le carbone élémentaire. Il est possible de trouver des concentrations d'OC en milieu rural similaires aux concentrations présentes en milieu urbain. Cela vient du fait qu'il existe une multitude de sources différentes. Certaines sont anthropiques primaires (combustion des dérivés de pétrole, d'ordure ménagère, feux de biomasse...), d'autres biogéniques primaires ou secondaires (produits d'oxydation des COV biogéniques (terpènes...) ou anthropiques (benzène...)). Les concentrations mesurées varient de quelques centaines de ng.m⁻³ dans les régions polaires à quelques dizaines de µg.m⁻³ en milieu urbain.

1.2.3 MECANISME DE DEPOTS DES AEROSOLS

Seules les particules de grosses tailles (diamètre supérieur à quelques µm) sont capables de sédimenter sous l'effet de leur propre poids et de rentrer en contact avec le sol. Les plus grosses particules (poussières désertiques, embruns...) sédimentent assez vite. Ce phénomène de sédimentation, associé au principe de diffusion entre deux milieux (l'atmosphère et le sol) distincts, dépend de la charge en aérosol (sa concentration dans l'atmosphère) et de l'efficacité avec laquelle une particule d'un certain diamètre va pouvoir se déposer sur le sol. Dans une atmosphère chargée en particules, un gradient vertical de concentration se met en place avec le sol, que l'on considère comme un puits de particules. La

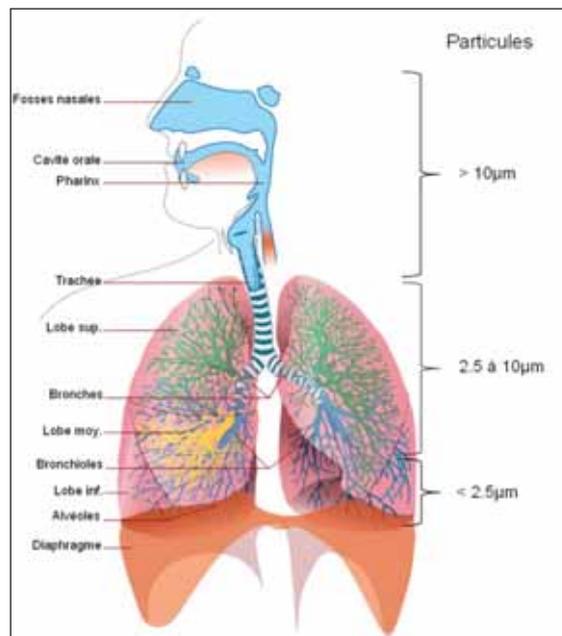
sédimentation joue donc un rôle assez faible sur les particules les plus petites, qui sont les plus nombreuses.

La pluie, qui génère un lessivage des aérosols par impaction sur les gouttelettes, ainsi que la capacité des particules les plus grosses à servir de noyaux de condensation de gouttelette, constituent ce que l'on appelle le dépôt humide. Le dépôt humide est plus intense que le dépôt sec. Les nuages et les précipitations sont cependant des processus relativement limités dans le temps et dans l'espace. De ce fait, les phénomènes de dépôt sec et dépôt humide présentent des efficacités équivalentes. La taille et la composition des particules peuvent également jouer un rôle lors du dépôt humide en modifiant l'affinité de ces particules avec les gouttelettes d'eau.

1.3 CADRE SANITAIRE

Un adulte respire en moyenne, au repos, 15 m³ d'air par jour. Les polluants atmosphériques sont donc en contact direct avec l'appareil respiratoire. Les particules peuvent pénétrer dans l'organisme à travers les poumons, la peau ou la paroi intestinale, chacun présentant une barrière à cette pénétration.

Il est possible de différencier le système respiratoire en 3 parties, en fonction de la taille des particules susceptibles d'y parvenir.



Les particules de taille supérieure au PM₁₀ sont captées dès l'entrée du système respiratoire, dans la zone naso-pharyngienne. Les particules intermédiaires (entre 2.5 et 10µm) dépassent cette première barrière et pénètrent jusqu'à la zone trachéo-bronchique. Les particules les plus fines (<2.5µm) peuvent atteindre les alvéoles pulmonaires. Chez l'enfant, la proportion de particules fines parvenant jusqu'aux alvéoles est trois fois plus grande (8 fois plus chez les nourrissons), du fait de l'état de développement de leur système pulmonaire (Prouvost et Declercq, 2007).

Les particules, de par leur taille et leur composition, peuvent apporter divers composés chimiques et ce, au cœur du système pulmonaire, à l'interface air/sang. Les effets sur la santé de ces particules sont variables et vont de la gêne respiratoire (allergies, asthme, Broncho-Pneumopathies Chroniques Obstructives (BPCO)) jusqu'au développement de cancers. Cette pollution entraîne alors une hausse de la mortalité, notamment lors des épisodes de canicules et de pollution de l'air (Oberdörster et al., 2001).

La pollution atmosphérique serait ainsi responsable de plus de 30000 décès prématurés en France et de 300000 en Europe selon l'OMS (exposition chronique à la pollution atmosphérique particulaire). L'Institut de veille sanitaire, via son programme national de surveillance des effets sur la santé de la

pollution de l'air, mis en place dans neuf villes françaises, estime que le nombre de décès attribuables aux PM₁₀ varie de 2 à 31 pour 100000 habitants.

En Europe, les travaux menés dans le cadre du programme CAFE (Clean Air For Europe) montrent que l'espérance de vie serait en moyenne abrégée d'une année à cause de la pollution particulaire de fond.

En relation avec le bilan humain, la pollution particulaire implique également un bilan financier, lié au surcoût des dépenses de santé associé aux pathologies qu'elle provoque. Ainsi, les dépenses associées au traitement de la part de l'asthme imputable à la pollution extérieure non biologique sont estimées entre 200 et 800 millions d'euros en 2006 (PNSE2, 2009).

La prise de conscience du danger potentiel de cette pollution a motivé la décision des pouvoirs publics d'accroître nos connaissances et de développer des outils de mesure, de contrôle et d'aide à la décision dans ce domaine.

1.4 CADRE REGLEMENTAIRE

L'étude des particules atmosphériques s'inscrit logiquement dans le cadre plus général de l'étude de la qualité de l'air, qui regroupe divers outils (mesure, modélisation, information) et de nombreux paramètres physico-chimiques (météo, polluants...)

1.4.1 EUROPE

Depuis une dizaine d'années, plusieurs normes sont entrées en vigueur en Europe pour les particules inférieures à 10µm (PM₁₀) :

- 50 µg/m³ : Valeur moyenne à ne pas dépasser sur 24 heures. Cette valeur est tolérée jusqu'à 35 jours par an.
- 40 µg/m³ : Valeur moyenne à ne pas dépasser sur une année.

Pour les particules fines (PM_{2.5}), la valeur limite annuelle de 29 µg/m³ est fixée par l'Europe. Cette valeur passera à 25 µg/m³ et sera applicable en 2015 (elle constitue actuellement un objectif de qualité).

Au regard des retards pris par certains pays, l'UE a assigné en 2011 la France devant la Cour de Justice de l'Union Européenne (CJUE) pour les dépassements des normes européennes en matière de PM₁₀ dans plusieurs zones, (notamment en région parisienne, en Rhône Alpes et en région PACA). Cette procédure, qui fait suite à plusieurs avertissements pourrait, en cas de confirmation, voir la France condamnée à une astreinte journalière de 150000 à 300000 €.

1.4.2 FRANCE

Lors de la Conférence de l'OMS à Londres en 1999, la France s'est engagée à mettre un Plan National Santé Environnement (PNSE), qui regroupe toutes les thématiques (air, eau, sol, bruit, odeur, habitat...) liées à l'environnement. Le 1er PNSE (2004-2008), qui fixe les objectifs à atteindre en terme notamment de qualité de l'air, a ouvert la voie à l'élaboration des Plans Régionaux Santé Environnement (PRSE). Chaque région a ainsi développé un plan basé sur le PNSE prenant en compte les spécificités régionales.

A l'occasion du Grenelle de l'Environnement, un premier bilan a été réalisé et a permis l'élaboration du 2nd PNSE (2009-2013) et des PRSE2. Ces différents plans fixent les nouveaux objectifs, notamment en matière de réduction des émissions de particules dans l'air. Le 2nd PNSE prévoit ainsi 12 mesures phare dont la première est de réduire de 30% :

- les concentrations dans l'air ambiant en particules fines d'ici 2015 : cette mesure fait l'objet d'un plan d'actions national, le plan particules, qui trouve sa déclinaison locale dans les schémas régionaux du climat, de l'air et de l'énergie.
- les émissions dans l'air et dans l'eau de 6 substances toxiques d'ici 2013 : mercure, arsenic, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), benzène, perchloroéthylène et PCB/dioxines.

2 MESURES DES PARTICULES FINES

Dans le cadre de sa mission de surveillance, Air PACA réalise depuis plusieurs années des mesures de PM₁₀ et de PM_{2.5} sur l'ensemble du territoire. Ces mesures se déroulent soit dans le cadre réglementaire, pour répondre aux exigences nationale et européenne, soit lors de campagnes ponctuelles. Ces campagnes ponctuelles sont mises en place soit dans un cadre prospectif pour améliorer nos connaissances sur la physico-chimie des particules fines, soit pour répondre aux demandes de collectivités, d'entreprises, ou de particuliers.

2.1 STATIONS PERMANENTES : MESURES REGLEMENTAIRES

La stratégie de surveillance de la qualité de l'air en PACA est notamment déterminée dans le Programme de Surveillance de la Qualité de l'Air (PSQA) revu tous les 5 ans et réévalué pour la période 2010-2015, tenant compte des nouvelles réglementations, des enjeux locaux et du bilan du PSQA précédent (2005-2010). Le nouveau découpage des zones administratives de surveillance, harmonisé au niveau national, est défini comme suit :

- les Zones Administratives de Surveillance ou Zone Agglomération dites « ZAS » ou « ZAG » sont les Unités Urbaines de plus de 250 000 habitants : Aix-Marseille, Nice, Toulon et Avignon.
- la Zone Urbaine Régionale dite « ZUR » regroupe les Unités Urbaines entre 50 000 et 250 000 habitants : Fréjus, Menton, Arles et Salon.
- les Zones Industrielles majeures dite « ZI » font l'objet de zones à part entière : Fos-Berre.
- la Zone Régionale dite « ZR » constitue le territoire restant.

2.2 MESURES REGLEMENTAIRES EN VALLEES ALPINES ET LITTORAL URBANISE

Le département des Alpes-Maritimes comporte la ZAS de Nice, une part de la ZUR (pour l'unité urbaine de Menton) ainsi qu'une partie de la ZR pour le Haut et Moyen Pays.

Un des objectifs de la surveillance est de déterminer l'exposition des populations aux dépassements de valeurs réglementaires par ZAS. Différents outils sont utilisés dans ce but comme la mesure et la modélisation.

Le département des Alpes-Maritimes dispose actuellement de treize stations de mesures permanentes : trois sont implantées à Nice, une à Cagnes-sur-Mer, deux à Antibes, une à Cannes, une à Grasse. L'arrière-pays niçois et le Haut Pays comptent 2 sites de mesure chacun (ZR). La station de la Riviera Française surveille la ZUR. 2 stations sont en cours d'implantation à Nice.

Les polluants mesurés diffèrent selon la typologie des stations :

- Les oxydes d'azote et le monoxyde de carbone sont suivis à Nice Pellos et Antibes Guynemer (trafic).
- Les oxydes d'azote, l'ozone et les particules fines PM₁₀ sont mesurés (un ou plusieurs polluants) à Nice Botanique, Nice aéroport, Antibes, Cagnes-sur-Mer, Cannes (+PM_{2,5}) et Grasse (situation urbaine ou périurbaine).

- Le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote et les particules fines PM₁₀ sont mesurés à Contes (+ ozone) et Peillon (+ PM_{2,5}) (sites à influence industrielle).
- L'ozone est surveillé à Adréchas et Cians (sites ruraux) et Riviera Française (périurbain).
- Les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) et les métaux lourds sont suivis à Cannes conformément aux exigences européennes et nationales de surveillance ainsi qu'à la station trafic en cours d'évaluation de Nice Promenade (HAP).

Le département des Hautes-Alpes fait partie de la ZR.

Sur les Hautes-Alpes, trois stations de mesure permanentes sont installées :

- une de typologie urbaine à Gap Commanderie mesurant les oxydes d'azote, l'ozone, le benzène et les HAP (depuis fin 2010) et les particules en suspension (depuis début 2011),
- une de typologie périurbaine à Briançon mesurant l'ozone,
- et une de typologie rurale au Casset (gérée par Atmo Rhône-Alpes), mesurant l'ozone.

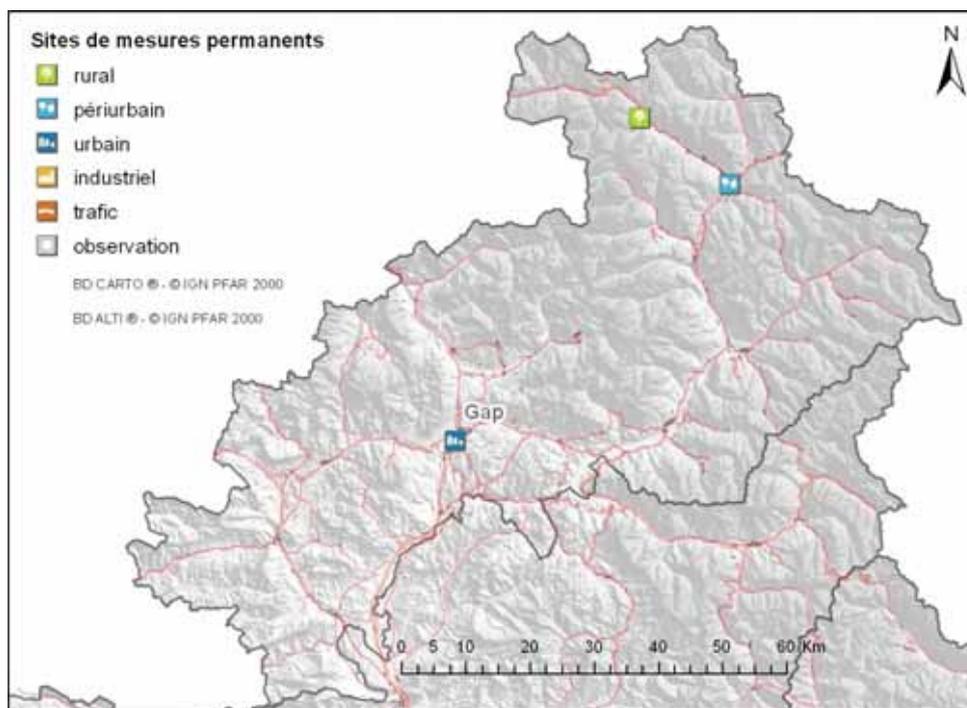


Figure 2 : Localisation des sites de mesures permanentes des Hautes-Alpes

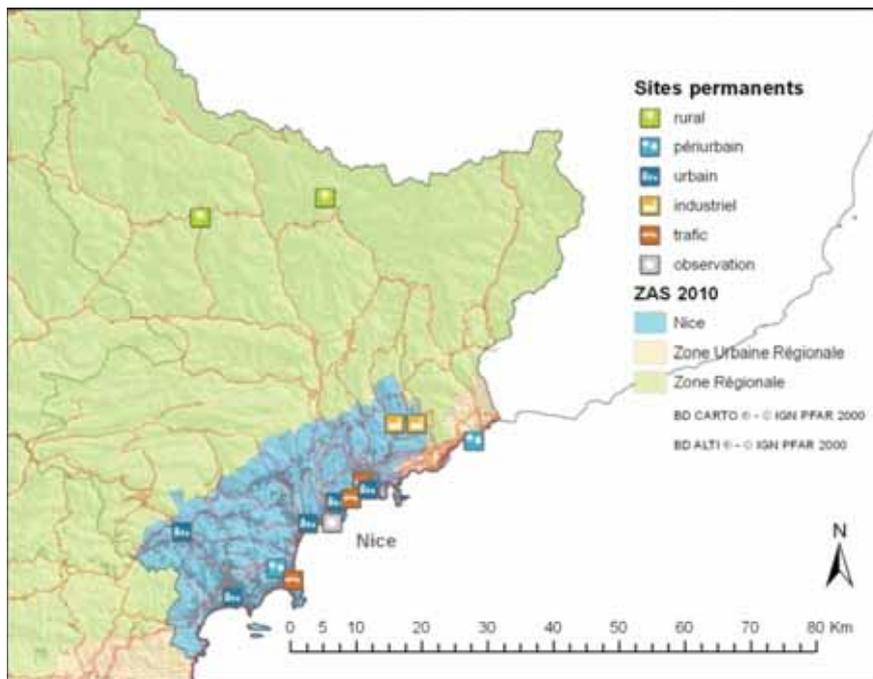


Figure 3 : Localisation des sites de mesures permanentes des Alpes-Maritimes et aires de surveillance définies par le PSQA

Ainsi, huit stations de surveillance, dans les vallées alpines et le littoral urbanisé, permettent de faire un suivi 7j/7 et 24h/24 des concentrations en particules fines (PM₁₀ et PM_{2.5}). Elles sont disposées de façon à être le plus représentatif possible de ce territoire :

- Nice Aéroport (PM₁₀), station « observatoire »
- Nice Magnan (PM₁₀), station trafic (mise en fonctionnement en 2010)
- Cagnes Ladoumègue (PM₁₀), station urbaine
- Antibes Jean-Moulin (PM₁₀)
- Cannes Broussailles (PM₁₀, PM_{2.5}), station urbaine
- Contes (PM₁₀), station « proximité industrielle »
- Peillon (PM₁₀, PM_{2.5}), station « proximité industrielle »
- Gap (PM₁₀, PM_{2.5}), station urbaine (mise en fonctionnement en 2011)

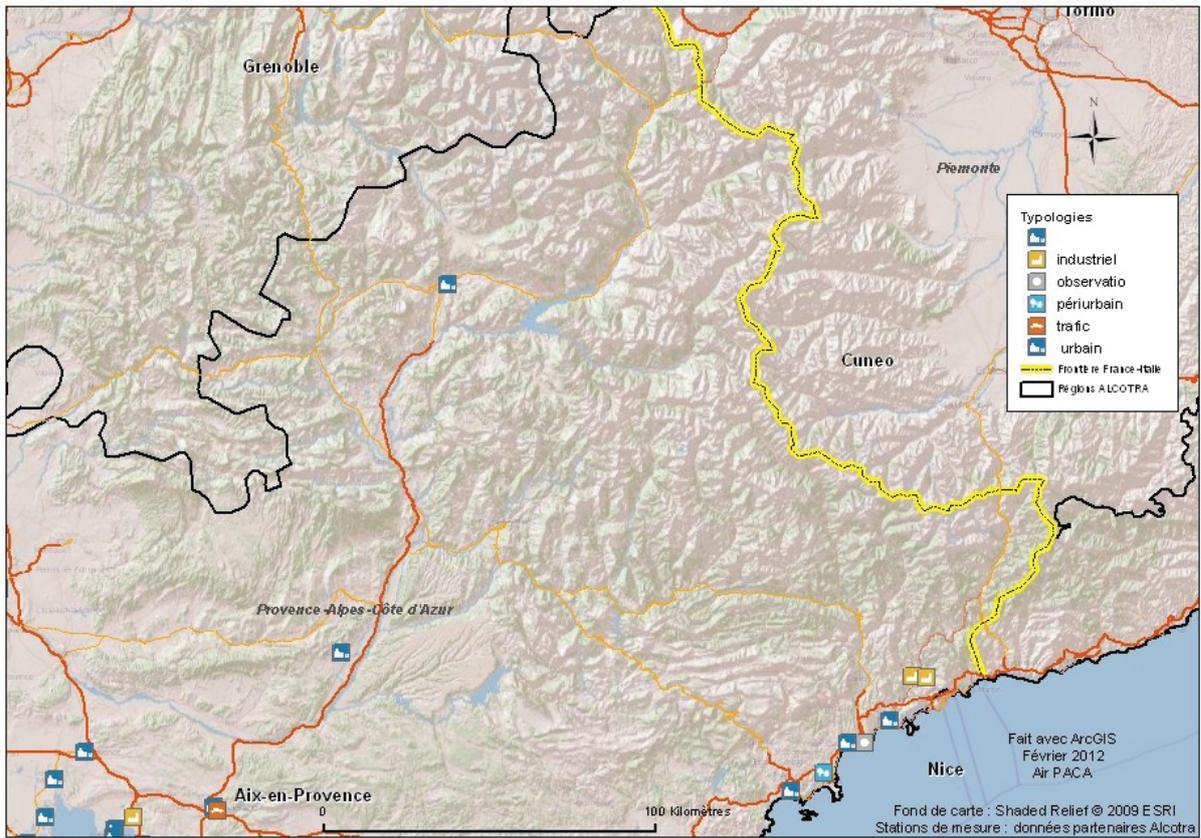


Figure 4 : Localisation des sites de mesures permanentes de particules fines dans la zone alpine et le littoral urbanisé

2.3 HISTORIQUE DES DERNIERES ANNEES

2.3.1 POLLUTION CHRONIQUE

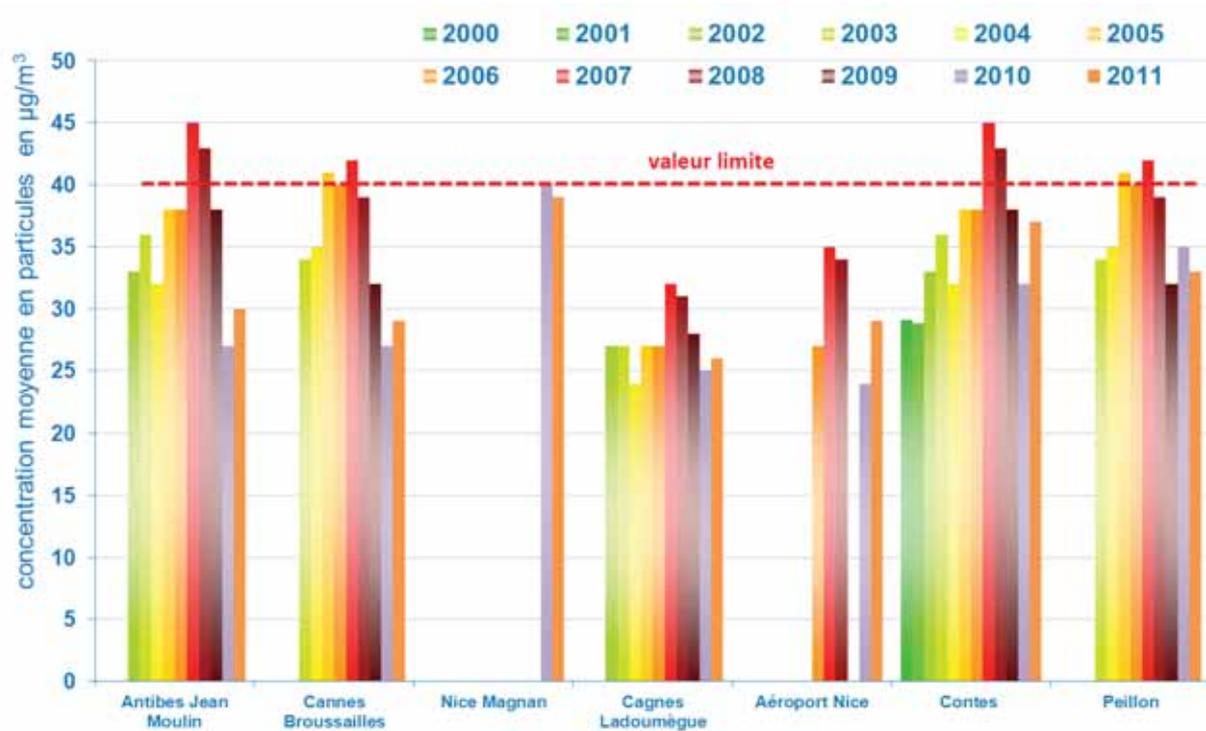


Figure 5 : Moyennes annuelles des mesures en PM₁₀ réalisées sur les stations de mesure du territoire considéré

En situation de fond, les niveaux relativement stables en PM₁₀ en début de décennie, ont augmenté en 2007 suite à la mise en place d'une nouvelle technique de mesure tenant compte de la part volatile des particules. Néanmoins, depuis cette date les concentrations tendent à diminuer. La norme réglementaire de 40 µg/m³, en moyenne annuelle, est dépassée sur 5 des 7 stations de mesures entre 2005 et 2011 (Figure 5). La station de mesure « Nice Magnan » est une station de type « trafic » et a été installée au cours de l'année 2010. Les teneurs enregistrées sur ce site, pour les années 2010 et 2011 sont ainsi plus élevées que pour les autres sites de typologies de fond (urbain ou périurbain). De même, les sites de Contes et Peillon sont des sites dits « industriels », proches de certaines activités émettrices de particules fines. Ces deux sites montrent majoritairement les teneurs les plus élevées en PM₁₀ depuis 2000.

En termes de concentration de PM_{2.5}, la valeur limite européenne de 25 µg/m³ en moyenne annuelle, est respectée sur les deux sites de mesure de Cannes et Peillon.

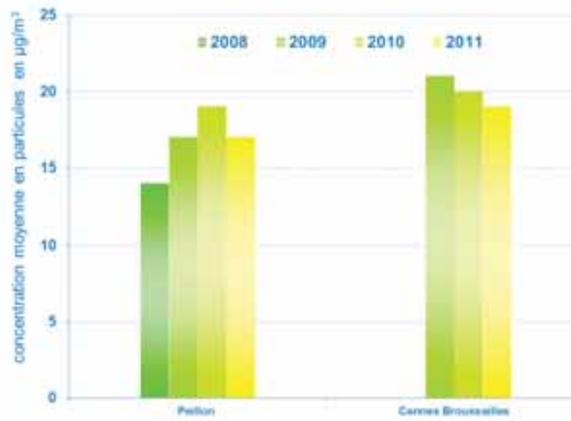


Figure 6 : Moyenne annuelle des mesures en PM_{2.5} réalisées sur les stations de mesure de Cannes et Peillon

La Figure 7 montre les teneurs en PM_{2.5} et PM₁₀ sur le site de Cannes, en moyenne mensuelles pour l'année 2011. Le taux de PM_{2.5} varie de 50 à 80 % environ des PM₁₀.

La période estivale montre d'une part le ratio PM₁₀/PM_{2.5} le plus fort, avec donc des particules fines de taille plus importante, malgré une baisse globale des concentrations en particules fines. De plus, en cette période, la volatilité des particules (notamment les PM_{2.5}) est accentuée et du fait de son principe de mesure, l'analyseur en capte moins, d'où les teneurs plus faibles en PM_{2.5}.

La part des particules fines de petite taille (PM_{2.5}) en période hivernale, pourrait provenir des combustions de matière fossiles et du bois, pour le chauffage domestique, mais aussi des brûlages de déchets verts très présents sur cette zone en cette période.

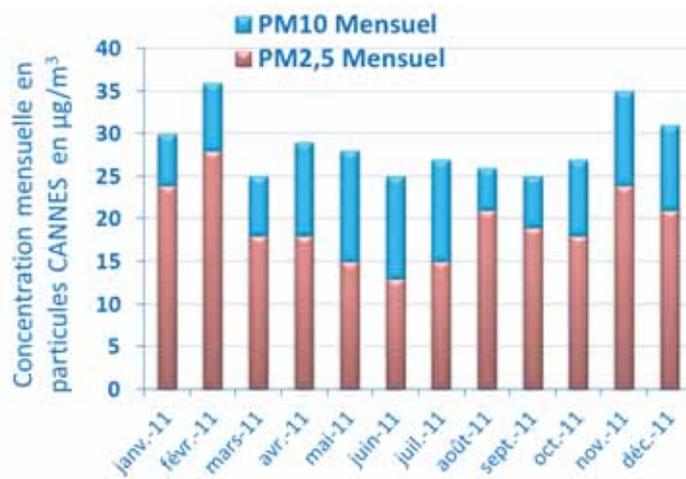


Figure 7 : Moyennes mensuelles des mesures en PM₁₀ et PM_{2.5} réalisées sur la station de mesure de Cannes en 2011

2.3.2 POLLUTION DE POINTE

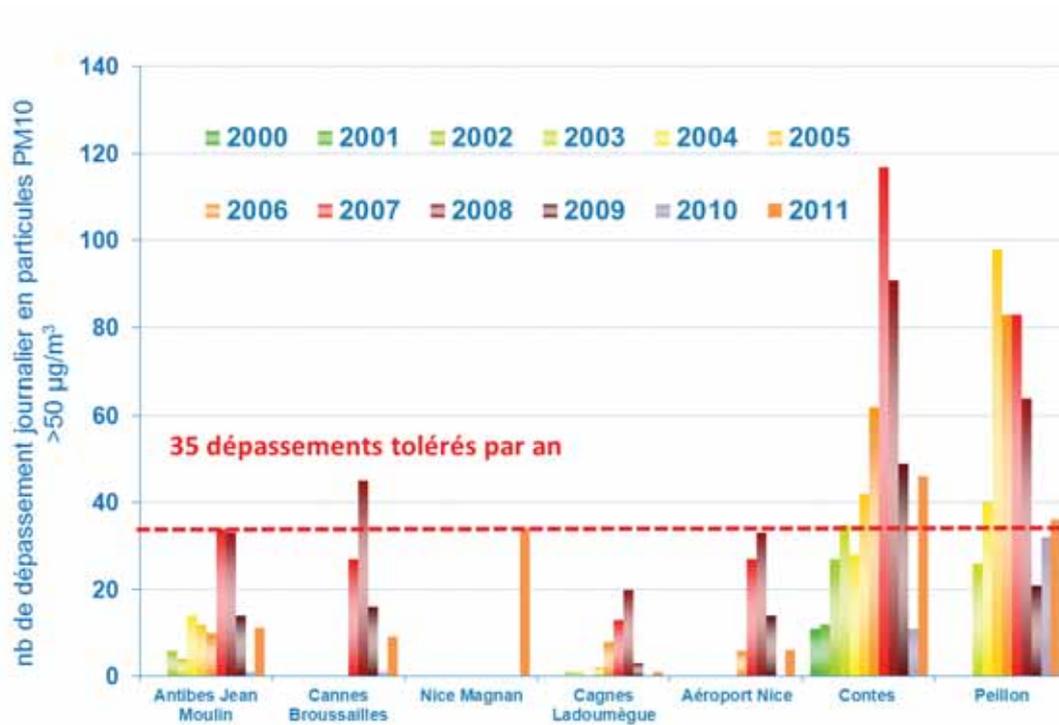


Figure 8 : Nombre de dépassement du seuil réglementaire des PM₁₀ de 50 µg/m³ en moyenne journalière sur les stations de mesure des Alpes Maritimes

La Figure 8 montre le nombre de dépassements du seuil réglementaire de 50 µg/m³, en moyenne journalière, sur les sites de mesure de la zone considérée. Depuis 2002, la majeure partie des sites de mesure respecte cette norme hormis le site de Cannes en 2008 et deux sites qui marquent une nette différence, avec des dépassements de cette norme quasi systématiquement depuis 2002 : les sites de Contes et de Peillon. Ces deux sites sont de typologie « industrielle », et mesure des teneurs en PM₁₀ plus importantes que les sites urbains des Alpes Maritimes. L'origine des concentrations en PM₁₀ plus fortes sur ces deux sites est spécifiée au paragraphe 4.1.

Un zoom sur cette zone est néanmoins proposé dans le paragraphe ci-dessous.

2.3.3 ZOOM SUR LE SECTEUR DE CONTES / PEILLON :

2.3.3.1 POLLUTION CHRONIQUE

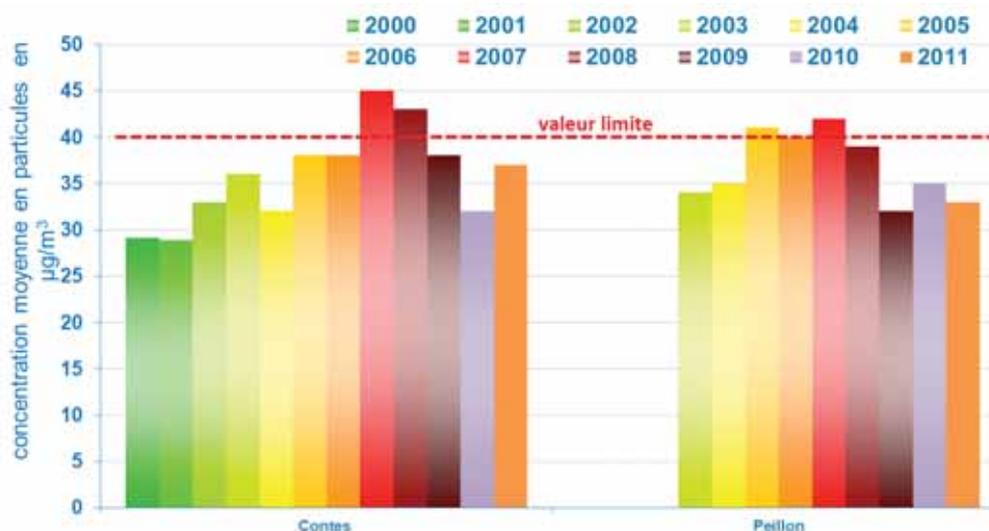


Figure 9 : Moyennes annuelle des mesures en PM₁₀ réalisées sur les stations de mesure de Contes et Peillon

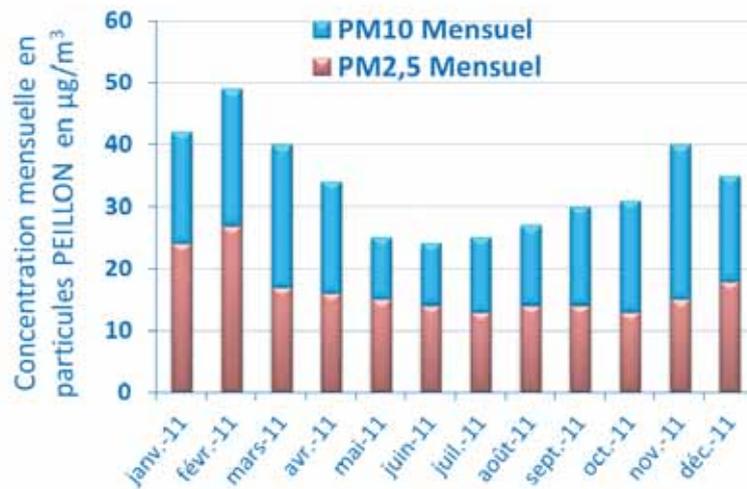


Figure 10 : Moyennes annuelles des mesures en PM₁₀ et PM_{2.5} réalisées sur la station de mesure de Peillon en 2011

2.3.3.2 POLLUTION DE POINTE

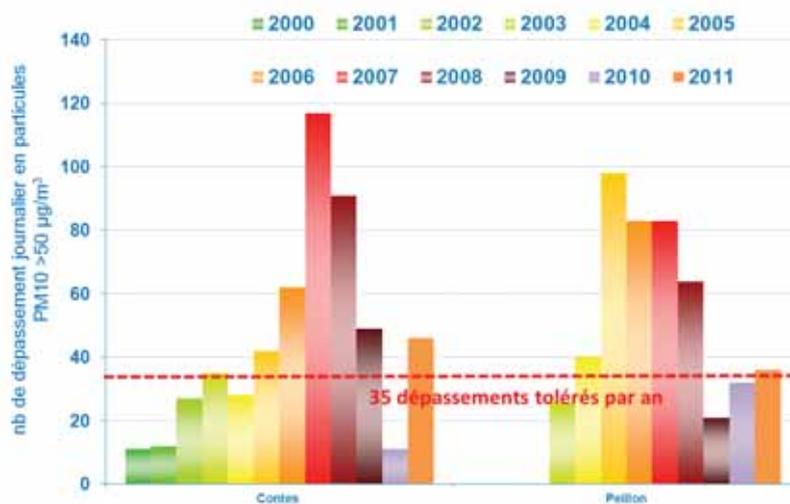


Figure 11 : Nombre de dépassement du seuil réglementaire des PM₁₀ de 50 µg/m³ en moyenne journalière sur les sites de Contes et Peillon

La Figure 10 présente les teneurs mensuelles en PM₁₀ et PM_{2.5} sur le site de Peillon. Cette figure montre que les teneurs en PM_{2.5} sont moins fortes en pourcentage de PM₁₀ par rapport au site de mesure de Cannes. L'origine des particules sur ces deux sites est différente, pollution majoritairement urbaine pour le site de Cannes, pollution majoritairement industrielle (carrière et cimenteries) pour le site de Peillon. La saisonnalité est aussi marquée sur ce site de mesure, avec des niveaux en PM₁₀ et PM_{2.5} supérieurs en hiver avec des émissions plus importantes et des conditions atmosphériques majoritairement plus favorables à l'accumulation de ce polluant.

Les Figure 9 et Figure 11 montrent que les seuils réglementaires, pour la pollution chronique et de pointe, ne sont pas respectés dans la période de 2002 à 2011. Elles montrent aussi que l'année 2007 présente les teneurs les plus élevées vis-à-vis des deux seuils, avec des teneurs assez disparates en fonction des sites et des années, mais qui dans l'ensemble montrent une décroissance en PM₁₀ sur ces deux sites jusqu'en 2011.

2.3.4 EVALUATION DES TENEURS EN PARTICULES FINES POUR L'ANNEE 2011

2.3.4.1 LA POLLUTION CHRONIQUE

Valeurs Moyennes en 2011 (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
Contes	37
Peillon	33
Cagnes sur Mer	26
Antibes Jean Moulin	30
Nice Aéroport	29
Cannes Broussailles	29
Nice Promenade	39

Le seuil réglementaire relatif à la pollution chronique est respecté sur l'ensemble des sites de mesure de la zone des vallées alpines et du littoral urbanisé de la partie française Alcotra.

2.3.4.2 LES EPISODES DE POLLUTION PAR LES PARTICULES FINES



Figure 12 : Nombre de dépassement du seuil réglementaire de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2011

Seuls les sites de Contes et Peillon ne respectent pas la valeur réglementaire relative à la pollution de pointe sur la zone considérée en 2011.

2.3.4.3 EVOLUTIONS JOURNALIERES DES TENEURS EN PM10

Les graphiques suivants montrent l'évolution journalière type (pas de temps horaire) des teneurs en PM10 sur les sites de mesure de cette zone, pour chaque mois de l'année 2011.

