



**HAL**  
open science

## Compréhension des sources de pollution particulaire en région Ile-de-France

Jean-Eudes Petit, Olivier Favez, Jean Sciare, Eva Leoz-Garziandia

► **To cite this version:**

Jean-Eudes Petit, Olivier Favez, Jean Sciare, Eva Leoz-Garziandia. Compréhension des sources de pollution particulaire en région Ile-de-France. 8. Edition des Journées Interdisciplinaires de la Qualité de l'Air (JIQA), Feb 2014, Villeneuve d'Ascq, France. ineris-01862258

**HAL Id: ineris-01862258**

**<https://ineris.hal.science/ineris-01862258v1>**

Submitted on 27 Aug 2018

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

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

# Compréhension des sources de pollution particulaire en région Ile-de-France

J-E. PETIT<sup>(1,2)</sup>, O. FAVEZ<sup>(1)</sup>, J. SCIARE<sup>(2)</sup>, E. LEOZ-GARZIANDIA<sup>(1)</sup>

(1) Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), F-60550 Verneuil-en-Halatte

(2) Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE), CEA/CNRS/UVSQ, F-91191 Gif-sur-Yvette

correspondance à : [jeaneudes.petit-etudiant@ineris.fr](mailto:jeaneudes.petit-etudiant@ineris.fr)

Mots-clefs : pollution atmosphérique, particules, sources, Ile-de-France

## 1. Introduction

Dans un contexte où la pollution de l'air extérieure a été récemment classée comme cancérigène [1], toutes les plus grandes villes d'Europe sont confrontées aux problématiques de la qualité de l'air, essentiellement liées à son impact sanitaire [2, 3] et sur le climat à travers ses effets directs et indirects [4, 5]. La phase particulaire des régions urbaines est particulièrement complexe de par la multitude de sources d'émission et de mécanismes de transformation physico-chimique. Afin de contraindre certains processus atmosphériques, il est essentiel d'avoir une connaissance sur le long terme de sa composition chimique, alors que les normes européennes ne concernent que la masse totale de particules (PM<sub>2.5</sub> et PM<sub>10</sub>).

Outre l'intensité des sources d'émissions, les conditions météorologiques sont les principaux facteurs contrôlant la qualité de l'air. Elles peuvent notamment favoriser l'accumulation ou la dispersion de polluants dans la couche limite, ou encore l'émission de certaines sources. En zone urbaine, on observe des sources anthropiques (industrie, trafic routier, chauffage au bois par exemple) et naturelles (sels de mer, poussières terrigènes en autre), toutes ayant des compositions chimiques spécifiques.

En particulier, l'Ile-de-France compte près 12 millions de franciliens, soit environ 18% de la population française. Cette pression démographique accentue l'exposition des habitants aux polluants, et augmente les risques de développement de pathologies cardio-respiratoires. Airparif a notamment estimé que 3.9 millions d'habitants sont exposés à un air de mauvaise qualité plus de 35 jours par an.

Plusieurs programmes de recherche récents ont permis de mieux comprendre les sources de pollution particulaire en région parisienne. Le programme Airparif-Particules a permis la surveillance journalière de la composition chimique dans différents sites de la région de septembre 2010 à septembre 2011. Les résultats ont notamment mis en lumière [6, 7,8]:

- la composition chimique des aérosols nettement dominée par la matière organique et le nitrate d'ammonium,
- l'homogénéité régionale de cette composition,
- l'identification de sources primaires et secondaires, naturelles et anthropiques,
- la prédominance des sources secondaires.

En parallèle de ces observations, des campagnes de mesures intensives (e.g., Megapoli été et hiver), impliquant l'utilisation d'instruments plus performants à pas de temps plus courts (de l'ordre de quelques minutes avec des spectromètres de masse par exemple) ont permis une meilleure caractérisation de la matière organique et de certains processus de formation de la pollution [9, 10, 11].

Néanmoins alors que la pression politique et sociétale est de plus en plus exacerbée par la prise de conscience écologique de ces dernières années, il est aujourd'hui capital de combiner la surveillance de la composition chimique des aérosols sur le long terme en Ile-de-France, et sa mesure rapide afin de mieux contraindre les sources et les origines de la pollution. Et c'est l'objet des mesures réalisées depuis mi-2011 dans un nouvel observatoire de mesures de la pollution dans le Sud de la région Ile-de-France. Cet article s'intéresse particulièrement à l'observation de la composition chimique majeure des aérosols submicroniques sur ce site de fond « suburbain » sur le long terme et aux origines et aux sources, en utilisant des méthodes sources-récepteurs.

## 2. Méthodologie

### 2.1. Site de mesures et instrumentation

Les mesures en temps quasi-réel des propriétés physico-chimiques de phase particulaire sont conduites, depuis juin 2011 au SIRTA (Site Instrumental de Recherche par Télédétection Atmosphérique, <http://sirta.ipsl.fr>), supersite atmosphérique français [12] supervisé par l'Institut Pierre Simon Laplace (IPSL).



Figure 1. Localisation géographique de la station du SIRTA. La photo de fond représente le plateau de Saclay vu depuis l'Ecole Polytechnique.

Situé à vingt kilomètres au Sud-ouest de Paris, ce site est représentatif d'un fond « suburbain » de la région Ile-de-France [6, 13]. Le tableau I présente différents instruments mis-en-œuvre au sein de la station d'observation in-situ.

Instruments	Paramètre Atmosphérique	Débit, coupure
ACSM	Concentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) d'OM, $\text{NO}_3^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{NH}_4^+$ et $\text{Cl}^-$	3 L/min à $\text{PM}_{10}$
Aethalomètre	Absorption	5 L/min à $\text{PM}_{10}$
TEOM-FDMS	Masse totale	16.7 L/min à $\text{PM}_{10}$
SMPS	Granulométrie	0.3 L/min à $\text{PM}_{10}$

Tableau I. Liste de quelques instruments déployés au SIRTA, avec les mesures associées et les paramètres d'échantillonnage.

