

■ La mesure des particules en suspension dans l'air ambiant : Applications dans les réseaux français de surveillance de la qualité de l'air

F. Mathé, J.L. Houdret, J.C. Galloo et R. Guillermo

École des Mines de Douai, Département Chimie et Environnement, 941 rue Charles Bourseul, 59508 Douai, France

The qualitative and quantitative knowledge of the airborne particles is essential for urban atmospheric pollution control. However, the study of particulate matter in the air meets a lot of difficulties, especially in the field of metrology and health. The objective of this paper is to review the sampling and analysis methods of atmospheric particles actually used in French air quality control network.

Dans le cadre de la surveillance de la pollution atmosphérique urbaine, la connaissance qualitative et quantitative des particules est essentielle mais elle se heurte à des difficultés sur les plans métrologique et sanitaire.

En effet, contrairement à la mesure de la pollution atmosphérique gazeuse, les méthodologies d'échantillonnage et d'analyse des particules en suspension appliquées en réseau urbain de surveillance sont multiples et variées. De plus, elles souffrent de l'absence de matériaux de référence. Enfin,

les normes de qualité de l'air auxquelles sont comparées les mesures sont exprimées en terme de concentration massique dont la représentativité au niveau du risque sanitaire n'est plus suffisante.

L'objectif de cet article est de faire le point sur les méthodes actuellement utilisées dans les réseaux français de surveillance de la qualité de l'air.

La pollution particulaire atmosphérique en milieu urbain

Caractéristiques

L'étude de la pollution particulaire est très difficile compte tenu de son hétérogénéité, elle-même liée à la diversité des sources, à la composition chimique des effluents, à l'état physique et granulométrique des particules et à la dynamique d'évolution (conversion gaz-particules).

Le domaine de dimension des particules dans l'atmosphère s'étend de 1 nanomètre environ (agrégats moléculaires) jusqu'à 100 micromètres (poussières industrielles ou naturelles). La distribution peut être modélisée par une loi log-normale où l'on distingue 3 modes [1] :

- le mode de « nucléation », concerné par les particules ultra-fines (entre 5 nm et 0,1 μm). Il est issu des procédés de combustion (ex : moteurs diesel),
- le mode d'« accumulation » (particules de diamètre entre 0,1 et 2 μm) relatif à la coagulation et à l'agglomération rapides des particules ultrafines,
- le mode des « grosses particules », de diamètre supérieur à 2 μm , essentiellement issues d'activités mécaniques. Citons par exemple les particules engendrées par l'érosion, l'usure des pneumatiques sur la chaussée.

Pour un réseau de surveillance de la qualité de l'air, les particules en suspension désignent un type de particules pouvant être inhalées et se retrouver en fonction de leur diamètre et de leur taille à différents niveaux de l'appareil respiratoire humain [2].

S'agissant de la composition chimique, 4 composantes majoritaires sont distinguées :

- la matière géologique (oxydes d'aluminium, de silicium, de calcium, de titane et de fer),
- le carbone (organique et élémentaire),
- le soufre (généralement sous forme de sulfates),
- l'azote (sous forme de nitrates ou d'ammoniums).

Il convient de noter qu'une distribution en masse privilégiera les plus grosses particules alors qu'en nombre, les particules inférieures à 0,1 μm constituent plus de 90 % de l'aérosol atmosphérique [3].

S'agissant de l'aérosol Diesel, le diamètre médian des particules en sortie d'échappement avoisine 0,1 μm . Ces particules sont composées de particules de carbone (suies) sur lesquelles sont adsorbés des substances minérales (sulfates, dérivés soufrés) et des hydrocarbures, entre autres des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) tels que le

benzo[a]pyrène, le fluoranthène, le phénanthrène... [4] dont les propriétés cancérogènes sont reconnues.