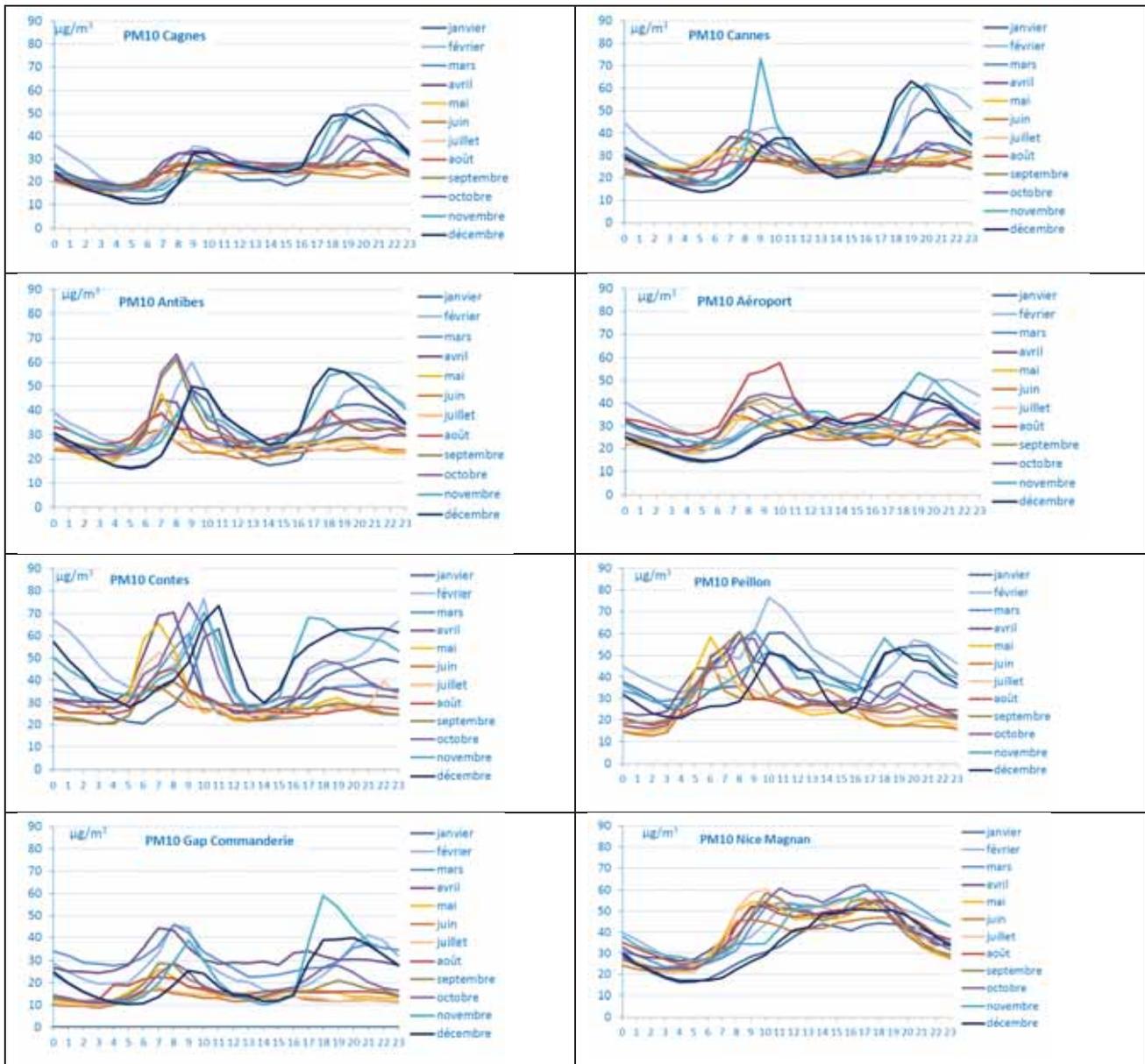


Figure 13 : Profils moyens journaliers en PM₁₀ pour chaque mois de l'année 2011

La Figure 13 met en avant les différentes évolutions des profils moyens journaliers des concentrations en PM₁₀ en fonction du point de mesure pour l'année 2011.

La plupart des sites montrent deux pics bien marqués, le matin et l'après-midi, liés à l'activité économique reliée au site de mesure : trajet « travail – domicile » pour les sites urbains, trafic lié à l'activité industrielle pour les sites de Contes et de Peillon. Cette tendance est moins marquée sur les sites de Cagnes-sur-Mer et Cannes, notamment en période estivale où les concentrations en PM₁₀ sont plus stables au cours de la journée. En effet, ces sites de mesure sont proches du littoral, et la population est plus dense durant la période estivale, mais surtout le trafic est moins lié au déplacement « travail-domicile » du fait de la particularité touristique de ces villes.

La saisonnalité reste marquée sur l'ensemble des dites de mesures avec des valeurs globalement plus élevées en période hivernale, avec plus d'émissions de particules fines et des conditions atmosphériques favorable à l'accumulation de ce polluant. Le site « trafic » de Nice Magnan est moins marqué par cette saisonnalité, ce site étant à proximité directe de l'avenue de la Promenade des anglais, avenue très fréquentés en période estivale.

Les valeurs de fond varient globalement entre 25 et 30 µg/m³ en période hivernal sur les sites urbains, et entre 20 et 25 µg/m³ en période estivale. Cette même valeur de fond varie entre 25 et 35 µg/m³ en période estivale, et entre 35 et 40 µg/m³ en période hivernal sur les deux sites industriels.

Les pointes moyennes de concentration en PM₁₀ sont nettement plus marquées sur les deux sites industriels, avec des valeurs proches de 70 µg/m³ pour le site de Contes et 60 µg/m³ pour le site de Peillon. Ces pics sont plus proches de 40 à 45 µg/m³ sur les sites urbains de la zone considérée.

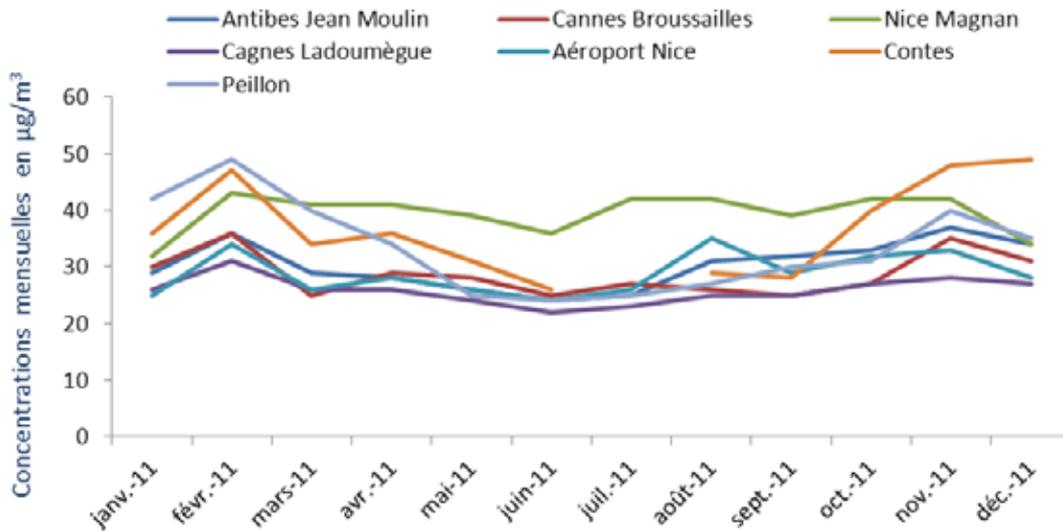


Figure 14 : Evolutions mensuelles des concentrations en PM₁₀ pour l'année 2011

La Figure 15 montre les niveaux moyens mensuels des concentrations en PM₁₀ sur mesurés sur la zone d'étude pour l'année 2011.

Les valeurs mensuelles varient également en fonction des sites de mesure mais aussi de la période considérée. Elles sont plus élevées sur les sites les plus exposés, en situation industrielle (Contes et Peillon), ou de typologie trafic (Nice Magnan). L'évolution mensuelle de ces teneurs en PM₁₀ montre une baisse en période estivale, principalement liée à la diminution des émissions du chauffage résidentiel, et des conditions atmosphériques plus favorables à la dispersion des polluants. Cette baisse est néanmoins pondérée sur les agglomérations touristiques de la Côte d'Azur, telles que la promenade des anglais à Nice, Cannes ou Cagnes sur Mer par exemple, avec un trafic routier plus dense et donc un accroissement des émissions de ce secteur. De plus, la pollution photochimique qui produit des particules fines secondaires, certes plus faible dans les Alpes Maritimes que dans les Bouches du Rhône par exemple, contribue aux émissions de particules fines durant la période estivale.

3 INVENTAIRES DES EMISSIONS DES PARTICULES FINES DANS LES VALLEES ALPINES ET SUR LE LITTORAL URBANISE

L'inventaire des émissions est un calcul théorique des flux de polluants émis dans l'atmosphère (masses de composés émis par unité de temps) pour divers types de sources (anthropiques et naturelles). Ce calcul est réalisé par un croisement entre des données dites primaires (statistiques, comptages, enquêtes...) et des facteurs d'émissions issus d'expériences métrologiques ou de modélisation.

Données d'activités x Facteurs d'émissions = Emissions calculées

Les émissions sont calculées à l'échelle de l'IRIS (découpage infra communal) en privilégiant une méthodologie dite « bottom up » pour laquelle sont utilisées les données primaires les plus précises possibles (à la différence d'une méthodologie « top-down » où les calculs sont effectués à une échelle plus large, régionale par exemple, les résultats étant désagrégés par la suite).

La dernière étape consiste en une redistribution spatiale des émissions sur une grille au maillage régulier (résolution kilométrique) : le cadastre des émissions. Cette allocation spatiale est réalisée à partir de clés de distributions basées sur l'occupation du sol. Ce format est indispensable pour une utilisation comme donnée d'entrée des outils de modélisation.

L'inventaire des émissions concerne 35 polluants (une centaine de composés est obtenue après spéciation : distinction entre les différentes espèces possibles d'un élément), et les sources considérées peuvent être classées selon trois types :

- Les sources fixes anthropiques concernent le secteur résidentiel / tertiaire (émissions dues au chauffage, utilisation de solvants, peintures, etc.) et l'industrie et l'énergie. Les données primaires sont variées (statistiques socio-économiques de l'INSEE¹, statistiques industrielles du SESSI², bilan énergétique régional de l'ORE³, etc.). Les principaux sites industriels fortement émetteurs sont considérés au cas par cas, ce sont les Grandes Sources Ponctuelles. Leur localisation est précise (cheminée ou autre type de rejet) et les émissions proviennent des déclarations annuelles des exploitants.
- Les sources mobiles concernent l'ensemble des sources dites « linéaires », c'est-à-dire le long des axes. Les transports considérés comprennent le transport routier mais aussi maritime, ferroviaire et aérien. Les transports ont été précisés suite à l'acquisition de données plus récentes sur NCA :

Les données de trafic routier ont bénéficié d'une amélioration conséquente par la transmission, par les services de NCA, de la base de données Trafic réalisée dans le cadre de la Cartographie du Bruit par MVA Consultancy. Ces données récentes ont conduit à un calcul des émissions du trafic routier pour l'année de référence 2006 sur le territoire de NCA.

- Les sources biotiques concernent les émissions de sources naturelles telles que la végétation et les sols. Leurs émissions sont estimées par croisement entre l'occupation du sol et des données météorologiques.

Les émissions issues du secteur Résidentiel sont surfaciques, seules les grandes installations de chauffage urbain et les chaufferies des hôpitaux ont été traitées comme des GSP.

¹ Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

² Service des Etudes et des Statistiques Industrielles

³ Observatoire Régional de l'Energie

L'estimation des flux d'émissions de polluants liés à ces postes d'émissions sont réalisés par un calcul permettant de définir les consommations énergétiques par commune (ou IRIS) et par type de combustibles, basé sur les données logement INSEE, les données consommations énergétiques par combustible (ORE) et un indice de rigueur climatique, pour aboutir à une consommation par commune et combustible.

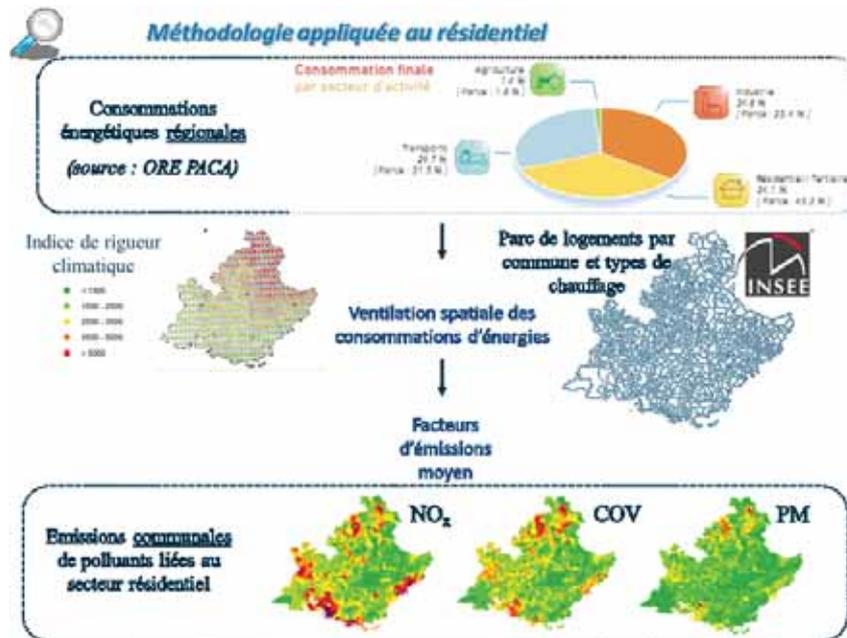


Figure 15 : Méthodologie des inventaires d'émission appliquée au secteur résidentiel / tertiaire

Bilan des émissions en PACA et dans départements des Alpes Maritimes et des Hautes Alpes

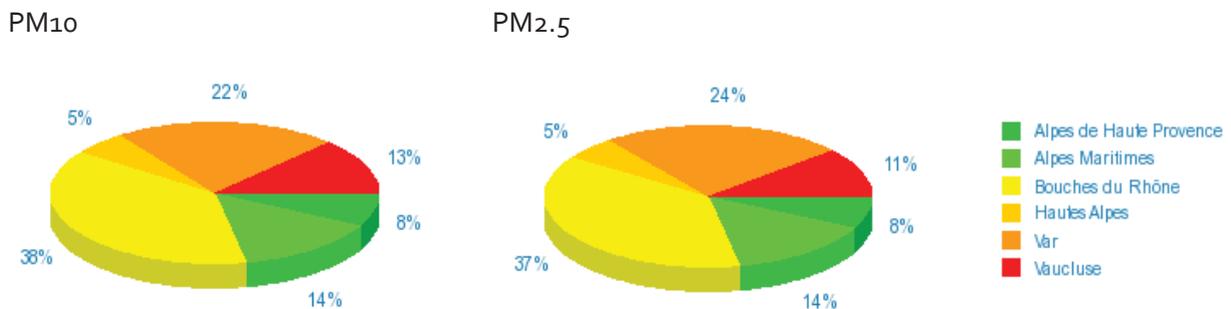


Figure 16 : Inventaire d'émissions des PM10 et PM2.5 en PACA (source My Emiss'air, inventaire des émissions PACA 2007 © Air PACA)

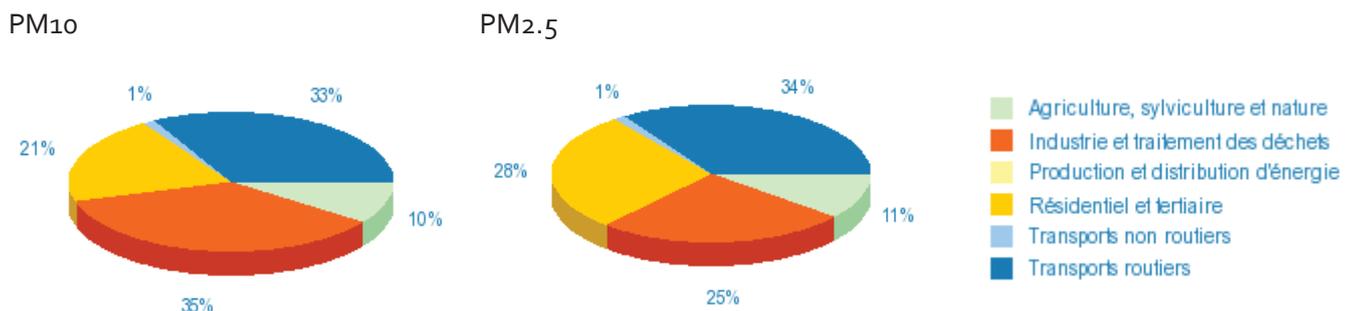


Figure 17 : Inventaire d'émissions des PM₁₀ et PM_{2.5} dans les Alpes Maritimes (source My Emiss'air, inventaire des émissions PACA 2007 © Air PACA)

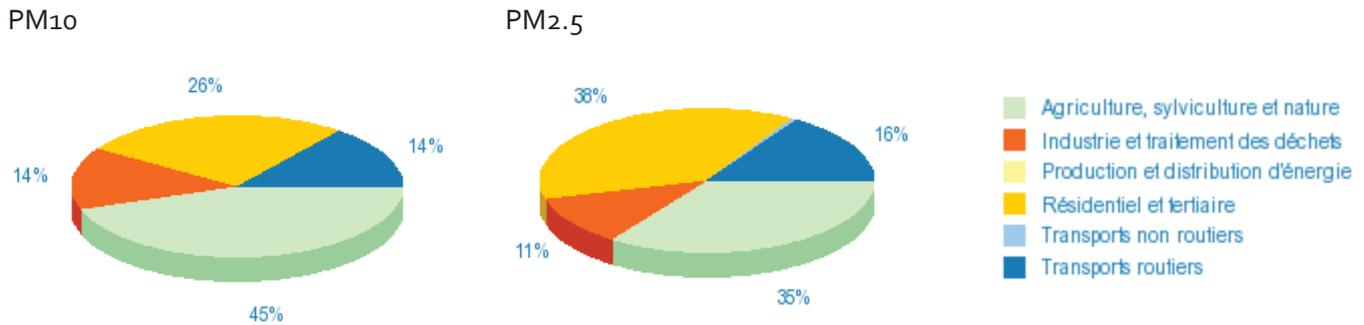


Figure 18 : Inventaire d'émissions des PM₁₀ et PM_{2.5} dans les Alpes de Haute Provence (source My Emiss'air, inventaire des émissions PACA 2007 © Air PACA)

Les figures précédentes montrent la part des émissions de PM₁₀ et PM_{2.5} des départements des Alpes Maritimes et des Alpes de Haute Provence, par rapport aux émissions totales en PACA. Elles montrent également les répartitions par activité des émissions de PM₁₀ et PM_{2.5} pour ces deux départements.

En PACA, 14 % des émissions de PM₁₀ et de PM_{2.5} sont produites dans les Alpes Maritimes, et 8% des émissions de PM₁₀ et de PM_{2.5} dans les Alpes de Hautes Provinces (Figure 16). Ces valeurs sont plus faibles que celles des départements des Bouches du Rhône et du Var notamment, et mettent en évidence que les émissions de particules fines sont une problématique moins importante dans ces deux départements au regard des émissions en PACA.

Les Figure 17 et Figure 18 montrent que les principaux postes d'émission de particules diffèrent pour ces deux départements. Les postes « transport routier », « industrie » et « résidentiel tertiaire » sont majoritaires dans les émissions de PM₁₀ et PM_{2.5} dans les Alpes Maritimes et représentent presque 90% des émissions pour les deux polluants particuliers. Le poste « agriculture, sylviculture et nature » est le poste d'émissions majoritaire pour les PM₁₀ et PM_{2.5} dans les Alpes de Haute Provence, département significativement plus rural que les Alpes Maritimes. Le poste d'émission « résidentiel tertiaire » est aussi un poste d'émission important, surtout pour les PM_{2.5}, il intègre le chauffage domestique qui est vecteur d'émission de particules (chauffage bois, ...).

4 SPECIATION ET SOURCES D'ÉMISSIONS DES PARTICULES FINES DANS LES VALLÉES ALPINES ET SUR LE LITTORAL URBANISÉ

Plusieurs études ont été réalisées par Air PACA dans le but de déterminer les origines et les principales sources d'émissions des PM₁₀ sur le littoral urbanisé et les vallées alpines de la région PACA :

- Spéciation des particules en suspension dans les vallées des Paillons
- Projet FORMES : Fraction organique des aérosols – Méthodologie d'estimation des sources
- Projet APICE Marseille Cinq Avenues
- Spéciation de PM₁₀, projet CARA
- Campagne mesure et spéciation PM₁₀ Gap février 2010
- Campagne mesure et spéciation PM₁₀ à Gap et Cannes (mai 2011 – avril 2012)

4.1 SPECIATION DES PARTICULES FINES EN SUSPENSION DANS LES VALLÉES DES PAILLONS

La vallée des Paillons est située dans le proche arrière-pays niçois. Elle est constituée, en amont, de deux vallées (Contes et Peillon), chacune équipée d'une station de surveillance de la qualité de l'air de typologie industrielle.

Ces vallées sont caractérisées par une forte propension à l'accumulation de polluants particuliers atmosphériques (régime de brises de vallée, inversions thermiques, présence de carrières, cimenterie, trafic routier, brûlages des déchets verts...). Depuis 2005, de nombreux dépassements des valeurs limites européennes pour les PM₁₀ sont enregistrés sur les deux sites de mesures industriels de Contes et Peillon.

Air PACA a mené des travaux complémentaires en vue d'améliorer la connaissance sur les particules dans ces vallées, afin d'apporter des éléments d'aide à la décision en vue d'établir un plan de réduction des rejets.

Cette étude sur les particules fines dans ces deux vallées alpines permet également à Air PACA d'apporter des réponses à une problématique proposée dans le projet AERA, à savoir mieux connaître les émissions de particules dans les vallées alpines, et mieux discerner les différents postes d'émissions.

Réalisée en partenariat entre Air PACA, le Laboratoire de Glaciologie et Géophysique de l'Environnement de Grenoble (LGGE) et le Laboratoire de Chimie Provence de Marseille (LCP), cette étude a pour but d'évaluer les contributions des différents émetteurs lors des dépassements des seuils en particules. Afin de comprendre les processus et d'identifier l'origine des particules, la caractérisation chimique des particules est réalisée sur des sites de typologie différente : sous l'influence des cimenteries dans les deux vallées, c'est-à-dire en site industriel, proche d'un axe routier, soit un site trafic, et un site en milieu rural.

L'étude s'est déroulée sur une année, avec des conditions météorologiques et des émissions différentes en période hivernale et estivale.

La grande complexité de la phase particulaire, la multitude des sources et la topographie justifient un protocole d'étude important, avec 6 sites échantillonnés par laboratoire mobile et 451 filtres prélevés. Une grande partie des moyens mobiles d'Air PACA a été mobilisée pendant près d'un an pour cette étude.

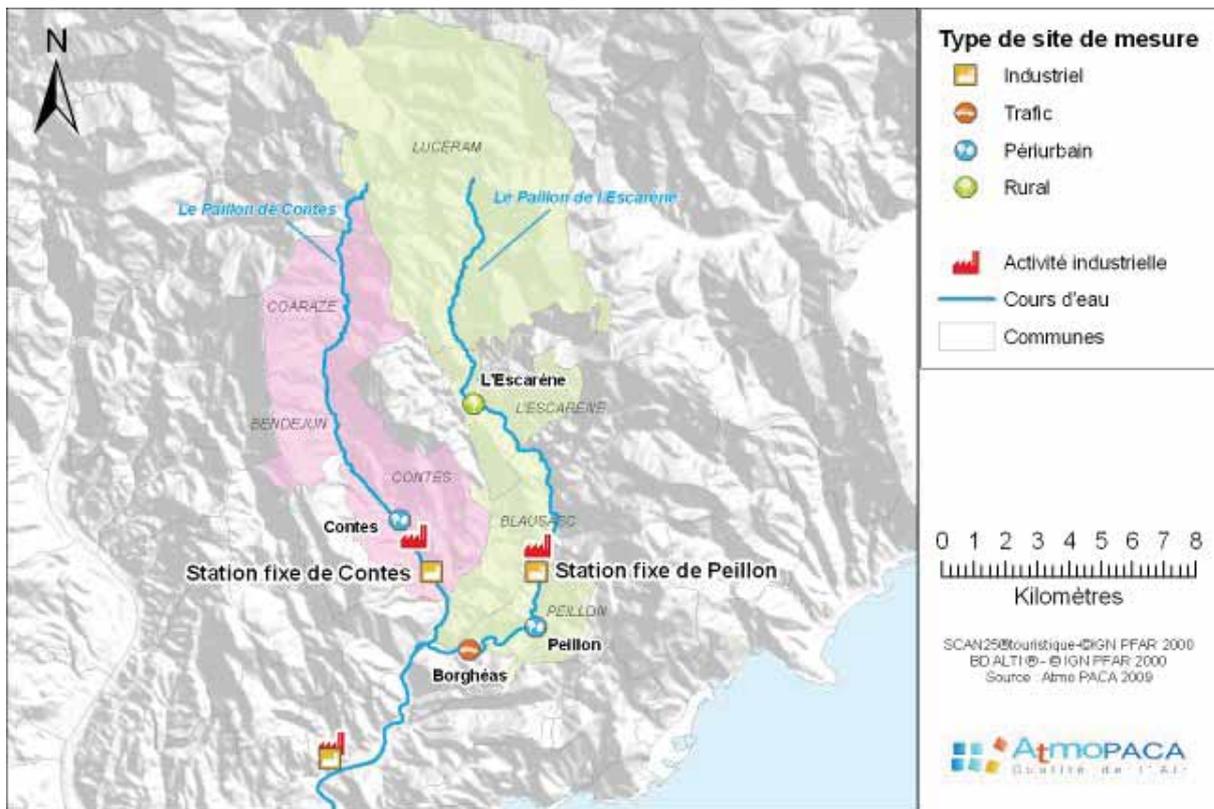


Figure 19 : Carte du périmètre de l'étude et des sites de mesure

4.1.1 CONCENTRATIONS DES POLLUANTS RÉGLEMENTÉS DANS LES VALLÉES DES PAILLONS DURANT LA CAMPAGNE DE MESURES

Le dioxyde d'azote :

Les niveaux en dioxyde d'azote sur les six sites de mesures respectent la valeur limite réglementaire annuelle ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Les profils horaires hebdomadaires à Peillon et à Contes montrent que les poids lourds sont à l'origine de l'augmentation du pic de concentration en dioxyde d'azote pendant les jours ouvrés, par rapport au week-end.

Une décroissance rapide des concentrations moyennes annuelles en dioxyde d'azote est constatée à proximité des deux stations de Peillon et Contes, avec respectivement $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur la RD15 et $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur le site de Contes, $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur la RD21 et $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur le site de Peillon.

Les particules dans la vallée de Contes

En 2009, les concentrations en PM_{10} sur la station de Contes respectent la valeur limite annuelle de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle. Néanmoins, avec 53 dépassements de la valeur limite journalière de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la tolérance réglementaire de 35 dépassements n'est pas respectée. En 2010 les niveaux en particules dans la vallée diminuent nettement et les niveaux réglementaires sont respectés.

A Contes, le trafic des véhicules légers et l'augmentation du pic de concentration en PM_{10} pendant les jours ouvrés sont bien corrélés. En milieu de journée la baisse des teneurs est induite par une meilleure dispersion liée à l'augmentation de la vitesse du vent (brise de vallée). Plus les températures sont élevées en journée et plus la durée de la période dispersive est importante de 12h à 14h en hiver et de 9h à 17h en été.

Les relevés réalisés dans le quartier du Pilon, au nord du site de la cimenterie, indiquent des teneurs voisines de celles de la station de Contes. La pollution s'étend au nord de la vallée de Contes.

Les particules dans la vallée de Peillon

En 2009, les concentrations en PM₁₀ sur la station de Peillon respectent la valeur limite annuelle de 40 µg/m³ avec 32 µg/m³ en moyenne annuelle. De même, avec 24 dépassements de la valeur limite journalière de 50 µg/m³, la tolérance réglementaire de 35 dépassements est respectée. En 2010, les niveaux en particules augmentent dans la vallée mais les seuils réglementaires sont respectés. Comme à Contes, les concentrations en particules dépendent des conditions météorologiques locales des vallées. Les profils horaires sont aussi marqués quotidiennement en milieu de journée par une baisse de concentration induite par l'augmentation de la vitesse du vent.

L'étude des profils horaires en PM₁₀ et PM_{2,5} montre qu'en été, les pics de PM₁₀ sont essentiellement dus aux particules les plus grosses (supérieures à 2.5 µm), tandis qu'en hiver, ils sont majoritairement composés de particules plus fines (inférieures à 2.5 µm). L'étude des profils moyens journaliers par jour de la semaine à Peillon a également montré que l'ensemble du trafic contribue à des concentrations plus élevées durant les jours ouvrés.

Sur le site trafic de Borghéas et sur celui de la salle polyvalente de Peillon, le risque de dépassement est possible, mais atténué par rapport à la station fixe de Peillon situé plus en amont.

Les concentrations moyennes et les évolutions dans la vallée sont bien corrélées sur les trois sites. Cependant les dépassements journaliers ne sont pas bien corrélés entre l'amont et l'aval de la vallée. Les deux sites en aval (Borghéas et la salle polyvalente) mesurent également moins de dépassements.

Les particules à l'Escarène

Les concentrations en PM₁₀ à l'Escarène, mesurées uniquement sur la période estivale (33 µg/m³), sont légèrement inférieures aux niveaux de Contes et Peillon (5 µg/m³). Les concentrations estivales significatives sur ce site rural, indiquent une ou plusieurs sources de particules, autres que les combustions locales (minérale, biogénique, secondaire).

Les mesures de particules et les analyses chimiques indiquent des concentrations hivernales moindres qu'à Contes et Peillon. Il est, par conséquent, fort probable que la réglementation annuelle soit respectée (moins de 35 dépassements journaliers sur l'année).

Le Benzo(a)Pyrène - B(a)P :

Les concentrations en B(a)P à Contes et à Peillon sont plus élevées que celles mesurées sur les grandes agglomérations de PACA l'hiver et l'été. Un risque de dépassement de la valeur cible annuelle (1 ng/m³) existe dans les deux vallées.

Le site en proximité trafic de Borghéas mesure des niveaux équivalents à ceux de Peillon, tandis que les niveaux sur le site rural (Escarène) sont inférieurs aux concentrations mesurées dans les deux vallées.

Les métaux lourds réglementés (Arsenic, Cadmium, Nickel, Plomb) :

Les concentrations en métaux lourds sont faibles l'été. L'hiver, deux prélèvements en nickel atteignent la valeur cible annuelle et les niveaux en arsenic sont légèrement plus élevés que ceux habituellement observés dans les agglomérations en PACA.

Les concentrations en métaux lourds (As, Ni, Cd, Pb) sur les deux sites devraient respecter les valeurs cibles annuelle européennes.

Le nombre de prélèvements en B(a)P et métaux lourds n'est pas suffisamment représentatif de l'année pour réaliser une comparaison avec les valeurs cibles européennes. Ces mesures donnent cependant des indications sur les concentrations et les orientations en matière de surveillance pérenne

4.1.2 CARACTERISATION CHIMIQUE DES PARTICULES

L'analyse des particules en suspension dans l'air ambiant est complexe. La grande diversité des sources d'émissions, dont chacune a une composition chimique distincte, l'état physique, la granulométrie des particules ainsi que les évolutions de conversion de gaz en particules sont autant d'éléments qui rendent leur caractérisation complexe.

Les nombreuses analyses chimiques réalisées par les laboratoires LGGE et LCP-IRA ont permis d'améliorer les connaissances sur la pollution particulaire dans les vallées des Paillons et de mieux comprendre les processus qui en sont à l'origine.

Description des analyses exercées :

Fraction organique et carbone élémentaire (EC/OC) :

La fraction organique est définie par l'ensemble des composés constitués de carbone. Elle est aussi appelée « fraction carbonée ».

Le carbone élémentaire (EC, Elemental Carbon) est un composé purement primaire, apparenté à du graphite pur. Il est uniquement émis lors des processus de combustion (combustion de fuel fossile et combustion de biomasse).

Le carbone organique (OC, Organic Carbon) peut être défini comme la masse de carbone contenue dans la fraction de l'aérosol regroupant tous les composés organiques fonctionnalisés, c'est-à-dire la matière organique (OM). Les composés organiques sont très nombreux et il est à l'heure actuelle impossible de mesurer directement la masse totale de matière organique et de doser chacun de ces constituants. La masse de matière organique totale est déduite de la mesure du Carbone Organique par l'application d'un facteur de 1,4 selon l'équation : $OM = 1,4 \times OC$.

La fraction soluble du carbone organique (WSOC, Water Soluble Organic Carbon) est issue de l'ensemble des composés de la phase soluble de la matière carbonée organique. Les contributions de WSOC varient entre un cinquième et deux tiers de OC. Un grand nombre des molécules composant WSOC sont suspectées d'être d'origine secondaire⁴. A proximité des sources de combustion, la fraction soluble de OC représente généralement 10 % alors que pour un aérosol « âgé », elle peut représenter plus de 70 %.

Le lévoglucosan est une molécule issue de la dégradation de la cellulose lors de processus de combustion de biomasse. Il n'existe pas d'autre source connue et il est relativement stable, ce qui en fait un bon traceur de la combustion de biomasse. De plus, le rapport entre la masse de matière organique totale et de lévoglucosan dans les émissions dues à la combustion de biomasse est constant. Cela permet, en connaissant la quantité de matière organique totale, d'en déduire la part de matière organique issue de la combustion de biomasse.

Les hopanes et stéranes sont des traceurs des émissions véhiculaires. Ces composés ne sont pas présents dans les carburants, ils sont rejetés dans l'atmosphère lors des rejets imbrûlés des huiles lubrifiantes.

⁴ La formation des particules secondaires est le résultat de la conversion de gaz atmosphériques en particules, ou de la modification en présence de ces gaz des particules « primaires », qui elles sont émises directement à la source.

Fraction inorganique (ionique)

La fraction inorganique est constituée par l'ensemble des éléments qui ne sont pas constitués de carbone. Elle est composée essentiellement de sulfates, de nitrates et d'ammonium, tous trois résultant de la condensation des acides sulfurique et nitrique, d'une part, et de l'ammoniac d'autre part. Elle se constitue également d'autres espèces, généralement présentes en concentrations plus faibles, comme les métaux lourds, certains sels ou espèces crustales.

Les anions : le nitrate (NO_3^-) sous forme de nitrate d'ammonium NH_4NO_3 formé à partir d'ammoniac NH_3 et d'acide nitrique HNO_3 , le sulfate (SO_4^{2-}) sous forme de sulfate d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ formé à partir du dioxyde de soufre SO_2 ainsi que le chlorure (Cl^-) et l'oxalate ($\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$).

Les cations : l'ammonium (NH_4^+), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), le magnésium (Mg^{2+}) et le calcium (Ca^{2+}).

Ces ions, majoritairement présents dans les particules atmosphériques, sont également de bons indicateurs du type de sources de pollution. Ainsi, un aérosol riche en sulfates peut être lié aux émissions industrielles générées par l'utilisation de dérivés du pétrole non raffiné. Un aérosol riche en nitrate est favorisé par les émissions des véhicules à moteurs. L'aérosol marin est quant à lui essentiellement constitué de sodium (Na), de chlore (Cl) et de potassium (K).

Fraction minérale

Les **métaux lourds** présentent un caractère toxique pour la santé et l'environnement (ils s'accumulent dans les tissus et les milieux) : plomb (Pb), mercure (Hg), arsenic (As), cadmium (Cd), nickel (Ni), zinc (Zn), manganèse (Mn), Fer (Fe), Chrome (Cr), vanadium (Vn) etc.

Les métaux analysés sont la plupart du temps ceux cités par la circulaire du 30 juin 2003 pour les espaces souterrains et ceux ciblés par la directive européenne.

4.1.2.1 COMPOSITION HIVER DES PARTICULES DANS LES VALLEES DES PAILLONS :

Les concentrations de la phase carbonée des particules (OC et EC) sont atypiques dans les deux vallées en comparaison de celles collectées dans la littérature. Elles représentent entre 50 % et 90 % des particules, caractérisant la présence de particules issues de combustion locale.

Le lévoglucosan, composé organique, affiche des concentrations élevées avec une variation importante d'une journée à l'autre sur les deux stations fixes. Ce composé, spécifique de la combustion de cellulose, permet de tracer les combustions de biomasse.

La fraction ionique est mesurée dans des concentrations faibles sur les deux stations fixes. Une diminution des niveaux de sulfates a été observée à Contes entre les périodes de fonctionnement et de non fonctionnement de la cimenterie.

La part crustale est estimée à partir des travaux menés par le LGGE. Elle constitue, sur les filtres analysés, une part importante des particules (de 12 % à 43 % selon les prélèvements).

4.1.2.2 COMPOSITION ETE DES PARTICULES DANS LES VALLEES DES PAILLONS :

La composante carbonée estivale est beaucoup plus faible qu'en hiver, avec 20 % à Peillon et 22 % à Contes. Les sources locales d'émissions dues à la combustion sont toujours présentes l'été, mais elles représentent une proportion des particules bien moins importante.

Les concentrations en lévoglucosan sont très faibles, à l'exception de quelques journées en mai. La combustion de biomasse est identifiée ponctuellement mais dans des proportions beaucoup plus faibles qu'hiver. Le chauffage au bois n'est plus une source d'émission à cette saison. De plus, depuis juin 2009, l'arrêté interdisant les brûlages du 1er juillet au 30 septembre a été appliqué.

La fraction ionique est plus élevée l'été. A l'exception du calcium (Ca^{2+}), les composés ioniques sont mesurés dans les mêmes concentrations sur les différents sites : rural, trafic, Peillon et Contes.

La phase crustale est prédominante l'été sur la composition des particules à Peillon et Contes. Elle peut constituer près de 40 % de la phase particulaire.

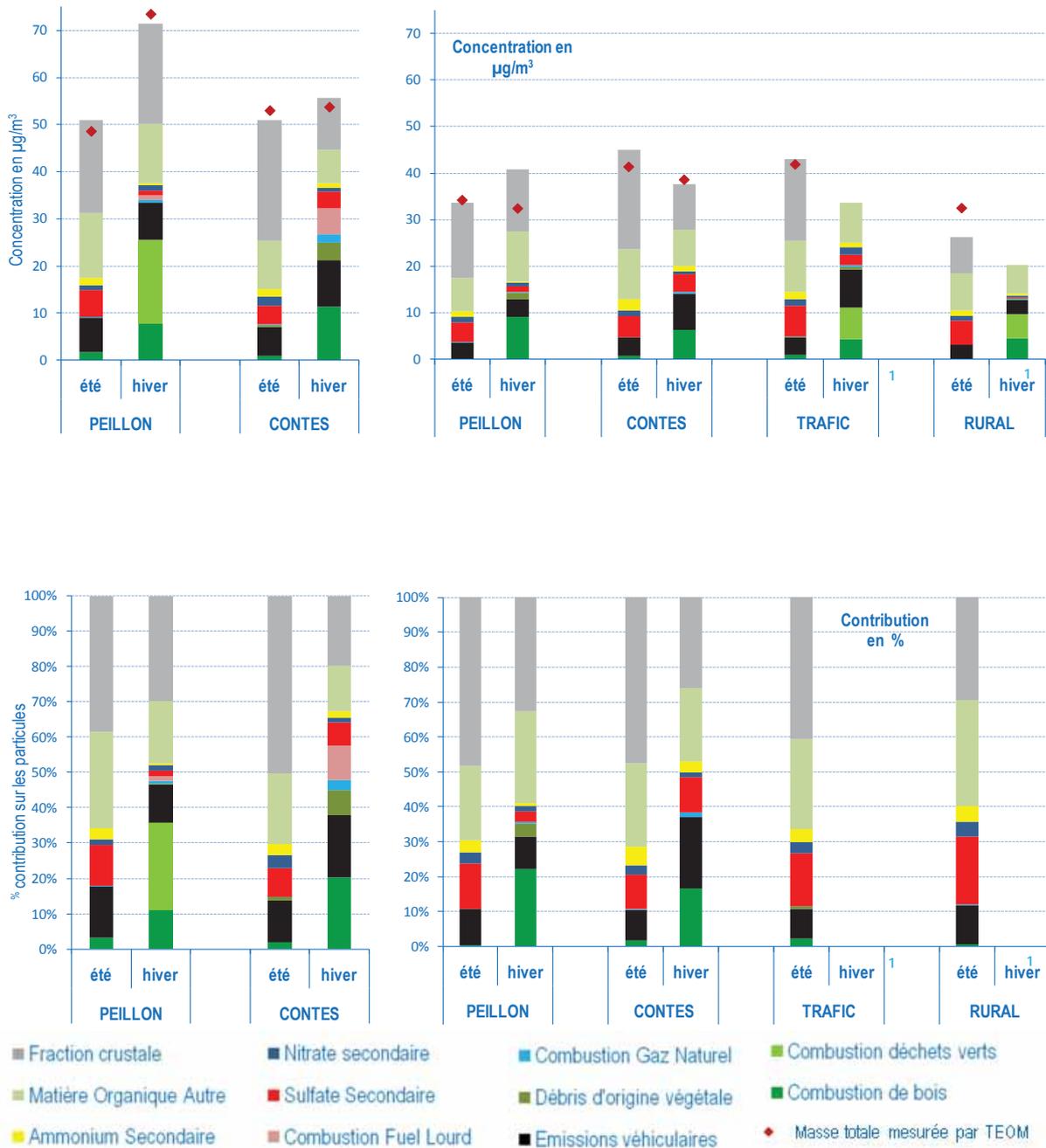


Figure 20 : Composition des PM10 dans les vallées des Paillons

4.1.3 CONTRIBUTION MOYENNE DES SOURCES EN PARTICULES DANS LES VALLEES DES PAILLONS

Les contributions des sources primaires en PM10 ont été calculées à l'aide de deux approches : l'une permettant d'accéder à la fraction crustale (LGGE) et l'autre, approche Chemical Mass Balance (CMB), destinée à quantifier les autres principales sources primaires (LCP-IRA).