La mesure de la composition chimique majeure des aérosols non-réfractaires submicroniques est assurée par spectromètre de masse. Développé par Aerodyne, l'ACSM (Aerosol Chemical Speciation Monitor) a été spécifiquement optimisé pour des observations robustes et à moindre maintenance sur le long-terme (plusieurs années). Ng et al. [14] fournit une description détaillée de l'instrument. En résumé, l'aérosol submicronique est d'abord échantillonné à 3 L/min, puis sous-échantillonné à 85 mL/min à travers une lentille focalisant le flux vers une surface chauffée à 600°C permettant l'évaporation « flash » de la matière non-réfractaire. Ionisés par impact électronique (70 eV), les fragments produits sont détectés par quadripole. La calibration de l'instrument est réalisée en injectant des quantités connues de nitrate d'ammonium mono-dispersé à 300 nm (préalablement généré et sélectionné par Differential Mobility Analyzer) à la fois dans l'ACSM et dans un Condensation Particle Counter (CPC), permettant le calcul du facteur de réponse du nitrate et de l'ammonium.

Alors que le principal paramètre jouant sur les concentrations finales est la détermination de ce facteur de calibration, d'autres, notamment illustré par Middlebrook et al. [15], influent sur l'efficacité de collection de la lentille de focalisation de l'instrument. Cette efficacité de collection dépend en particulier de la sphéricité des particules et peut être reliée au contenu en eau des particules ainsi que la proportion de nitrate d'ammonium qu'elles contiennent. L'ajustement du facteur de collection a été réalisé ici selon les préconisations de Middlebrook et al.

Les mesures d'absorption sont obtenues toutes les cinq minutes à sept longueurs d'onde (370, 470, 520, 590, 660, 880 et 950 nm) par aethalomètre (AE31, Magee Scientific). Les artéfacts liés à la mesure d'absorption sur filtre (rétro-diffusion et « loading effect ») [16] sont pris en compte en utilisant l'algorithme de correction de Weingartner et al. [17].

La validation des données ACSM et aethalomètre a été possible grâce à des d'autres mesures rapides co-localisées (TEOM-FDMS, SMPS et néphélomètres), ou des prélèvements filtres (analyse OC/EC, anions et cations *a posteriori*). A titre d'exemple, l'exercice de fermeture chimique, en moyenne journalière, entre la somme composantes chimiques (OM,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cl}^-$  et BC) et le TEOM-FDMS donne une pente de 1.02 et un coefficient de corrélation de 0.81, validant ainsi ces mesures sur le long terme.

## 2.2. Modèles sources-récepteur

La Régression Non-paramétrique permet l'identification de secteurs de vents et de vitesse associés à de fortes concentrations d'un polluant donné [18]. L'algorithme calcule, pour chaque couple de variables ( $\theta$ ,  $u$ ), une estimation de la concentration du polluant associé à partir des trois mesures (concentration, vitesse et direction de vent).

$$E(C|\theta, u) = \frac{\sum_{i=1}^N K_1\left(\frac{\theta - W_i}{\sigma}\right) \cdot K_2\left(\frac{u - U_i}{h}\right) \cdot C_i}{\sum_{i=1}^N K_1\left(\frac{\theta - W_i}{\sigma}\right) \cdot K_2\left(\frac{u - U_i}{h}\right)}$$

$C_i$ ,  $W_i$  et  $U_i$  représentent la concentration mesurée, la direction et la vitesse de vent à  $t_i$ , respectivement;  $\sigma$  et  $h$ , les paramètres de lissage; et  $K_1$  et  $K_2$  les deux fonctions kernel définies telles que:

$$K_1(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot e^{-0.5 \cdot x^2}, -\infty < x < \infty$$

$$K_2(x) = 0.75 \cdot (1 - x^2), -1 < x < 1 = 0$$

Développée il y a une vingtaine d'année [19], la Positive Matrix Factorization est un modèle source-récepteur permettant l'identification de sources sans connaissance a priori de leurs compositions chimiques. De plus en plus utilisée sur des données « offline » (prélèvements sur filtres, puis analyses en laboratoire), elle permet également la caractérisation de la matière organique sur des données en temps réel (issues de spectromètres de masse).

$$X = \sum_p G * F + E$$

où  $X$ ,  $p$ ,  $G$ ,  $F$  et  $E$  représente respectivement la matrice de données (composition chimique ou spectres de masse à chaque point de mesure),  $p$  le nombre de facteurs (sources),  $G$  les variations temporelles de chaque facteur,  $F$  le profil de chaque facteur et  $E$  la matrice de résidus correspondant à des données non-modélisées.

### 3. Variabilités

#### 3.1. Exemple de données temps réel issues de l'ACSM

Deux ans de données à haute résolution temporelle ont été acquis entre 2011 et 2013. A titre d'illustration, il a été choisi de présenter ici les résultats de composition chimique obtenus entre Novembre 2011 et Janvier 2012 (Figure 2). On constate une nette prédominance de la matière organique au cours de cette période hivernale, fréquemment sujette à des dépassements de valeurs limites. Ce fut notamment le cas lors de l'épisode de pollution de fin Novembre 2011 (du 19 au 24), où les concentrations de  $PM_{10}$  ont atteint à elles seules jusqu'à  $60\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Cet épisode de pollution a par ailleurs concerné une majorité du territoire français, comme illustré par les cartes de modélisation PREV'AIR [20]. Une analyse statistique des principales composantes de la matière organique mesurées au cours de cette période est proposée en section 4.2.