Impact sur la santé

Les résultats les plus récents d'études épidémiologiques établissent un constat unanime : les particules en suspension ont un effet sur la santé de l'homme, même à des niveaux relativement faibles. Les particules fines, caractérisées par un diamètre aérodynamique moyen compris entre 0,1 et 2,5 μm , ont une forte probabilité de se déposer dans les alvéoles pulmonaires et d'y rester durablement. Le diamètre aérodynamique d'une particule est égal au diamètre d'une sphère de masse volumique 1 g cm^{-3} et dont la vitesse de chute est égale à celle de la particule considérée, en absence de vent et de turbulences [5].

Associées à d'autres composés, par exemple le dioxyde de soufre, les particules en suspension tendent à induire une altération des fonctions respiratoires et un accroissement de la morbidité des populations déjà fragilisées, avec risques de développement de maladies respiratoires chez l'enfant, susceptibles de se prolonger à l'âge adulte [6].

Il semble donc possible que les particules puissent entraîner des dégâts chimiques profonds dans les poumons, puisque plus de 80 molécules différentes y ont été trouvées liées aux particules dans l'air urbain (métaux lourds, HAP à 4 noyaux aromatiques...). Toutefois, à l'heure actuelle, les données épidémiologiques nécessitent d'être affinées et la responsabilité spécifique de chaque polluant ainsi que leur synergie doivent être davantage étudiées.

Mesure des particules dans les réseaux de surveillance

La surveillance de la qualité de l'air est basée sur la mesure de concentrations en polluants de l'atmosphère. Cette concentration s'exprime essentiellement en unité de masse par unité de volume d'air prélevé et le plus fréquemment en microgramme de polluant par mètre-cube d'air.

Contrairement à la métrologie des gaz, il est difficile de disposer de matériaux de référence, permettant entre autres d'effectuer des évaluations d'instruments de mesure. Les diverses techniques de mesure existantes varient selon le type de particules surveillées et débouchent sur des résultats notablement différents selon la technique utilisée.

La réglementation française applicable aux particules en suspension est basée sur une directive de la Communauté Européenne relativement ancienne (directive 80/779/CEE de 1980 modifiée en 1989). Le tableau I résume ses recommandations.

Ces valeurs sont calculées avec la méthode des fumées noires.

Les décrets d'application de la Loi sur l'Air ne sont pas encore parus mais les valeurs de référence proposées dans la nouvelle directive européenne de 1996 sont indiquées dans la tableau II.

Ces valeurs limites portent sur la protection de la santé humaine et concernent exclusivement les particules de taille inférieure à 10 μm , la mesure des particules plus petites

Tableau I. Valeurs recommandées par la directive européenne relative aux fumées noires.

Valeurs	Limites ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Valeurs guides ($\mu\text{g m}^{-3}$)	
Percentile 50 des moyennes 24h sur l'année tropique	80	moyenne arithmétique annuelle	40 à 60
Percentile 50 des moyennes 24h sur l'hiver	130	moyenne 24h	100 à 150
Percentile 98 des moyennes 24h sur l'année tropique	250 (*)		

(*) Valeur ne devant pas être dépassée pendant plus de 3 jours consécutifs.

Tableau II. Valeurs proposées par la nouvelle directive européenne relative aux particules de taille inférieure à 10 μm .

	Valeurs limites ($\mu\text{g m}^{-3}$)	
	Moyenne horaire	Moyenne annuelle
Jusqu'en 2005	50	30
Jusqu'en 2010	50	20

(2,5 μm) est néanmoins recommandée afin d'acquiescer de l'expérience et des données dans ce domaine.

D'un point de vue métrologique, les réseaux de mesure français utilisent dans la plupart des cas un fractionnement granulométrique ciblé sur 10 μm , pour des raisons sanitaires dans la mesure où il est estimé que la fraction de particules inférieures à cette valeur peut être inhalée.

Deux aspects sont donc à considérer :

- les principes et les dispositifs d'échantillonnage utilisés (présence ou non d'une tête de fractionnement granulométrique),
- les systèmes de mesure de concentration massique particulaire en fonctionnement systématique en réseau.