L'approche CMB est basée sur une déconvolution des empreintes chimiques établies pour une série de marqueurs de sources organiques et métalliques. Les sources primaires dont les empreintes chimiques sont bien identifiées et pouvant être déconvoluées avec un excellent niveau de confiance ($\pm 20\%$ sur la concentration calculée) sont :

- o combustion de biomasse (chauffage résidentiel et combustion de déchets verts) ;

- émissions véhiculaires ;
- débris d'origine végétale ;
- combustion de gaz naturel.

Une des limites dans le cadre de cette étude est la connaissance des empreintes chimiques des sources ponctuelles. Les sources industrielles, étroitement liées à l'activité même de l'industrie, sont par conséquent, très variables. Ne disposant pas d'empreintes chimiques fiables pour les industries présentes dans les vallées, la contribution spécifique de ces sources n'a pas pu être nettement mise en évidence. Seule la combustion de fuel lourd, au cours de la campagne de prélèvement hivernale, a pu clairement être identifiée et quantifiée sur les sites de Contes et Peillon.

Les contributions des sources crustales sont élevées sur les deux vallées, elles atteignent près de 30 % l'hiver et 50 % l'été, alors que les contributions crustales habituellement mesurées en Europe sont en moyenne comprises entre 4 % et 28 % de la masse des particules (Putaud et al 2010). Les niveaux mesurés mettent en évidence l'impact des sources crustales locales : les activités de la carrière, la remise en suspension de particules crustales par le trafic, ainsi que l'érosion des sols par le vent.

Les contributions des sources véhiculaires sont élevées pour des vallées desservant de 4 500 habitants (Peillon) à 9 000 habitants (Contes). La contribution à Peillon est assez constante avec 11 à 12 % de la masse des particules. Sur Contes, la contribution en hiver est beaucoup plus importante, avec 19 % contre 11 % en été. Ces contributions sont supérieures à celles mesurées l'hiver sur Rouen (10 %), Grenoble (10 %) et Lyon (11 %).

La combustion de bois représente une contribution significative en hiver : 18 % à 20 % sur les deux vallées. Elle est également présente sur les sites ruraux et trafic. Ce pourcentage est comparable à celui d'une zone urbaine en hiver (elle atteint 35 % à Lyon).

Les combustions de déchets verts sont bien identifiées les 16 et 18/11 à Borghéas, le 17/11 et le 9/12 à Peillon, les 20-21/12 à l'Escarène. De plus, les 20 et 21/12 à Contes (en journée et dans la nuit), 7% de la masse de particules sont associées à une contribution d'origine végétale. Cette valeur inhabituelle est probablement à mettre en relation avec des combustions de déchets verts. Ces combustions n'ont pas été identifiées durant l'été. Le 9 décembre 2008, les combustions de déchets verts, observées avec le tir LiDAR (laser utilisé en étude de l'atmosphère et permettant d'évaluer la quantité et la qualité des aérosols) au-dessus de la Grave de Peille, ont contribué à hauteur de 45 %, à une concentration de $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 24h. Cette journée, les conditions atmosphériques étaient très défavorables à la dispersion des polluants.

La combustion de fuel lourd a pu être identifiée à deux reprises le 18/11 à Peillon (8%) et les 20 et 21/12 (en journée) à Contes (18.5%). Cette source peut donc être significative quand elle impacte l'atmosphère dans ses plus basses couches.

Les concentrations en ions secondaires ne représentent que 15 à 20 % des contributions l'été sur les sites des deux vallées. A titre de comparaison, les sulfates et les nitrates représentent à eux seuls 30 % des PM₁₀ dans les environnements ruraux du Sud de l'Europe (Putaud et al, 2010). Cette faible proportion témoigne très probablement du relatif isolement de la vallée vis-à-vis des apports extérieurs.

Les contributions des autres matières organiques représentent en moyenne entre 18 % (Contes) et 22 % (Peillon) de la masse des particules. Cela constitue la part non identifiée de la matière organique. Des proportions similaires ont été obtenues sur Marseille, dans le cadre du projet FORMES. Ces pourcentages comprennent les sources pour lesquelles les profils ne sont pas encore connus dans la littérature, telles que la fraction biogénique secondaire et les sources de combustion du four des cimenteries en fonction du combustible (coke, grignon, ...).

A ces sources d'émissions s'ajoutent l'influence des conditions météorologiques particulièrement défavorables dans les vallées. Le régime de brises thermiques associé aux inversions thermiques importantes en toutes saisons favorise l'accumulation des polluants. Ce phénomène est d'autant plus présent l'hiver, période où les émissions de combustion sont plus également nombreuses.

4.2 FRACTION ORGANIQUE DES AEROSOLS – METHODOLOGIE D'ESTIMATION DES SOURCES (FORMES)

Les objectifs principaux proposés par le programme FORMES sont de développer une étude de démonstration pour une méthodologie de détermination quantitative de l'influence des différentes sources sur la fraction organique de l'aérosol urbain (primaires et secondaires). Il est proposé de mener une telle étude dans des environnements urbains et conditions météorologiques et photochimiques très différenciés : Marseille l'été, et Grenoble l'hiver. Les objectifs spécifiques du programme FORMES, sont ainsi de :

- Déterminer quantitativement l'évolution des contributions relatives des principales sources primaires de l'aérosol organique par une approche de type CMB,
- Evaluer la contribution des processus secondaires par confrontation de plusieurs approches (chimiques et physiques) permettant de prendre en compte les principales caractéristiques des particules atmosphériques,
- Au terme du programme, de proposer une méthodologie simplifiée d'étude des sources de matière organique à la fois primaires et secondaires, opérationnelle pour une large gamme de sites.

Le programme prévoit des méthodologies de déconvolution des sources des aérosols, testées sur les jeux de données obtenues lors de deux campagnes de terrain présentant des caractéristiques bien différenciées. Deux campagnes de 15 jours effectifs se sont tenues à Marseille et à Grenoble. La campagne de terrain à Marseille s'est déroulée en été 2008, du 30 Juin 8h00 au 14 Juillet 8h00 sur le site Air PACA de «5 avenues». Localisé au cœur de Marseille (1er arrondissement) dans un jardin public, ce site est soumis à une large gamme de sources de pollution primaire et constitue un site de fond urbain de référence pour Air PACA depuis 1995. L'ensemble des mesures et des prélèvements effectués ont pour but de caractériser finement la composition chimique de l'aérosol (ions majeurs, EC/OC, WSOC, HULIS, ~100 molécules organiques/marqueurs moléculaires, métaux, ¹⁴C, ¹³C, HAP...).

Durant cette campagne de mesure, la météorologie est restée plutôt clémente, et aucun épisode de pollution photochimique de grande ampleur n'a été enregistré. Les concentrations des PM sont restées relativement faibles (moyenne PM₁₀ = 27,2 µg/m³), mais plusieurs types de situations ont été rencontrés.

Trois méthodologies de déconvolution des sources des aérosols différentes ont ainsi été déployées.

Il est question dans la première méthodologie d'une détermination quantitative des sources en site récepteur par méthodologie CMB (« Chemical Mass Balance »). Cette méthode repose sur une approche statistique résolvant de manière itérative des équations de bilan de matière. L'approche consiste à décrire la concentration des constituants d'un échantillon ambiant donné comme une combinaison linéaire des compositions chimiques relatives des sources. La validité statistique de cette résolution repose entre autres sur les hypothèses que :

- les profils à l'émissions des sources sont connus et constants dans le temps,
- les espèces chimiques utilisées sont inertes chimiquement,
- toutes les sources significatives sont incluses.

La deuxième méthodologie consiste en l'évaluation spécifique des aérosols, c'est-à-dire une reconnaissance de groupes de composés caractéristiques d'une source d'émission. Un spectromètre de masse pour Aérosols (AMS Aerodyne c-TOF) a été déployé pendant les deux campagnes FORMES. C'est un instrument qui permet l'analyse chimique et granulométrique des aérosols en temps réel sur site. Une analyse fine des constituants des PM peut être obtenue au travers d'une analyse statistique des spectres de masses de type PMF (Positive Matrix Factorization) : les spectres de masse AMS créent une matrice pouvant s'écrire comme une combinaison linéaire d'un certain nombre de spectres de masse référents (ou factor en anglais). L'objectif est ensuite de relier ces spectres à des sources spécifiques des PM.

La troisième méthodologie employée utilise les mesures par aethalomètre. Cet appareil procède à une mesure de l'atténuation de l'énergie lumineuse provoquée par les particules collectées sur un filtre. En se basant sur les propriétés d'absorption des aérosols, l'aethalomètre est classiquement utilisé pour estimer les concentrations de BC (Black Carbon). Mais il est proposé que l'emploi d'un aethalomètre multi longueurs d'onde puisse notamment permettre la détection de particules issues de feux de biomasse, ainsi que l'estimation de différentes sources de matière carbonée. Cette méthode basée sur les propriétés optiques s'applique essentiellement aux aérosols de combustion, en permettant de différencier les sources émettant des aérosols organiques absorbant la lumière dans le proche UV et les sources n'en émettant pas.

4.2.1 RESULTATS OBTENUS A MARSEILLE

Une première analyse a conduit à considérer la composition chimique des PM_{2,5}.

La matière carbonée (EC+OM) représente environ 60 % de la masse des espèces mesurées dans les PM_{2,5} à Marseille (Figure 21). Les espèces ioniques majeures (sulfate, nitrate, ammonium) constituent la seconde composante importante en masse. Les fractions crustales et les métaux ne représentent finalement qu'une faible part de la masse analysée. La fraction soluble de la matière carbonée est relativement importante et environ 30 % de cette fraction soluble est constituée par les HULIS. Il est à retenir que ces HULIS représentent 3 à 5 fois plus de masse que les espèces organiques identifiées dans cette fraction organique. Parmi ces dernières, on note la prépondérance des acides organiques et des phtalates à Marseille.

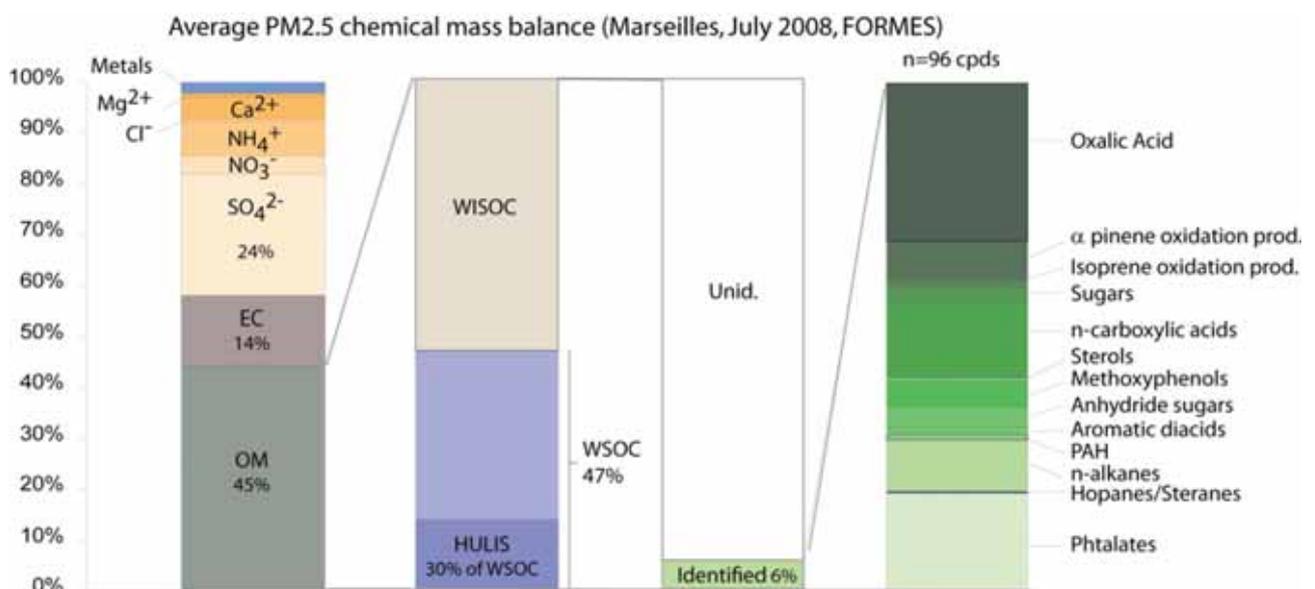


Figure 21 : Bilan de masse moyen des PM_{2,5} sur l'ensemble de la campagne de Marseille

Sur le site de Marseille, les émissions véhiculaires constituent la source majoritaire contribuant à 17 % de l'OC et des PM_{2,5}. Les sources industrielles contribuent à 2,5 % de l'OC et à 7,1 % des PM_{2,5} en moyenne sur la période. La combustion de bois ne constitue qu'une source minoritaire, contribuant à 0.4 % des PM_{2,5}. Toutefois, la principale information révélée par la déconvolution de sources par CMB est que les sources primaires considérées ne permettent en moyenne d'expliquer que 22 % de l'OC mesuré, 78 % du carbone restant non expliqués. Même si d'autres sources primaires non considérés dans les modélisations CMB peuvent expliquer une fraction de ce carbone non attribué, il est très probable que la très grande majorité de ce carbone soit d'origine secondaire, c'est-à-dire résultant de transfert gaz-particules suite à des processus de photo oxydation en phase gazeuse. Cette hypothèse est totalement validée par les mesures du ¹⁴C, qui montrent que 66 % du carbone organique est de type biogénique secondaire, et seulement 12 % serait de type anthropique secondaire. Ainsi, même dans un milieu très anthropisé comme Marseille, la source biogénique secondaire apparaît, en été, comme une source prépondérante.

Les données obtenues par le couplage AMS + aéthalomètre permettent de détailler la composition chimique de l'aérosol submicronique sur un pas de temps de quelques minutes. La variation temporelle des composants majeurs de l'aérosol, à savoir la fraction organique, les ions nitrate, sulfate et ammonium ainsi que la fraction réfractaire BCPM₁ (la fraction BC PM_{2,5} est mesurée par aéthalomètre et la fraction PM₁ recalculée grâce aux comparaisons avec les mesures par impacteur). On note une très bonne correspondance des valeurs moyennes sur l'ensemble de la campagne obtenues par AMS + aéthalomètre et par analyses off line des filtres haut volume.

L'approche PMF aboutit dans le cas de Marseille à une description des spectres de masse en quatre facteurs distincts, dont un hautement corrélé aux HAP observés durant certains épisodes particuliers. L'apparition de fortes teneurs en HAP n'est pas corrélée aux émissions du trafic mais à des épisodes issus de la zone industrielle de l'étang de Berre. C'est la présence de ces pics qui a conduit à une analyse en quatre facteurs (HOA, LV-OOA, SV-OOA et un 4^{ème} facteur de nature chimique indéterminée); la composition chimique de ces pics est montrée dans les spectres de masse. La fraction HOA est primaire et issue du trafic routier, elle est parfaitement corrélée à la teneur en NO_x. Le second facteur est SV-OOA (ou OOA-2), qui correspond à une fraction organique semi-volatile. La fraction LV-OOA (Low Volatility) plus oxydée et moins volatile, est fortement secondaire de nature. La fraction secondaire (LV-OOA + SV-OOA) représente donc à Marseille 80 % de la masse organique totale (OM) de la fraction PM₁.

4.3 APICE

Le projet APICE (Common Mediterranean strategy and local practical Actions for the mitigation of Port, Industries and Cities Emissions) propose de considérer l'impact des sources de pollution comme un facteur déterminant dans la gestion des zones côtières au sein des villes portuaires. Cinq zones portuaires sont représentées dans le projet : Venise et Gênes en Italie, Barcelone en Espagne, Thessaloniki en Grèce et Marseille en France. Pour chacun de ces territoires, un des objectifs spécifiques est de mettre en évidence les contributions des différentes sources de pollution sur la qualité de l'air, comprendre les singularités et les analogies des différentes zones et définir des futures scénarios pour évaluer des futures politiques environnementales, économiques et d'urbanisation. Pour cela, les partenaires du projet de chaque territoire réalisent des mesures sur le terrain et développent des outils/plateformes de modélisation de la pollution de l'air. Les résultats de mesures seront utilisés pour valider et améliorer les simulations des modèles afin de les déployer/étendre/appliquer sur des territoires plus larges, et réaliser des scénarios prospectifs pour répondre aux objectifs du projet.

4.3.1 MESURES DE LA QUALITE DE L'AIR

Une campagne d'inter-comparaison sur une durée de 6 semaines a été organisée à Marseille du 25 janvier au 2 mars 2011 sur le site de fond urbain de « 5 Avenues ». L'objectif de cette campagne est de pouvoir inter-comparer les mesures et les méthodologies d'estimation de contribution des sources qui seront ensuite mise en place et utilisées dans chaque territoire du projet.

Deux approches ont été utilisées pour estimer les contributions des différentes sources d'émission sur les concentrations mesurées : l'approche CMB (Chemical Mass Balance) et l'approche PMF (Positive Matrix Factorization). Comme appliquée pour le projet « FORMES », la méthodologie CMB est basée sur la conservation de la masse d'espèces individuelles et du carbone entre les sources et les sites récepteurs. Elle suppose la connaissance préalable des empreintes chimiques des émissions pour toutes les sources significatives. Comme cette approche ne distingue que les sources primaires, la fraction secondaire des aérosols ne peut être associée à des sources directement. Dans le cadre de la méthode PMF, la contribution des différents facteurs (sources et/ou processus) est quantifiée sans connaissance préalable des sources par déconvolution de l'ensemble des séries temporelles des différentes espèces mesurées. La difficulté de cette approche réside dans la détermination du nombre de facteurs ou sources qui contribuent à la concentration de PM observée au niveau du site récepteur et l'identification de ces différents facteurs.

Bien que plusieurs sources ou types de sources aient été identifiés et quantifiés par les différents partenaires, les résultats obtenus ont été regroupés en 5 groupes de sources communs afin de pouvoir comparer l'ensemble des résultats. Cette classification a été déterminée en collaboration avec les équipes de modélisation afin de permettre également une comparaison avec les résultats de simulations.

Les 5 groupes retenus sont :

- Les émissions directes et indirectes du trafic routier
- Les émissions du secteur résidentiel
- Les émissions naturelles primaires
- Les émissions industrielles et les émissions du transport maritime
- Les sources secondaires regroupant la masse d'aérosols formés dans l'atmosphère à partir de précurseurs gazeux).

4.3.1.1 RESULTATS PAR CONTRIBUTION

Le Tableau 2 présente les résultats obtenus par chaque partenaire en utilisant leurs propres observations ainsi que leurs propres méthodes. L'approche PMF a été choisie par 4 des 5 partenaires (IDAEA-CSIC (Barcelone), Univ. Genoa (Gênes), UOWM (Thessalonique) et ARPA Veneto (Venise)). Seule l'Université d'Aix-Marseille a retenu l'approche par CMB. Chacune de ces approches permet la quantification des différents groupes de sources. Seul le secteur d'émission associé au secteur résidentiel n'a pas été identifié et quantifié par l'Univ. Genoa (Gênes). Dans ce cas précis, les sources du secteur résidentiel ont été intégrées au secteur routier. Ces résultats sont également présentés dans la Figure 22 en termes de contributions aux concentrations moyennes en $PM_{2.5}$.

Tableau 2 : Concentrations absolues des $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) issues des différents groupes de sources

$\mu g/m^3$	Barcelona	Genova	Marseille	Thessaloniki	Vénice
Routier	4.7	11.7	5.0	5.1	3.5
Résidentiel	9.1	nd	6.8	5.6	7.0
Industrie et maritime	5.6	1.3	0.4	11.2	5.0
Naturel primaire	3.5	0.9	1.5	4.6	3.1
Secondaire	9.9	12.0	13.0	6.3	13.8

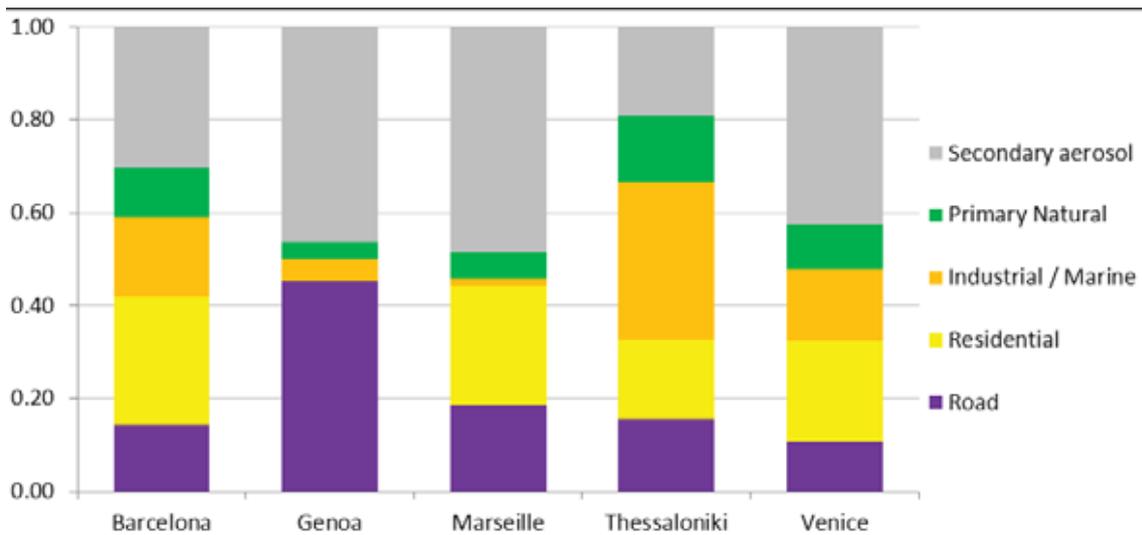


Figure 22 : Contributions des différents groupes de sources sur les concentrations en $PM_{2.5}$ obtenues par chaque partenaire

Le secteur associé aux émissions du trafic routier représente une contribution allant de 11 à 45 % de la masse des $PM_{2.5}$. Cette plage de valeurs se trouve fortement biaisée par la contribution obtenue par l'Univ. Genoa (Gênes) qui ne distingue pas les sources du secteur résidentiel.

Le secteur résidentiel se compose principalement des émissions associées au bois de chauffage. Les contributions des autres sources telles que la combustion de gaz naturel ou les activités de cuisine ont été trouvées négligeables quand elles ont été quantifiées. Sur l'ensemble de la campagne, une bonne concordance entre les partenaires est obtenue pour ce secteur. Toutefois, une imbrication entre les secteurs du trafic routier et du résidentiel ne peut être exclue dans l'approche PMF n'utilisant aucun marqueur spécifique de la combustion de biomasse tel que le lévoglucosan. A noter que l'utilisation de différentes fractions de l'OC dérivées à partir de ses propriétés thermiques produit des résultats prometteurs pour différencier les émissions du trafic et de la combustion de bois.

La contribution du secteur des émissions naturelles primaires, principalement les sels marins et les poussières, est relativement homogène entre les partenaires. A l'inverse, les résultats des secteurs associés à l'industrie et aux aérosols secondaires sont différents entre les partenaires et doivent être discutés ensemble.

La contribution des sources secondaires varie suivant les partenaires de 1 à 34% de la masse totale de $PM_{2.5}$. Bien que la valeur obtenue par la méthode CMB semble faible, les résultats des autres partenaires apparaissent surestimer ce secteur en comparaison des études préalables réalisées sur Marseille et ses environs. Ainsi, comme l'approche PMF se base sur la variabilité de la base de données étudiée, la dynamique atmosphérique (advections de masse d'air, variations de la hauteur de la couche limite) peut interférer significativement dans l'identification et la quantification des différents facteurs. Dans la configuration de Marseille, la ville se trouve sous les vents d'une zone industrielle de grande ampleur durant les périodes de vent de Nord-Ouest, appelé Mistral. Ce vent est canalisé en amont dans la vallée du Rhône qui se trouve être également une zone très urbanisée et industrialisée, apportant sur Marseille dans des conditions de vent modéré de grandes quantités d'aérosols secondaires. De telles conditions ayant été observées durant la campagne, une partie significative des aérosols secondaires issue d'un transport moyen à longue distance a pu être incluse dans le facteur industriel de l'approche PMF.

Considérant les conditions de l'exercice d'inter-comparaison (différentes bases de données, différentes méthodologies), le nombre réduit d'observations et les difficultés intrinsèques à la quantification des contributions des sources, les résultats obtenus pour chaque partenaire montrent une concordance satisfaisante.

4.4 MODELISATION DE LA QUALITE DE L'AIR

4.4.1.1 UTILISATION DU MODELE DE CHIMIE-TRANSPORT CHIMERE

Pour identifier les secteurs d'activité les plus pénalisants pour la qualité de l'air, Air PACA a développé une méthode de calcul dite de « zéro émission » qui permet, par l'utilisation d'un modèle déterministe de chimie atmosphérique, de calculer la contribution de chaque secteur sur les concentrations de polluants observées. Cette méthode de calcul est basée sur l'hypothèse que la concentration en tout point d'un domaine d'étude peut se décomposer en une somme exhaustive des contributions de chaque source de polluants. Sur le domaine d'étude, le groupement de sources de polluants suivants a été retenu :

$$\text{Concentration totale} = \alpha.[\text{contribution exterieur}] + \beta.[\text{naturel}] + \gamma.[\text{agriculture}] + \delta.[\text{industrie et energie}] + \varepsilon.[\text{maritime}] + \zeta.[\text{transport non routier}] + \eta.[\text{résidentiel et tertiaire}] + \vartheta.[\text{routier}]$$

Le calcul de chacun des facteurs définis est réalisé en supprimant tour à tour les secteurs d'émission dans la modélisation de la concentration atmosphérique puis en résolvant, en tout point du domaine d'étude, le système matriciel obtenu, soit : $A \cdot X = B$, où X est homogène à une concentration, avec :

$$A = \begin{bmatrix} 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 0 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0 \end{bmatrix} \quad X = \begin{bmatrix} \alpha \\ \beta \\ \gamma \\ \delta \\ \varepsilon \\ \zeta \\ \eta \\ \theta \end{bmatrix} \quad B = \begin{bmatrix} C^{\circ} (0 \text{ exterieur}) \\ C^{\circ} (0 \text{ naturel}) \\ C^{\circ} (0 \text{ agriculture}) \\ C^{\circ} (0 \text{ industrie - energie}) \\ C^{\circ} (0 \text{ maritime}) \\ C^{\circ} (0 \text{ non routier}) \\ C^{\circ} (0 \text{ résidentiel - tertiaire}) \\ C^{\circ} (0 \text{ routier}) \end{bmatrix}$$

La contribution de chacun des secteurs d'émission sur les concentrations totales est ensuite obtenue par la relation : $\text{contribution du secteur } N = \text{concentration du secteur } n / \sum(Xn)$.

Enfin, une simulation supplémentaire, dite de référence, est réalisée en intégrant l'ensemble des secteurs d'émission. Cette simulation permet de calculer l'erreur de calcul associée à la méthode utilisée, par la relation : $Er = [C^{\circ}ref. - \sum(Xn)] / C^{\circ}ref.$

Dans le cadre du projet APICE, cette méthode de calcul de contribution des sources sur les concentrations de polluants est appliquée spécifiquement aux particules en suspension. Les résultats sont exploités à l'échelle de la maille de calcul. Afin de valider son application, les résultats de simulation seront comparés aux résultats d'analyse des filtres de prélèvement de particules en suspension réalisées sur Marseille. Les périodes de simulation choisies sont une période hivernale (février 2011) intégrée dans la campagne d'inter-comparaison réalisée dans le cadre du projet APICE et une période estivale intégrant la campagne de mesure réalisée dans le cadre du projet FORMES (juillet 2008). La méthode de calcul de contribution des sources est appliquée à ces deux périodes à l'aide du modèle déterministe de chimie atmosphérique CHIMERE avec une résolution spatiale de 3 km.

Pour les deux périodes d'étude, la comparaison des concentrations journalières en PM₁₀ observées avec les concentrations modélisées montre une bonne correspondance (Figure 23 : Corrélation des moyennes journalières en PM₁₀ entre la mesure et le modèle du site « 5 Avenues » de Marseille - périodes : juillet 2008 (gauche), février 2011 (droite)).

Les coefficients de corrélation sont compris entre $R = 0.7$ et $R = 0.75$. Même si le modèle apparaît sous-estimer les concentrations journalières en PM₁₀, ces résultats permettent une investigation plus fine des concentrations en particules modélisées par la mise en place de la méthode d'estimation de contribution des sources.

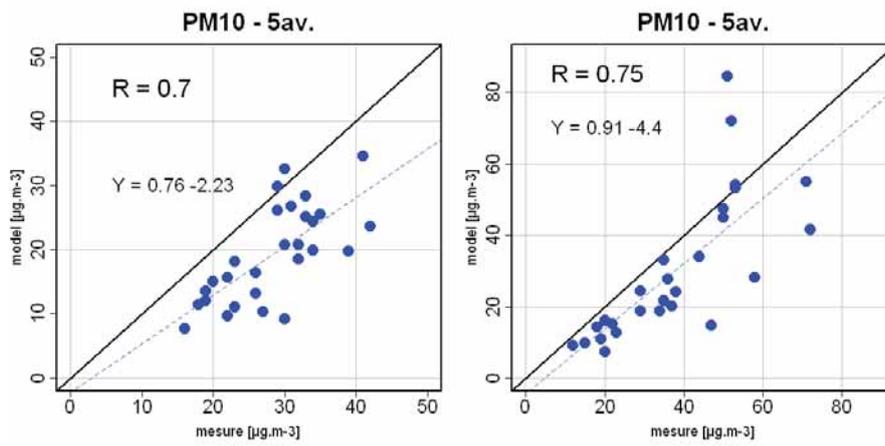


Figure 23 : Corrélation des moyennes journalières en PM_{10} entre la mesure et le modèle du site « 5 Avenues » de Marseille - périodes : juillet 2008 (gauche), février 2011 (droite).

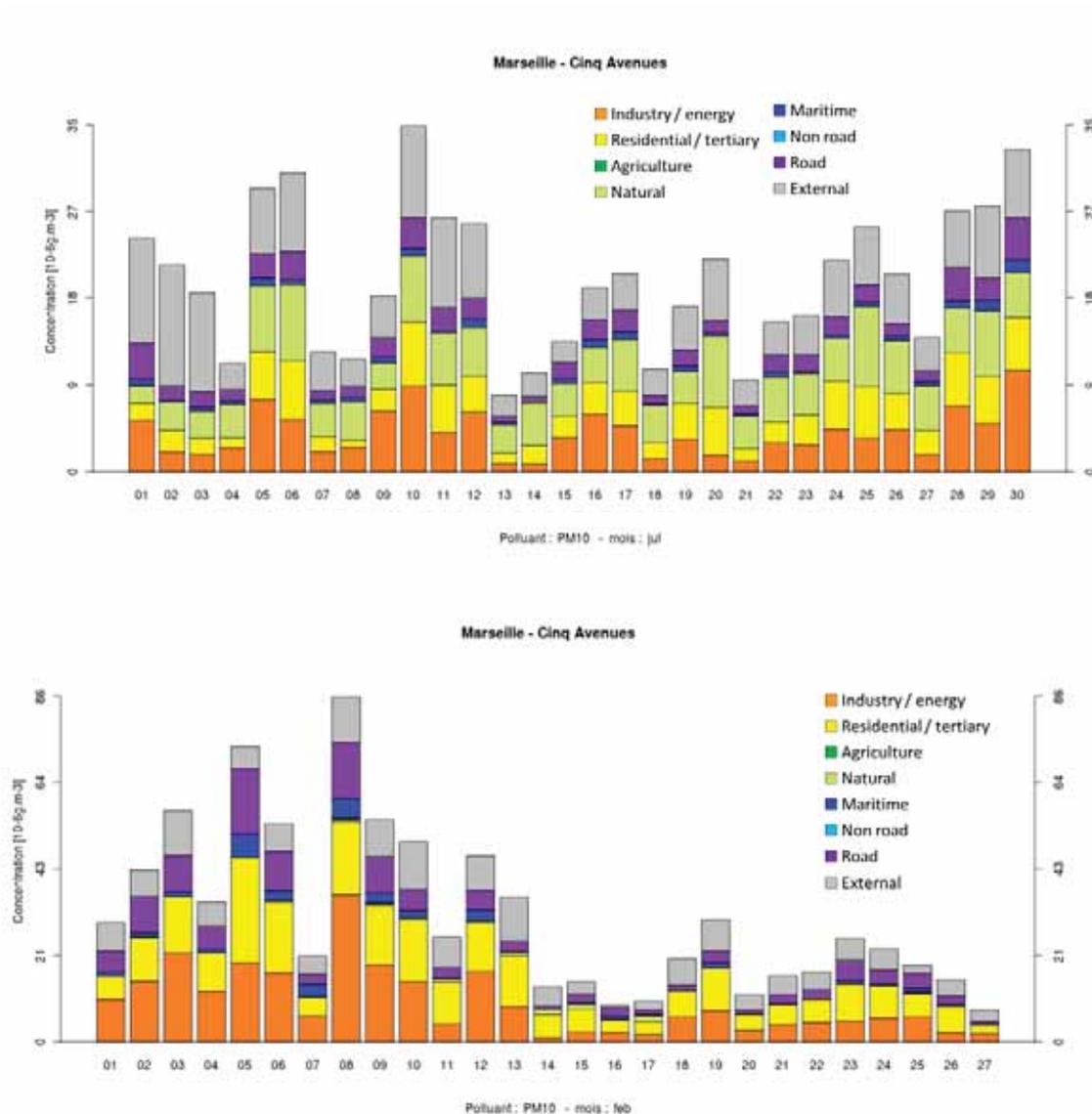


Figure 24 : Contributions des différents secteurs d'émission sur la concentration moyenne journalière en PM_{10} - périodes : juillet 2008 (haut), février 2011 (bas)

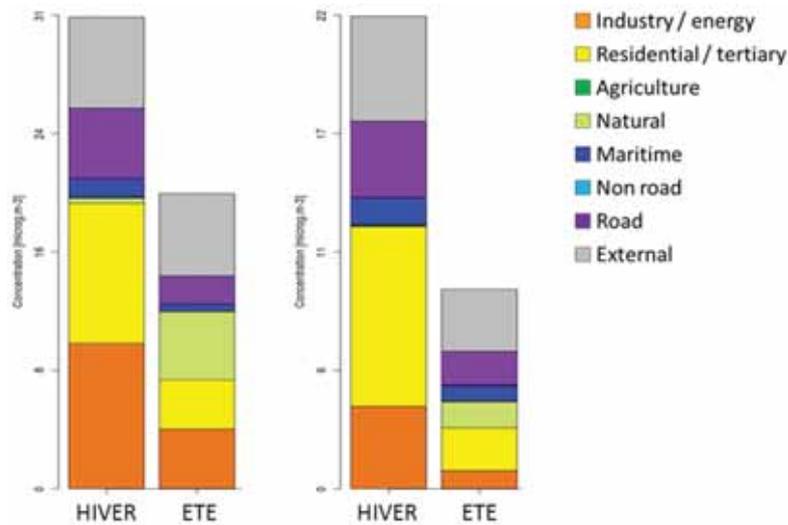


Figure 25 : Concentrations en PM_{10} (gauche) et $PM_{2,5}$ (droite) des différents secteurs d'émission en moyenne sur les périodes d'étude de février 2011 et de juillet 2008.

La Figure 24 présente la contribution journalière de chaque secteur d'émission de polluants sur la concentration en PM_{10} à l'échelle de la maille du site de fond urbain de « 5 Avenues » dans l'agglomération marseillaise au cours des mois de février 2011 et de juillet 2008. Au cours de la période hivernale, les émissions des secteurs résidentiel-tertiaire et de l'industrie-énergie présentent une contribution majeure sur les concentrations en PM_{10} . Durant cette période, les émissions du secteur résidentiel-tertiaire sont dominées par la combustion du bois de chauffage. Pour cette même période, le secteur routier présente une contribution significative, mais non prépondérante sur les concentrations en PM_{10} , avec une contribution équivalente au transport de particules en provenance de l'extérieur de la région PACA. Au cours de la période estivale, les contributions des secteurs de l'industrie-énergie et du résidentiel-tertiaire diminuent et deviennent secondaires sur plusieurs jours. En revanche, le secteur des émissions naturelles, non significatif au cours de la période hivernale, devient l'un des secteurs d'émission prépondérant pour la concentration en PM_{10} . Le transport longue distance, représenté par la contribution extérieure présente également une contribution importante au cours de cette période.

Enfin, la Figure 25 synthétise les contributions en moyennes mensuelles sur les deux périodes d'étude des différents secteurs d'émission pour les concentrations en PM_{10} et en $PM_{2,5}$ (le détail journalier n'est pas présenté dans ce rapport).

Concernant les PM_{10} , les trois secteurs présentant les contributions hivernales les plus importantes sont le secteur de l'industrie-énergie, du résidentiel-tertiaire et le transport longue-distance avec respectivement des contributions de 31%, 30% et 19%. Durant la période de juillet 2008, les trois secteurs aux contributions les plus importantes deviennent le transport longue-distance, les émissions naturelles et l'industrie-énergie avec respectivement 28%, 23% et 20%.

Concernant les $PM_{2,5}$, les secteurs du résidentiel-tertiaire, du transport longue-distance et de l'industrie-énergie représentent respectivement 38%, 22% et 17%. Toutefois, en hiver, la part du secteur résidentiel-tertiaire est plus importante comparé à celle des PM_{10} . La contribution du secteur de l'industrie-énergie est, quant à elle, très proche de celle du routier (16%). Enfin, les contributions au cours du mois de juillet 2008 sont plus homogènes avec une concentration totale deux fois moins importante que pour la période hivernale. Ainsi, le transport longue-distance est le principal contributeur suivi du secteur résidentiel-tertiaire et du transport routier avec 31%, 22% et 17% respectivement.