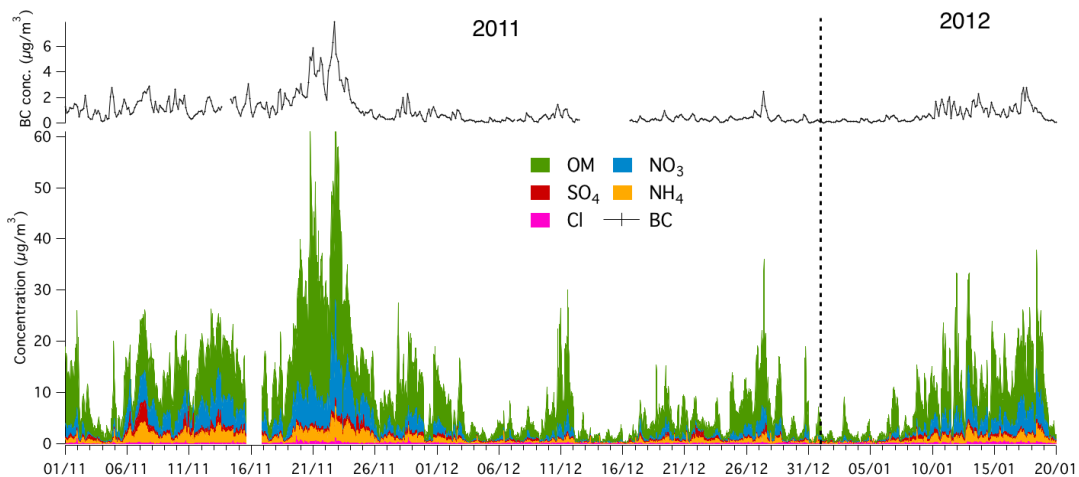


Figure 2. Composition chimique majeure en temps réel (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des aérosols submicroniques de Novembre 2011 à mi-janvier 2012.

### 3.2. Variabilités saisonnières

Les jeux de données sur le long terme sont une occasion unique de documenter les variations mensuelles et saisonnières de la composition chimique de la phase particulaire. De manière générale, les mois d'hiver et printaniers sont les plus propices aux fortes concentrations (Figure 3), pourtant une intéressante variabilité interannuelle est observée, notamment sur les mois de janvier 2012 et 2013, où les principales différences sont dues aux conditions météorologiques. Les mois de février et mars 2012 présentent les plus fortes concentrations (environ  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), alors que les mois de juin et juillet 2012 présentent des concentrations très faibles ( $< 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

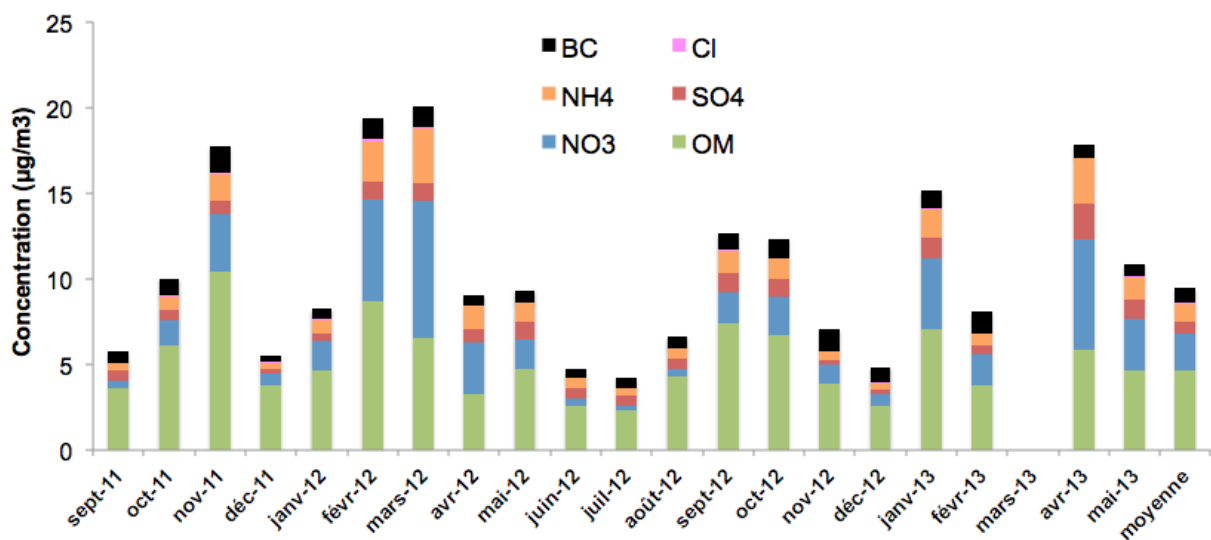


Figure 3. Moyenne mensuelle de la composition chimique (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des aérosols submicroniques

En moyenne la composition chimique des particules submicroniques est largement dominée par la matière organique (49%), le reste étant composé d'espèces inorganiques (nitrate, sulfate, et chlorure d'ammonium) et de carbone suie. Pourtant, comme le montre la Figure 4, il apparaît clairement que la contribution du nitrate d'ammonium augmente avec la masse totale. Ce résultat rejoint tout particulièrement

le nombre et l'ampleur des dépassements printaniers à caractère semi-volatile sur le territoire français ces dernières années, comme souligné dans Favez et al. [21].

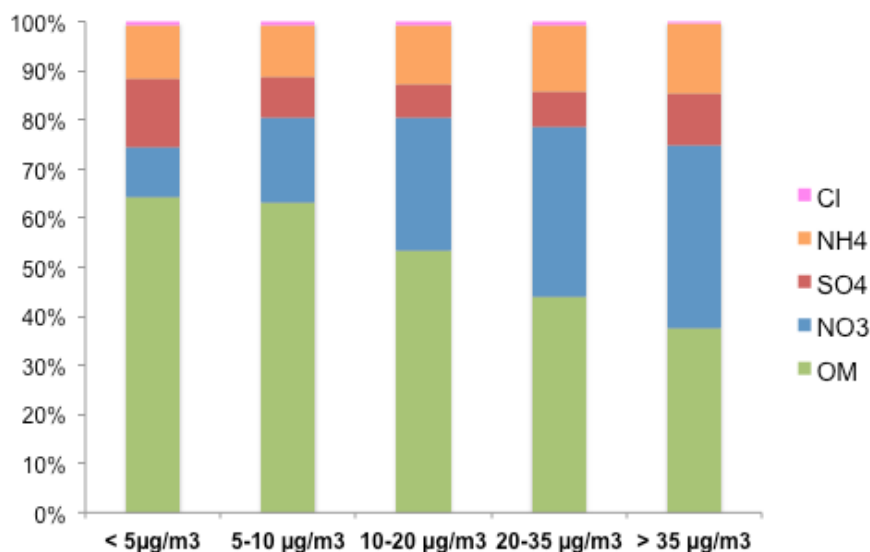


Figure 4. Contribution des composés chimiques en fonction de la masse totale.