L'échantillonnage

Il est reconnu que l'efficacité de collecte des particules en suspension de diamètre inférieur à 100 μm n'approche 100 % que pour les tailles de particules approximativement inférieures à 3 μm . Au-delà de cette dimension, cette efficacité est fortement influencée par les conditions météorologiques (vitesse du vent) et de prélèvement (débit d'aspiration, position et conception du dispositif de captation). Pour des vitesses de vent constantes, l'efficacité de collecte décroît lorsque le diamètre des particules augmente.

Le standard américain est souvent cité en exemple. Jusqu'en 1982, la norme américaine visait la totalité des par-

ticules en suspension (Total Suspended Particulate : TSP) incluant les particules de diamètre inférieur à 100 μm . Puis l'étude des particules inférieures à 10 μm a été préconisée (Particulate Matter-10 : PM-10). Depuis quelques années, le concept PM-2.5 (diamètre inférieur à 2,5 μm) a fait son apparition. Certaines études spécifiques visent même les particules de taille inférieure à 1 μm (PM-1).

En général, le dispositif de prélèvement est constitué d'une entrée d'air sommaire (entonnoir, filtre ouvert) ou plus sophistiquée (tête de prélèvement), d'un support de collecte (filtre ou plaque d'impaction), d'une pompe et d'un régulateur de débit. Dans le cadre des réseaux français de surveillance de la qualité de l'air, deux catégories de prélèvement sont distinguées selon la précision de la coupure granulométrique :

Les prélèvements sans coupure granulométrique précise

Ils sont généralement effectués selon l'une des trois techniques suivantes :

- La méthode de mesure dite des « Fumées Noires » à faible débit d'aspiration (85 L h⁻¹ [7]) privilégie la captation sur filtre des particules fines inférieures à environ 5 μm constituants des suies et imbrûlés émis par les unités de combustion fixes et mobiles.
- Les prélèvements sur filtre ouvert de 47 mm, généralement en nitrate de cellulose de porosité 0,8 μm , à un débit relativement élevé (de 1 à 1,5 m³ h⁻¹) où les particules de diamètre supérieur à 0,3 μm sont retenues quantitativement sur le filtre. Les caractéristiques du filtre sont importantes lors de son choix : risque de colmatage, stabilité chimique, aptitude au transport et à la manipulation, facilitation des analyses chimiques ultérieures.
- Les échantillonneurs HVS (High Volume Sampler) à grand débit (plus de 1 m³ min⁻¹) configurés en mode TSP dont l'efficacité de collecte des particules de grand diamètre est significative (de 25 à 40 % à 30 μm).

Les prélèvements avec coupure granulométrique

Ils sont effectués à l'aide de matériels séquentiels ou automatiques équipés d'une « tête » qui, par sa conception, ne capte en théorie que des particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à une certaine valeur.

L'efficacité de collecte d'une particule varie suivant son diamètre aérodynamique comme l'indique la figure 1. Le seuil de coupure granulométrique d'une tête est la valeur du diamètre aérodynamique correspondant à une efficacité de 50 %.

Aucune tête de prélèvement n'est donc strictement sélective, c'est-à-dire laisse passer 100 % des particules inférieures à une valeur annoncée et exclut 100 % des particules plus grandes que cette valeur. Une tête d'un certain seuil de coupure prélèvera donc également des particules plus grandes que ce diamètre annoncé.

Le seuil de coupure est fonction du débit d'aspiration, du colmatage du filtre et des conditions de température et de pression ambiantes [8]. Les appareils de mesure de concentration en particules doivent donc maintenir le débit d'aspiration imposé (ex : 1 m³ h⁻¹) de façon à avoir un seuil de coupure constant au niveau de la tête.