Pour conclure, les émissions du secteur résidentiel-tertiaire contribuent majoritairement aux concentrations en particules, PM_{10} et $PM_{2,5}$, au cours des périodes hivernales. Le secteur de l'industrie-énergie est également un contributeur important pour les concentrations en PM_{10} , quelle que soit la saison étudiée. Le secteur naturel présente une contribution importante sur les concentrations en PM_{10} mais uniquement au cours de la période estivale, période où les concentrations sont plus faibles. Enfin, le transport longue-distance apparaît avoir une contribution significative sur les concentrations en PM_{10} et $PM_{2,5}$ pour les deux périodes d'étude. A l'inverse des résultats de mesure, tous ces résultats sont relatifs aux particules à la fois primaires et secondaires sans distinction.

4.4.1.2 UTILISATION DU MODELE DE CHIMIE-TRANSPORT CAMX

Le modèle CAMx intègre dans son système un module permettant une estimation directe de la contribution de chaque source sur les concentrations en particules, le module PSAT (Particulate Source Apportionment Technology). Ce module présente l'avantage de ne pas multiplier le nombre de simulations par le nombre de secteurs étudiés, comme dans le cas de l'application de la méthode de « zéro-émission » et permet également d'avoir une conservation de la masse entre les différents secteurs à l'inverse de la méthode de « zéro-émission » qui demande à estimer une erreur.

Afin de comparer ces deux modèles et la méthode associée d'estimation des contributions des sources, CAMx est mis en place sur le domaine d'étude de Marseille pour la période hivernale correspondant à la campagne d'inter-comparaison (février 2011). Les données d'entrée utilisées sont identiques aux données d'entrée de CHIMERE (météorologie, émissions, conditions limites, ...). Le groupement de sources de polluants reste inchangé.

Au cours du mois de février 2011, les concentrations journalières en PM₁₀ et PM_{2.5} apparaissent très similaires entre les deux modèles (Figure 26). De plus, la correspondance des deux modèles avec les données d'observation reste satisfaisante. A noter toutefois quelques erreurs synchrones vraisemblablement dues à des erreurs du modèle météorologique et des variations isolées d'un modèle pouvant être associées à une paramétrisation différente.

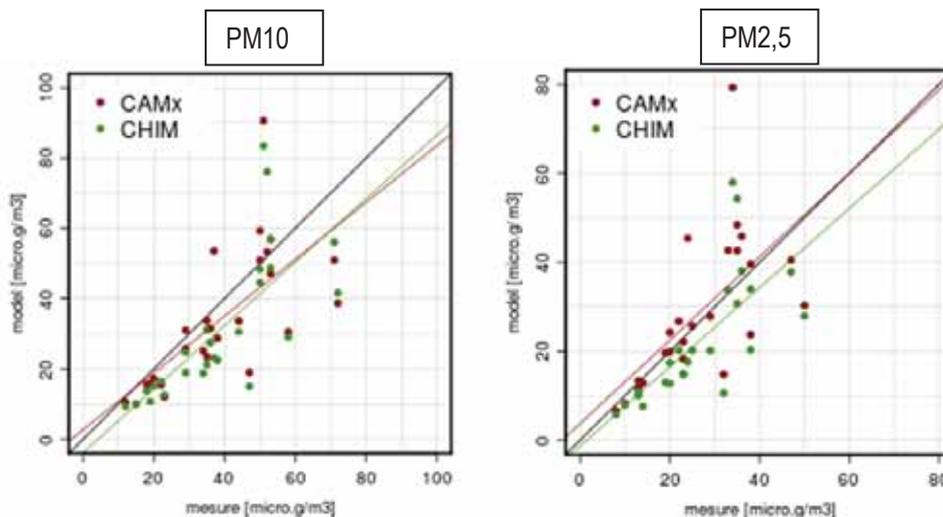


Figure 26 : Comparaison mesures-modèles des concentrations moyennes journalières en PM₁₀ et PM_{2.5} au niveau de la station de « 5 Avenues »

4.4.1.3 COMPARAISON DES RESULTATS CHIMERE-CAMX

Les résultats obtenus pour les PM₁₀ et PM_{2.5} suivant les deux modèles et leur méthode respective d'estimation de contribution des sources sont très proches pour la période hivernale de février 2011 (Figure 27).

Pour les PM₁₀, le principal contributeur est le secteur de l'industrie et de l'énergie pour les deux modèles avec des contributions très proches, 31% et 29% pour CHIMERE et CAMx respectivement. Une légère différence est trouvée pour le secteur résidentiel avec une contribution plus importante dans le modèle CHIMERE (30%) que dans CAMx (23%). A l'inverse, le secteur du transport routier présente une contribution plus importante dans le modèle CAMx avec 19% contre 15% dans CHIMERE.

Concernant les PM_{2.5}, le secteur résidentiel affiche une contribution nettement plus importante dans la simulation réalisée avec le modèle CHIMERE (38% pour CHIMERE - 28% pour CAMx), ce secteur présente dans les deux cas la contribution la plus importante à la concentration mensuelle. Dans les deux

simulations, le second secteur est celui de l'industrie et de l'énergie suivi par le secteur du transport routier. Enfin, le transport longue distance, associé aux contributions externes, représente plus de 20% de la concentration en particules.

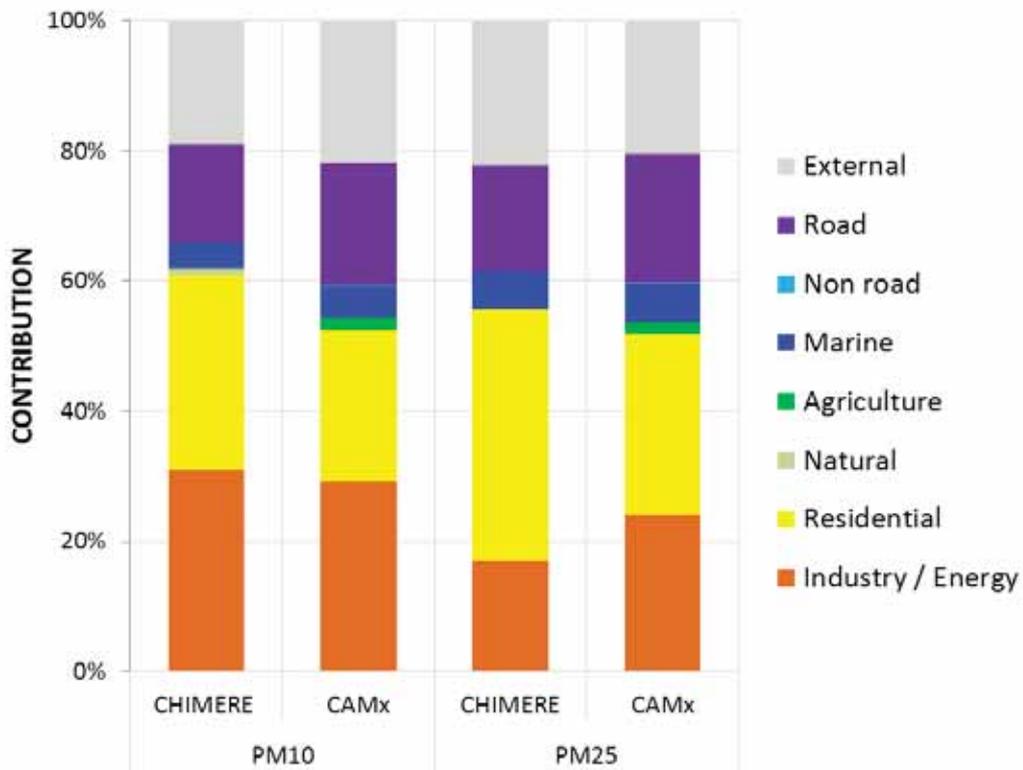


Figure 27 : Contributions des différents secteurs d'émission sur la concentration en PM_{10} et $PM_{2.5}$ sur la période de février 2011 sur le site de « 5 Avenues » suivant le modèle CHIMERE-et CAMx-PSAT.

4.4.1.4 COMPARAISON DES RESULTATS D'OBSERVATION ET DE SIMULATION

Afin de comparer les résultats des modèles présentés à ceux obtenus dans le cadre de la campagne d'inter-comparaison, les méthodes respectives d'estimation de contributions des sources des deux modèles sont appliquées uniquement à la partie primaire des aérosols, directement émis sous forme particulaire dans l'atmosphère. Les secteurs d'émission sont également groupés afin d'assurer la correspondance entre les observations et les simulations. Dans le cadre des simulations réalisées avec le modèle CHIMERE, la distinction primaire-secondaire a été réalisée uniquement pour la fraction relative aux PM_{10} .

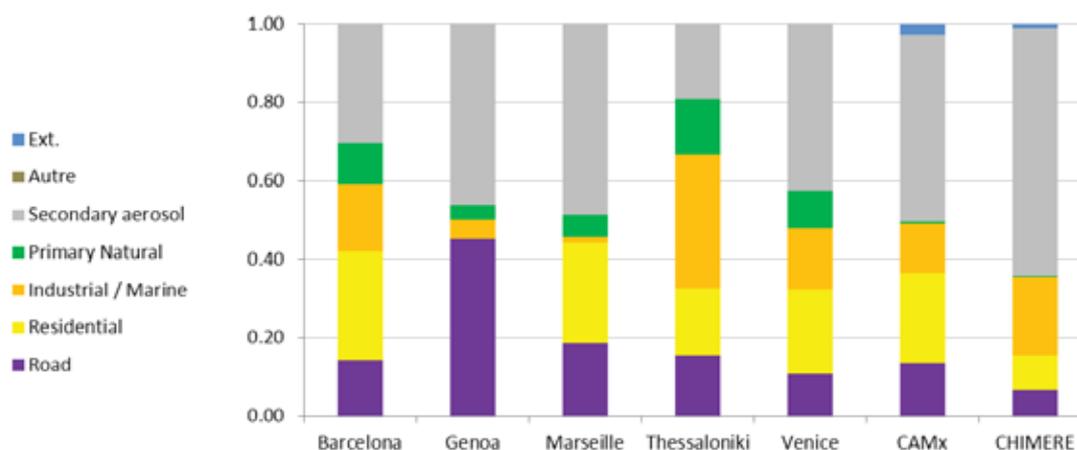


Figure 28 : Contributions des différents groupes de sources sur les concentrations en $PM_{2.5}$ obtenues par chaque partenaire lors de la campagne d'inter-comparaison et par les modèles de chimie-transport CAMx et CHIMERE

En tenant compte des discussions développées dans les différentes parties, les résultats obtenus par les mesures et les modélisations sont comparables (Figure 28). Avec des contributions moyennes de l'ordre de 20%, le secteur résidentiel est l'un des principaux contributeurs à la concentration $PM_{2.5}$ pour la partie primaire. Le secteur routier présente quant à lui une contribution de l'ordre de 10-15%, tandis que la contribution du secteur de l'industrie-énergie-maritime présente une variabilité plus importante suivant les méthodologies mais une contribution moyenne de 10-15% également. Enfin, la fraction secondaire des particules apparaît être prépondérante durant cette période puisqu'elle représente environ la moitié de la concentration en $PM_{2.5}$.

4.5 SPECIATION DE FILTRES, PROJET CARA

Le dispositif CARA a été mis en place, au sein du LCSQA, suite à l'observation des épisodes de pollution par les PM_{10} du printemps 2007 qui avaient mis en évidence le besoin de compréhension et d'information sur l'origine de ces pics. Il a pour objectif de fournir des informations sur la composition chimique des particules sur l'ensemble du territoire français, afin de mieux comprendre leur origine en situation de fond et lors des pics de concentration.

Basé sur une approche couplée entre la caractérisation chimique des particules (analyse des anions : Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , et cations : Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , des fractions de carbone organique OC et élémentaire EC) et la modélisation, ce dispositif mis en œuvre en collaboration avec des AASQA volontaires, dont Air PACA, consiste à effectuer des prélèvements de particules sur quelques sites en France afin d'en réaliser une spéciation chimique sur une sélection de ces échantillons (épisodes de forte pollution ou situations de fond d'intérêt), et de confronter les résultats à la modélisation.

En PACA, huit sites de mesure ont été sélectionnés, sur Nice, Cannes, Toulon, Marseille, Aix en Provence et Avignon en 2011 et 2012.

Les résultats bruts des mesures réalisées sont présentés dans le tableau ci-après :

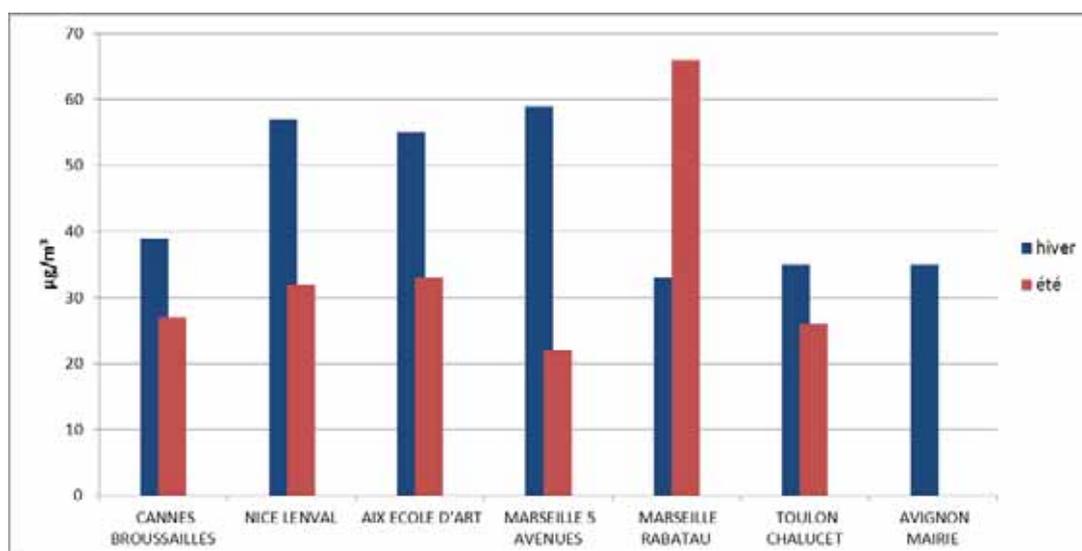


Figure 29 : Quantification des PM₁₀ récoltées lors de la campagne de mesures réalisée en PACA en 2011 et 2012

La Figure 29 nous indique une diminution de 25 à 60 % des concentrations en PM₁₀ selon les sites en période estivale. De façon générale, les conditions météorologiques sont plus dispersives en été. Le site de Rabatau fait exception avec une concentration qui double en été par rapport à celle obtenue l'hiver. D'une part, il s'agit d'un site de trafic routier régulièrement encombré, et surtout impacté par des travaux de longue durée : les travaux ont davantage d'influence sur les particules PM₁₀ que sur les PM_{2,5}, ce qui explique la faible part des PM_{2,5} dans les PM₁₀ sur ce site par rapport aux autres sites (tableau x, teneurs estivales). D'autre part, la mesure estivale correspond à un prélèvement d'une seule journée, ce qui limite la représentativité.

Tableau 3 : Résultats de la campagne de mesures réalisées en PACA en 2011 et 2012

		PM10	PM2,5	Cl- (µg/m ³)	NO ₃ - (µg/m ³)	SO ₄ -- (µg/m ³)	Na+ (µg/m ³)	NH ₄ + (µg/m ³)	K+ (µg/m ³)	Mg++ (µg/m ³)	Ca++ (µg/m ³)	OC µg/m ³	EC µg/m ³
AIX	26/01/11	55	43	0,60	5,07	1,66	0,54	1,31	0,21	0,06	0,74	8,39	2,16
AIX	04/08/11	33	27	0,03	1,99	6,38	0,48	1,67	0,09	0,07	0,86	4,06	1,06
AVIGNON MAIRIE	06/07/11			0,32	2,74	5,26	0,89	1,13	0,17	0,12	1,28	4,03	0,88
AVIGNON MAIRIE	20/12/11	7	5	0,11	1,11	0,55	0,23	0,12	0,05	0,02	0,29	1,96	0,81
AVIGNON MAIRIE	25/01/12	63	50	0,96	6,85	1,73	0,26	1,99	0,78	0,05	0,01	23,27	6,47
CANNES BROUSSAILLES	12/01/11	52	29	0,60	3,76	0,85	0,78	0,44	0,19	0,08	0,73	8,84	3,75
CANNES BROUSSAILLES	13/09/11	27	23	0,06	1,97	7,24	0,54	2,08	0,09	0,09	0,46	3,62	1,66
CANNES BROUSSAILLES	27/01/12	39	29	0,07	3,72	1,34	0,16	1,29	0,36	0,02	0,17	10,68	3,34
MARSEILLE RABATAU	17/02/11	32	12	0,30	5,91	1,59	0,16	1,50	0,13	0,06	1,14	7,02	3,62
MARSEILLE RABATAU	15/08/11	66	24	0,29	1,42	1,98	0,21	0,45	0,11	0,07	1,35	6,29	5,27
MARSEILLE RABATAU	28/01/12	33	28	0,55	4,29	1,51	0,11	1,77	0,25	0,04	0,58	7,90	4,86
NICE LENVAL	27/01/11	34		3,09	0,79	1,66	0,81	0,44	0,25	0,21	1,27	7,89	4,96
NICE LENVAL	18/07/11	32		3,07	1,22	1,46	2,12	0,16	0,15	0,25	0,56	4,56	4,78
NICE LENVAL	07/02/12	57		7,37	1,70	3,77	4,21	1,14	0,45	0,52	1,37	10,97	6,50
TOULON CHALUCET	12/03/11	18	10	0,49	0,16	0,32	0,43	0,05	0,04	0,04	0,06	1,22	0,38
TOULON CHALUCET	10/08/11	26	13	0,22	1,31	1,79	0,45	0,50	0,05	0,07	0,74	3,55	2,32
TOULON CHALUCET	27/01/12	35	24	0,22	3,17	1,15	0,09	1,30	0,26	0,02	0,20	9,21	3,78
MARSEILLE 5 AVENUES	26/01/11	59	37	0,93	5,41	1,98	0,76	1,45	0,27	0,08	0,96	9,56	4,00
MARSEILLE 5 AVENUES	15/08/11	22	14	0,13	1,51	1,96	0,24	0,48	0,09	0,04	0,76	3,58	2,10
MARSEILLE 5 AVENUES	07/02/12	59	41	0,29	6,19	5,22	0,28	3,38	0,33	0,03	2,00	7,81	2,30

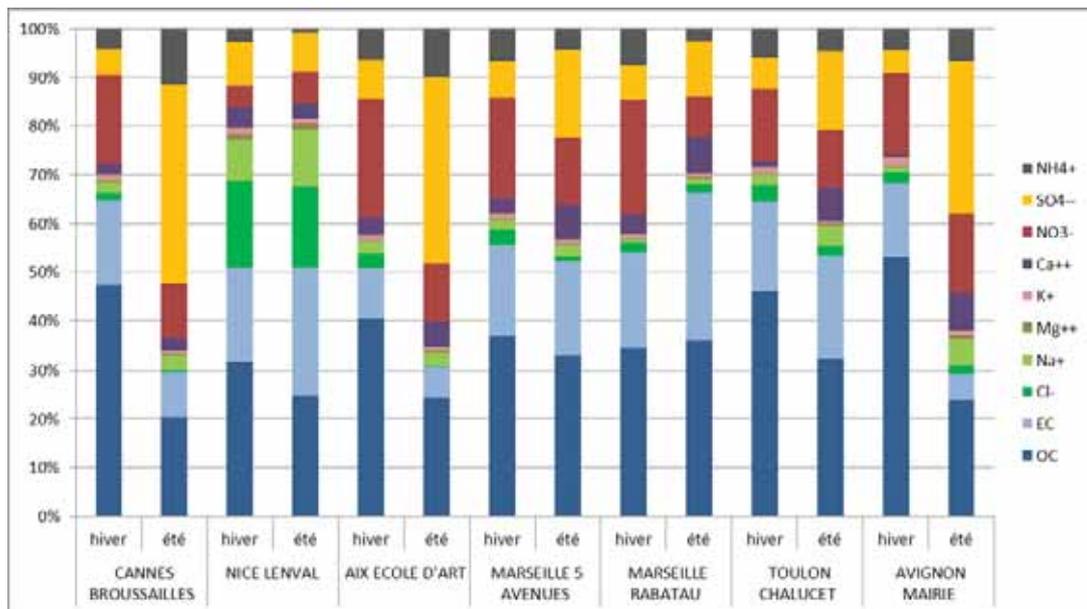


Figure 30 : Spéciation des PM_{10} récoltées lors de la campagne de mesures réalisée en PACA en 2011 et 2012 (fraction analysée seulement)

La Figure 30 représente la composition chimique des particules mesurées (partie analysée des particules) sur les sept sites de mesure de la campagne CARA.

En hiver, la fraction carbonée (EC+OC) est supérieure à 50% des compositions chimiques pour tous les sites. En été, c'est le cas pour les sites de Nice, Toulon et les deux stations de Marseille. Les sites de Cannes, Aix-en-Provence et Avignon obtiennent au détriment de la fraction carbonée une haute proportion en fraction ionique, notamment en ions sulfates SO_4^{2-} qui représentent entre 30 et 40% de la composition chimique. En été, il n'est pas rare d'observer une fraction ionique plus importante que la fraction carbonée. En effet :

- l'hiver, la fraction carbonée est plus importante que celle estivale : elle correspond aux particules primaires issues de combustion de type chauffage,
- l'été, les particules primaires (directement émises par la source) issues du chauffage ne sont pas présentes, ce sont les particules secondaires issues entre autres du transport longue distance (aérosols issus de sources plus éloignées, ayant pu subir des transformations durant leur déplacement) qui se démarquent, et caractérisent la fraction ionique. D'autre part, certaines particules secondaires (non émises directement dans l'atmosphère, et ayant subi des transformations) se retrouvent naturellement dans l'air à partir d'une condensation de gaz.

Le site de Nice Magnan obtient une répartition des éléments chimiques équivalente pour les deux saisons, et dénote des autres sites de mesure avec des pourcentages en ions Na^+ et Cl^- nettement plus prononcés : de 25 à 30 % (Na^+ et Cl^- cumulés) contre une moyenne de 5 % pour les autres sites. Le site de Nice Magnan est clairement influencé par la mer en proximité directe ; le seul obstacle entre la station et le front de mer est la promenade des anglais.

Par contre, cette signature en sels marins n'est pas retrouvée sur le site de Cannes Broussailles durant les périodes de mesure, site de mesure de la Côte d'Azur plus éloigné du littoral. L'étude de spéciation de particules fines sur les sites de Cannes et Gap (chapitre 4.7) confirme le très faible impact de la mer Méditerranée sur ce site de mesure en termes de particules fines, hormis certains jours très spécifiques.

En termes de conditions météorologiques, l'analyse des données de la station de Nice Aéroport, proche de Nice Magnan, montre des conditions météorologiques différentes durant les trois périodes de mesure.

- En janvier 2011 : régime de brise marine nord-sud, avec une vitesse maximale à 12m/s de tendance sud vers 15h (TU) et une température variant de 4 à 12°C
- En juillet 2011 : Régime de vent synoptique de tendance Est, avec une vitesse variant de 3 à 12 m/s, et une température mesurée de 17 à 29°C

- En février 2012 : Régime de brise nord-sud faible de 2 à 6,5 m/s, et une température variant de -1 à 10 C

Ces conditions météorologique différentes durant les trois périodes montre la faible influence de la météorologie sur les teneurs en sels marins mesurés sur Nice Magnan. Par contre, des conditions météorologiques peuvent accroître les concentrations en chlorure de sodium, un vent de mer fort sans précipitation par exemple (embruns marins). A contrario, une météo pluvieuse, ou avec un vent de terre fort peuvent baisser les concentrations en sels marins proche du littoral.

Les figures suivantes présentes les roses de vent et de pollutions pour les sites de Nice Magnan, Nice aéroport et Cannes Broussaille. Chaque site est caractérisé par une rose des vents (à gauche) et une rose de pollution (à droite). Concernant les roses des vents, les axes correspondent aux vitesses de vent, et la couleur à la fréquence en %. Pour les roses de pollution, les axes correspondent toujours aux vitesses de vent, mais la couleur correspond à la concentration en NO₂. Il s'agit des données de l'année 2011. L'assemblage des deux types de rose permet d'estimer le nombre de fois où un épisode de pollution impacte le site de mesure.

Magnan :

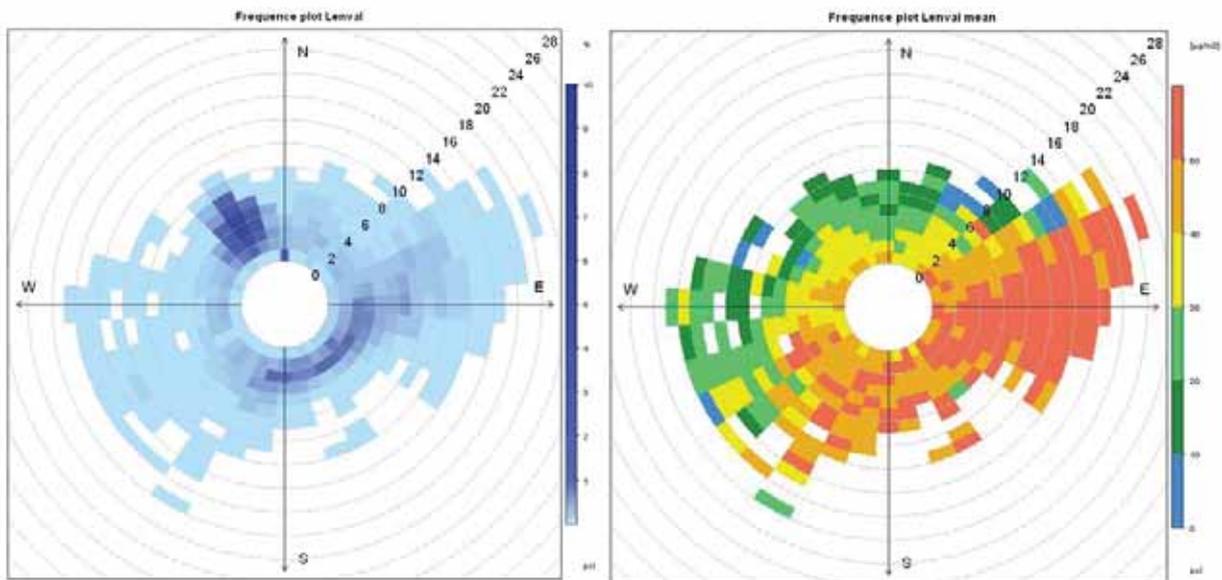


Figure 31 : Roses des vents et de pollution sur le site de Nice Magnan en 2011

La rose de pollution informe d'une pollution provenant essentiellement de la moitié ENE-OSO. Cette pollution est toujours supérieure à 40 µg/m³, et dépassent les 50 µg/m³ 25% du temps. Les principales sources correspondent à l'axe routier de la promenade des anglais mais aussi la mer Méditerranée. Selon la rose des vents, le vent le plus fréquent provient du NNO avec des vitesses comprises entre 1 et 7 m/s. Un second régime provenant du quart sud-est se profile également mais les vitesses sont de l'ordre de 4 m/s. En direction ENE et OSO, certains vents peuvent atteindre 19 m/s mais leurs fréquences sont plus faibles, notamment à cause d'une dispersion des directions : le vent n'est pas aussi canalisé, comme celui venant du NNO.

Aéroport :

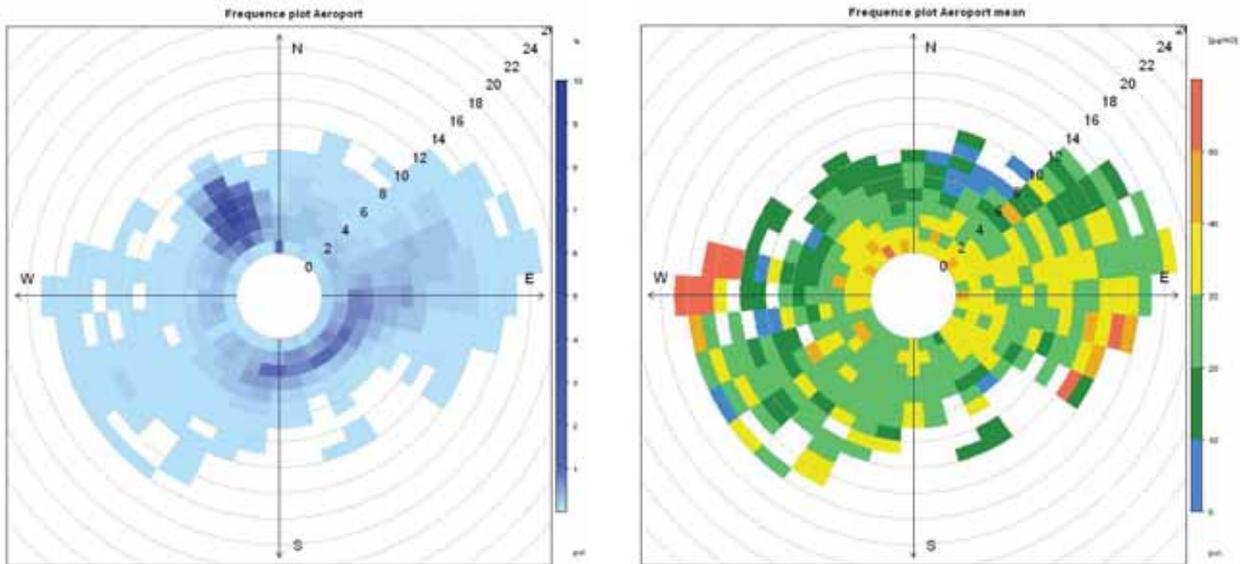


Figure 32 : Roses des vents et de pollution sur le site de Nice Aéroport en 2011

Les concentrations les plus élevées en NO₂ se rencontrent suivant deux provenances de vent. Dans un premier temps, lorsque le vent vient de l'ouest, la concentration est supérieure à 50 µg/m³. Il s'agit d'un vent allant jusqu'à 15 m/s mais ayant une occurrence très faible. Dans un second temps, des teneurs supérieures à 40 µg/m³ voire 50 µg/m³ se rencontrent lorsque le vent provient de l'ESE avec une vitesse allant jusqu'à 12 m/s. Sa fréquence est également faible.

Cannes :

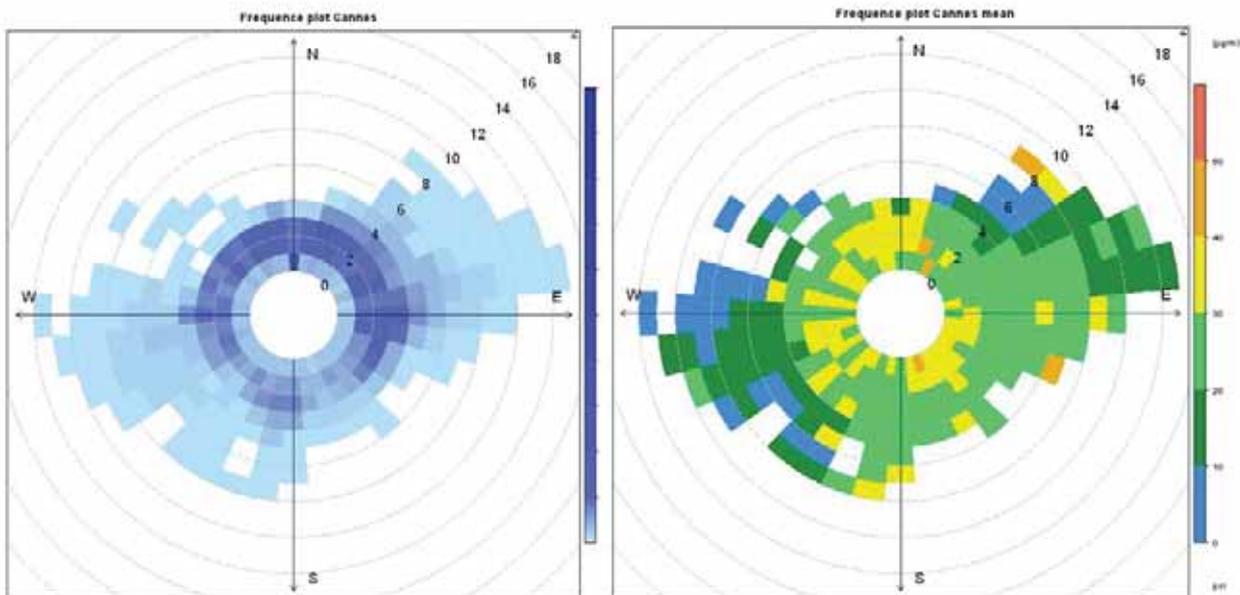


Figure 33 : Roses des vents et de pollution sur le site de Cannes Broussailles en 2011

Le régime de vent le plus rencontré sur le site de Cannes est omnidirectionnel, avec une vitesse comprise entre 1 et 3 m/s. Plus rarement, des vents plus rapides allant jusqu'à 13 m/s, proviennent de l'ouest et de l'ENE. D'après la rose de pollution, les concentrations les plus élevées en NO₂ (entre 40 et 50 µg/m³) se produisent lorsque le vent provient de l'ENE, avec une vitesse plutôt modérée (7 m/s). Mais cette configuration se produit de manière occasionnelle. La station de mesures de Cannes n'est pas soumise à un vent dominant, et reste exposée au fond urbain (émission globale des véhicules en ville, chauffage au gaz) qui l'entoure.

4.6 CAMPAGNE MESURE ET SPECIATION PM₁₀ GAP FEVRIER 2010

4.6.1 OBJECTIF

L'objectif de cette campagne est de réaliser des mesures exploratoires sur le site de fond de Gap, en tant que vallée alpine.

La concentration, mais surtout la spéciation des particules sont évaluées. Les PM₁₀ sont collectées sur filtre à l'aide de préleveurs bas débit Partisol. Les filtres analysés sont des filtres quartz QMA 47 mm, exposés sur des périodes de 72hr à un débit de 1m³/h. La série comporte 3 échantillons et 1 blanc.

Les analyses réalisées sont :

- EC/OC fait selon la méthode EUSAAR 2 sur un appareil Sunset thermo optique
- Espèces ioniques majeures analysées par chromatographie ionique (systèmes Dionex)
- Lévo-glucosan analysé par LC-MS (Système LCQ Thermo Fisher)

4.6.2 RESULTATS OBTENUS

Espèces carbonées EC, OC, Lévo-glucosan :

[ng/m ³]	OC	EC	Levo
17/02/2010	3372	1991	779
20/02/2010	4142	2065	919
23/02/2010	3248	1971	695

Les valeurs d'OC sont assez classiques alors que celles d'EC sont plutôt fortes. Les concentrations en lévo-glucosan sont de l'ordre de ce qu'on peut trouver en milieu influencé par de la combustion de biomasse.

Espèces ioniques :

[ng/m ³]	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	C ₂ O ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺
17/02/2010	29	293	415	56	63	255	66	348
20/02/2010	32	391	420	64	89	238	71	329
23/02/2010	52	215	293	55	40	62	26	135

En ce qui concerne les espèces ioniques, les valeurs de sulfate et nitrate sont plutôt faibles (<500 ng/m³). Les concentrations en Ca²⁺ sont relativement importantes surtout pour les deux premiers échantillons.

Variabilité temporelle :

On peut observer que les deux premiers jours d'analyse restent relativement stables pour tous les composés puis qu'une nette diminution survient mise à part le Cl⁻.

Bilan de masse :

Le bilan massique peut être établi à partir de la somme des composés détectés (à défaut de posséder des valeurs de masse totale des particules). Un facteur de conversion du carbone organique (OC) en matière organique (OM) a été estimé à 1.78 en utilisant une valeur moyenne des valeurs de la littérature.

Le profil chimique varie très peu au cours des 3 jours analysés, ce qui indique une faible variabilité des sources. Le carbone organique domine, représentant en moyenne 65% de la masse mesurée, suivie du

carbone élémentaire ~20% et les 20 % restant étant composés majoritairement de NO_3^{2-} , SO_4^{2-} , NH_4^+ et Ca^{2+} .

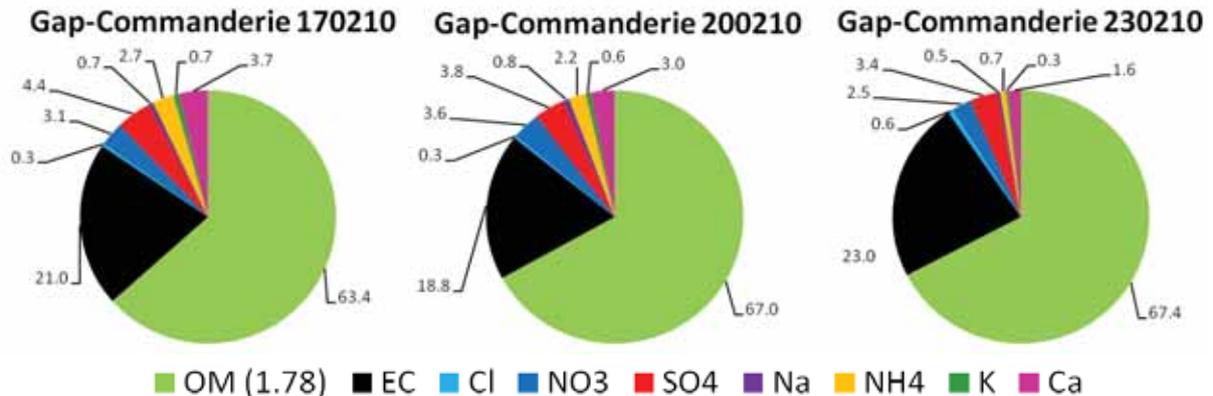


Figure 34 : Bilan de masse (en %) sur la fraction identifiée en février 2010

4.6.3 INTERPRETATION

La fraction majoritaire en carbone indique une domination des sources de combustion.

%	% [OC] _{VH}	% [OC] _{BB}
17/02/2010	30.7	69.4
20/02/2010	25.3	74.7
23/02/2010	32.0	68.0

Si l'on estime qu'il n'y a que 2 sources à l'OC provenant de la combustion véhiculaire et de la combustion de biomasse, on peut appliquer une étude par monotracteur basée sur l'EC et utilisant les rapports de source de la littérature. Ceci nous permet d'en déduire une part de la combustion de la biomasse à OC est largement majoritaire (~70%) alors que la part qui reviendrait à la combustion automobile serait de 30%.

Ces fractions restent relativement constantes au cours de la période d'échantillonnage.

4.7 CAMPAGNE MESURE ET SPECIATION PM₁₀ CANNES ET GAP MAI 2011 – AVRIL 2012

4.7.1 INTRODUCTION

L'objectif de cette étude est dédié à l'analyse de la spéciation chimique des composantes principales des particules PM₁₀ prélevées à l'aide des « Partisol Plus Spéciation » sur deux sites, un en vallée alpine (Gap), et un second sur le littoral urbanisé (Cannes). Les filtres à analyser ont été sélectionnés par Air PACA, principalement durant les épisodes de pollution de fortes concentrations de particules détectées à l'aide des analyseurs TEOM (FDMS) PM₁₀ et PM_{2.5} (colocalisés avec les Partisol) de Gap (site caractérisant la vallée alpine) et Cannes (site représentatif du littoral urbanisé). La période de prélèvement se déroule de mai 2011 à avril 2012.