Il apparaît donc essentiel, d'une part de mieux caractériser les sources de la matière organique car elle compose en moyenne 50% des aérosols submicroniques, et d'autre part d'identifier les origines des émissions de nitrate d'ammonium (et/ou de ses précurseurs gazeux), responsables de la majorité des dépassements.

#### 4. Sources et origines

##### 4.1. Homogénéité plurirégionale des espèces inorganiques

Afin d'évaluer la représentativité spatiale des mesures réalisées aux SIRTA, les données obtenues à l'aide de l'ACSM peuvent être comparés aux mesures réalisées sur les sites ruraux nationaux, définis par la Directive Européenne 2008/50/CE [22]. Comme illustré par la Figure 5, le SIRTA est entouré dans un rayon d'environ 300 kilomètres par trois de ces sites : Guipry à l'Ouest (Bretagne), Verneuil au Sud (Centre) et Jonville à l'Est (Lorraine) sur lesquels sont mesurés EC/OC et anions/cations sur filtres en PM<sub>2.5</sub>.

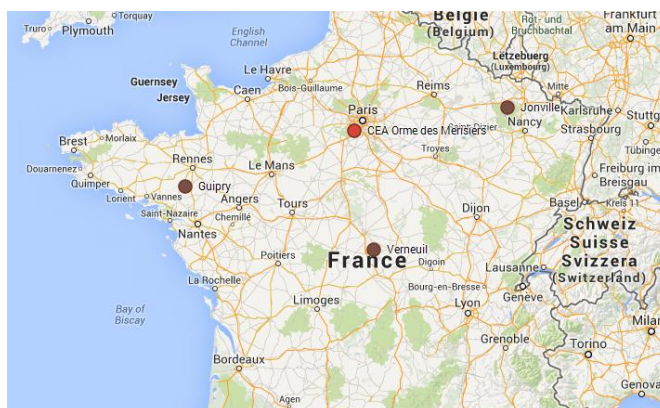


Figure 5. Localisation géographique des 3 sites ruraux utilisés en marron, et du site de mesures du SIRTA en rouge

La comparaison des concentrations avec celles obtenues au SIRTA par l'ACSM (Figure 6), montre des coefficients de corrélation supérieurs à 0.6, soulignant une certaine homogénéité spatiale et temporelle du nitrate et de l'ammonium. La présence de sulfate entre  $PM_1$  et  $PM_{2.5}$  est probablement à l'origine de l'écart entre sites ruraux et le SIRTA. A l'inverse, des différences légèrement plus marquées sont observées sur la matière organique (notamment sur les mois d'hiver), probablement dues à la variabilité saisonnière de son degré d'oxydation, et également aux sources locales de combustion (trafic et chauffage bois).