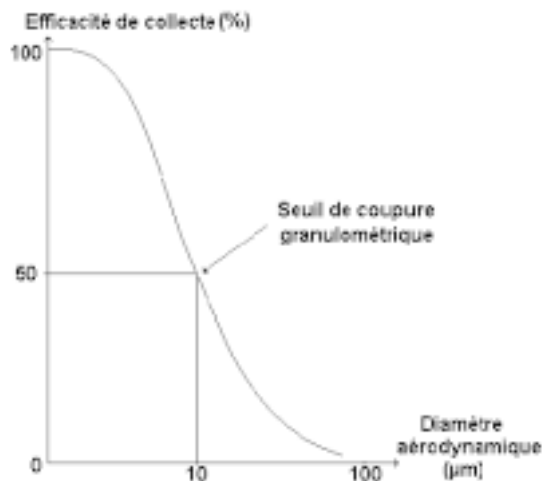


Figure 1. Variation de l'efficacité de collecte d'une tête de prélèvement.

La tête de prélèvement française normalisée AFNOR NF X43-021 [9]

Cette tête, décrite sur la figure 2, équipait l'ensemble du parc d'appareils de type PPA60 et jauge bêta jusqu'en 1995. Elle fonctionne avec un débit d'aspiration de 1,5 m³ h⁻¹.

La coupure granulométrique annoncée à 10 µm serait plutôt aux alentours de 13 µm d'après les essais réalisés en Grande-Bretagne par le Warren Spring Laboratory [10], de plus, elle est fonction du vent. Ceci explique en partie pourquoi cette tête a été abandonnée au profit de la tête PM-10. Toutefois, une part non négligeable des appareils actuels est encore équipée de cette tête.

La tête type PM-10 d'origine américaine

Le principe de séparation de la tête PM-10, schématisée sur la figure 3, est l'impaction par effet aérodynamique induit par un système de chicanes, les particules plus grosses que le seuil de coupure percutent par inertie une surface d'impaction graissée pour éviter tout phénomène de réenvol.

Le seuil de coupure granulométrique est annoncé à 10 µm pour un débit d'aspiration fixé à 1 m³ h⁻¹. Les caractéristiques de la tête seraient peu influencées par la vitesse du vent selon des travaux menés aux États-Unis [11].

Un tube d'adduction chauffé sur toute sa longueur relie la tête au système d'accumulation ou de mesure également thermostaté à plus de 30 °C afin d'éviter toute condensation sur les parois. Cependant, il faut noter que l'augmentation de température de l'air prélevé peut entraîner une perte de masse des particules par volatilisation de certains composés organiques [12].

Cette tête équipe l'ensemble des appareils récemment implantés dans les réseaux (jauge bêta depuis 1995, microbalance à variation de fréquence).

La tête type PM-2.5 d'origine américaine

Cette tête représentée sur la figure 4 est proposée par les constructeurs sur des appareils tels que la microbalance à variation de fréquence.

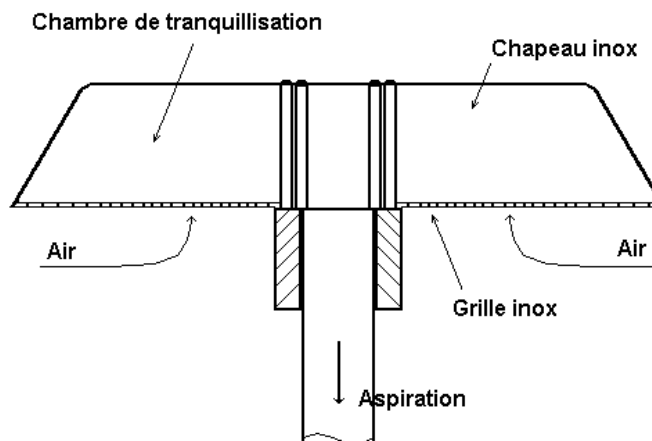


Figure 2. Tête de prélèvement NF X 43-021.