4.7.2 CAMPAGNES DE PRELEVEMENTS ET ANALYSES CHIMIQUES REALISEES

4.7.2.1 CAMPAGNES DE PRELEVEMENTS

Des prélèvements journaliers (minuit à minuit) des PM₁₀ ont été réalisés par préleveur bas débit « Partisol Plus » sur filtres Tissu-quartz de diamètre 47 mm, entre mai 2011 et avril 2012 sur les sites de fond urbain de Gap et Cannes. Au total, 153 échantillons ont été analysés pour le site de Gap et 102 pour le site de Cannes. Des filtres blancs ont également été collectés sur chacun des sites afin d'évaluer la contamination des échantillons lors de leur manipulation, collecte et stockage (23 analysés pour le site de Gap et 9 pour le site de Cannes).

Des mesures en continu des PM₁₀ par TEOM (avec correction de la part volatile par module FDMS) ainsi que celles des principales espèces gazeuses atmosphériques (NO, NO₂, O₃) ont également été réalisées sur chaque site en parallèle des prélèvements.

4.7.2.2 MESURES REALISEES

Afin de caractériser la composition chimique des aérosols, divers composés ont fait l'objet d'une analyse :

- la matière carbonée (OC et EC) sur 153 échantillons pour Gap et 102 pour Cannes,
- les ions sur 143 échantillons pour Gap et 91 pour Cannes,
- les sucres, dont le lévoglucosan, et polyols pour 115 échantillons à Gap et 72 à Cannes.

Analyse de la matière carbonée

L'analyse de la matière carbonée (carbone organique (OC) et carbone élémentaire (EC)) est réalisée directement sur un poinçon issu du filtre, à l'aide d'un analyseur thermo-optique « Sunset Laboratory ». Le principe de mesure est basé sur la détection par détecteur FID du CH₄ issue de la combustion puis réduction de la fraction carbonée présente dans l'échantillon. Une fraction d'échantillon (1 ou 1,5 cm²) est placée dans un four à quartz et soumise à différents plateaux de température et sous des atmosphères plus ou moins oxydantes. La méthode thermique d'analyse utilisée est la méthode EUSAAR₂, avec une correction de pyrolyse à la fois par absorption et par transmission, comme préconisé par le projet de norme CEN 16 243. Une calibration journalière est effectuée.

Analyse des espèces ioniques par chromatographie

L'analyse de la fraction ionique des aérosols et des acides organiques légers est réalisée sur la phase aqueuse par chromatographie ionique (modèle Dionex ICS 3000) avec une colonne CS16 pour l'analyse des cations et colonne AS11 HC pour l'analyse des anions. L'analyse des anions permet la quantification des ions chlorures, nitrate, sulfate. Les concentrations d'oxalate sont aussi accessibles. L'analyse des cations permet la quantification du sodium (Na), de l'ammonium (NH₄⁺), du potassium (K⁺), du magnésium (Mg²⁺) et du calcium (Ca²⁺). La calibration est réalisée tous les jours à partir de solutions standards certifiées. Le protocole analytique est conforme à la norme CEN 16 269.

Analyse des sucres et polyols par HPLC-PAD

L'analyse de la fraction soluble des sucres et des polyols est réalisée sur la phase aqueuse, par une méthode HPLC avec détection par PAD (Pulsed Amperometric Detection) (modèle Dionex DX500 + ED40) avec des colonnes Metrosep (Carb 1 – Guard + A Supp 15 – 150 + Carb 1 – 150). Cette analyse permet la quantification des saccharides anhydrides (lévoglucosan, mannosan, galactosan) (soit des traceurs de combustion de biomasse) et des polyols (xylitol, arabitol, sorbitol, mannitol) et sucres (glucose), soit des espèces d'origine biogénique. La calibration est réalisée tous les jours à partir de solutions standards.

4.7.3 VARIATIONS TEMPORELLES DES CONCENTRATIONS EN COMPOSES MAJEURS

4.7.3.1 PM₁₀

La Figure 35 ci-dessous présente les évolutions des concentrations moyennes journalières des PM₁₀ mesurées par TEOM FDMS à Gap et Cannes sur l'ensemble de la période d'étude. Les concentrations en PM₁₀ sont en majeure partie supérieures sur le site de Cannes par rapport au site de Gap. Des épisodes de concentrations élevées et supérieures au seuil européen journalier d'information (50 µg/m³) sont observés sur les deux sites durant l'hiver 2012. De plus, sur le site de Cannes, un épisode particulier a eu lieu le 30/11/2011 avec une concentration en PM₁₀ de 107 µg/m³, valeur dépassant le seuil d'alerte fixé par la législation européenne de 80 µg/m³. Enfin, le site de Gap présente une évolution saisonnière plus marquée que sur le site de Cannes, avec des concentrations en PM₁₀ augmentant en période hivernale.

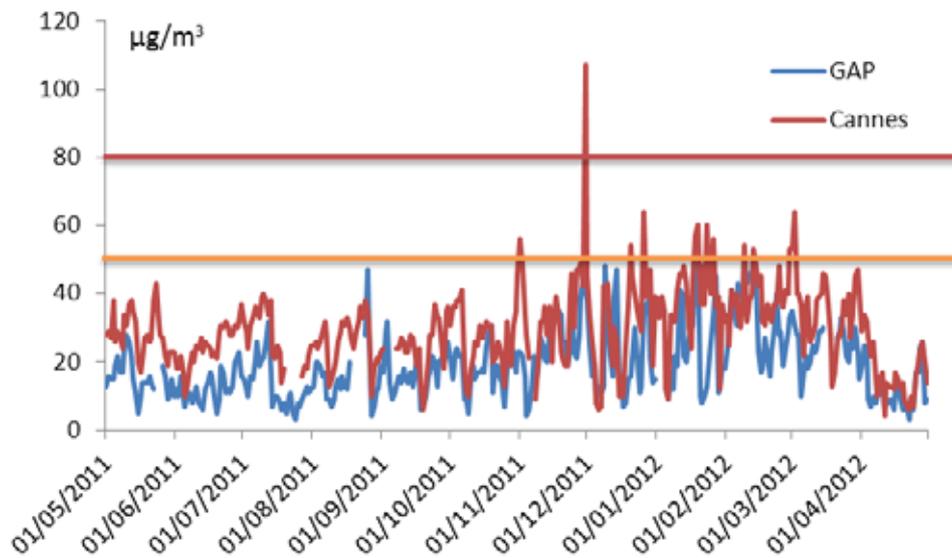


Figure 35 : Evolutions temporelles des concentrations des PM₁₀ à Gap et Cannes

Les concentrations moyennes en PM₁₀ ont été calculées pour chaque saison (moyenne de décembre 2011 à février 2012 pour l'hiver et de juin à août 2011 pour l'été). Pour chaque saison, Gap reste toujours inférieur à Cannes. La différence intersaison est d'autant plus marquée à Gap, avec 15 µg/m³ de moins en été, contre 10 µg/m³ de moins en été pour Cannes (Figure 36).

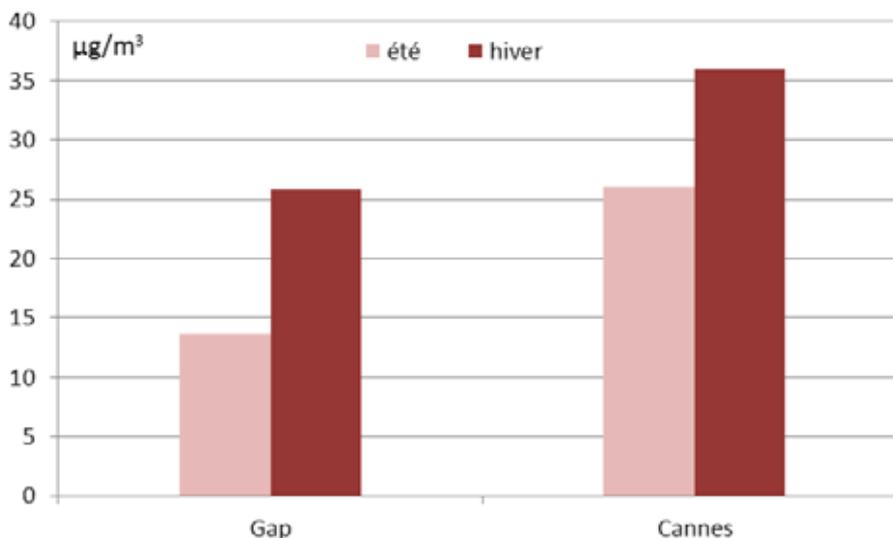


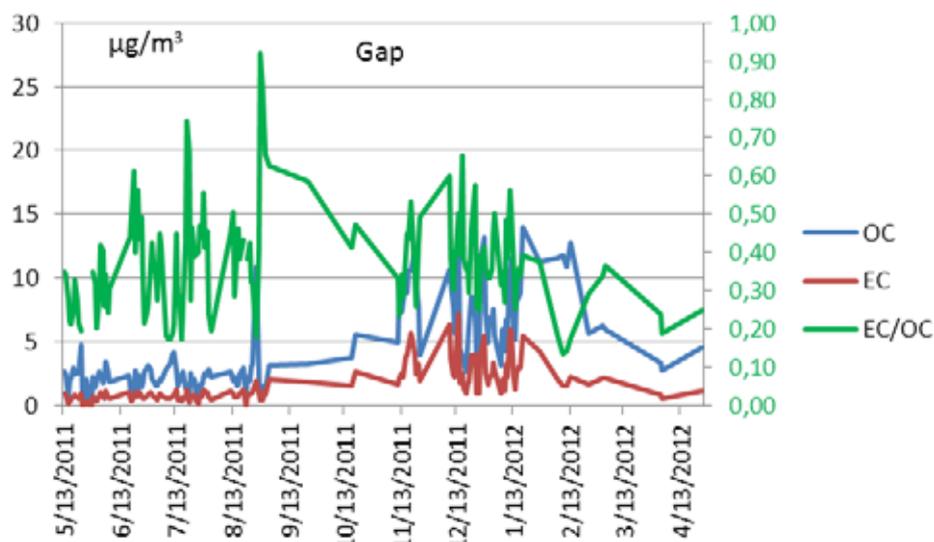
Figure 36 : Concentrations moyennes en PM₁₀ en hiver et été à Gap et Cannes

4-7-3.2 MATIERE CARBONEE

La matière carbonée est constituée d'une fraction organique (MOP : matière organique particulaire) et d'une fraction élémentaire appelée également carbone suie. La MOP représente une fraction importante des aérosols : de 10 à 70% de la masse de PM (Turpin et al., 2000). Elle est émise par différentes sources à la fois naturelles et anthropiques. Le carbone élémentaire est quant à lui essentiellement émis lors de combustions. Les ratios entre le carbone élémentaire et le carbone organique (EC/OC) contenus dans les PM sont différents selon les sources d'émissions. En particulier, la combustion du bois émet en grande proportion de l'OC alors que les émissions véhiculaires émettent majoritairement de l'EC. Ainsi, le ratio EC/OC est de 0,04 pour les émissions de combustion du bois (Fine et al., 2004) et 1,89 pour les émissions véhiculaires (El Haddad et al., 2009).

Les évolutions temporelles des concentrations en OC et EC et du ratio EC/OC sur les sites de Gap et Cannes sont présentées sur la Figure 37. Les concentrations en OC et EC augmentent très nettement sur les deux sites en hiver. Les évolutions saisonnières du ratio EC/OC sont par contre peu marquées sur les deux sites. On peut par contre observer des valeurs très variables selon les épisodes, allant de 0,2 à plus de 0,8. Ces évolutions traduisent très certainement des évolutions marquées des impacts de sources d'émissions différentes.

Afin de comparer les résultats obtenus en hiver et en été sur les deux sites, les concentrations moyennes en OC et EC ont été calculées pour chaque saison (de la même manière que pour les PM₁₀).



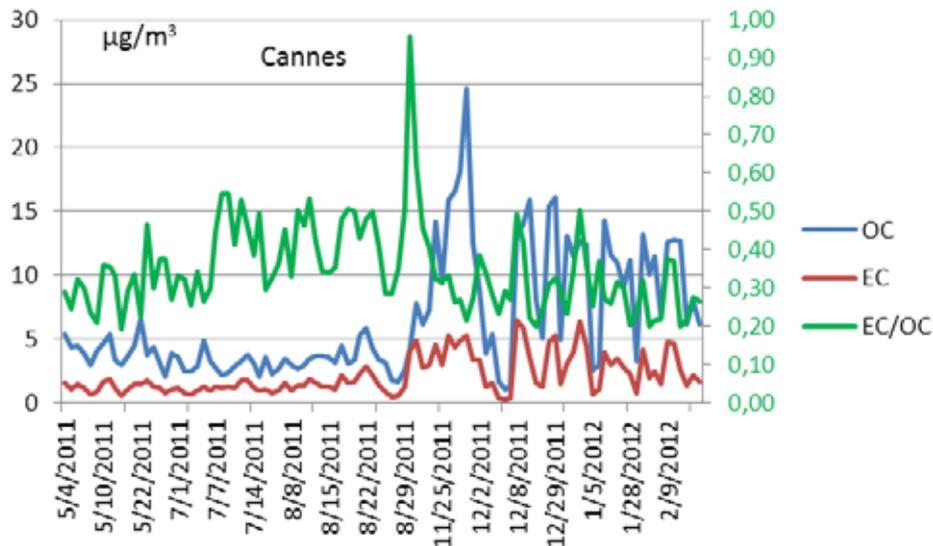


Figure 37 : Evolutions temporelles des concentrations en OC et EC sur les sites de Gap et Cannes

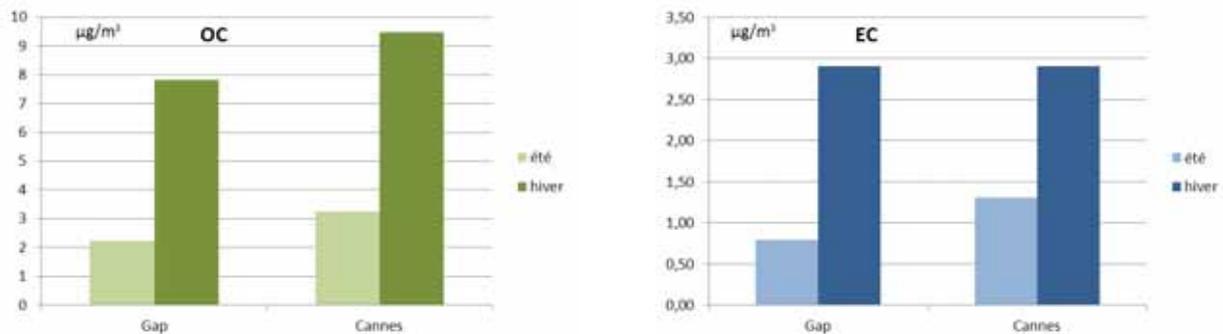


Figure 38 : Concentrations moyennes en OC et EC en hiver et été à Gap et Cannes

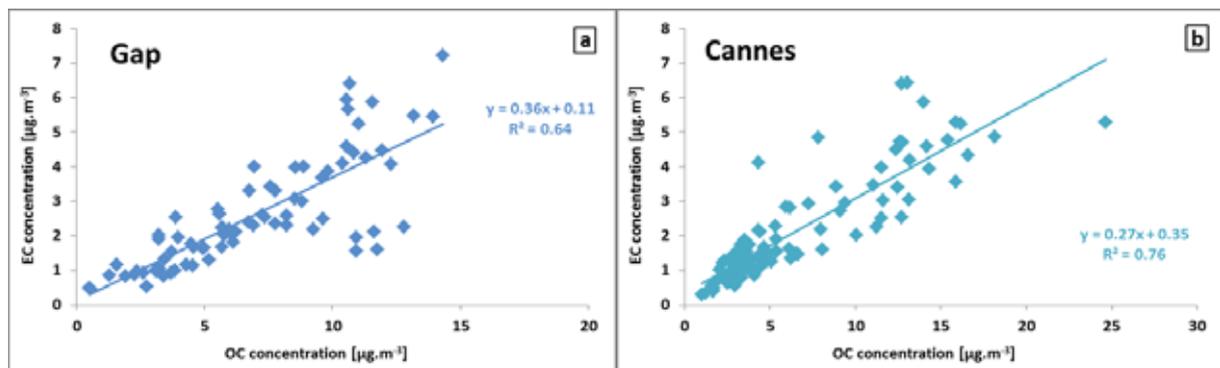


Figure 39 : Corrélations entre les concentrations en OC et EC sur les sites de Gap (a) et Cannes (b)

La Figure 38 montre les moyennes hivernales et estivales de EC et OC. En hiver, la concentration moyenne en OC est supérieure à Cannes par rapport à Gap.

Enfin, les concentrations des deux fractions carbonées des PM sont plutôt bien corrélées entre elles sur chacun des deux sites (Figure 39), pouvant traduire des similarités de sources d'OC et EC sur chaque site. Il est à noter cependant quelques valeurs fortes en OC et faibles en EC pour le site de Gap : ces valeurs traduisent peut-être la présence d'une autre source de matière carbonée. Le ratio moyen EC/OC sur l'ensemble de la période d'étude est cependant très semblable entre les deux sites (0,37 à Gap et 0,35 à Cannes).

4-7-3.3 ESPECES IONIQUES

Espèces majeures

Parmi les espèces ioniques présentes dans les PM, trois sont très généralement majoritaires au bilan de masse dans les PM : NO_3^- , SO_4^{2-} et NH_4^+ . Ces espèces résultent en fait de processus de formation secondaires dans l'atmosphère à partir d'espèces primaires (NO_x , NH_3 et SO_2). Les évolutions temporelles de ces trois espèces sont présentées sur la figure 6 pour Gap (a) et Cannes (b).

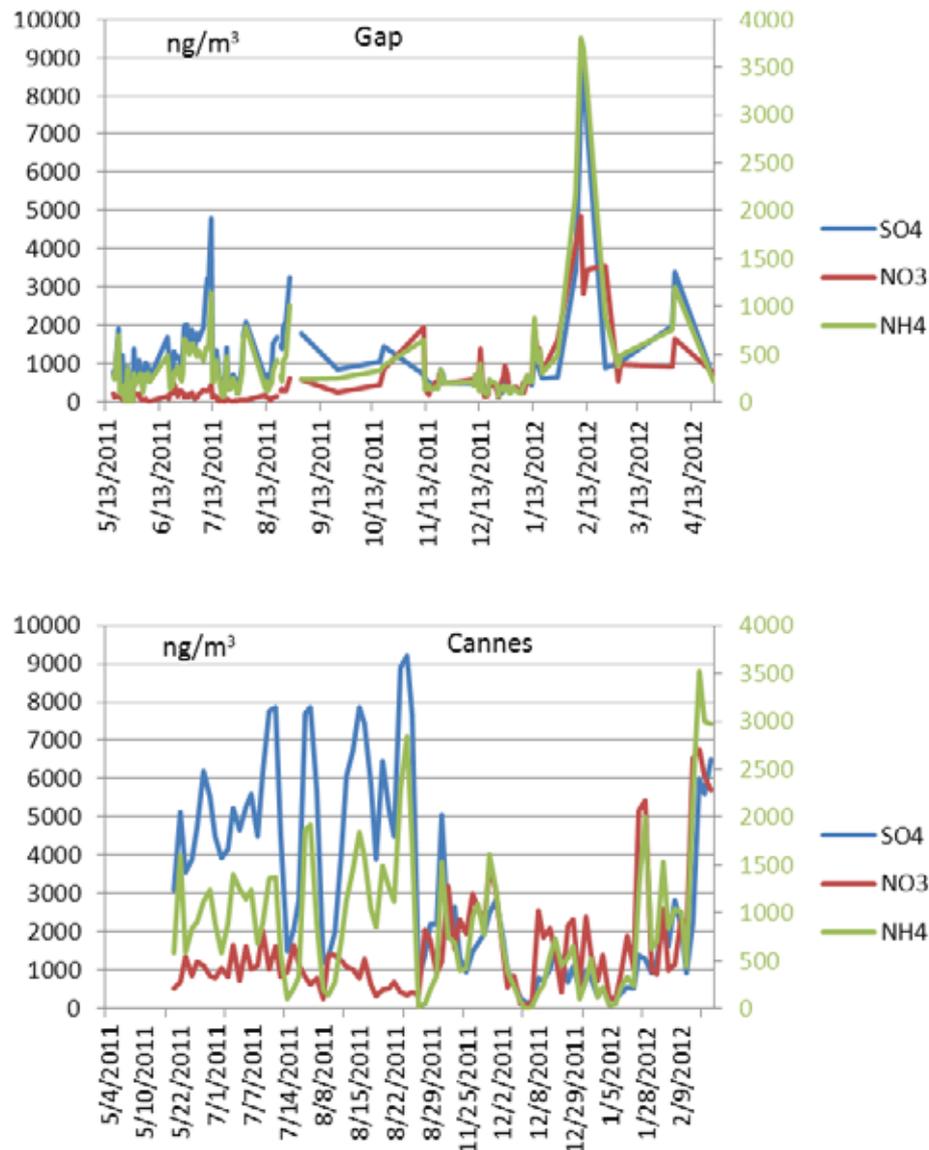


Figure 4.0 : Evolutions temporelles des concentrations en SO_4^{2-} , NO_3^- et NH_4^+ sur les sites de Gap et Cannes

Les concentrations en sulfates sont très variables sur les deux sites, avec une grande dynamique du signal. Elles se placent cependant à peu près dans une même gamme sur les deux sites avec un niveau de fond vers $1 \mu\text{g/m}^3$ et des maxima observés de l'ordre de $9 \mu\text{g/m}^3$. Sur le site de Gap, les rares maxima sont observés au mois de février alors que sur le site de Cannes, ils sont beaucoup plus fréquents et ont lieu au printemps et en été. Les concentrations moyennes hivernales sont équivalentes entre les deux sites avec une valeur de $1,1 \mu\text{g.m}^{-3}$. En été, la concentration moyenne à Cannes est supérieure à celle de Gap puisqu'elle s'élève à $5,0 \mu\text{g.m}^{-3}$ alors qu'elle n'est que de $1,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ à Gap.

Concernant les nitrates, les concentrations observées sont supérieures sur le site de Cannes par rapport au site de Gap. Plusieurs épisodes de concentrations en nitrates élevées sont observés à Cannes en particulier en janvier et mars 2012 alors qu'à Gap, seul un épisode est observé au mois de février (épisode

de fortes concentrations en nitrates mais aussi sulfates et ammonium). Les concentrations moyennes hivernales sur les deux sites sont de 1,7 et 1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à Cannes et Gap, respectivement. En été la différence entre les concentrations mesurées sur les deux sites est encore plus marquée avec une concentration moyenne de 1,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Cannes alors qu'elle n'est que de 0,16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Gap.

Enfin, les teneurs en ammonium mesurées sur les deux sites sont, comme pour les nitrates, inférieures sur le site de Gap par rapport à celui de Cannes. A Gap, la concentration moyenne hivernale est supérieure à celle de l'été avec des concentrations respectives de 0,52 et 0,35 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Alors qu'à Cannes, les concentrations moyennes sont de 0,60 et 1,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver et en été, respectivement.

En résumé, pour ces espèces secondaires majeures, les concentrations moyennes sont systématiquement plus fortes à Cannes qu'à Gap, avec un écart très notable particulièrement pour le sulfate en été, qui atteint des concentrations très fortes à 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne. Une telle différence est somme toute surprenante, et là encore, il conviendrait de rechercher l'origine de ces concentrations (émissions véhiculaires locales, émissions biogéniques marine, émissions des bateaux ?), en particulier au regard d'autres prélèvements réalisés sur la côte méditerranéenne.

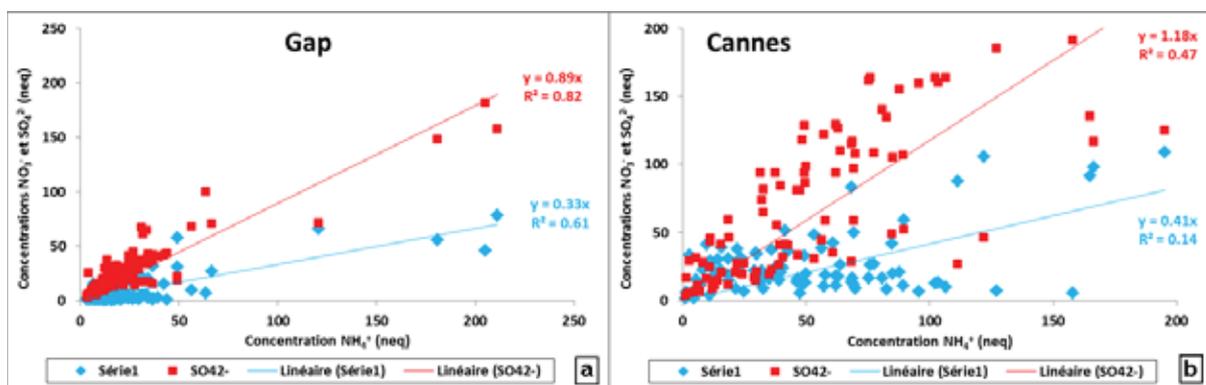


Figure 41 : Corrélations entre les concentrations en SO_4^{2-} , NO_3^- et NH_4^+ (en neq) sur les sites de Gap (a) et Cannes (b)

Les corrélations ammonium-sulfate et ammonium-nitrate (exprimées en $\text{neq}\cdot\text{m}^{-3}$) sur les sites de Gap (a) et Cannes (b) sont présentées sur la Figure 41. A Gap, les concentrations en sulfate sont bien corrélées aux concentrations en ammonium (même si la corrélation est très déterminée par 3 points de maxima de concentration lors d'épisodes spécifiques). Sur ce site, les sulfates semblent donc présents sous forme de sulfate d'ammonium. Les nitrates sont également légèrement corrélés à l'ammonium sur la période de janvier à avril 2012 ($R^2=0,61$; pente = 0,37). Il est difficile de savoir si le manque de corrélation entre ces deux espèces en été est lié aux artefacts de collecte (plus importants en période chaude) ou à une géochimie différente de celle présente en période froide.

A Cannes, sur l'ensemble de la période d'étude, les concentrations en sulfates, nitrates et ammonium ne sont pas corrélées deux à deux (Figure 41). Par contre, sur la période de mai à début septembre 2011, les concentrations en sulfates sont corrélées avec les concentrations en ammonium ($R^2 = 0,72$; pente = 1,66) et sur la période de janvier à avril 2012, ce sont les concentrations en nitrates qui sont corrélées aux concentrations en ammonium ($R^2=0,82$; pente = 0,63). On a donc sur ce site plusieurs régimes différents selon les saisons, qui pourraient témoigner d'évolution des sources / origine de ces espèces secondaires.

Espèces mineures

Les évolutions temporelles des concentrations en Na^+ et Cl^- (Figure 42), Ca^{2+} et Mg^{2+} (Figure 43) et K^+ (Figure 44) pour les deux sites sont présentées ci-dessous. Les concentrations en Na^+ et Cl^- sont largement supérieures sur le site de Cannes que celui de Gap (Figure 42). Cannes étant potentiellement située sous influence marine, la signature chimique des embruns marins est peut-être marquée par les concentrations en NaCl observées. La contribution de cette source appelée « sea salt » aux PM_{10} sera estimée par la suite. Sur le site de Gap, la concentration en NaCl est plus élevée entre décembre 2011 et

mars 2012. Cette augmentation peut être due à des émissions de « Road Salt » lors de l'épandage de sels sur les routes en hiver.

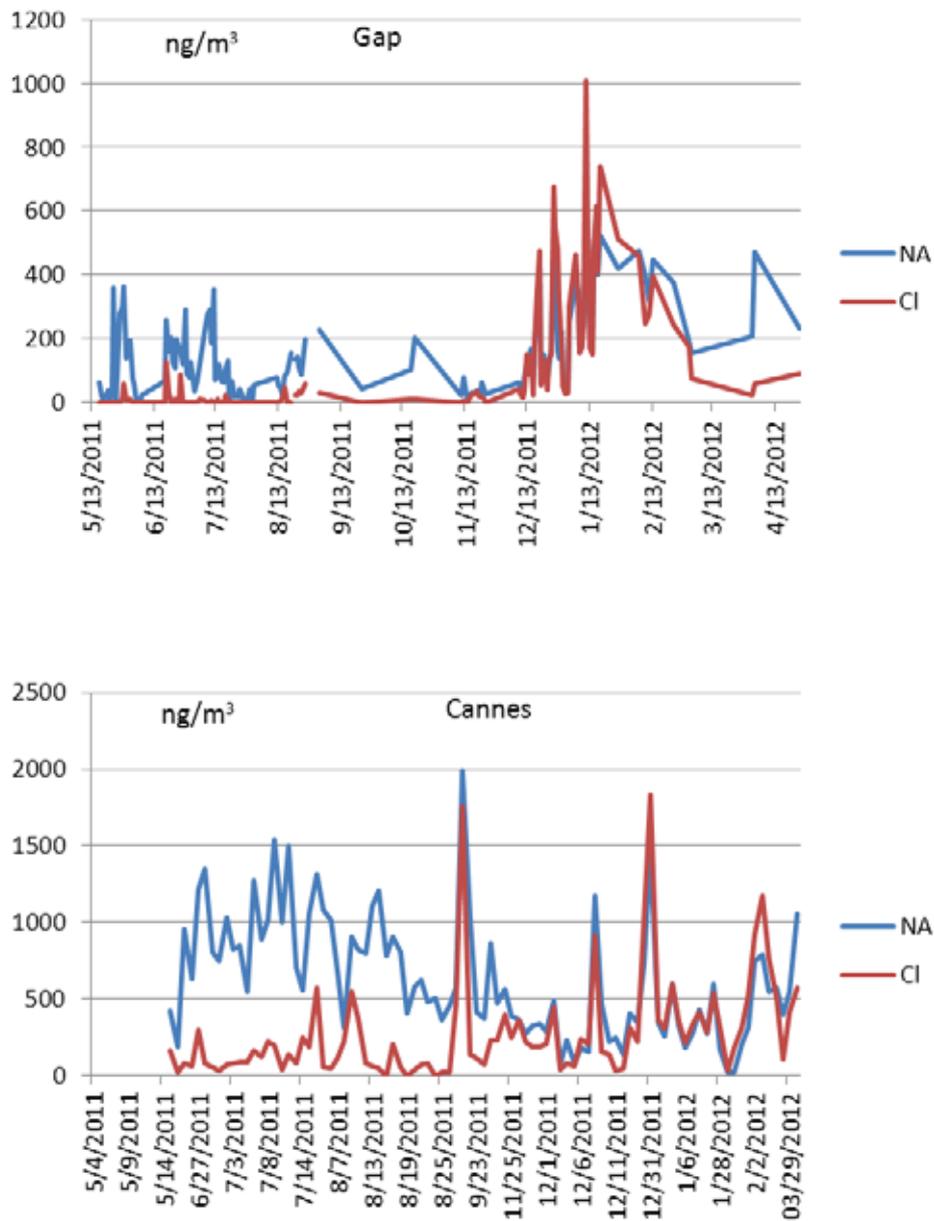


Figure 42 : Evolutions temporelles des concentrations en Na^+ et Cl^- sur les sites de Gap (a) et Cannes (b)

Le magnésium et le calcium peuvent être des indicateurs de la fraction crustale des PM_{10} , bien que ces deux espèces soient aussi présentes dans les émissions d'embruns marins. Les concentrations en magnésium mesurées sur le site de Gap sont largement inférieures à celles de Cannes (Figure 43) et souvent plus basses que la limite de quantification de ce composé (15 ng/m^3). A Cannes, les concentrations moyennes en magnésium diminuent entre l'été et l'hiver de 147 à 51 ng/m^3 . Concernant le calcium, les concentrations mesurées sur les deux sites sont du même ordre de grandeur (concentration moyenne annuelle sur les deux sites : $\approx 500 \text{ ng/m}^3$). Sur le site de Gap, la variabilité de la teneur en calcium est plus importante que sur le site de Cannes, sans présenter de cycle saisonnier particulier. La contribution des poussières crustales aux PM_{10} sera par la suite estimée.

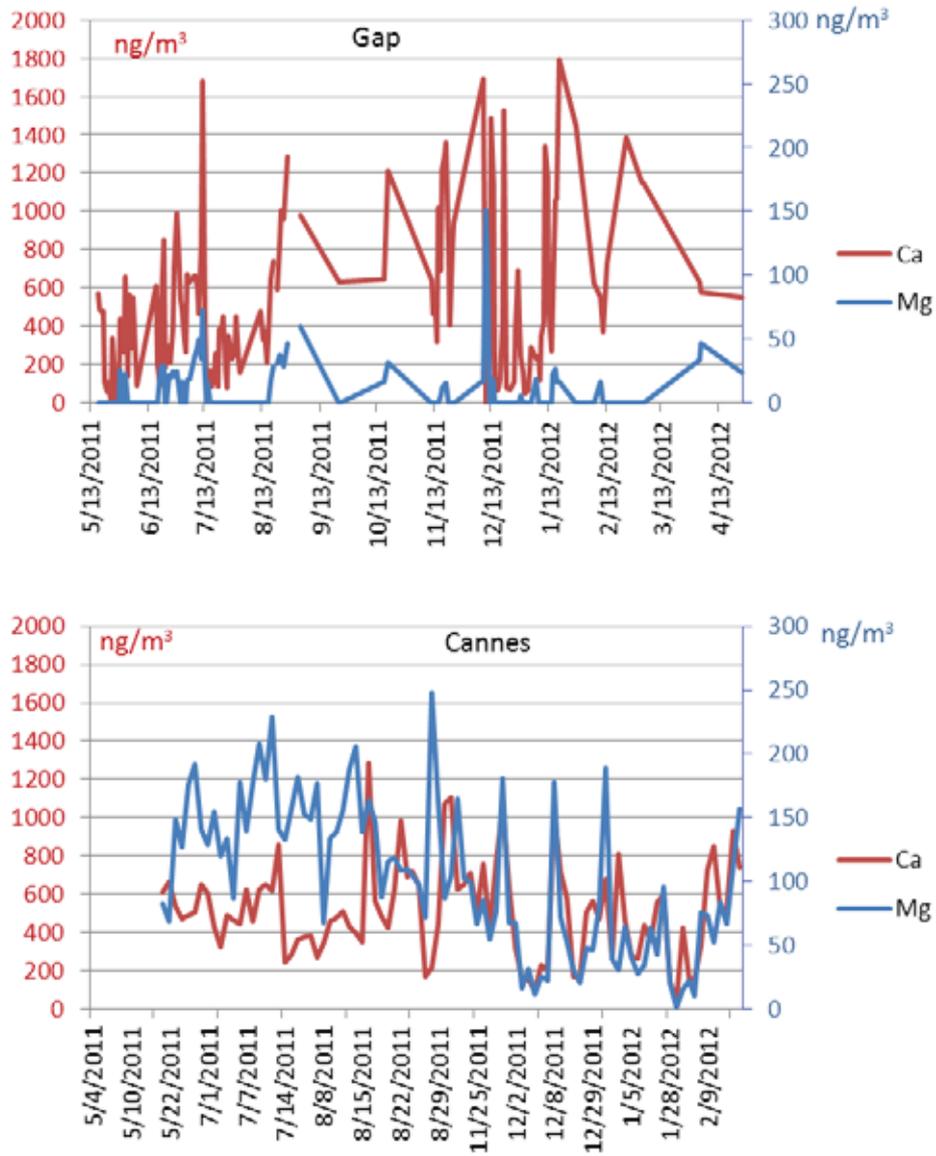
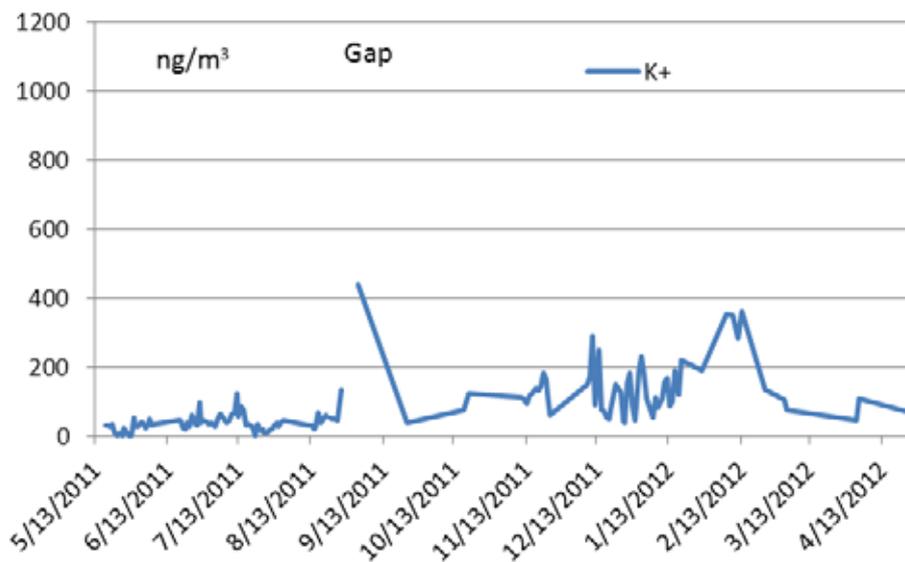


Figure 43 : Evolutions temporelles des concentrations en Mg^{2+} et Ca^{2+} sur les sites de Gap (a) et Cannes (b)



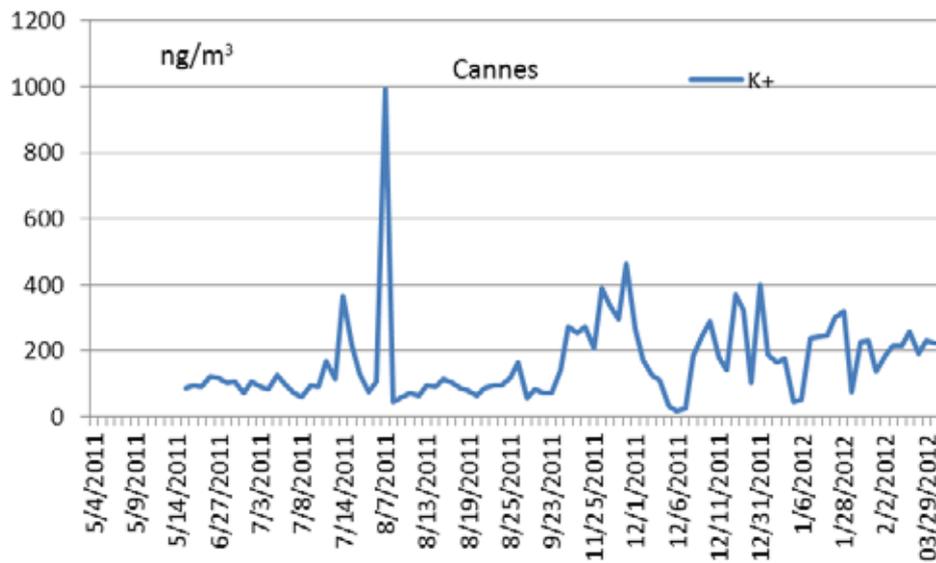


Figure 44 : Evolutions temporelles des concentrations en K^+ sur les sites de Gap et Cannes

Enfin, le potassium, qui peut être un indicateur des émissions de combustion de biomasse (bien qu'il soit aussi associé aux émissions des embruns marins et des poussières crustales) est présent dans la composition chimique des PM_{10} à des niveaux du même ordre de grandeur sur les deux sites (Figure 44). A Gap, un cycle saisonnier est observé avec une augmentation de la concentration en potassium en hiver, en particulier entre fin janvier et février 2012. Cette variation pourrait être liée à des émissions de combustion de biomasse plus importante sur ce site en hiver mais nous vérifierons cette hypothèse grâce aux analyses des traceurs de la combustion de biomasse présentée dans le paragraphe 4.7.4. A Cannes, aucun cycle saisonnier n'est observé. Un pic en potassium est observé le 7 août 2011 pouvant peut-être traduire un feu de végétation à proximité du site ce jour-là.