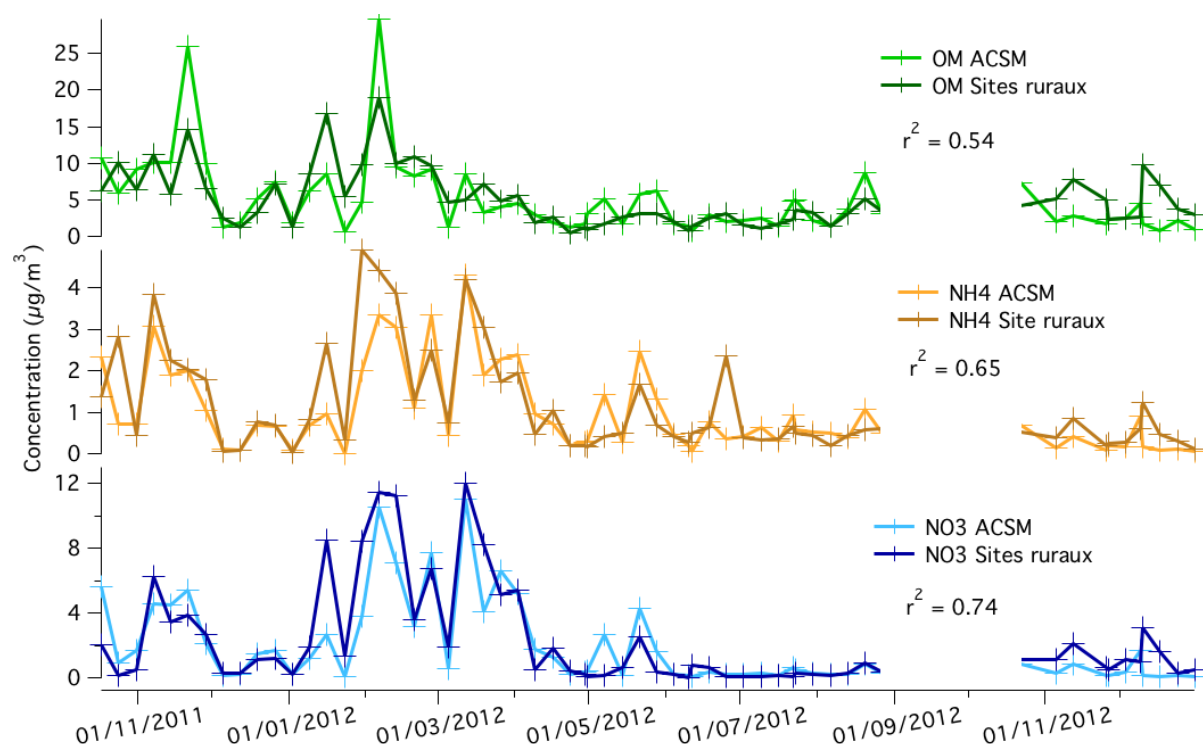


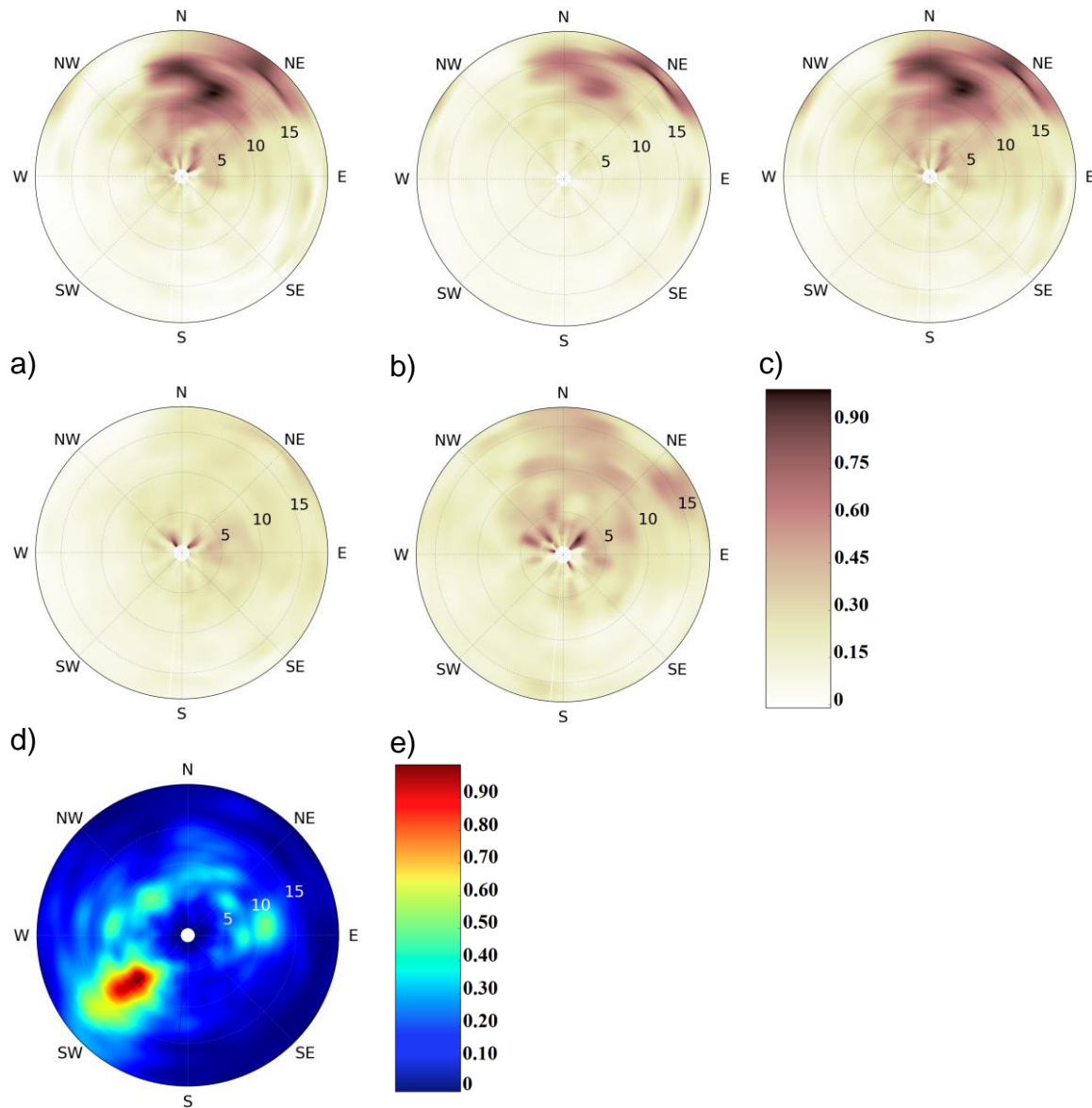
Figure 6. Série temporelle de concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de matière organique, nitrate et ammonium mesurées au SIRTA par ACSM et dans les sites ruraux par prélèvements filtres.

Ces différences peuvent par ailleurs être soulignées grâce à un travail d'origine géographique couplant concentrations, vitesse et direction de vent au point de mesure.

La Figure 7 présente les régressions effectuées sur les espèces non réfractaires (matière organique, nitrate, sulfate, ammonium et chlorure) entre septembre 2011 et mai 2013. Alors que l'Île de France est soumise à des masses d'air provenant majoritairement du Sud-Ouest, il apparaît clairement une influence du secteur Nord-Nord Est sur les concentrations des espèces inorganiques (a, b, et c) suggérant un transport de ces espèces ou de leurs précurseurs, et rejoignant les différentes mesures faites à Paris précédemment [7, 23] et inventaires d'émissions européens [24]. Il est cependant important de noter que l'influence de la ville de Paris, située au Nord-Est du point de mesure, ne peut pas être clairement établie avec cette technique, de même que la distinction entre l'influence du fond régional et celle du transport longue distance ne peut être résolue ici [23]. De façon intéressante, la matière organique montre de fortes concentrations pour de très faibles vitesses de



vent suggérant ici des sources locales, notamment de combustion (trafic et chauffage bois).



f) Figure 7. Régression Non-paramétrique des concentrations de nitrate (a), sulfate (b), ammonium (c), matière organique (d) et chlorure (e) en fonction de la direction et de la vitesse des vents. Les concentrations sont normalisées. L'occurrence des vents (rose des vents) est représentée en (f). Pour chaque figure, l'axe tangentiel et radial représente respectivement la direction et la vitesse du vent (km/h).