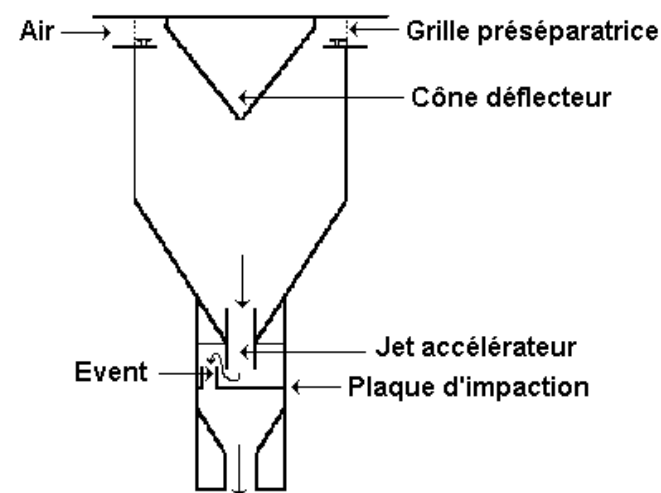


Figure 3. Tête de prélèvement PM-10.

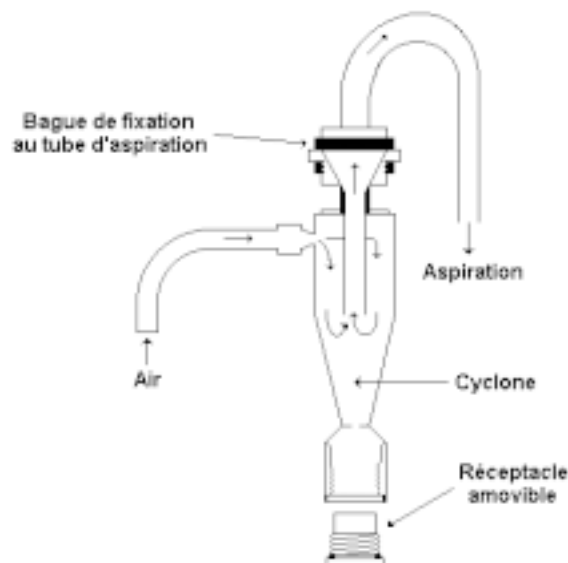


Figure 4. Tête de prélèvement PM-2.5.

La coupure granulométrique annoncée à 2,5 µm pour un débit d'aspiration fixé à 1 m³ h⁻¹ est obtenue par un système de type « cyclone », les particules de diamètre supérieur étant récupérées dans un réceptacle amovible.

Contrairement à la tête PM-10, ce dispositif n'est pas démontable en vue d'un éventuel nettoyage.

Cette tête ainsi que la tête PM-1 qui a une configuration sensiblement identique, ne sont actuellement pas utilisées dans les réseaux de surveillance français.

La mesure de la concentration massique particulaire en réseau

L'appréciation de la charge globale en particules s'effectue en réseau par quatre méthodes : gravimétrie, radiométrie bêta, réflectométrie et variation de fréquence.

– La méthode gravimétrique (échantillonneur à grand débit)

Cette méthode simple consistant à peser des filtres avant et après prélèvement est cependant astreinte à des servitudes d'utilisation [13] : le relevé des filtres est manuel, les filtres empoussiérés doivent être pesés dans les mêmes conditions de température et d'humidité que les filtres vierges, sans perte de matière lors des manipulations.

Eu égard aux concentrations atmosphériques urbaines (quelques dizaines de microgrammes par mètre cube d'air) la durée d'échantillonnage peut difficilement être inférieure à 24 heures. Cependant, le HVS de marque Andersen équipé d'une tête PM-10 est considéré au niveau européen comme une référence pour l'échantillonnage de la fraction PM-10 des particules en suspension [14].

Les filtres en fibre de verre sont bien adaptés à la mesure gravimétrique, ils ne se colmatent pas trop vite mais ils peuvent contenir des impuretés pouvant gêner des analyses chimiques ultérieures. A contrario, certaines membranes filtrantes adaptées aux analyses physico-chimiques le sont moins vis-à-vis de la gravimétrie : colmatage rapide, perte de charge trop importante, mauvaise tenue mécanique.