4.7.4 CONTRIBUTIONS DES ESPECES MAJEURES – PROFILS CHIMIQUES MOYENS

4.7.4.1 ESTIMATION DES CONTRIBUTIONS DES SELS MARINS ET DE ROUTE AUX PM₁₀

Etat de l'art

Les contributions des sels marins (« sea salt ») à la masse de PM sont estimées en calculant le rapport entre la teneur en sels marins des aérosols et la masse totale de PM. Trois méthodes différentes sont proposées dans la littérature pour obtenir la teneur en sels marins des aérosols. Pour appliquer ces méthodes, l'hypothèse est faite que le sodium et le chlorure proviennent uniquement des émissions de sels marins. La première méthode, proposée par Chan et al. (1997) et appliquée en Europe dans Marelli (2007), est la suivante :

$$[\text{sea salt}] = [\text{Na}^+] \times 2,54$$

Méthode Sea Salt 1, avec [Na⁺] : concentration en sodium

Le facteur 2,54 est le ratio entre la masse molaire du chlorure de sodium et la masse molaire du sodium. Cette méthode est basée sur l'hypothèse que les sels marins sont constitués majoritairement de chlorure de sodium.

La seconde méthode, utilisée en Europe par Putaud et al. (2010) et proposée auparavant par Eriksson (1957), prend en compte les autres ions formant les sels marins et la composition chimique de référence de l'eau de mer. La formule est la suivante :

$$[\text{sea salt}] = [\text{Na}^+] \times \left(1 + \left(\frac{\text{K}^+}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SW}} + \left(\frac{\text{Mg}^{2+}}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SW}} + \left(\frac{\text{Ca}^{2+}}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SW}} + \left(\frac{\text{Cl}^-}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SW}} + \left(\frac{\text{SO}_4^{2-}}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SW}} \right)$$

$$\Leftrightarrow [\text{sea salt}] = [\text{Na}^+] \times 3,25$$

Méthode Sea Salt 2, avec [Na⁺] : concentration en sodium mesurées et les ratios de concentrations massiques de l'eau de mer : (K⁺/Na⁺)_{SW}, (Mg²⁺/Na⁺)_{SW}, (Ca²⁺/Na⁺)_{SW}, (Cl⁻/Na⁺)_{SW}, (SO₄²⁻/Na⁺)_{SW}

Cependant, ces deux premières méthodes ne prennent pas en compte la perte en chlorure pouvant avoir lieu lors du prélèvement des aérosols, et qui peut affecter une très grande fraction de cet ion (Jaffrezo, 1987). Putaud et al. (2010) proposent donc une méthode prenant en compte la concentration en chlorure mesurée. Ainsi, la troisième méthode, proposée par Putaud et al. (2010) s'appuie sur la composition chimique de référence de l'eau de mer et les concentrations en sodium et en chlorures mesurées. La formule utilisée est la suivante :

$$[\text{sea salt}] = [\text{Cl}^-] + [\text{Na}^+] \times \left(1 + \left(\frac{\text{K}^+}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SW}} + \left(\frac{\text{Mg}^{2+}}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SW}} + \left(\frac{\text{Ca}^{2+}}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SW}} + \left(\frac{\text{SO}_4^{2-}}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SW}} \right)$$

$$\Leftrightarrow [\text{sea salt}] = [\text{Cl}^-] + [\text{Na}^+] \times 1,47$$

Méthode Sea Salt 3, avec [Cl⁻] : concentration en chlorures mesurée [Na⁺] : concentration en sodium mesurée et les ratios de concentrations de l'eau de mer : (K⁺/Na⁺)_{SW}, (Mg²⁺/Na⁺)_{SW}, (Ca²⁺/Na⁺)_{SW}, (SO₄²⁻/Na⁺)_{SW}

Les contributions des sels de route provenant de la remise en suspension aux PM₁₀ (appelées « Road salt ») sont dans un document de travail européen (**EC SEC(2011) 207 final**) estimées en faisant la somme des concentrations en sodium et chlore. La formule est donc la suivante :

$$[\text{roadsalt}] = [\text{Na}^+] + [\text{Cl}^-]$$

Méthode Road Salt 1, avec $[Na^+]$: concentration en sodium mesurées, $[Cl^-]$: concentration en chlorure mesurées

Cette méthode ne prend donc pas en compte les autres espèces chimiques présentes dans les sels, la perte en chlorures due à une évaporation de Cl^- et suppose qu'aucune autre source de sodium n'est présente (ce dernier point peut entraîner une surestimation).

D'autre part, une étude réalisée en Rhône-Alpes durant l'hiver 2012 portant spécifiquement sur l'impact du salage des routes sur les teneurs en PM a permis de proposer une nouvelle méthode pour calculer le « road salt » prenant en compte la composition chimique des sels de route (effectivement mesurée) et est la suivante :

$$[road\ salt] = [Na^+] \times \left(1 + \left(\frac{K^+}{Na^+} \right)_{RS} + \left(\frac{Mg^{2+}}{Na^+} \right)_{RS} + \left(\frac{Ca^{2+}}{Na^+} \right)_{RS} + \left(\frac{SO_4^{2-}}{Na^+} \right)_{RS} + \left(\frac{NO_3^-}{Na^+} \right)_{RS} + \left(\frac{NH_4^+}{Na^+} \right)_{RS} + \left(\frac{Br^-}{Na^+} \right)_{RS} \right) + [Cl^-]$$

$$\Leftrightarrow [road\ salt] = [Na^+] \times 1,17 + [Cl^-]$$

Méthode Road Salt 2, avec $[Na^+]$: concentration en sodium mesurées, $[Cl^-]$: concentration en chlorure mesurées $(K^+/Na^+)_{RS}$, $(Mg^{2+}/Na^+)_{RS}$, $(Ca^{2+}/Na^+)_{RS}$, $(SO_4^{2-}/Na^+)_{RS}$, $(NO_3^-/Na^+)_{RS}$, $(NH_4^+/Na^+)_{RS}$, $(Br^-/Na^+)_{RS}$: ratios de concentrations du sel de route (mesurées lors de cette étude).

Pour tenter d'être encore plus exact dans l'estimation, il est nécessaire de considérer que le Na^+ mesuré contient une fraction provenant des poussières crustales (dust), qu'il faut donc soustraire pour obtenir un Na^+ mesuré non dust. Si l'hypothèse est faite que le calcium mesuré est en très grande partie d'origine crustale, le ratio $(Na^+/Ca^{2+})_{dust}$ est considéré comme le plus représentatif du site sur la moyenne estivale, période à laquelle la re-suspension du sel de route est inexistante. Ainsi, en postulant que ce ratio $(Na^+/Ca^{2+})_{dust}$ reste constant sur chaque site au cours de l'année, la fraction $Na_{non\ dust}$ (attribuée entièrement aux sels de route) est calculée, et permet d'en déduire une contribution du sel de route remis en suspension, avec la formule suivante :

$$[road\ salt\ non\ dust] = \left([Na^+] - [Ca^{2+}] \times \left(\frac{Na^+}{Ca^{2+}} \right)_{site\ été} \right) \times 1,167 + [Cl^-]$$

Méthode Road Salt 3, avec $(Na^+/Ca^{2+})_{site\ été}$: ratio de concentrations du site en été

Applications

La méthode 3 de calcul de la contribution des sels marins aux PM10 a été appliquée sur le site de Cannes. L'évolution temporelle de cette contribution est présentée sur la Figure 45. La contribution des sels marins aux PM10 à Cannes varie entre 0,5 et 26% avec une moyenne annuelle de 4%. Des épisodes de proportions importantes en sels marins (supérieures ou égales à 10%) sont observés à plusieurs dates : 16/07/2011, 10/08/2011, 28/08/2011, 6/12/2012 et 30/12/2012. Ainsi, même si l'impact moyen des embruns reste en définitive faible sur l'année, certains épisodes montrent un apport marqué en sels marins.

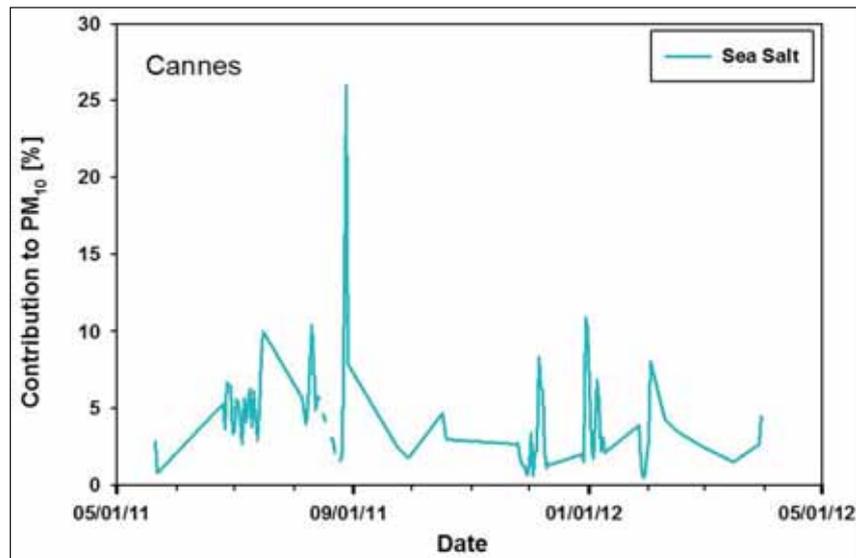


Figure 45 : Evolutions temporelles de la contribution des sels marins aux PM10 (en%) à Cannes

Sur le site de Gap qui ne se trouve pas sous influence marine, le sel présent dans les PM10 provient très probablement des sels de routes, d'autant plus en hiver. La contribution des sels de route aux PM10 a été calculée à l'aide de la méthode 3 de calcul de Road Salt. Dans cette méthode le ratio $(Na^+/Ca^{2+})_{site}$ calculé et utilisé est de 0,34. L'évolution temporelle de la contribution des sels de routes aux PM10 en hiver est présentée sur la Figure 46, la fraction sels de route des PM10 calculée sur le site étant négligeable aux autres saisons. Trois pics sont observés pendant l'hiver : le 17/12/2011, le 25/12/2012 et le 05/01/2012. Hormis ces trois épisodes, la remise en suspension des sels de route représente entre 1 à 3% des PM10.

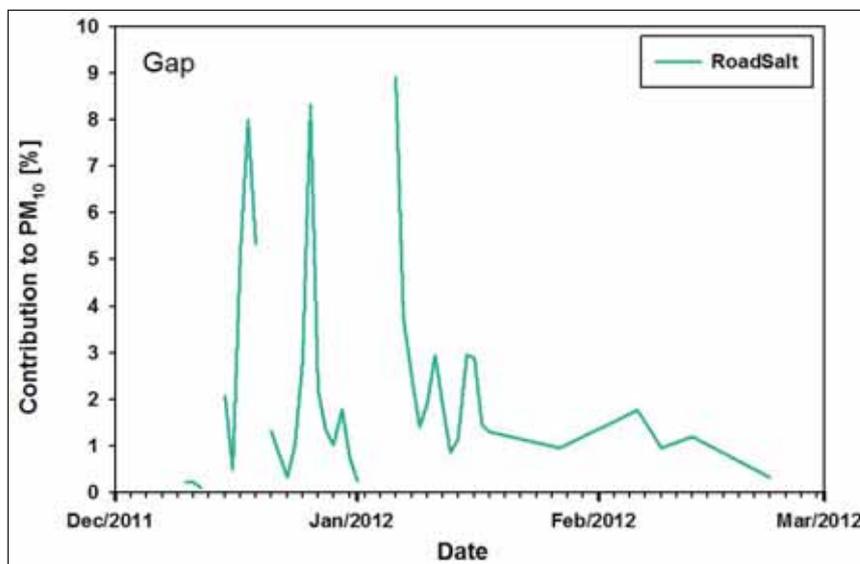


Figure 46 : Evolutions temporelles de la contribution des sels de route aux PM10 (en%) à Gap

4.7.4.2 ESTIMATION DES CONTRIBUTIONS DES POUSSIÈRES CRUSTALES AUX PM₁₀**Etat de l'art**

Les contributions des apports crustaux non marins (« dust nss») aux PM sont estimées en calculant le rapport entre les teneurs en dust nss et la masse totale de PM₁₀. La fraction dust nss peut être calculée à partir d'une méthode issue de la littérature utilisant les concentrations en calcium et sodium mesurées. Cette méthode, reprise par Putaud et al. (2004), est la suivante :

$$[dust\ nss] = \left([Ca^{2+}] - \frac{[Na^+]}{26} \right) \times 5,6$$

Méthode Dust nss, avec [Ca²⁺] : concentration en calcium mesurée, [Na⁺] : concentration en sodium mesurée

Dans cette méthode, le facteur 26 correspond au ratio Na⁺/Ca²⁺ mesuré pour l'eau de mer et permet ainsi de soustraire la concentration en calcium provenant des sels marins à la concentration en calcium mesurée ; le facteur 5,6 tente de prendre en compte les autres espèces minérales présentes dans les poussières, et est basé sur une composition plus ou moins standard (mais en réalité établie avec très peu d'échantillons et de mesures).

Cette méthode permet d'estimer la fraction dust nss des aérosols simplement à partir des concentrations en deux éléments majeurs des espèces ioniques. Elle est donc utilisée couramment et nécessite une identification simple de la composition chimique des PM (généralement par chromatographie ionique). Une de ses limites principales est directement liée à cette mesure, la fraction soluble ionique du calcium ne représentant pas l'ensemble du calcium présent dans les échantillons.

Les évolutions temporelles de la fraction dust nss sur les deux sites sont présentées sur la Figure 47. Sur l'ensemble de la période d'étude, la fraction crustale des PM₁₀ est plus élevée sur le site de Gap que celui de Cannes. En effet, la contribution moyenne annuelle des dust nss aux PM₁₀ est de 15% à Gap et de 9% à Cannes. L'amplitude des variations temporelles est plus élevée sur le site de Gap avec des contributions variant entre 1 et 53%. En particulier, de fortes teneurs en dust nss sont observées au cours de la période d'étude les 5 juin, 23 juillet et 20 décembre 2011, avec des contributions aux PM₁₀ allant de 45 à 55%. Ces épisodes spécifiques pourraient être étudiés au regard des épisodes de poussières sahariennes et de transport à grandes échelles. Ils restent essentiels dans la compréhension des évolutions des PM₁₀ sur ce site, et peut-être dans la compréhension des épisodes de dépassement.

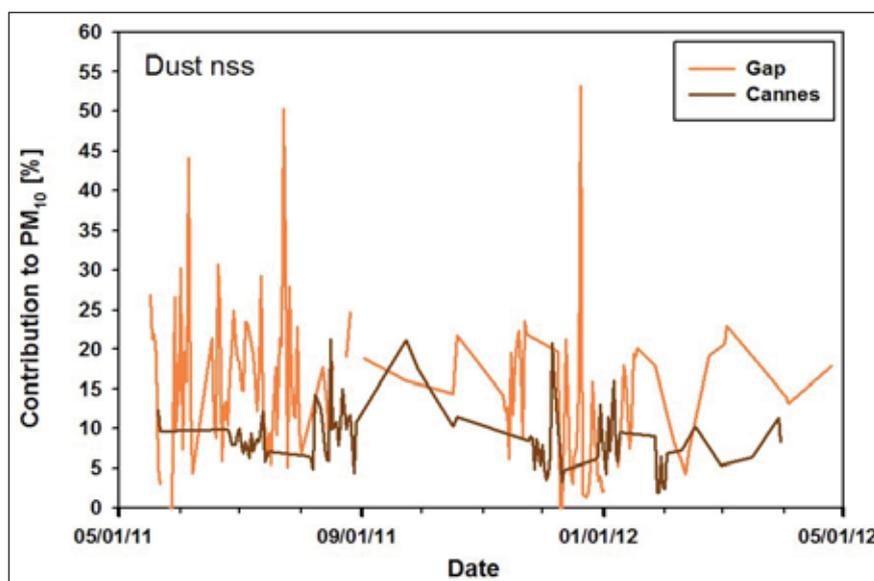


Figure 47 : Evolutions temporelles de la contribution des Dust nss aux PM₁₀ (en%) à Gap et Cannes

4-7-4.3 EVOLUTIONS DES CONCENTRATIONS EN ESPECES ORGANIQUES OXYGENEES

Les traceurs de la combustion de biomasse

Les monosaccharides anhydrides (lévoglucosan et ses deux isomères : mannosan et galactosan) sont des produits de dégradation de la cellulose par pyrolyse et sont ainsi considérés comme des traceurs des émissions de la combustion de biomasse (Simoneit, 1999). Les évolutions temporelles des concentrations en lévoglucosan mesurées sur les deux sites sont présentées sur la Figure 48.

Un cycle saisonnier de la concentration en lévoglucosan est très bien observé sur les deux sites (Figure 48). En été, les concentrations à Gap et Cannes sont très faibles (< 50 – 60 ng/m³). Il est à noter qu'un pic en lévoglucosan (présent également pour ses deux isomères) a été observé le 26/08/2011 à Gap, ce pic pouvant être dû en cette saison à des feux de végétation. En hiver, les concentrations moyennes sont équivalentes sur les deux sites, aux écart-types près et de l'ordre de 1000 ng/m³, avec des maxima de l'ordre de 2 µg/m³. Notons que les minima hivernaux à Cannes peuvent descendre à des valeurs basses, alors que ces concentrations restent élevées à Gap. La montée des concentrations s'observe vers le mois d'octobre à Gap.

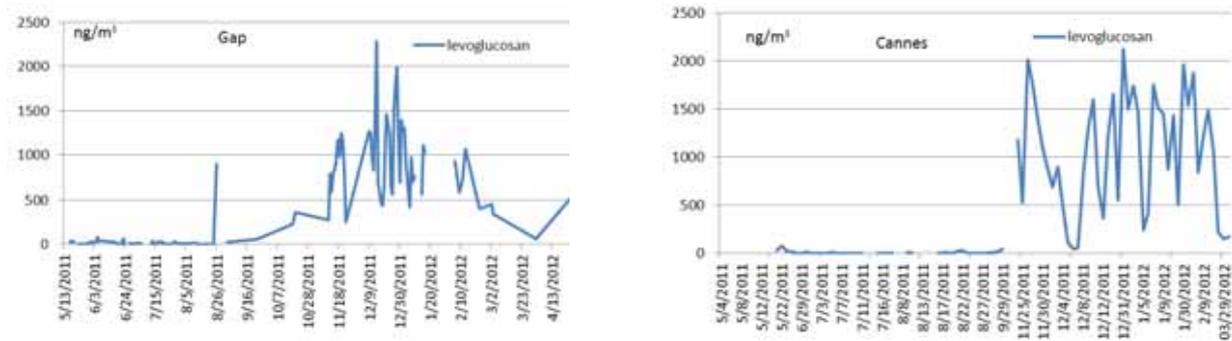


Figure 48 : Evolutions temporelles des concentrations en lévoglucosan (en ng.m⁻³) à Gap et Cannes

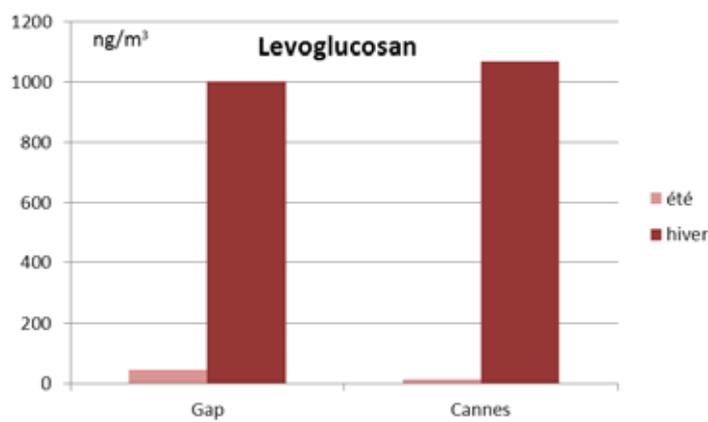


Figure 49 : Concentrations moyennes en lévoglucosan en hiver et été à Gap et Cannes

Les moyennes hivernales à Gap et Cannes sont élevées en comparaison avec les valeurs habituellement rencontrées (voir paragraphe 4.6.2, résultats de lévoglucosan à Gap en février 2010).

Ces mesures indiquent donc un très net impact de la combustion de la biomasse sur ces deux sites, avec des niveaux très comparables.

Les polyols et autres sucres

La Figure 50 présente les moyennes saisonnières des concentrations des autres espèces mesurées lors de l'analyse par HPLC-PAD (polyols et le glucose) pour chacun des deux sites. Ces données sont parmi les premières mesures de telles espèces en France, et la connaissance de la géochimie de ces espèces est encore très fragmentaire. Elles sont généralement considérées comme liées à des émissions biogéniques (entre autres par des processus biologiques dans les sols).

Les sommes des concentrations de ces espèces restent dans des gammes modestes et similaires sur les deux sites et les deux saisons, ne représentant au final qu'une faible fraction de la matière organique et donc des PM₁₀. Le point le plus intéressant est sans doute un cycle qui semble inversé entre les deux sites, avec des concentrations plus élevées en été sur Gap et en hiver sur Cannes.

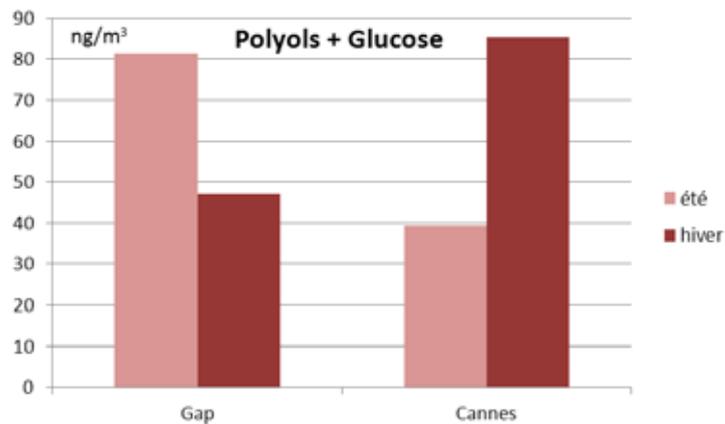


Figure 50 : Moyennes saisonnières de la somme des polyols et du glucose (en ng.m⁻³) à Gap et Cannes

4.7.4.4 EVALUATION DES PROFILS CHIMIQUES DES ESPECES MAJEURES SUR LES SITES DE CANNES ET GAP

A partir des données présentées dans la section précédente, des bilans de masse des PM peuvent être construits par site, présentant les profils chimiques moyens (contribution de chaque espèce à la masse mesurée des PM₁₀ par TEOM FDMS). Nous avons vu que les concentrations étaient relativement différentes entre les périodes estivales et hivernales, ce qui nous amène à distinguer deux types de situations. Les Figure 51 et Figure 52 présentent donc ces profils pour Cannes et Gap, respectivement. Des facteurs de conversion de 1,7 et 1,4 ont été utilisés en hiver et en été respectivement, pour passer des mesure de OC à une estimation de l'OM.

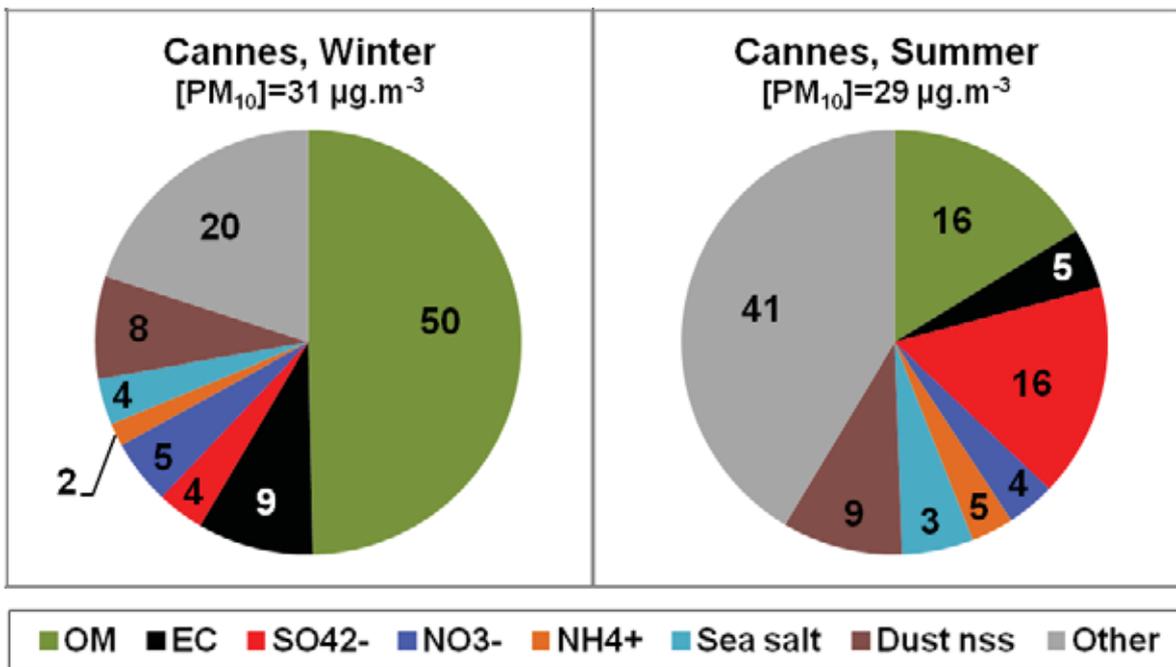


Figure 51 : Profils chimiques des espèces majeures sur le site de Cannes en hiver et été

Des profils très différents sont observés entre les deux saisons, pour des concentrations moyennes très similaires. La matière organique domine nettement en hiver, associée à une forte proportion d'EC, l'ensemble témoignant de l'impact de processus de combustion. Un tel profil n'était pas nécessairement attendu pour ce type de site. A contrario, les contributions des espèces ioniques secondaires sont faibles, ainsi que celles des espèces liées aux embruns marins. Les différences les plus notables en été sont la très forte diminution de la contribution organique, l'augmentation de la fraction de sulfate secondaire, et le doublement de la fraction indéterminée, sans doute à attribuer aux artéfacts de mesures sur filtres (par rapport aux mesures FDMS prenant en compte la fraction volatile).

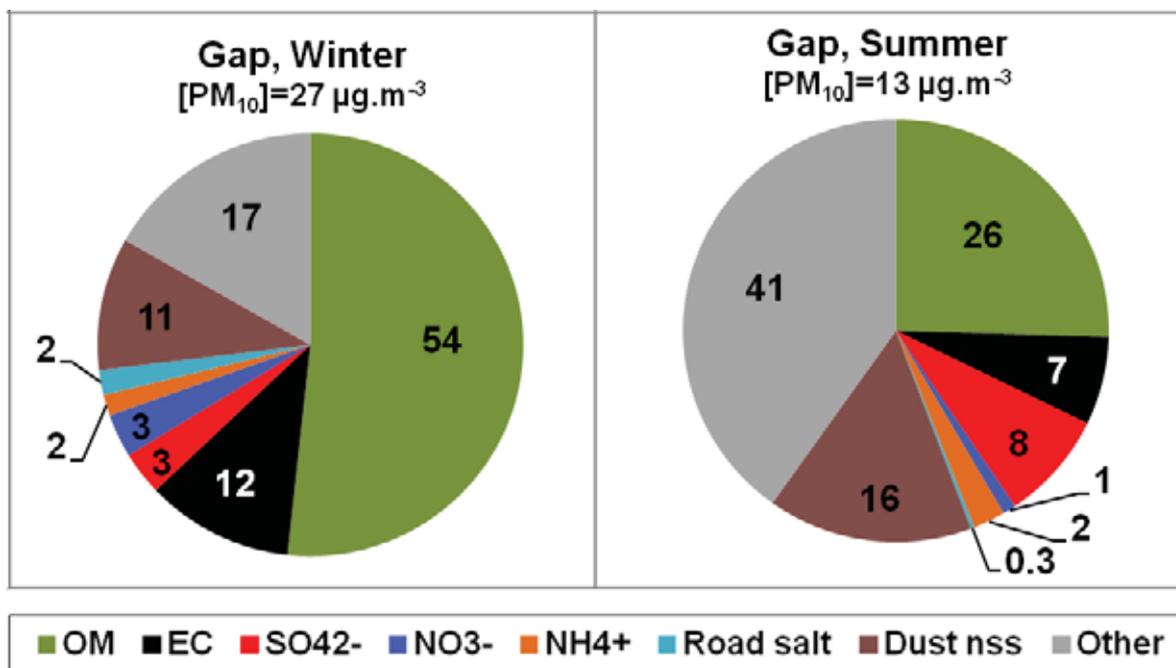


Figure 52 : Profils chimiques moyens sur le site de Gap en hiver et été

Pour Gap (Figure 52), certains des éléments mis en évidence à Cannes sont retrouvés : importance de la fraction carbonée en hiver, diminution de cette fraction en été, augmentation de l'impact du sulfate en été, et finalement large augmentation de la fraction non déterminée liée aux artéfacts de prélèvements

plus importants en période chaude. Les différences majeures entre les deux sites sont à chercher dans une fraction crustale bien plus importante à Gap qu'à Cannes, surtout en été, ainsi que dans une fraction de sulfate secondaire plus faible sur le site de l'intérieur que sur le site de bord de mer.

4.7.4.5 ETUDE SPECIFIQUE LORS DE JOURNEES MARQUEES PAR DES FORTES CONCENTRATIONS EN PM10

Ce paragraphe a pour objectif d'analyser les valeurs des différentes espèces chimiques mesurées lors de journées signées par des concentrations en PM10 supérieure à 30 µg/m³

Les figures suivantes présentent, pour les sites de Gap et de Cannes les teneurs en ions, EC/OC (plus lévoglucosan) ainsi que les concentrations en PM10, NO et NO₂

Site de Gap :

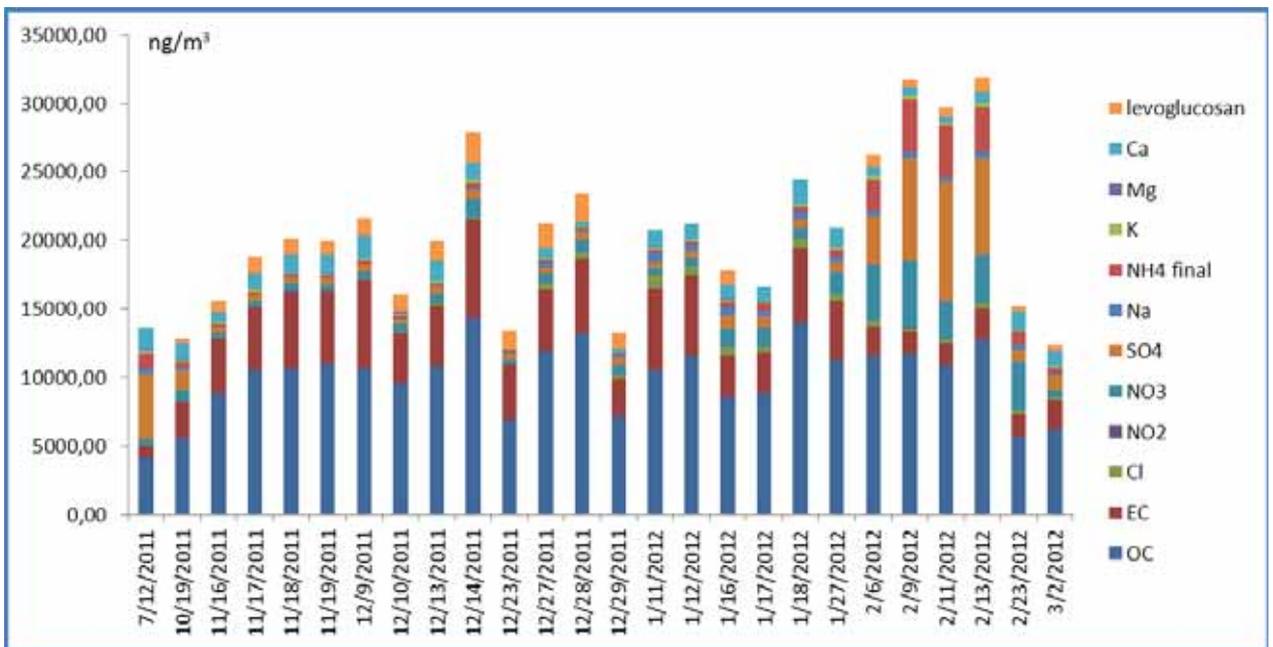


Figure 53 : Spéciation des PM10 (en masse) à Gap pour des concentrations en PM10 > à 30 µg/m³ (fraction analysée seulement)

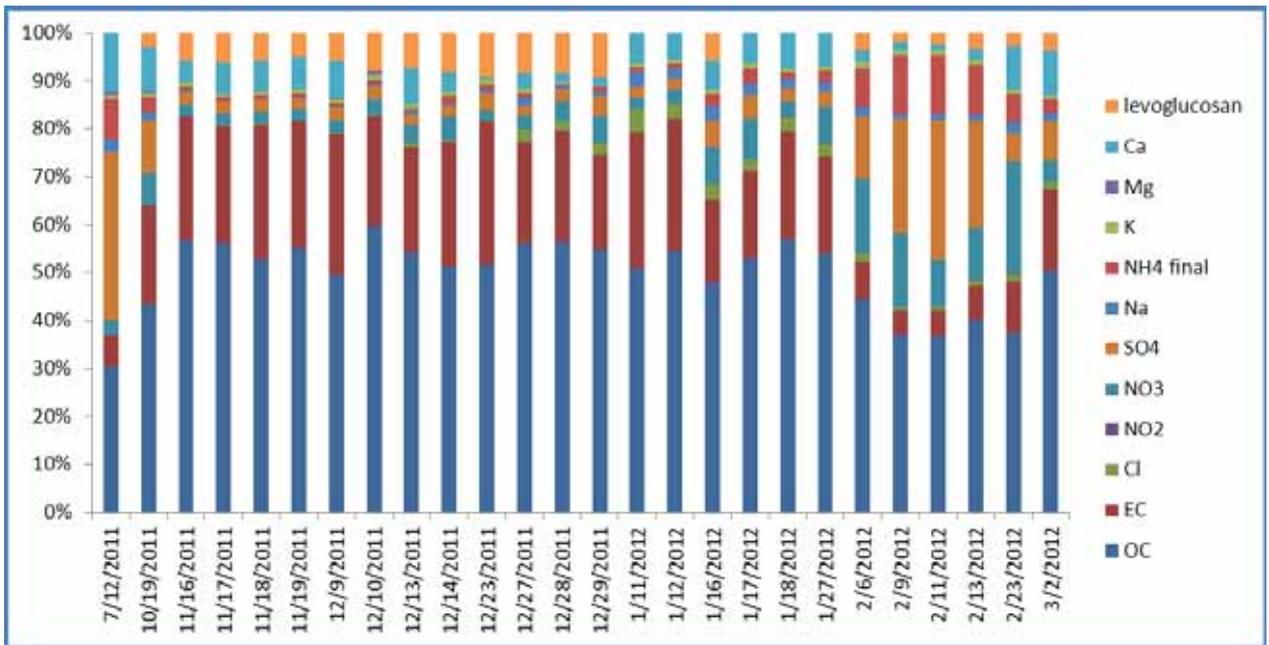


Figure 54 : Spéciation des PM10 (en %) à Gap pour des concentrations en PM10 > à 30 µg/m³ (fraction analysée seulement)

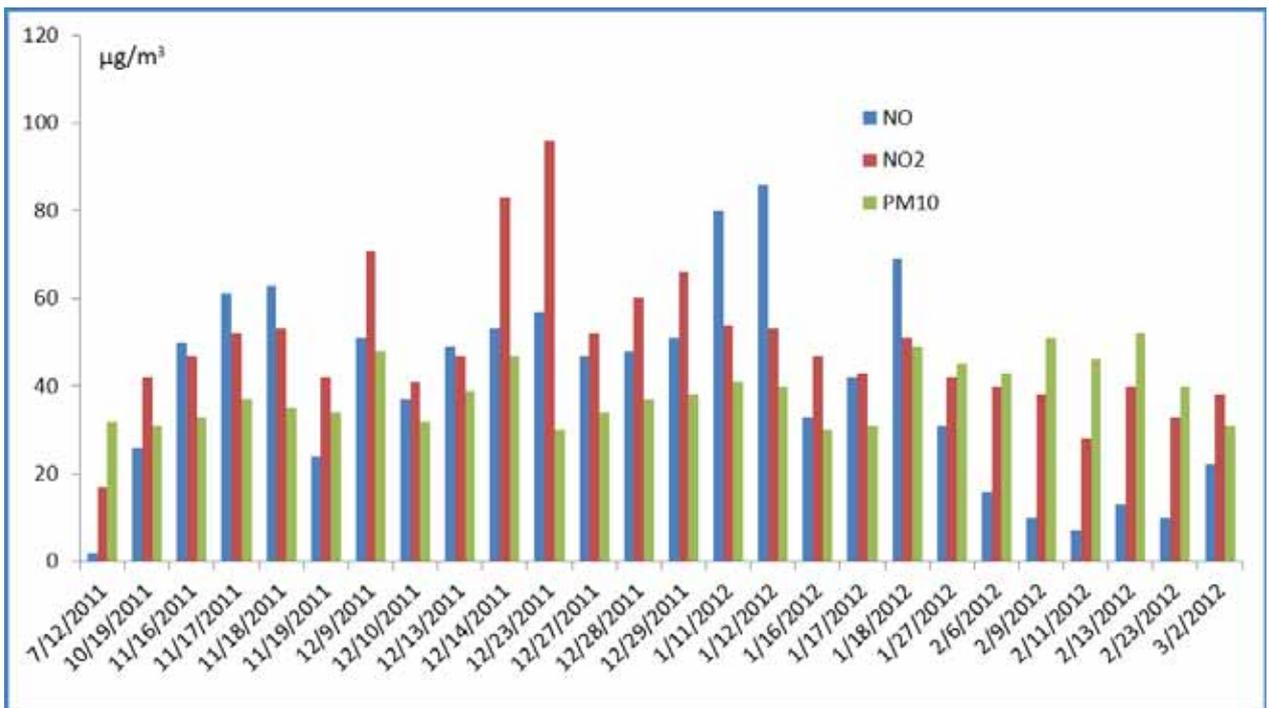


Figure 55 : Evolutions temporelles des concentrations en PM10, NO et NO2, à Gap

Site de Cannes :