## 4.2. Identification de sources locales

### 4.2.1 Déconvolution du Black Carbon

La déconvolution des concentrations de Black Carbon est basée sur l'hypothèse que ce dernier n'est émis que par la combustion de matière fossile ( $BC_{ff}$ ) ou issue de la biomasse ( $BC_{wb}$ ), et que la présence de matière organique présentant des propriétés d'absorption dans l'ultraviolet (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, acides

humiques par exemple) est due à la combustion de biomasse. Les mesures d'absorption à plusieurs longueurs d'onde réalisées par aethalomètre permettent ce type de déconvolution [25]. Cette méthodologie d'estimation des principales sources de black carbon a déjà été appliquée en Ile-de-France lors de différentes campagnes de mesures. [26, 27] ainsi que dans le cadre du programme Primequal ZAPA PREQUALIF - REBECCA en cours.

Appliquée ici sur toute l'année 2012, cette méthodologie permet de mettre en lumière la saisonnalité de la contribution de la combustion de biomasse, avec de plus fortes concentrations pendant les mois hivernaux (Figure 8). Les conditions météorologiques hivernales peuvent favoriser l'accumulation de polluants dans la couche limite (faibles températures, hautes pressions, peu de vent) mais aussi et surtout favorisent l'utilisation régulière des moyens de chauffage individuels ou collectifs (fioul, gaz, bois). Il est ici intéressant de noter que seul le chauffage au bois peut être identifié car cette combustion présente des facteurs d'émissions beaucoup plus importants que les autres, et est donc responsable de la majeure partie des émissions de cette catégorie. A l'inverse, la combustion de matières fossiles ne présente pas de saisonnalité marquée, mais une variabilité diurne typique (Figure 9), représentative des pics du transport routier de la région le matin et le soir.

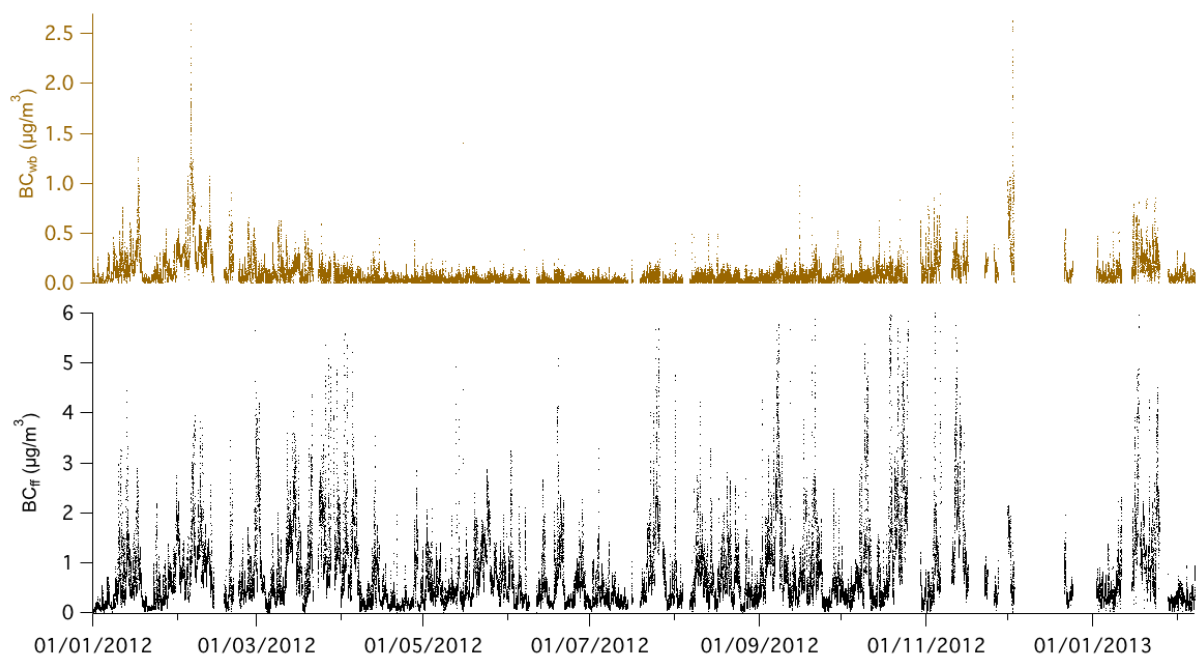


Figure 8. Série temporelle des concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de  $\text{BC}_{\text{wb}}$  (marron) et  $\text{BC}_{\text{ff}}$  (noir) de Janvier 2012 jusqu'à Février 2013.

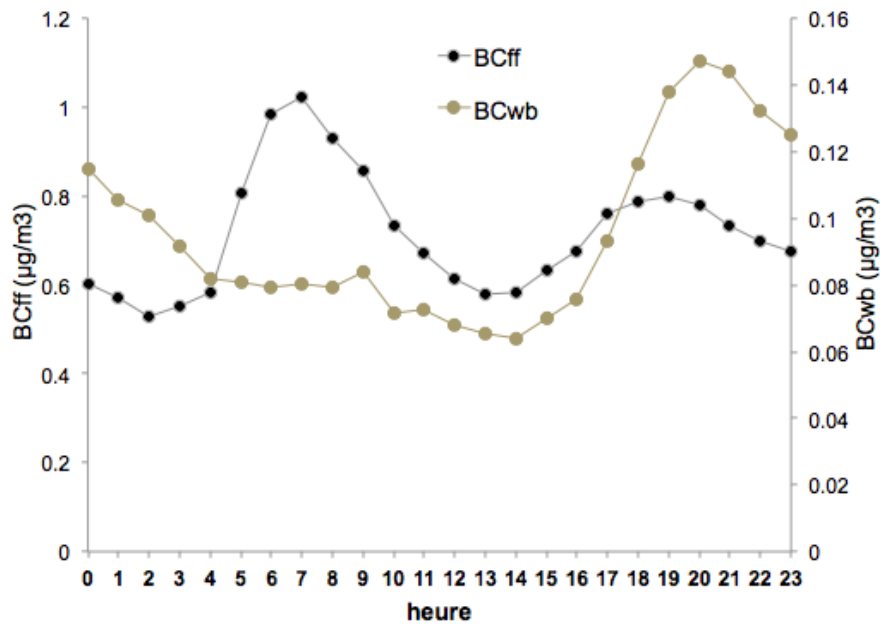


Figure 9. Moyenne annuelle des variations diurnes (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de  $\text{BC}_{\text{wb}}$  et  $\text{BC}_{\text{ff}}$