– La réflectométrie (indice de Fumées Noires) [7]

L'air échantillonné passe au travers d'un papier filtre sur lequel se déposent les particules. L'analyse du filtre, effectuée ultérieurement par réflectométrie, consiste à éclairer le filtre par de la lumière visible et à mesurer les intensités incidente I_0 et réfléchie I . La réflectance I/I_0 qui varie de 100 à 0 % suivant le degré de noircissement du filtre est convertie par le biais d'une courbe d'étalonnage en concentration de fumées noires par unité de surface. La connaissance du débit permet de calculer un indice de fumées noires en µg m⁻³. La courbe d'étalonnage est établie pour un type de papier filtre et un réflectomètre donnés.

Cette technique, bien que relativement ancienne, peut être considérée comme un bon traceur de la pollution par les véhicules diesel. Cependant, elle doit être utilisée avec discernement hors des zones strictement urbaines en raison du changement de couleur des particules. L'appréciation du respect des nouvelles directives européennes à partir de ce type de mesure apparaît délicate.

– La radiométrie (jauge bêta)

Le principe est de mesurer la masse particulaire par atténuation d'un rayonnement bêta. La nature des particules n'a qu'une faible incidence. Cette technique est reconnue équivalente à une mesure pondérale [15].

La durée d'échantillonnage minimale varie entre 1 et 24 heures suivant le type d'environnement. En réseau, deux générations d'appareils sont implantées : la jauge MPSI 100 équipée de la tête de la norme NF X43-021 et la jauge MPS101 plus récente munie de la tête PM-10.

Il faut noter que ce type d'appareillage est soumis à de fortes contraintes administratives : nécessité d'une autorisation de détention de source radioactive, servitudes d'utilisation.

– La microbalance à variation de fréquence (TEOM : Tapered Element Oscillating Microbalance)

Cet appareil est un système de mesure en continu entièrement informatisé.

Il est constitué d'une tête de prélèvement, d'une microbalance à élément oscillant, d'une unité de contrôle et de commande et en option d'un accumulateur sur filtres destinés principalement à des analyses différées (système ACCU). La tête de prélèvement de type PM-10 fonctionne à un débit d'aspiration de 1 m³ h⁻¹, 180 L h⁻¹ étant consacrés à la microbalance, l'excédent (820 L h⁻¹) pouvant être utilisé par le système ACCU.

Un filtre est installé sur un élément oscillant à une fréquence donnée. Les particules déposées augmentent la masse du système produisant une décroissance de la fréquence de vibration. Cette variation de fréquence est enregistrée en permanence par l'unité de contrôle, elle est ensuite convertie en masse.

Des tests ont montré que l'appareil est peu sensible aux vibrations extérieures [13].

Les paramètres tels que le débit d'aspiration, la température du conduit d'adduction, la température de l'environnement sont consignés et régulés par l'unité de contrôle.

Le débit est maintenu constant quelles que soient les pressions et températures ambiantes mesurées en continu. Il est à noter qu'à l'heure actuelle, dans les réseaux français, seul cet appareil effectue cet ajustage en continu.

Le pas de temps de mesure est modulable de 10 minutes à 24h comme pour un analyseur de gaz conventionnel.

Le circuit auxiliaire ACCU peut être utilisé pour prélever les poussières sur filtre, 8 filtres sont exposés séquentiellement (un filtre sur un pas de temps choisi) ou conditionnellement (exposition à partir d'une valeur seuil de concentration) ou encore pour un événement météo (microbalance équipée d'un anémomètre).

– La mesure optique

La mesure par diffusion lumineuse de la concentration en nombre de particules par un compteur optique est encore peu utilisée dans les réseaux français de surveillance de la qualité de l'air. Bien que donnant des informations intéressantes, notamment sur la taille des particules, cette méthode nécessite des études complémentaires concernant :

- l'étalonnage et son contrôle par l'utilisateur,

- la possibilité de convertir une concentration en nombre en une concentration en masse.