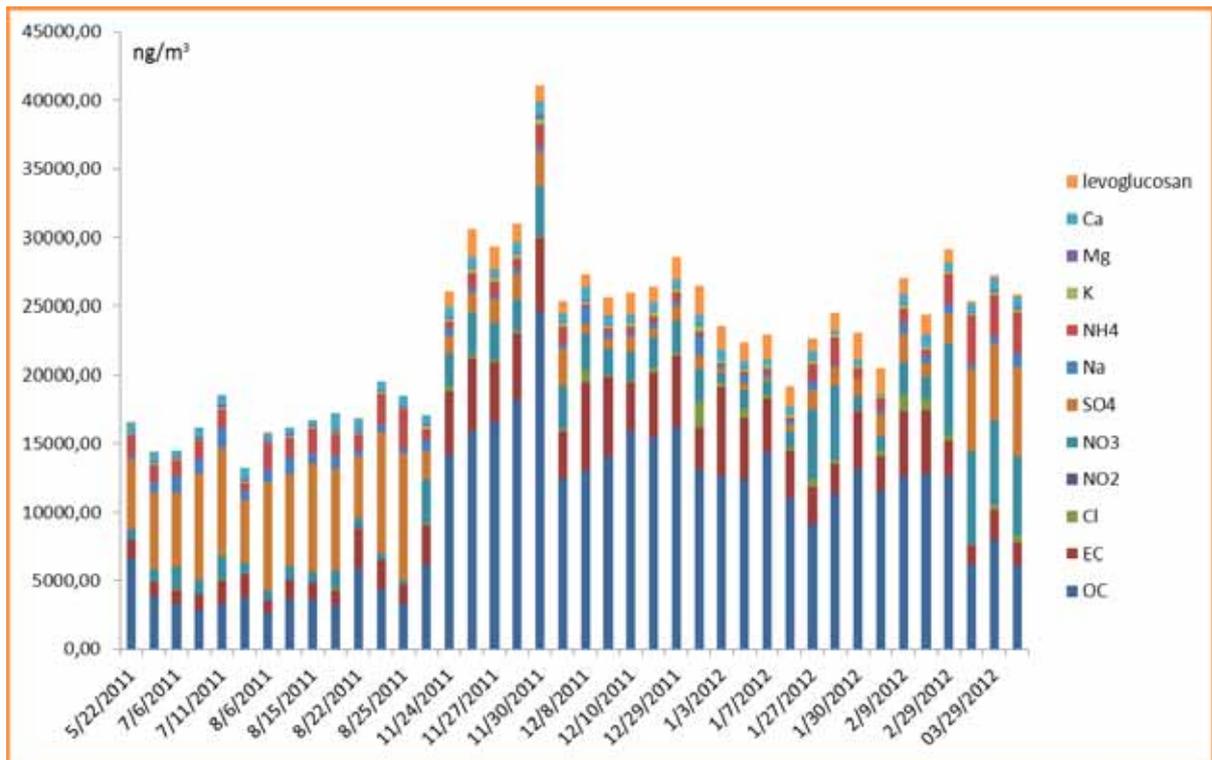


Figure 56 : Spéciation des PM₁₀ (en masse) à Cannes pour des concentrations en PM₁₀ > à 30 µg/m³ (fraction analysée seulement)

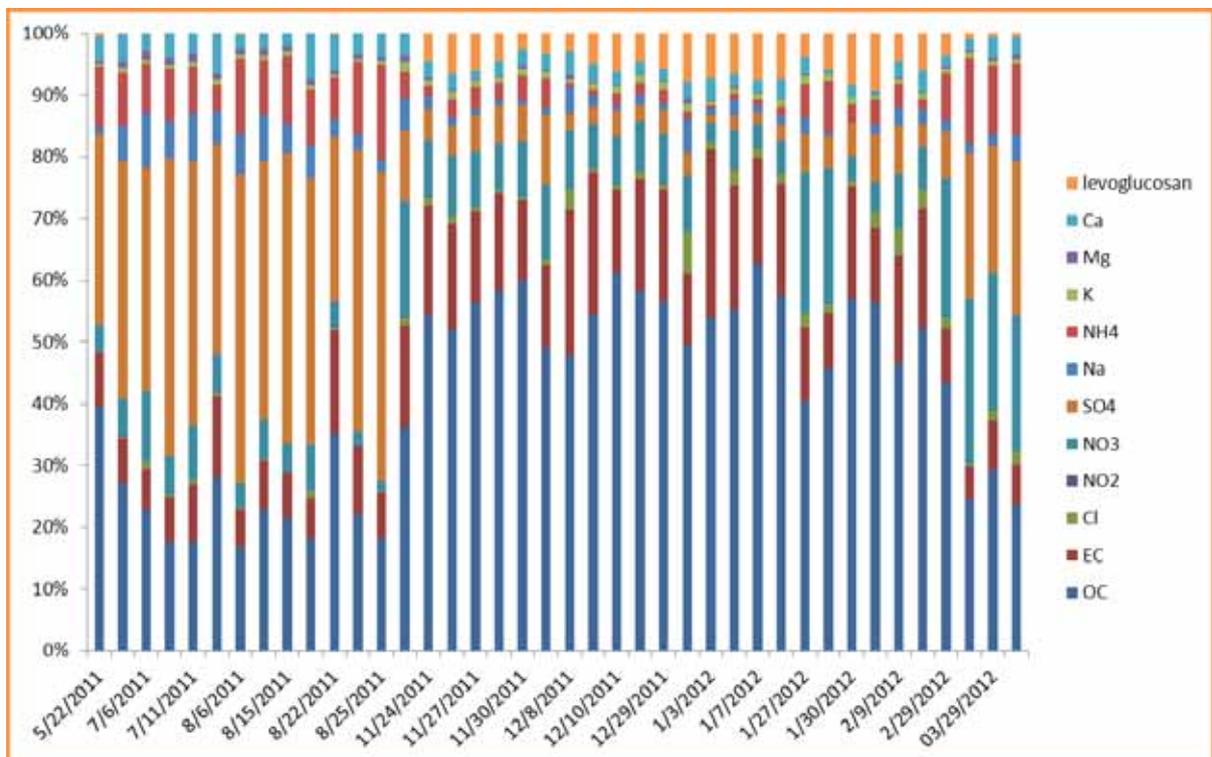


Figure 57 : Spéciation des PM₁₀ (en %) à Cannes pour des concentrations en PM₁₀ > à 30 µg/m³ (fraction analysée seulement)

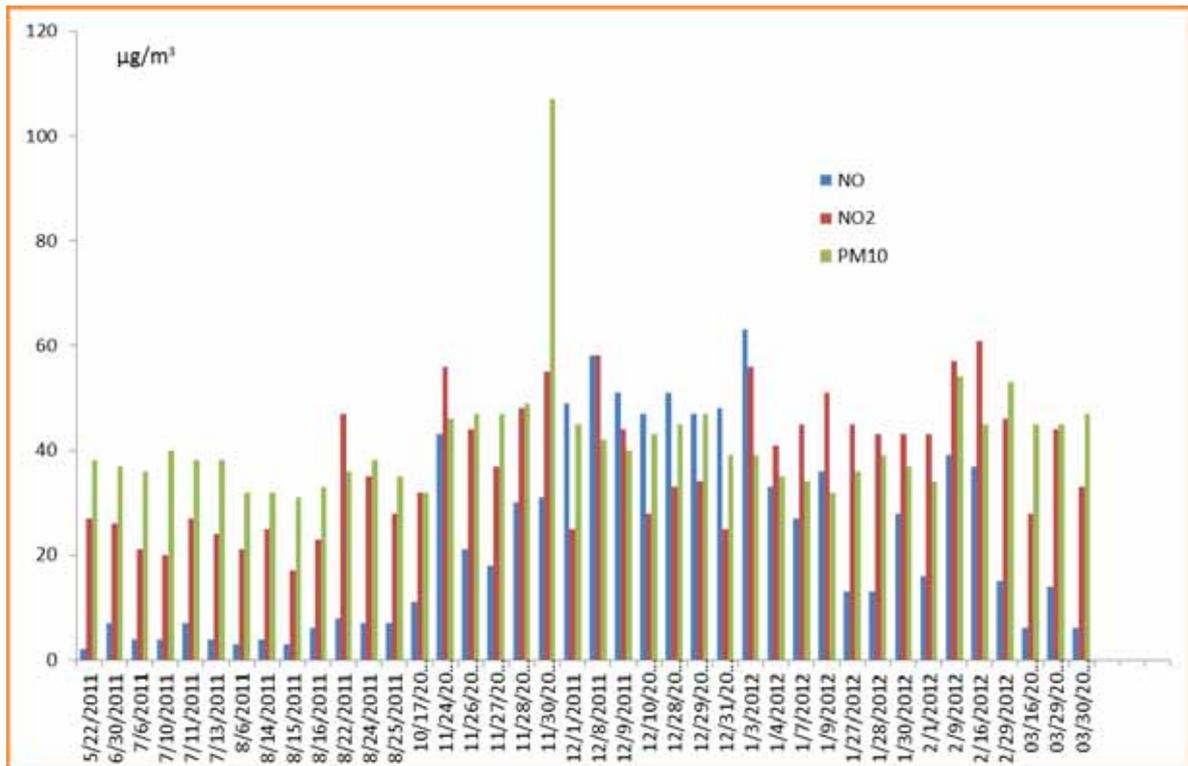


Figure 58 : Evolutions temporelles des concentrations en PM₁₀, NO et NO₂, à Cannes

Les figures précédentes permettent d'isoler trois familles distinctes d'espèces chimiques dans la composition de PM₁₀, en fonction de la période mesurée, pour des concentrations en PM₁₀ supérieures à 30 µg/m³

- Espèces ioniques
- Matière organique OC + lévoglucosan
- Matière organique et carbonée EC + OC

Les PM₁₀ sont majoritairement composée en espèces ionique, d'une part en été, en relation avec la pollution photochimique rencontrée en région PACA, mais aussi en période hivernale durant certains épisodes ponctuels. Pour le site de Cannes (à moindre mesure pour le site de Gap), plus sujet à la pollution photochimique et au transport de particules secondaires, cet apport en espèces ionique est très marqué sur les filtres analysés durant la période estivale. Ce résultat appuie les conclusions de l'étude « FORMES » qui illustraient une part très importante, pour la ville de Marseille, des particules fines secondaires (de composition espèce ionique) dans la composition des PM₁₀. Ces particules sont également dites « âgées », pouvant se déplacer sur de très grandes échelles. La période hivernale montre également des compositions en espèces ioniques majoritaires, mesurées sur les deux sites, très probablement liées à une pollution à grande échelle ponctuellement rencontrée en France, voire en Europe en période hivernale.

Les fortes teneurs en matière organique et carbonée sont mesurées dans deux cas de figure distincts pour les deux sites de Cannes et Gap :

Un apport en matière organique « OC » (incluant le lévoglucosan), a été mesuré sur les deux sites, en période hivernale. Cet apport peut être mis en relation avec des conditions atmosphériques froides et stables, mais surtout avec la prédominance de la source d'émission chauffage résidentiel (bois, matière fossile, ...) conséquente en cette période, peut-être aussi associée à des épisodes de brûlage de déchets verts. Une caractéristique de ces épisodes est marquée par des pourcentages de la matière « OC »,

lévoglucosan et « EC » sensiblement identiques, mais aussi par de très faibles concentrations en espèces ioniques. De plus, les concentrations en NO₂ et NO mesurés durant ces périodes sont classiques avec des teneurs rencontrées habituellement dans ces types d'agglomérations, avec un ratio NO/NO₂ bien inférieur à 1 (pas de sources de combustion proche du site de mesure).

Le second cas se caractérise par des fortes concentrations en NO et un ratio NO/NO₂ majoritairement supérieur à 1, des teneurs en EC importantes avec un ratio EC / OC supérieur au cas précédent, des concentrations en lévoglucosan très faibles et des concentrations en espèces ioniques très faibles. L'origine des PM₁₀ rencontrées durant ces épisodes est très probablement liée à une source de combustion de matière fossile proche du site de mesure (véhicules, ...), associée à des conditions atmosphériques stables et favorables à l'accumulation de ces polluants.

4.7.5 ESTIMATION DES CONTRIBUTIONS DES SOURCES

Les contributions de différentes sources à la composition chimique des PM₁₀ peuvent être estimées à partir des analyses chimiques réalisées. Ces estimations simples sont réalisées à partir de rapports caractéristiques issus de la littérature. Les méthodes pour les calculs des fractions marines et crustales ont déjà été présentées ci-dessus. Les méthodes pour les estimations des fractions « émission de combustion de la biomasse » et « émissions véhiculaires directes » sont présentées ci-dessous. Les contributions sont établies par rapport aux mesures des PM₁₀ mesurées par TEOM FDMS.

Combustion de biomasse

A partir des concentrations en carbone organique et en lévoglucosan, et en utilisant les données à l'émission de la littérature (Fine et al., 2004), la matière organique provenant des émissions de la combustion de biomasse est estimée à partir de la relation suivante :

$$OM_{BB} = [\text{lévoglucosan}] \times 7,35 \times 1,7$$

avec [lévoglucosan] : concentration atmosphérique en lévoglucosan (en ng.m⁻³ ou µg.m⁻³)

OM_{BB} : matière organique due à la combustion de biomasse

Les facteurs 7,35 et 1,7 correspondent respectivement aux ratios OC/Lévoglucosan et OM/OC issus de mesures effectuées à l'émission pour des bois durs par Fine et al. (2004). Ces facteurs sont couramment utilisés pour les études européennes.

De même, le carbone élémentaire émis par la combustion de biomasse est estimé à l'aide de la formule suivante où le facteur 2,72 est issu de mesures d'EC et de lévoglucosan à l'émission pour des bois durs (Fine et al., 2004).

$$EC_{BB} = [\text{lévoglucosan}] / 2,72$$

Emissions véhiculaires directes

A partir des concentrations en carbone élémentaire et en utilisant les données à l'émission de la littérature (El Haddad et al., 2009), les concentrations en EC et OM provenant des émissions véhiculaires directes sont calculées ainsi :

$$EC_{VEH} = [EC] - EC_{BB}$$

$$OM_{VEH} = (EC_{VEH} / 1,65) \times 1,2$$

Avec [EC] : concentration en carbone élémentaire (en ng.m⁻³ ou µg.m⁻³)

Le facteur 1,65 est le ratio entre l'EC et l'OC pour des mesures à la source des émissions véhiculaires (El Haddad et al., 2009). Le ratio OM/OC utilisé pour les émissions véhiculaires directes est de 1,2. La contribution des émissions véhiculaires obtenue par cette approche mono-traceur est basée sur l'hypothèse que l'EC mesuré provient très majoritairement de la combustion du bois et des émissions

véhiculaires. Cette hypothèse est raisonnable sur des zones résidentielles en hiver en l'absence de toute autre source identifiée émettrice d'EC.

La concentration en matière organique (OM) est déterminée en appliquant un facteur correctif prenant en compte les atomes autres que le carbone formant la matière organique (en particulier l'oxygène). Ce facteur correctif est classiquement de 1,7 pour la combustion de bois et de 1,2 pour les émissions véhiculaires (Turpin and Lim, 2001). Pour la matière carbonée ne provenant pas exclusivement d'une de ces deux sources spécifiques, tel que c'est généralement le cas pour une atmosphère de fond urbain ou rural, un facteur médian de 1,4 est utilisé en périodes printanière et estivale. En périodes automnale et hivernale, lorsque les émissions dues à la combustion du bois sont plus importantes, le facteur utilisé est alors de 1,7.

Applications aux sites de Gap et Cannes pour les moyennes hivernales et estivales

Les Figure 59 et Figure 60 présentent l'application de ces méthodes pour les données obtenues aux deux sites. Il est au final très remarquable de noter que les deux sites montrent des impacts assez similaires pour les sources considérées, ainsi que des évolutions saisonnières elles aussi similaires : contributions de la combustion de biomasse de l'ordre de 40 à 50 % en hiver, quasi nulle en été ; contributions des émissions véhiculaires directes de l'ordre de 10-13 % en hiver, un peu moins en été ; faibles contribution des sels marin / sels de salage de route ; contribution des espèces ioniques secondaires de l'ordre de 10 % en hiver ; fraction indéterminée (en partie liée aux artéfacts de prélèvement) de l'ordre de 20 % en hiver et de 40 % en été. Les différences les plus nettes sont d'une part une grande fraction de sulfate à Cannes en été (probablement liée aux apports de particules secondaires), et d'autre part une fraction crustale importante à Gap en été.

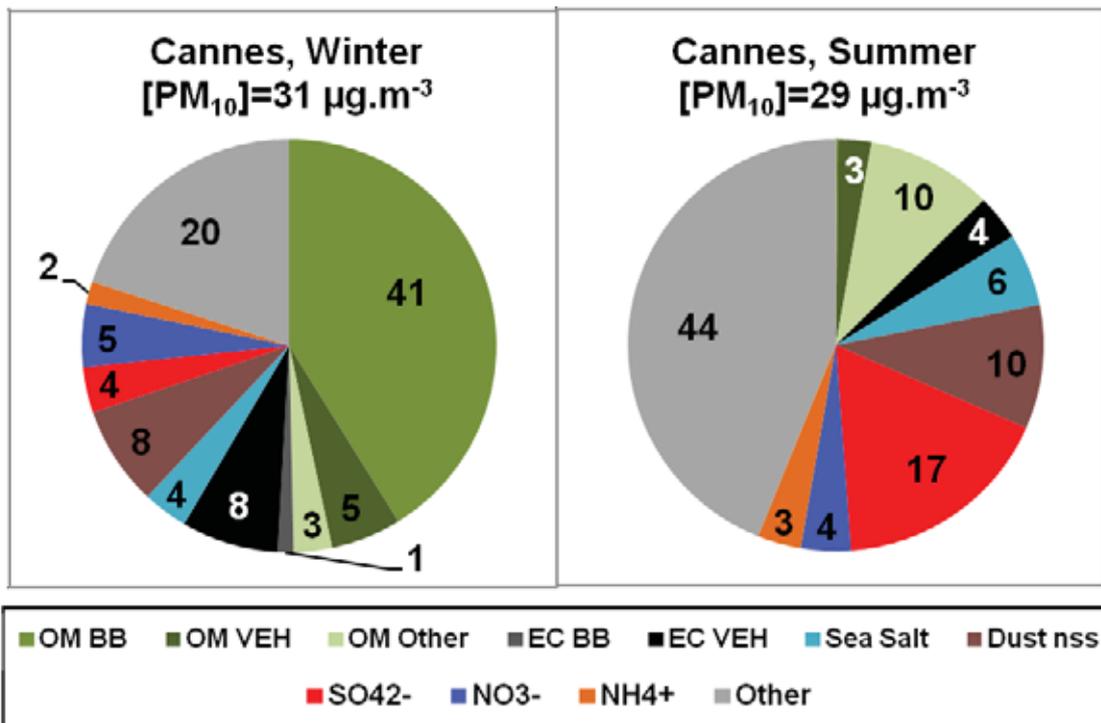


Figure 59 : Estimation des contributions de différentes sources d'émissions à la composition des PM10 mesurées à Cannes

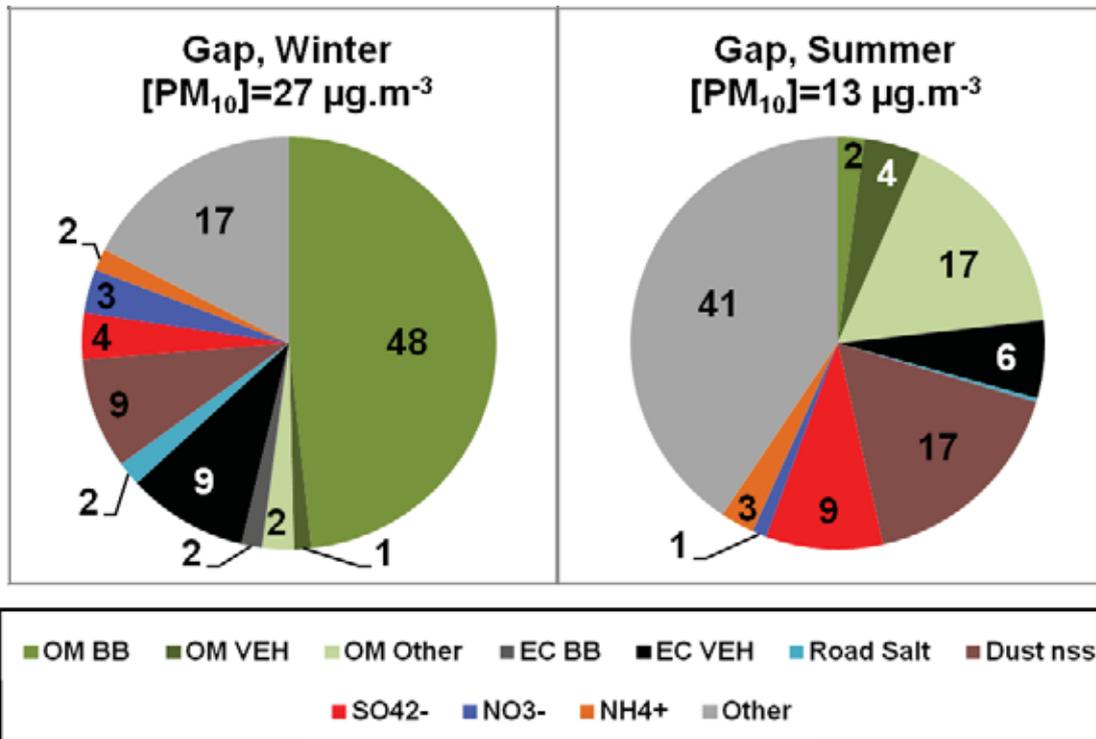


Figure 6o : Estimation des contributions de différentes sources d'émissions à la composition des PM₁₀ mesurées à Gap

5 ANALYSE DES RESULTATS

Cette analyse et synthèse autour de la thématique des particules fines dans les vallées Alpines et sur le littoral urbanisé présente plusieurs objectifs, et permet notamment :

- D'évaluer le niveau moyen du niveau de fond (PM) dans les Alpes Maritimes.
- D'évaluer l'étendue spatiale des dépassements des valeurs réglementaires
- D'affiner les connaissances sur les contributions par secteur d'activité dans la vallée alpine telle que les vallées des Paillons, en identifiant les différentes sources d'émission avérées ou suspectées dans les vallées Alpines et le littoral urbanisé
- De développer des méthodologies pour améliorer le cadastre d'émissions pour les sources présentant des incertitudes ou non calculées (chauffage bois, brûlage déchets verts, ...)

5.1 LES PARTICULES FINES DANS LES VALLEE ALPINES ET LE LITTORAL URBANISE : ETUDE SUR LES ALPES MARITIMES ET LA VILLE DE GAP

L'analyse des concentrations des particules fines PM₁₀ et PM_{2,5} au paragraphe 2.3.1, montre une croissance généralisée des valeurs jusqu'en 2007, avec un pic durant cette année suite à la mise en place d'une nouvelle technique de mesure tenant compte de la part volatile des particules. Les concentrations ont ensuite tendance à se stabiliser, voire baisser jusqu'en 2011.

La météorologie influe également sur les niveaux de ce polluant, une année présentant des conditions atmosphériques stables aura tendance à montrer des niveaux de particules fines assez élevés.

De même, les typologies différentes influent sur les teneurs mesurées en particules fines. Aussi un site de typologie « trafic » (Nice Magnan par exemple) montre des concentrations plus fortes, car plus exposé aux émissions. Les sites de typologie industrielle de Contes et Peillon montrent les plus fortes valeurs en PM₁₀. Ces deux sites de mesure sont situés dans des vallées de l'arrière-pays niçois. Ils sont impactés notamment par les activités de carrière et de cimenterie. Les différentes sources et causes de fortes teneurs en particules fines sur ces deux sites sont détaillées au paragraphe 4.1.

Les teneurs en particules fines sont dépendantes des conditions atmosphériques, des différentes sources d'émissions, mais aussi de la pollution photochimique, bien que cette dernière soit moins marquée dans les Alpes Maritimes que dans les bouches du Rhône par exemple. Ainsi, l'étude « Formes », paragraphe 4.2, montre une part importante de particules secondaires très fines, de type PM₁, en période estivale sur l'agglomération marseillaise. Ces résultats sur Marseille peuvent être exportés sur l'ensemble des zones impactées par la pollution photochimique en période estivale.

En termes de niveau de fond dans les principales agglomérations des Alpes Maritimes (Nice, Cagnes sur Mer, Cannes, ...), les différentes mesures montrent de concentrations annuelles souvent inférieures à la valeur limite réglementaire de 40 µg/m³, hormis certaines années et notamment sur le site de mesure de Cannes Broussailles (Figure 5).

Les mesures effectuées sur l'arrière-pays niçois, dans les vallées alpines de Contes et Peillon présentent des concentrations quant à elles assez élevées au vue des normes réglementaires, avec des dépassements réguliers de la valeur limite annuelle.

Les évolutions journalières des concentrations en PM₁₀, en 2011, sont disparates en fonction du site de mesure (Figure 13). La plupart montrent deux pics bien marqués, le matin et l'après-midi, liés à l'activité économique reliée au site de mesure : trajet « travail – domicile » pour les sites urbains, trafic lié à l'activité industrielle pour les sites de Contes et de Peillon. Cette tendance est moins marquée sur les

sites de Cagne sur mer et de Cannes par exemple, proches du littoral et avec une population dense durant la période estivale. En effet, l'évolution journalière des concentrations en PM₁₀ est plus lissée et plus stable au cours de la journée sur ces sites du fait de la particularité touristique de ces zones.

Les concentrations mensuelles en PM₁₀ varient également en fonction des sites de mesure mais aussi de la période considérée (Figure 15). La période estivale montre une baisse de ces teneurs, principalement liée à la diminution des émissions du chauffage résidentiel, et des conditions atmosphériques favorables à la dispersion des polluants. Cette baisse est par contre plus faible sur les agglomérations touristiques de la Côte d'Azur, (Nice, Cannes ou Cagnes sur Mer par exemple), avec un trafic routier plus dense et donc un accroissement des émissions de ce secteur. De plus, la pollution photochimique qui produit des particules fines secondaires, contribue aux émissions durant la période estivale.

Les valeurs de fond varient globalement entre 25 et 30 µg/m³ en période hivernale sur les sites urbains, et entre 20 et 25 µg/m³ en période estivale. Cette même valeur de fond varie entre 35 et 40 µg/m³ en période hivernale et entre 25 et 35 µg/m³ en période estivale sur les deux sites industriels.

Les pointes de concentration en PM₁₀ sont nettement plus marquées sur les deux sites industriels, avec des valeurs proches de 70 µg/m³ pour le site de Contes et 60 µg/m³ pour le site de Peillon. Ces pics sont plus proches de 40 à 45 µg/m³ sur les sites urbains de la zone considérée.

En termes de concentration de PM_{2.5}, la valeur limite européenne de 25 µg/m³ en moyenne annuelle, est respectée sur les deux sites de mesure de Cannes et Peillon.

La Figure 8 montre la pollution de pointe par les PM₁₀ à travers le nombre de dépassements du seuil réglementaire journalier de 50 µg/m³, sur les sites de mesure de la zone considérée. Depuis 2002, la majeure partie des sites de mesure des Alpes Maritimes respectent cette norme. Les sites de Contes et de Peillon marquent une nette différence, avec des dépassements de cette norme quasi systématiquement depuis 2002. Ces deux sites sont de typologie « industrielle », et mesurent des teneurs en PM₁₀ plus importantes que les sites urbains des Alpes Maritimes.

5.2 ANALYSE DE L'ÉTENDUE SPATIALE DES DÉPASSEMENTS DES VALEURS RÉGLEMENTAIRES POUR LES PARTICULES FINES DANS LA ZAS DE NICE

Une analyse de l'étendue spatiale des dépassements de valeurs limites pour les particules fines PM₁₀ a été réalisée par Air PACA, pour l'année de référence 2009. Elle consiste à évaluer les zones, d'une part, où les valeurs limites en PM₁₀ ne sont pas respectées au niveau de la ZAS (Zone Administrative de Surveillance) de Nice, mais aussi à évaluer le nombre d'habitants exposés aux dépassements des valeurs limites en PM₁₀.

5.2.1 ETENDUE SPATIALE :

Il a été possible d'évaluer l'étendue spatiale des dépassements de la valeur limite en PM₁₀ à partir des modèles haute résolution, mais aussi à partir des données enregistrées par les stations de mesure d'Air PACA. Ainsi, l'analyse des données des stations de mesure montre que toutes les stations de mesure d'Air PACA dépassant la valeur annuelle PM₁₀ (40 µg/m³) dépassent aussi la VL journalière PM₁₀ (moins de 35 jours supérieurs à 50 µg/m³). L'inverse n'est pas toujours vrai. C'est donc la surface de la zone touchée par le dépassement de cette seconde valeur limite qui sera pris en compte. En complément de la modélisation des concentrations en PM₁₀ par la plateforme urbaine de l'agglomération de Nice (cf. action 5.5.4 AERA), il est possible d'utiliser la relation avec d'autres polluants et en particulier le NO₂ pour lequel Air PACA dispose d'une meilleure connaissance dans les villes. En effet, dans la plupart des zones en dépassement (zones urbaines), la source majoritaire de pollution est le transport.

Cette démarche n'est pas utilisée dans les zones industrielles des vallées des Paillons, dans la mesure où l'origine et la nature des particules sont différentes, et donc la corrélation entre les PM₁₀ et le NO₂ est moins évidente.

La corrélation entre la moyenne annuelle de NO₂ et le nombre de dépassements de la valeur limite journalière PM₁₀ est correcte, avec un coefficient de corrélation $R=0.69$ calculé sur les stations urbaines et trafic de 2007 à 2009. Sur la base de l'équation de la droite de régression ($[NO_2]=0.33*[PM_{10}]+24,86$), il est possible d'estimer que pour les concentrations en NO₂ supérieures à 37 µg/m³ en moyenne annuelle, la valeur limite journalière en PM₁₀ est elle aussi dépassée.

Il est alors possible d'utiliser les résultats du modèle haute résolution de l'agglomération de Nice en NO₂, pour estimer la surface concernée par le dépassement de la VL PM₁₀.

Le risque de dépassement de la valeur limite journalière en PM₁₀ est représenté en trois niveaux :

- Dépassement possible : supérieur à l'équivalent NO₂ minoré d'une marge de 5 µg/m³, soit 32 µg/m³.
- Dépassement probable : supérieur à l'équivalent NO₂, soit 37 µg/m³. C'est le seuil utilisé pour les estimations de population et de surface.
- Dépassement très probable : supérieur à l'équivalent NO₂ majoré d'une marge de 5 µg/m³, soit 42 µg/m³.

Remarque sur les vallées des Paillons : cette partie de la carte est construite à partir des résultats de mesure de l'année 2009, durant laquelle pour la première fois depuis 2002 le site de Peillon a respecté la valeur réglementaire journalière en particules. La vallée de Peillon reste donc seulement en dépassement possible. Les zones de carrières très émettrices (Contes, Drap, Peillon) et la zone de la vallée de Contes où le dépassement est avéré par la station de surveillance sont considérées en « dépassement très probable ».

La Figure 61 montre ainsi les principaux risques de dépassement de valeurs limites qui se concentrent autour des principaux axes de circulation et dans le centre-ville de Nice, essentiellement à cause de la pollution des transports. Au nord-est, les vallées des Paillons regroupent plusieurs activités industrielles

dans une zone favorable à l'accumulation de la pollution, ce qui entraîne un risque spécifique aux particules en suspension.

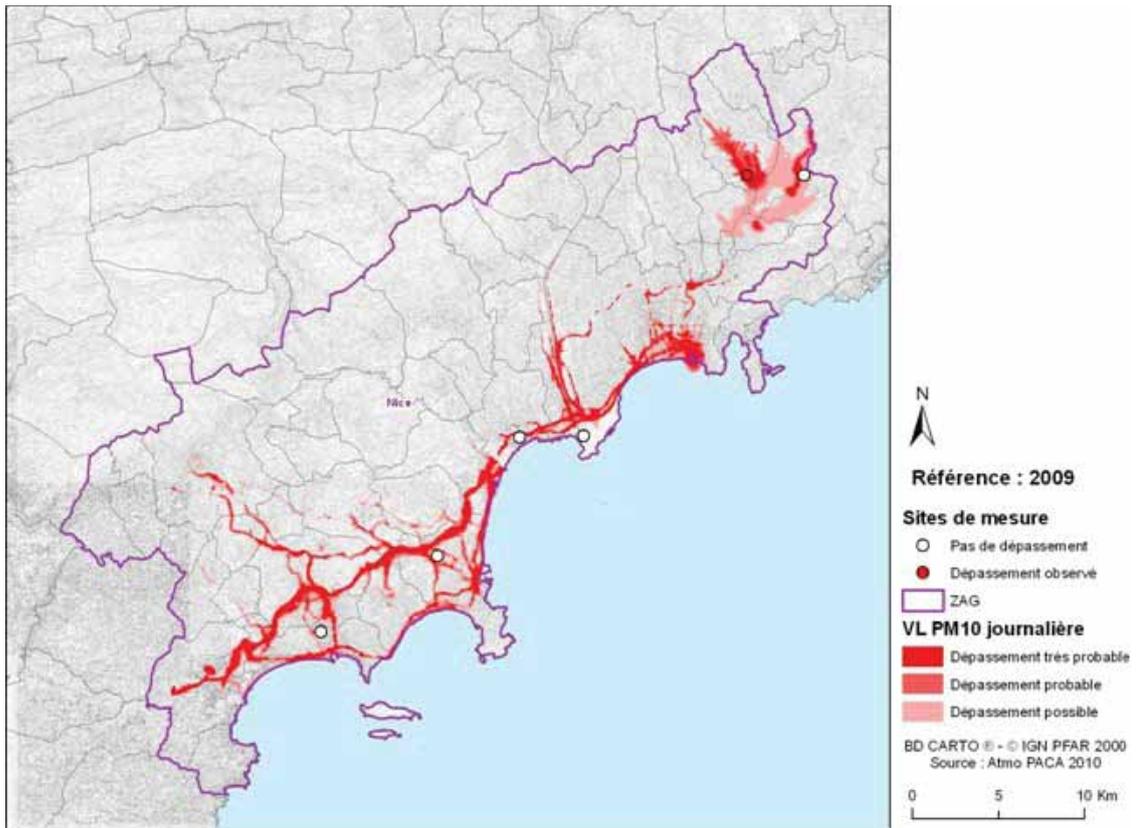


Figure 61 : Carte de risque de dépassement de la valeur limite en PM10 en 2011 sur la Zone Administrative de Surveillance de Nice

5.2.2 EXPOSITION DE LA POPULATION :

Des premiers calculs d'exposition de la population ont été réalisés à l'échelle urbaine dans le cadre du PPA o6 afin de prendre en compte la variabilité spatiale de la pollution par les particules fines dans la ZAS de Nice. Le paramètre utilisé pour l'estimation de la population exposée est toujours la valeur limite journalière PM10 ($P_{90.4} > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), qui est le critère le plus pénalisant à ce jour.

L'estimation a été réalisée sur la zone où une modélisation fine est disponible, et sur les territoires similaires proches. Certaines zones n'ont par conséquent pas fait l'objet de cette estimation.

Les zones prises en compte dans cette estimation représentent la majeure partie de la zone PPA o6. Le territoire non pris en compte le plus notable est l'ensemble des vallées des Paillons, dont la pollution spécifique n'a pas encore fait l'objet d'une simulation. Les zones urbanisées des extrémités est et ouest sont également hors domaine

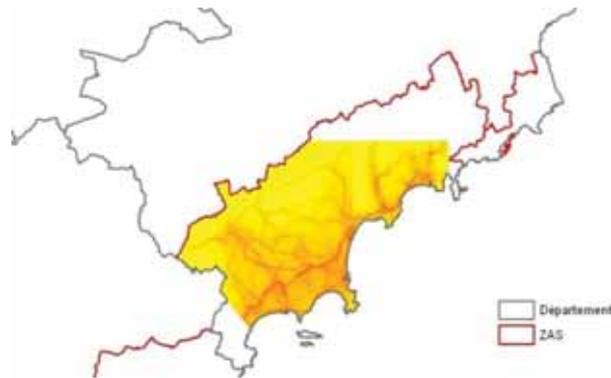


Figure 62 : Carte de la ZAS de Nice, et de la zone modélisée

La Méthode sur l'évaluation de l'exposition de la population aux particules fines sur l'agglomération niçoise est décrite par la Figure 63 ci-dessous :

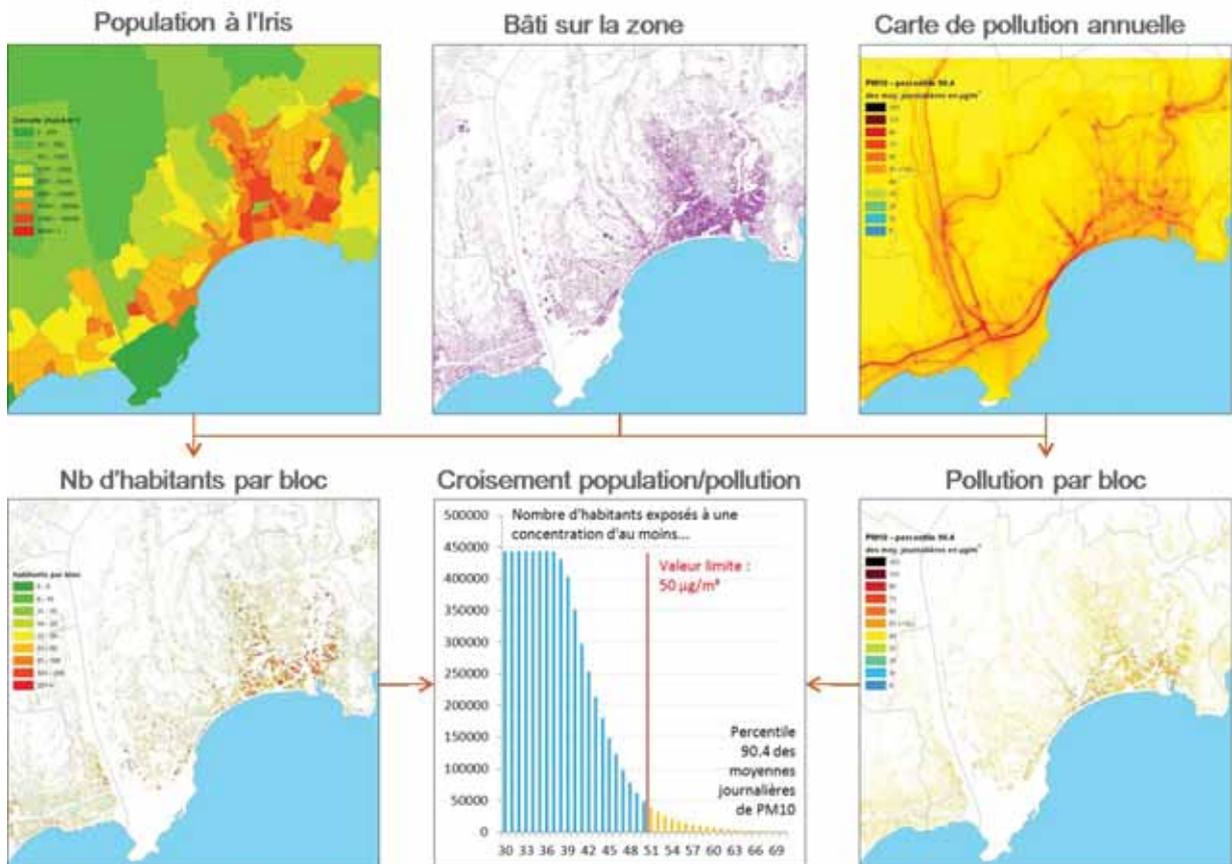


Figure 63 : Carte Méthode sur l'évaluation de l'exposition de la population aux particules fines sur l'agglomération niçoise

Sur la zone d'étude, la population à l'échelle de l'Iris a tout d'abord été évaluée, grâce aux bases de données et outils de SIG (Système d'Information Géographique) à disposition d'Air PACA. Ensuite, il a été ajouté les informations de bâti sur cette zone, puis les cartes de pollution atmosphérique (P90.4 des valeurs journalières en PM10 sur l'année 2009). Ces données, croisées avec les cartographies de pollution par les PM10, ont enfin permis d'évaluer le nombre d'habitants exposés à cette valeur limite.