#### 4.2.2 Déconvolution de la matière organique par factorisation matricielle

L'application de la PMF sur les données ACSM permet de mieux caractériser la matière organique en la reliant à des sources de pollutions et/ou des processus de transformations [28, 29, 30]. A titre d'illustration, la même période que celle présentée dans la section 3.1. a été choisie. Ici, l'utilisation de 5 facteurs permet l'identification de 3 composantes primaires : Aérosol Organique (AO) Hydrogéné (AOH) et AO lié à la combustion de biomasse (AOCB) ; Aérosol Organique lié aux cuissons alimentaires (OAC) et d'une composante secondaire, AO Oxygéné (AOO) (Figure 10). Comme nettement illustré par sa variation diurne et celle de  $\text{BC}_{\text{ff}}$  (Figure 9 & 10), AOH semble lié aux émissions automobiles parisiennes. Parallèlement, AOCB semble en accord avec  $\text{BC}_{\text{wb}}$ . La variation diurne d'OAC est cohérente avec les heures de déjeuner et dîner, mais contribue en moyenne peu à la masse de matière organique. Il est également intéressant de noter la prédominance de l'aérosol organique oxygéné (peu et semi-volatile), la plupart du temps lié aux aérosols organiques secondaires. Lors de l'épisode de fin Novembre 2011, les faibles températures ont engendrées une exacerbation des émissions de certaines sources (chauffage au bois par exemple) et des concentrations mesurées due à la faible hauteur de couche de mélange ; les faibles vents, eux, ont permis une accumulation de ces polluants pendant plusieurs jours, favorisant ainsi leur vieillissement et la formation d'AO secondaires.

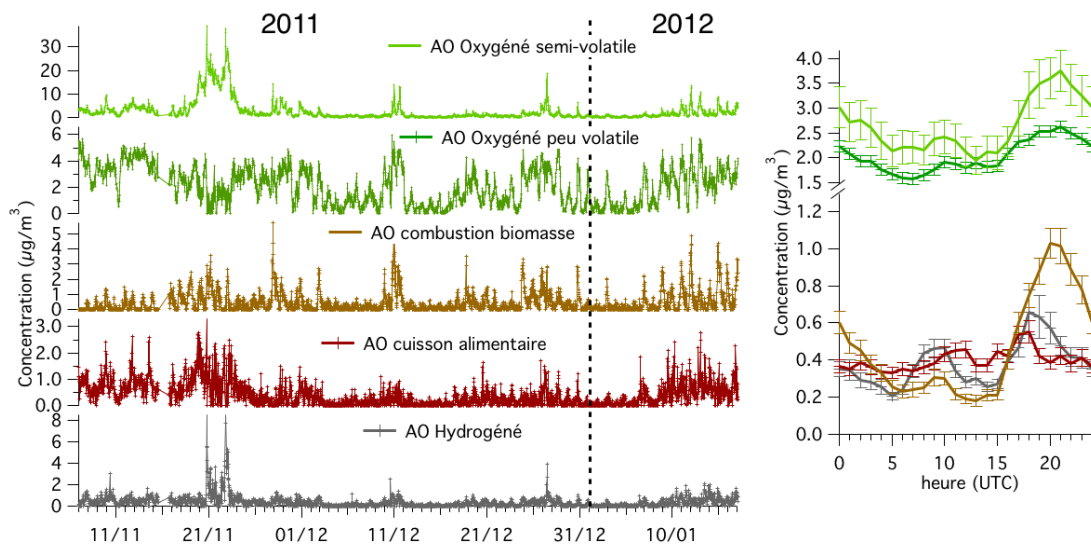


Figure 10. Exemple d'analyse PMF sur les spectres de masse de la matière organique issus de l'ACSM de Novembre 2011 à mi-Janvier 2012. A gauche sont représentées les variations temporelles (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des 5 facteurs, Aérosol Organique Hydrogéné (gris foncé), Aérosol Organique lié aux cuissons (rouge foncé), Aérosol Organique lié à la combustion de biomasse (marron) et Aérosol Organique Oxygéné (vert) ; à droite leur variation diurne.

## 5. Conclusion

Les observations long-terme menées au SIRTA depuis juin 2011 permettent une caractérisation exhaustive et continue des propriétés physico-chimiques de l'aérosol submicronique en Ile-de-France. De plus, l'utilisation d'outils statistiques, et le couplage avec des données météorologiques permettent d'avoir une meilleure visibilité sur les sources et les origines géographiques de la pollution particulaire à Paris. Alors que les espèces secondaires (nitrate, sulfate et ammonium) semblent avoir une contribution plurirégionale (puisque qu'un épisode de pollution peut affecter des villes distantes de plusieurs centaines de kilomètres) et sont responsables de la majorité des dépassements de valeurs limites, la matière organique domine de manière générale la composition chimique et se caractérise par des émissions locales beaucoup plus marquées, en lien avec le trafic automobile et le chauffage au bois.

## Références

- [1] « IARC : Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths », International Agency for Research on Cancer / World Health Organization, Press release n°221, Octobre 2013.
- [2] Pope CA et al. Ambient Particulate Air Pollution, Heart Rate Variability, and Blood Markers of Inflammation in a Panel of Elderly Subjects- Environmental Health Perspectives 112 (3): 339–45, 2004.
- [3] Pope CA. and Dockery DW. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines That Connect - Journal of the Air & Waste Management Association 56 (6): 709–42, 2006.

- [4] Haywood J. and Boucher O. Estimates of the Direct and Indirect Radiative Forcing Due to Tropospheric Aerosols: A Review - *Reviews of Geophysics* 38 (4): 513–43, 2000.
- [5] Rosenfeld D. et al. Flood or Drought: How Do Aerosols Affect Precipitation? *Science* 321 (5894): 1309–13, 2008.
- [6] Bressi M. et al. Sources and Geographical Origins of Fine Aerosols in Paris (France) - *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 13 (12): 33237–309, 2013.
- [7] Bressi M. et al. Sources and Geographical Origins of Fine Aerosols in Paris (France) - *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 13(12): 33237–33309, 2013
- [8] GHERSI V. et al. Origine Des Particules Fines (PM2.5) en Ile-de-France - *Pollution Atmospherique* 189, 2012
- [9] Crippa M. et al. Primary and Secondary Organic Aerosol Origin by Combined Gas-particle Phase Source Apportionment - *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 13: 8537–83, 2013.
- [10] Crippa M. et al. Identification of Marine and Continental Aerosol Sources in Paris Using High Resolution Aerosol Mass Spectrometry - *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 118: 1950–63, 2013.
- [11] Healy RM. et al. Quantitative Determination of Carbonaceous Particle Mixing State in Paris Using Single-particle Mass Spectrometer and Aerosol Mass Spectrometer Measurements - *Atmospheric Chemistry and Physics* 13 (18): 9479–96, 2013.
- [12] Haeffelin M. et al. SIRTA, a Ground-based Atmospheric Observatory for Cloud and Aerosol Research - *Annales Geophysicae*, 23:253–75, 2005.
- [13] Freutel F. et al. Aerosol Particle Measurements at Three Stationary Sites in the Megacity of Paris During Summer 2009: Meteorology and Air Mass Origin Dominate Aerosol Particle Composition and Size Distribution - *Atmospheric Chemistry and Physics* 13 (2): 933–59, 2013.
- [14] Ng NL. et al. An Aerosol Chemical Speciation Monitor (ACSM) for Routine Monitoring of the Composition and Mass Concentrations of Ambient Aerosol - *Aerosol Science and Technology* 45 (7): 780–94, 2011.
- [15] Middlebrook AM., Bahreini R., Jimenez JL, and Canagaratna MR. Evaluation of Composition-Dependent Collection Efficiencies for the Aerodyne Aerosol Mass Spectrometer Using Field Data - *Aerosol Science and Technology* 46 (3): 258–271, 2012.
- [16] Collaud Coen M. Minimizing Light Absorption Measurement Artifacts of the Aethalometer: Evaluation of Five Correction Algorithms - *Atmospheric Measurement Techniques* 3: 457–74, 2010.
- [17] Weingartner E. et al. Absorption of Light by Soot Particles: Determination of the Absorption Coefficient by Means of Aethalometers - *Journal of Aerosol Science* 34: 1445–1463, 2003.
- [18] Henry R, Norris GA., Vedantham R. and Turner JR. Source Region Identification Using Kernel Smoothing - *Environmental Science & Technology* 43 (11): 4090–4097, 2009.
- [19] Paatero P. and Tapper U. Positive Matrix Factorization: A Non-negative Factor Model with Optimal Utilization of Error Estimates of Data Values - *Environmetrics* 5 (2): 111–26, 1994.
- [20] Bilan de la qualité de l'air en France en 2011. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, 2012

- [21] Favez O. Main Properties and Origins of Winter PM10 Pollution Events in France - *Pollution Atmospherique*: 163–82, 2012.
- [22] Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe – Official Journal of the European Union L152-1, 2008
- [23] Bessagnet B. et al. Aerosol Modeling with CHIMERE—preliminary Evaluation at the Continental Scale - *Atmospheric Environment* 38(18): 2803–2817, 2004
- [24] Pay MT, Jiménez-Guerrero P. and Baldasano JM. Assessing Sensitivity Regimes of Secondary Inorganic Aerosol Formation in Europe with the CALIOPE-EU Modeling System - *Atmospheric Environment* 51: 146–64, 2012.
- [25] Sandradewi J. et al. Using Aerosol Light Absorption Measurements for the Quantitative Determination of Wood Burning and Traffic Emission Contributions to Particulate Matter - *Environmental Science & Technology* 42 (9): 3316–23, 2008.
- [26] Favez O., Cachier H., Sciare J., Sarda-estève R. and Martinon L. Evidence for a Significant Contribution of Wood Burning Aerosols to PM2.5 During the Winter Season in Paris, France - *Atmospheric Environment* 43: 3640–44, 2009.
- [27] Sciare J. Large Contribution of Water-insoluble Secondary Organic Aerosols in the Region of Paris (France) During Wintertime - *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 116, 2011.
- [28] Zhang Q. et al. Deconvolution and Quantification of Hydrocarbon-like and Oxygenated Organic Aerosols Based on Aerosol Mass Spectrometry - *Environmental Science & Technology* 39 (13): 4938–52, 2005.
- [29] Ng NL. et al. Real-time Methods for Estimating Organic Component Mass Concentrations from Aerosol Mass Spectrometer Data - *Environmental Science & Technology* 45 (3): 910–916, 2010
- [30] Canonaco F., Crippa M., Slowik JG., Baltensperger U. and Prévôt ASH. SoFi, an IGOR-based Interface for the Efficient Use of the Generalized Multilinear Engine (ME-2) for the Source Apportionment: ME-2 Application to Aerosol Mass Spectrometer Data - *Atmospheric Measurement Techniques* 6 (12), 2014