Ainsi, l'estimation du nombre d'habitants exposés à la pollution par les particules fines PM10 en 2009, au vue de la norme réglementaire citée précédemment, est présentée dans le tableau ci-après :

Tableau 4 : Estimation du nombre d'habitants exposés à la pollution par les particules fines.

ZAS de Nice		
Zone modélisée	Population totale	Population exposée à un dépassement de valeur limite
Nice-Cagnes	436 000	55 000
Cannes-Grasse-Antibes	418 000	83 000
Nice-Cagnes et Cannes-Grasse-Antibes	852 000	13800
Agglo Nice, reste	98 000	/
ZAS de Nice	950 000	/

5.3 AMELIORATION DES CONNAISSANCES SUR LES CONTRIBUTIONS PAR SECTEUR D'ACTIVITE, IDENTIFICATION DES DIFFERENTES SOURCES D'EMISSIONS AVEREES OU SUSPECTEES DANS LES VALLEES ALPINES ET LE LITTORAL URBANISE

Les différentes études sur la problématique des particules fines montrent des contributions multiples : transport routier, industrie, remise en suspension des particules par le vent, sources biogéniques, chauffage au bois, brûlage des déchets verts, ...

Ces contributions multiples sont plus ou moins marquées en fonction des études réalisées. Certaines études ont mis en avant les sources naturelles et la remise en suspension, l'activité industrielle, ... L'analyse des résultats de ces différentes études est présentée ci-après.

L'étude réalisée sur la zone des vallées du Paillon montre plusieurs sources émettrices de particules fines. Ces sources peuvent être chroniques (transport routier, ...) ou temporaires (brûlage de déchets verts, ...). Ces sources peuvent aussi être homogènes sur la zone d'étude, comme isolées sur un site de mesure.

Ainsi, les différentes sources d'émissions identifiées durant cette étude sont énumérées ci-dessous:

- Les contributions des sources crustales des activités des carrières, la remise en suspension de particules crustales par le trafic, l'érosion des sols par le vent contribuent pour environ 30 % l'hiver et 50 % l'été en masse à la composition des PM₁₀ ;
- Les contributions des sources véhiculaires (trafic routier) varient de 10 à 20 % à la masse totale en PM₁₀ en fonction de la saison et des sites de mesure ;
- La combustion de bois représente une contribution significative en hiver, de l'ordre de 18 % à 20 % environ ;
- La contribution du secteur « combustion de déchets verts » est très aléatoire dans le temps et sur la zone d'étude. Cette contribution peut être négligeable en certains points de la zone d'étude et en certaines périodes (après-midi ensoleillés, périodes estivales chaudes, ...). Par contre elle peut à contrario participer jusqu'à 45 % certaines journées en période hivernale à la composition en masse des PM₁₀ ;
- La combustion de fuel lourd (fours des industries) contribue ponctuellement de 10 à 20 % certaines journées ;
- Les concentrations en ions (sources multiples) peuvent aller jusqu'à 20 % en période estivale ;
- Les contributions des autres matières organiques représentent environ 20 % de la masse des particules.

Les concentrations en particules fines PM₁₀ et PM_{2,5} dans ces vallées alpines, ainsi que leurs compositions chimiques, sont en partie dépendantes de deux paramètres : les émissions, dont les sources varient dans le temps et sur la zone d'étude, les conditions météorologiques. Ainsi, en période hivernale, avec des conditions atmosphériques stables et des températures nocturnes froides favorables l'accumulation des polluants atmosphériques (stabilité atmosphérique, inversions thermiques de vallées, ..), les concentrations en particules fines peuvent montrer des teneurs élevées. De plus, ces conditions météorologiques favorisent une augmentation des combustions, notamment du secteur chauffage bois, mais aussi brûlage de déchets verts. Il est également fréquent de mesurer des teneurs en PM₁₀ élevées, riches en fractions crustales, lors d'épisodes venteux et secs, proches de carrières par exemple (remise en suspension des particules fines).

Cette étude démontre aussi que le secteur routier impacte les teneurs en particules fines hormis très proche des axes à forte densité de poids lourds ou autres engins industriels ou agricoles.

La faible concentration en ions secondaires en été mesurée sur les sites des deux vallées montre très probablement le relatif isolement de la vallée vis-à-vis des apports extérieurs en particules fines.

Enfin, il est fort probable que la majorité des sources d'émissions mises en évidence lors de cette étude réalisée sur les vallées du Paillon soient rencontrées dans la plupart des autres vallées alpines du territoire Alcotra de même nature.

L'étude « Formes » rend compte que la très grande majorité de la matière carbonée des particules analysées à Marseille en été sont d'origine secondaire, c'est-à-dire résultant de transfert gaz-particules suite à des processus de photo oxydation en phase gazeuse. Cette hypothèse est totalement validée par les mesures du ^{14}C , qui montrent que 66 % du carbone organique est de type biogénique secondaire et seulement 12 % serait de type anthropique secondaire. Ainsi, même dans un milieu très urbanisé comme Marseille, la source biogénique secondaire apparaît, en été, comme une source prépondérante. Cette étude montre également un apport significatif de particules du secteur industriel sur Marseille en provenance du pôle industriel du pourtour de l'Etang de Berre et du golfe de Fos sur Mer. Ces éléments démontrent le transport des particules fines, transport à grande échelle pour les particules ioniques secondaire issues de la pollution photochimique, mais aussi à échelle plus réduite concernant les particules d'origines industrielles. Ainsi, les concentrations de particules fines mesurées en un point donné dépendent aussi des émissions plus lointaines.

L'étude des filtres du projet CARA montre l'influence de la source « mer Méditerranée » pour le site de Nice Magnan. En effet, les teneurs élevées en sels (Na^+ et Cl^-) rencontrées sur ce site sont directement liées à la promiscuité de la mer Méditerranée. Par contre, ces valeurs élevées en sels marins ne sont pas retrouvées sur des sites comme Cannes Broussailles, station de mesure du littoral des Alpes Maritimes, mais plus éloignée du rivage.

Les trois prélèvements sur filtres se sont déroulés durant des conditions météorologiques différentes, en termes de températures, pressions, directions et vitesses du vent. Ce qui laisse à penser que les concentrations en chlorure de sodium sont significatives sur toute une bande littorale de quelques centaines de mètres. Néanmoins, certaines conditions météorologiques peuvent accentuer ou diminuer ces émissions, un vent de mer avec des embruns favorise un aérosol riche en sels marins, alors que la pluie ou un vent de terre soutenu favorise des concentrations moins élevées.

Les résultats de l'étude APICE met en avant différentes contributions des secteurs d'émission de polluants sur la concentration en PM_{10} à l'échelle de la maille du site de fond urbain de « 5 Avenues » dans l'agglomération marseillaise. Les mesures ont été effectuées au cours du mois de février 2011 ainsi qu'au mois de juillet 2008.

En période hivernale, les secteurs résidentiel-tertiaire, industrie-énergie et transport longue-distance sont majoritaires en termes d'émissions de PM_{10} (respectivement 31%, 30% et 19%). Les émissions du secteur résidentiel-tertiaire sont dominées par la combustion du bois de chauffage durant la période hivernale, sur le site de Marseille 5 avenues. Le secteur routier présente également une contribution significative, sur les concentrations en PM_{10} , avec une contribution équivalente au transport de particules émises à l'extérieur de la région PACA, malgré la densité urbaine de la ville de Marseille. Pour les $\text{PM}_{2.5}$, les secteurs d'émissions majoritaires sont sensiblement les mêmes, avec le résidentiel-tertiaire, le transport longue-distance et le secteur de l'industrie-énergie représentant respectivement 38%, 22% et 17%. A noter la part plus importante du secteur résidentiel-tertiaire et la diminution du secteur de l'industrie-énergie très proche de la contribution du secteur routier représentant 16% de la concentration des $\text{PM}_{2.5}$ au cours du mois de février 2011.

En période estivale, les secteurs du transport longue-distance, des émissions naturelles et de l'industrie-énergie (respectivement 28%, 23% et 20%), sont prépondérants en termes d'émissions de PM_{10} . Le transport longue distance, représenté par la contribution extérieure présente également une contribution importante au cours de cette période. Les contributions estivales des émissions de $\text{PM}_{2.5}$ sont plus homogènes avec une concentration totale deux fois moins importante que pour la période hivernale. Ainsi, le transport longue-distance est le principal contributeur suivi du secteur résidentiel-tertiaire et du transport routier avec 31%, 22% et 17% respectivement.

Les résultats de l'étude de spéciation de PM_{10} réalisée sur les sites de Cannes et Gap commanderie, montrent des évolutions spécifiques des concentrations dues à des changements de sources influençant les sites selon les saisons. Les concentrations en EC, OC, et lévoglucosan sont relativement élevées en hiver. Ainsi, la matière carbonée (EC + OM) représente en moyenne quasiment la moitié de la masse des PM_{10} mesurées sur ces sites. Les concentrations de lévoglucosan montrent que la combustion de la

biomasse est une des sources principales de PM à cette saison, mais la présence de fortes concentrations de EC indique que d'autres sources de combustions sont aussi présentes (émissions véhiculaires, émissions des bateaux à Cannes, ...). Les concentrations des espèces organiques décroissent très nettement en été, et celles du lévoglucosan deviennent proches du bruit de fond mesuré un peu partout en France à cette période.

La contribution des espèces ioniques secondaires pour le site de Cannes, et à moindre mesure pour le site de Gap, sujet à la pollution photochimique et au transport de particules secondaires, avec parfois de fortes valeurs sur certains filtres analysés durant la période estivale. Ce résultat appuie les conclusions de l'étude « FORMES » qui illustrent une part très importante, pour la ville de Marseille, des particules fines secondaires dans la composition des PM₁₀. La période hivernale montre également des compositions en espèces ioniques, mesurées sur les deux sites, très probablement liées à une pollution à grande échelle ponctuellement rencontrée en France, voire en Europe en période hivernale.

Cette étude confirme les résultats de CARA avec un impact des embruns marins faible sur ce site, à part pour quelques épisodes bien ciblés. A Gap, la composante crustale est largement plus marquée qu'à Cannes et peut représenter une composante importante au bilan de masse des PM. Pour les deux sites, la reconstruction des PM₁₀ mesurées par TEOM FDMS à partir de la chimie des prélèvements Partisol montre que les artefacts de prélèvement peuvent concerner des espèces semi-volatiles représentatives, souvent en provenance de la photochimie, une fraction importante de la masse en été.

5.4 DEVELOPPEMENT DES METHODOLOGIES POUR AMELIORER LE CADASTRE D'EMISSIONS

Comme indiqué au paragraphe 5.3, le secteur combustion bois et déchet verts peut s'avérer être important en termes d'émissions de particules fines.

Air PACA ne possède aujourd'hui qu'un seul « SNAP » « 020200 » pour le secteur « chauffage résidentiel », donc un seul facteur d'émission (FE) moyen (par polluant) par type de combustible.

Par ce facteur moyen à l'émission, Air PACA fait comme hypothèse que les différents types de chauffage par combustible sont répartis de manière homogène par commune.

Les émissions de ce secteur sont évaluées à partir d'une consommation énergétique par IRIS et par combustible, au prorata des paramètres suivants :

Tableau 5 : Consommations énergétiques du secteur Résidentiel en 2007 ORE PACA

Consommations énergétiques pour le RESIDENTIEL en PACA en 2007 (Source : ORE, 2007)						
NAPFUE	102	111	204	301	303	/
Combustibles	CH	BOIS	FOD	GN	GPL	Electricité
Unité	ktep	ktep	ktep	ktep	ktep	ktep
Conso	0	261	318	886	84	1115
NAPFUE	102	111	204	301	303	/
Combustibles	CH	BOIS	FOD	GN	GPL	Electricité
Unité	GJ	GJ	GJ	GJ	GJ	GJ
Conso	0	10 962 000	13 356 000	37 281 039	3 528 767	46 674 419

La population et le parc de logement en PACA (données INSEE à l'IRIS) comprennent :

- o La somme par Iris des différents types de logement, type de combustible et de la population associée.
- o Hypothèse complémentaire : le taux d'occupation des résidences secondaires : 20% (Energie Demain)

Tableau 6 : Méthodologie Nombre de logements et population par combustible en PACA (INSEE, détail logements 2006)

NB logt	1	6	3	2	5	4	
	CU	BOIS	FOD	GN	GPL	Electricité	
IC récent	13 744	10 088	30 041	132 970	3 991	339 431	
IC ancien	42 953	34 417	148 569	371 642	11 982	322 035	
MI récent	159	90 197	79 942	72 041	33 799	276 486	
MI ancien	257	76 901	156 382	91 364	22 742	152 533	
	57 112	211 603	414 933	668 016	72 513	1 090 484	2 514 662
	2%	8%	17%	27%	3%	43%	
NB pop	1	6	3	2	5	4	
	CU	BOIS	FOD	GN	GPL	Electricité	
IC récent	32 602	22 945	62 522	298 110	8 974	665 674	
IC ancien	108 660	74 583	298 727	786 916	25 138	598 513	
MI récent	456	253 691	221 625	209 251	92 301	726 429	
MI ancien	597	187 601	361 357	218 584	53 693	343 742	
	142 315	538 820	944 232	1 512 861	180 106	2 334 359	5 652 693
	6%	21%	38%	60%	7%	93%	

Tableau 7 : Les consommations unitaires par usage (chauffage, cuisson, ...) France 2007 données ADEME

Consommations unitaires par USAGE des résidences principales en France en 2007 (ADEME, Chiffres 2007)						
en %	Chauffage	Eau chaude	Cuisson	Usages spé.	Total	
IC récent	59%	15%	7%	20%	100%	
IC ancien	68%	12%	7%	14%	100%	
MI récent	68%	10%	6%	16%	100%	
MI ancien	75%	8%	5%	13%	100%	
en kWh	Chauffage	Eau chaude	Cuisson	Usages spé.	Total	
IC récent	6 494	1 684	722	2 165	11 064	
IC ancien	9 693	1 696	969	1 939	14 297	
MI récent	14 186	2 164	1 202	3 366	20 918	
MI ancien	18 058	1 901	1 188	3 089	24 236	

5.4.1 PARAMETRE DE RIGUEUR CLIMATIQUE.

La répartition des consommations est également affectée en fonction d'un paramètre de rigueur climatique. La température au sol pour l'année 2007 est issue du modèle WRF Air PACA utilisée pour le calcul des degrés-jours permettant de prendre en compte la température extérieure. Les Degrés-Jours représentent une variable supplémentaire dans la répartition des consommations énergétiques. La consommation d'énergie pour le chauffage dépend à la fois du nombre d'habitants et de la surface des logements mais aussi de la température extérieure qui n'est pas la même en tout point du territoire.

Les Degrés-Jours (DJ) correspondent à l'écart entre la température moyenne journalière (TJmoy) et une température de référence (Tref). Il est important de noter que la température moyenne est préférée à la température la plus froide de la nuit afin de tenir compte de l'inertie des bâtiments. La température moyenne journalière correspond par convention à la moyenne arithmétique entre la température horaire la plus froide et la température horaire la plus chaude et non la moyenne des 24 données horaires de la journée. Le choix de la température de référence est de 18°C pour un calcul sur toute l'année.

$$\text{Si } TJ_{\text{moy}} < T_{\text{ref}} \text{ alors } DJ = T_{\text{ref}} - TJ_{\text{moy}}$$

$$\text{Si } TJ_{\text{moy}} \geq T_{\text{ref}} \text{ alors } DJ = 0$$

A partir de la variable Degrés-Jours est calculé un indice de rigueur climatique. Il correspond au cumul annuel des DJ, soit sur les 12 mois de l'année, soit en définissant une période de chauffe. Dans notre cas, le cumul des DJ a été réalisé sur l'année entière pour la répartition spatiale des consommations énergétiques. Les DJ 2007 sont calculés à partir des résultats de température du modèle WRF sur l'année 2007 (résolution 3km).

5.4.2 CALCUL DES EMISSIONS DE POLLUANTS PAR IRIS ET TYPES DE COMBUSTIBLES

Un facteur d'émission moyen à l'émission est ensuite appliqué en fonction du combustible pour chaque polluant. Il y a donc une émission par type de combustible avec un seul SNAP 0202.

Il y a 4 types de combustibles mais pas de distinction des types de chauffages utilisés (chaudières, insert, feux ouverts, ...):

SNAP	Combustible NAPFUE
020200	Bois et déchets assimilés
020200	Fioul domestique
020200	Gaz naturel (sauf gaz naturel liquéfié)
020200	Gaz de pétrole liquéfié (GPL)

Il est envisageable d'améliorer ce calcul d'émissions en tenant compte de plusieurs facteurs d'émission par type de chauffage, mais cela nécessite de disposer de données d'entrées plus précises sur le parc de chauffage à l'échelle de la région, du département, voire des communes.

Les actions 3.2 et 4.2 du projet AERA ont permis néanmoins une harmonisation du calcul des émissions du chauffage individuel au bois, pour l'année 2008 et sur l'ensemble de la zone Alcotra. Cette harmonisation est portée sur les données d'entrée d'une part :

- Les facteurs d'émission du chauffage individuel au bois,
- Les rendements des appareils de chauffage individuel au bois,
- Le nombre de chaque type d'appareil de chauffage individuel au bois considéré (parc d'appareils au bois)

Mais aussi sur la méthodologie :

- De calcul des consommations de bois,
- De calcul des émissions de polluants,
- De répartition spatiale des émissions

Ainsi un parc d'appareil au chauffage bois, une consommation de combustible bois et une reconstitution d'une base logements INSEE sur la région PACA ont pu être réalisés, permettant ainsi de désagréger le Snap 0202 au « niveau 3 ». Les résultats de cette harmonisation ont permis de réaliser une modélisation de l'impact du chauffage bois sur la zone Alcotra, pour l'année de référence 2008 mais aussi à l'horizon 2015. Ces résultats sont disponibles sur le rapport d'étude de l'action 4.2 d'AERA, piloté par la région Rhône-Alpes.

6 CONCLUSION

Cette étude présente la problématique des émissions de particules fines PM₁₀ et PM_{2.5} sur le littoral urbanisé et sur les vallées alpines de la région PACA. Une meilleure connaissance de cette dernière, acquise à travers de nombreuses études et de longues analyses, pourra permettre notamment de proposer des solutions concrètes aux politiques d'amélioration de la qualité de l'air dédiées au territoire Alcotra. Ce projet a permis de mieux évaluer les différentes sources d'émissions à l'origine des niveaux de PM₁₀ mesurés dans les vallées alpines et le littoral urbanisé, mais aussi d'évaluer l'étendue spatiale des niveaux en particules fines PM₁₀ et PM_{2,5} mesurés par Air PACA, les dépassements de valeur limite en PM₁₀ autour de la ZAS de Nice, et enfin d'améliorer les outils de modélisation dans ce domaine.

Les particules fines rencontrées dans les vallées alpines et le littoral urbanisé de la zone Alcotra présentent des caractéristiques bien marquées, avec une prédominance des sources d'émissions des secteurs chauffage résidentiel au bois et brûlages des déchets verts en hiver, la mer Méditerranée qui génère des particules marines (sels) sur une bande de littoral estimée à quelques centaines de mètres... Les caractéristiques de cette zone sont aussi marquées par une forte urbanisation proche de grands complexes industriels, un trafic routier souvent dense et saturé, une saisonnalité marquée (saison touristique estivale sur le littoral et hivernale dans les vallées alpines), une pollution photochimique importante et génératrice de particules secondaires en période estivale, et enfin une météorologie complexe (brises de mer et de vallée, inversions thermiques, ...).

Les différentes études réalisées analysent les diverses sources d'émissions :

- Sources anthropiques : industrielles, trafic routier, chauffage résidentiel au bois, brûlage déchets verts, ...
- Sources naturelles : remise en suspension, embruns marins, ...
- « Transport exogène » : particules secondaires, apport de particules ayant des sources lointaines, ...

Les particules fines analysées, par diverses techniques physico-chimique complexes, présentent des natures diverses :

- Fraction organique et carbone élémentaire (EC/OC, WSOC, Lévo-glucosan, ...),
- Fraction inorganique (anions et cations),
- Fraction minérale (métaux, Silice cristalline, Calcite, oxydes de fer, ...)

7 REFERENCES

- Air PACA (2009), Ministère de l'Écologie : FORMES, Fraction organique de l'aérosol urbain : méthodologie d'estimation des sources, CR 0001135 du Programme Primequal. http://www.atmopaca.org/files/et/100301_Rapport%20final%20FORMES%20Science.pdf
- Air PACA (2009), DREAL PACA : Caractérisation des particules dans la vallée du Paillon. http://www.atmopaca.org/files/et/110419_Rapport_Particules_Vallees_Paillons.pdf
- Air PACA (2013) : Projet APICE. Rapport final.
- Air PACA (2013) : Projet ALCOTRA-AERA : Action pilote 5.5.6 : Estimation des interactions atmosphériques entre les régions PACA et Ligure.
- Air PACA (2009), Ministère de l'Écologie : FORMES, Fraction organique de l'aérosol urbain : méthodologie d'estimation des sources, CR 0001135 du Programme Primequal.
- Agrawal, H.; Welch, W. A.; Miller, J. W.; Cocker, D. R.: Emission measurements from a crude oil tanker at sea, *Environmental Science & Technology*, 19, 7098-7103, 2008.
- Aiken, A. C., DeCarlo, P. F., Kroll, J. H., et al.: O/C and OM/OC Ratios of Primary, Secondary, and Ambient Organic Aerosols with High-Resolution Time-of-Flight Aerosol Mass Spectrometry, *Environ. Sci. Technol.*, 12, 4478-4485, 2008.
- Bauer, H.; Claeys, M.; Vermeylen, R.; Schueller, E.; Weinke, G.; Berger, A.; Puxbaum, H.: Arabitol and mannitol as tracers for the quantification of airborne fungal spores, *Atmospheric Environment*, 3, 588-593, 2008.
- Bessagnet B., L. Menut, G. Curci, A. Hodzic, B. Guillaume, C. Liousse, S. Moukhtar, B. Pun, C. Seigneur, M. Schulz, 2009, Regional modeling of carbonaceous aerosols over Europe - Focus on Secondary Organic Aerosols, 2009, *Journal of Atmospheric Chemistry*, in press, [PDF]
- Chow, J. C.; Watson, J. G.; Ashbaugh, L. L.; Magliano, K. L.: Similarities and differences in PM₁₀ chemical source profiles for geological dust from the San Joaquin Valley, California, *Atmospheric Environment*, 9-10, 1317-1340, 2003.
- Declercq C, Prouvost H. Évaluation de l'impact des rejets atmosphériques des centrales thermiques du Nord - Pas-de-Calais sur l'exposition de la population aux particules en suspension : éléments de faisabilité. Loos : ORS Nord - Pas-de-Calais, 2007 ; 21 p. Référence 07-9.
- Declercq C, Prouvost H. Évaluation de l'impact des rejets atmosphériques des centrales thermiques du Nord - Pas-de-Calais sur l'exposition de la population aux particules en suspension : éléments de faisabilité. Loos : ORS Nord - Pas-de-Calais, 2007 ; 21 p. Référence 07-9.
- Declercq C, Prouvost H. Inégalités sociales d'exposition au NO₂ ambiant sur le territoire de Lille Métropole Communauté Urbaine. Loos : ORS Nord - Pas-de-Calais, 2007 ; 31 p. Référence 07-5.
- DREAL PACA, Air PACA (2012) : Plan de Protection de l'atmosphère dans les Bouches du Rhône.
- DREAL PACA, Air PACA (2012) : Plan de Protection de l'atmosphère dans les Alpes Maritimes.
- DREAL PACA, Air PACA (2013, en cours) : Plan de Protection de l'atmosphère dans le Var.
- DREAL PACA, Air PACA (2013, en cours) : Plan de Protection de l'atmosphère dans le Vaucluse.
- E. Flaounas, I. Coll, A. Armengaud, C. Schmechtig : The representation of dust transport and missing urban sources as major issues for the simulation of PM episodes in a Mediterranean area, *ACPD*, 9, 15295-15325, 2009.
- <http://www.atmos-chem-phys.net/9/8091/2009/acp-9-8091-2009.pdf>
- Favez O, El Haddad I, Piot C, Boréave A, Abidi E, Marchand N, Jaffrezo JL, Besombes JL, Personnaz MB, Sciare J, Wortham H, George C, and D'Anna B (2010) Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols during wintertime in an Alpine city (Grenoble, France). *ACPD*, 10, 559-613. <http://www.atmos-chem-physdiscuss.net/10/559/2010/acpd-10-559-2010.pdf>
- IPCC 2007 : http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_fr.pdf

- Lanz VA, Prévôt ASH, Alfarra MR, Mohr C, DeCarlo PF, Weimer S, Gianini MFD, Hueglin C, Schneider J, Favez O, D'Anna B, George C, and Baltensperger U. (2010) Characterization of aerosol chemical composition by aerosol mass spectrometry in Central Europe: an overview. *ACPD*, 9, 24985-25021. <http://www.atmos-chem-phys-discuss.net/9/24985/2009/acpd-9-24985-2009.pdf>
- Oberdörster G et al. Extrapulmonary translocation of ultrafine particles following whole body inhalation exposure to rats. *J.Toxicol.Environ.Health* 2002; 65, 65, 1531-1543.
- Oberdörster G et al. Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain. *Inhal.Tox* 2004; 16, 437-445.
- Oberdorster G et al. Nanotoxicology : An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ Health Perspect* 2005; 113, 823-839.
- Ntziachristos, L.; Ning, Z.; Geller, M. D.; Sheesley, R. J.; Schauer, J. J.; Sioutas, C.: Fine, ultrafine and nanoparticle trace element compositions near a major freeway with a high heavy-duty diesel fraction, *Atmospheric Environment*, 27, 5684-5696, 2007.
- Paatero, P. and Tapper, U.: Positive matrix factorization: a nonnegative factor model with optimal utilization of error estimates of data values, *Environmetrics*, 5, 111-126, 1994.
- Prouvost H, Declercq C. *Effets des particules en suspension sur la santé respiratoire des enfants. Intérêt et faisabilité de l'étude d'un panel d'enfants lillois. Loos : ORS Nord - Pas-de-Calais, 2007 ; 37 p. Référence 07-4.*
- Prouvost H, Declercq C, Foutry L, Dupont J, Trédez G, Poirier G, Lacoste O. *Les enjeux en santé environnementale dans le Bassin Minier Nord - Pas-de-Calais : rapport final. Loos : ORS Nord - Pas-de-Calais, 2007 ; 101 p. Référence 07-2.*
- Rouil L., C.Honore, R.Vautard, M.Beekmann, B.Bessagnet, L.Malherbe, F.Meleux, A.Dufour, C.Elichegaray, J-M.Flaud, L.Menut, D.Martin, A.Peuch, V-H.Peuch, N.Poisson, 2009, PREV'AIR : an operational forecasting and mapping system for air quality in Europe, *BAMS*, DOI: 10.1175/2008BAMS2390.1, [PDF]

8 LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

8.1 TABLEAUX

Tableau 1 : Gammes de concentration en masse et en nombre de l'aérosol dans des environnements typiques. (Delmas et al., 2005)	7
Tableau 2 : Concentrations absolues des PM _{2,5} (µg/m ³) issues des différents groupes de sources	35
Tableau 3 : Résultats de la campagne de mesures réalisée e en PACA en 2011 et 2012.....	43
Tableau 4 : Estimation du nombre d'habitants exposés à la pollution par les particules fines.	77
Tableau 5 : Consommations énergétiques du secteur Résidentiel en 2007 ORE PACA	80
Tableau 6 : Méthodologie Nombre de logements et population par combustible en PACA (INSEE, détail logements 2006)	81
Tableau 7 : Les consommations unitaires par usage (chauffage, cuisson, ...) France 2007 données ADEME	81

8.2 FIGURES

Figure 1 : Spectre dimensionnel de l'aérosol (nombre de particules par unité de volume et par gamme de taille en fonction de la taille des particules) schématisé et séparé en modes.	7
Figure 2 : Localisation des sites de mesures permanentes des Hautes-Alpes.....	12
Figure 3 : Localisation des sites de mesures permanentes des Alpes-Maritimes et aires de surveillance définies par le PSQA.....	13
Figure 4 : Localisation des sites de mesures permanentes de particules fines dans la zone alpine et le littoral urbanisé	14
Figure 5 : Moyennes annuelles des mesures en PM ₁₀ réalisées sur les stations de mesure du territoire considéré.....	15
Figure 6 : Moyenne annuelles des mesures en PM _{2.5} réalisées sur les stations de mesure du de Cannes et Peillon	16
Figure 7 : Moyennes annuelles des mesures en PM ₁₀ et PM _{2.5} réalisées sur la station de mesure de Cannes en 2011.....	16
Figure 8 : Nombre de dépassement du seuil réglementaire des PM ₁₀ de 50 µg/m ³ en moyenne journalière sur les stations de mesure des Alpes Maritimes.....	17
Figure 9 : Moyennes annuelle des mesures en PM ₁₀ réalisées sur les stations de mesure de Contes et Peillon	18
Figure 10 : Moyennes annuelles des mesures en PM ₁₀ et PM _{2.5} réalisées sur la station de mesure de Peillon en 2011	18
Figure 11 : Nombre de dépassement du seuil réglementaire des PM ₁₀ de 50 µg/m ³ en moyenne journalière sur les sites de Contes et Peillon	18
Figure 12 : Nombre de dépassement du seuil réglementaire de 50 µg/m ³ en 2011.....	19
Figure 13 : Profils moyens journaliers en PM ₁₀ pour chaque mois de l'année 2011.....	20
Figure 14 : Evolutions mensuelles des concentrations en PM ₁₀ pour l'année 2011	21
Figure 15 : Méthodologie des inventaires d'émission appliquée au secteur résidentiel / tertiaire	23
Figure 16 : Inventaire d'émissions des PM ₁₀ et PM _{2.5} en PACA (source My Emiss'air, inventaire des émissions PACA 2007 © Air PACA).....	23
Figure 17 : Inventaire d'émissions des PM ₁₀ et PM _{2.5} dans les Alpes Maritimes (source My Emiss'air, inventaire des émissions PACA 2007 © Air PACA).....	24
Figure 18 : Inventaire d'émissions des PM ₁₀ et PM _{2.5} dans les Alpes de Haute Provence (source My Emiss'air, inventaire des émissions PACA 2007 © Air PACA).....	24
Figure 19 : Carte du périmètre de l'étude et des sites de mesure	26

Figure 20 : Composition des PM ₁₀ dans les vallées des Paillons	30
Figure 21 : Bilan de masse moyen des PM _{2,5} sur l'ensemble de la campagne de Marseille	33
Figure 22 : Contributions des différents groupes de sources sur les concentrations en PM _{2,5} obtenues par chaque partenaire	36
Figure 23 : Corrélation des moyennes journalières en PM ₁₀ entre la mesure et le modèle du site « 5 Avenues » de Marseille - périodes : juillet 2008 (gauche), février 2011 (droite).	38
Figure 24 : Contributions des différents secteurs d'émission sur la concentration moyenne journalière en PM ₁₀ - périodes : juillet 2008 (haut), février 2011 (bas)	38
Figure 25 : Concentrations en PM ₁₀ (gauche) et PM _{2,5} (droite) des différents secteurs d'émission en moyenne sur les périodes d'études de février 2011 et de juillet 2008.	39
Figure 26 : Comparaison mesures-modèles des concentrations moyennes journalières en PM ₁₀ et PM _{2,5} au niveau de la station de « 5 Avenues »	40
Figure 27 : Contributions des différents secteurs d'émission sur la concentration en PM ₁₀ et PM _{2,5} sur la période de février 2011 sur le site de « 5 Avenues » suivant le modèle CHIMERE-et CAMx-PSAT.	41
Figure 28 : Contributions des différents groupes de sources sur les concentrations en PM _{2,5} obtenues par chaque partenaire lors de la campagne d'inter-comparaison et par les modèles de chimie-transport CAMx et CHIMERE.....	42
Figure 29 : Quantification des PM ₁₀ récoltées lors de la campagne de mesures réalisée en PACA en 2011 et 2012	43
Figure 30 : Spéciation des PM ₁₀ récoltées lors de la campagne de mesures réalisée en PACA en 2011 et 2012 (fraction analysée seulement)	44
Figure 31 : Roses des vents et de pollution sur le site de Nice Magnan en 2011	45
Figure 32 : Roses des vents et de pollution sur le site de Nice Aéroport en 2011.....	46
Figure 33 : Roses des vents et de pollution sur le site de Cannes Broussailles en 2011	46
Figure 34 : Bilan de masse (en %) sur la fraction identifiée en février 2010	48
Figure 35 : Evolutions temporelles des concentrations des PM ₁₀ à Gap et Cannes	50
Figure 36 : Concentrations moyennes en PM ₁₀ en hiver et été à Gap et Cannes.....	51
Figure 37 : Evolutions temporelles des concentrations en OC et EC sur les sites de Gap et Cannes	52
Figure 38 : Concentrations moyennes en OC et EC en hiver et été à Gap et Cannes.....	52
Figure 39 : Corrélations entre les concentrations en OC et EC sur les sites de Gap (a) et Cannes (b)	52
Figure 40 : Evolutions temporelles des concentrations en SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ et NH ₄ ⁺ sur les sites de Gap et Cannes	53
Figure 41 : Corrélations entre les concentrations en SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ et NH ₄ ⁺ (en neq) sur les sites de Gap (a) et Cannes (b)	54
Figure 42 : Evolutions temporelles des concentrations en Na ⁺ et Cl ⁻ sur les sites de Gap (a) et Cannes (b).....	55
Figure 43 : Evolutions temporelles des concentrations en Mg ²⁺ et Ca ²⁺ sur les sites de Gap (a) et Cannes (b)	56
Figure 44 : Evolutions temporelles des concentrations en K ⁺ sur les sites de Gap et Cannes	57
Figure 47 : Evolutions temporelles de la contribution des sels marins aux PM ₁₀ (en%) à Cannes.....	60
Figure 48 : Evolutions temporelles de la contribution des sels de route aux PM ₁₀ (en%) à Gap	60
Figure 49 : Evolutions temporelles de la contribution des Dust nss aux PM ₁₀ (en%) à Gap et Cannes	61
Figure 50 : Evolutions temporelles des concentrations en lévoglucosan (en ng.m ⁻³) à Gap et Cannes	62
Figure 51 : Concentrations moyennes en lévoglucosan en hiver et été à Gap et Cannes	62
Figure 52 : Moyennes saisonnières de la somme des polyols et du glucose (en ng.m ⁻³) à Gap et Cannes	63
Figure 45 : Profils chimiques des espèces majeures sur le site de Cannes en hiver et été	64
Figure 46 : Profils chimiques moyens sur le site de Gap en hiver et été	64
Figure 53 : Spéciation des PM ₁₀ (en masse) à Gap pour des concentrations en PM ₁₀ > à 30 µg/m ³ (fraction analysée seulement).....	65
Figure 54 : Spéciation des PM ₁₀ (en %) à Gap pour des concentrations en PM ₁₀ > à 30 µg/m ³ (fraction analysée seulement).....	66
Figure 55 : Evolutions temporelles des concentrations en PM ₁₀ , NO et NO ₂ à Gap	66
Figure 56 : Spéciation des PM ₁₀ (en masse) à Cannes pour des concentrations en PM ₁₀ > à 30 µg/m ³ (fraction analysée seulement)	67

Figure 57 : Spéciation des PM ₁₀ (en %) à Cannes pour des concentrations en PM ₁₀ > à 30 µg/m ³ (fraction analysée seulement).....	67
Figure 58 : Evolutions temporelles des concentrations en PM ₁₀ , NO et NO ₂ à Cannes.....	68
Figure 59 : Estimation des contributions de différentes sources d'émissions à la composition des PM ₁₀ mesurées à Cannes.....	70
Figure 60 : Estimation des contributions de différentes sources d'émissions à la composition des PM ₁₀ mesurées à Gap.....	71
Figure 61 : Carte de risque de dépassement de la valeur limite en PM ₁₀ en 2011 sur la Zone Administrative de Surveillance de Nice	75
Figure 62 : Carte de la ZAS de Nice, et de la zone modélisée	76
Figure 63 : Carte Méthode sur l'évaluation de l'exposition de la population aux particules fines sur l'agglomération niçoise	76

9 GLOSSAIRE

$\mu\text{g}/\text{m}^3$: microgramme (10^{-6} g) par mètre cube. Unité de concentration la plus couramment utilisée pour quantifier la masse d'un polluant par mètre cube d'air.

AASQA : Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air.

Aérosol : une particule solide ou liquide en suspension dans l'atmosphère.

BTX : Benzène - Toluène – Xylènes

BC : Black Carbon

Ca : calcium

Ca (NO₃)₂ : nitrate de calcium

COV : composés organiques volatils

C₂H₂O₄ : oxalate

Cl⁻ : anion chlorure

Chromatographie : technique analytique utilisée en chimie, permettant la séparation des constituants d'un mélange homogène liquide ou gazeux.

DMS : diméthylesulfure

DRE : Direction Régionale de l'Environnement.

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

EC : (Elemental Carbon) carbone élémentaire.

EPA : United States Environmental Protection Agency

Fe: fer

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

H₂SO₄ : acide sulfurique

HNO₃ : acide nitrique

IARC : International Association for Research on Cancer

IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change.

K⁺ : cation potassium

LIDAR : Light Detection And Ranging

LGGE : Laboratoire de Glaciologie et Géophysique de l'Environnement - Grenoble

LCP : Laboratoire Chimie Provence - Marseille

NO_x : oxydes d'azote.

NO : monoxyde d'azote.

NO₂ : dioxyde d'azote.

NH₃ : ammoniac

NH₄⁺ : cation ammonium

NO₃⁻ : anion nitrate

NaNO₃ : nitrate de sodium

NH₄NO₃ : nitrate d'ammonium

(NH₄)₂SO₄ : sulfate d'ammonium

Na⁺ : cation sodium

Mg²⁺ : cation magnésium

O₃ : ozone.

OC : (Organic Carbon) carbone organique.

OM : matière organique

Objectif de qualité : valeur de prévention, à long terme, objectif à atteindre pour la protection de la santé humaine, ou référence spécifique en zone déterminée par les états membres de l'Union Européenne (UE)

PM₁₀ : Particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm.

PM_{2.5} : Particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2.5 µm.

PACA : Provence-Alpes-Côte-d'Azur.

SO₂ : dioxyde de soufre

SO₄²⁻ : anion sulfate

Synoptique : L'échelle synoptique, en météorologie, s'applique à un ou plusieurs systèmes atmosphériques de large échelle, et durant plusieurs jours

Valeur limite : valeur limite à ne pas dépasser pour la protection de la santé humaine sur l'ensemble du territoire des états membre de l'Union Européenne (UE).