L'utilisation d'appareils tels que les compteurs optiques de particules semble donc pour l'instant devoir se limiter à des mesures ponctuelles permettant par exemple de choisir un site avant l'implantation d'une station.

Problème du choix de site de prélèvement

Les différentes méthodes décrites précédemment sont adaptées à des prélèvements en réseau à poste fixe. Le choix d'un site de prélèvement est fonction du type de pollution atmosphérique à surveiller. L'objet de la surveillance étant notamment d'apprécier le risque individuel d'exposition des êtres humains à des niveaux élevés de pollution, il est nécessaire de sélectionner des sites représentatifs de types de pollution et de niveaux d'exposition. On distingue essentiellement deux sortes de stations de mesure : de proximité et urbaine dense.

Une station de proximité est installée sous l'influence directe d'une source locale spécifique (usine, circulation automobile...). En général, pour la surveillance de l'impact du trafic routier, le point de prélèvement est implanté sur le bord de l'axe de circulation. Ce type de site a pour objectif de mesurer les concentrations maximales auxquelles les citoyens risquent d'être exposés, même pour de courtes périodes de temps.

Une station urbaine dense doit rendre compte d'une exposition moyenne et de longue durée en zone urbanisée et fournir une représentation spatio-temporelle fiable du champ de pollution dans lequel évoluent les citoyens. Elle ne doit donc pas être influencée directement par des sources industrielles ou automobiles mais doit être installée de façon à être représentative du niveau ambiant général, pour une densité de population suffisante [13].

Les niveaux de pollution sont plus élevés dans les sites de proximité, notamment en ce qui concerne la pollution particulaire. Lors de l'implantation des stations de mesure permanentes ou ponctuelles, il est donc impératif de bien définir le type de pollution ciblée.

Prise en compte de la composition chimique des particules

Un autre facteur conditionne la nocivité des particules : la nature des polluants associés (aérosol acide, HAP, métaux...). Les composantes acide et organique sont généralement associées aux particules les plus fines. Ceci montre l'intérêt d'analyses chimiques spécifiques s'ajoutant à la détermination d'indicateurs globaux.

S'agissant de la composante minérale de l'aérosol atmosphérique urbain, à l'heure actuelle, la mesure de l'acidité des particules ne fait l'objet d'aucun suivi régulier en réseau. La composante acide de la phase particulaire est principalement présente sous forme soufrée résultant de l'oxydation homogène ou hétérogène, dans l'atmosphère, du dioxyde de soufre SO_2 en acide sulfurique H_2SO_4 qui peut être neutra-

lisé en partie ou totalement par l'ammoniac pour former des particules d'hydrogénosulfates ou de sulfates d'ammonium NH_4HSO_4 et $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ [16].

Les possibilités de mesure en continu applicables en réseau sont cependant réduites. A l'heure actuelle, le sulfate SO_4^{2-} et l'ammonium NH_4^+ particulaires ne sont mesurés qu'en zone rurale, dans le cadre du réseau de mesures de retombées atmosphériques MERA.

Concernant les métaux, seul le plomb d'origine automobile bénéficie d'une mesure systématique au travers du réseau national de mesure de la pollution atmosphérique par le plomb dans lequel sont impliqués les réseaux de surveillance et des laboratoires d'analyse associés. Cependant, la combustion des fiouls, les foyers à charbon et les usines d'incinérations d'ordures ménagères constituent des sources urbaines majeures d'émission de composés tels que l'arsenic, le cadmium, le nickel, le vanadium... Les techniques instrumentales de dosage de ces composés sont relativement lourdes et coûteuses (spectrophotométries d'absorption atomique, de fluorescence X, d'émission par plasma...).

La composante organique présente un constat similaire : peu ou pas de mesures systématiques en réseau français. À l'instar de réseaux européens, une attention particulière devra être portée aux Polluants Organiques Persistants (POP) comprenant les HAP, les polychlorobenzènes (PCB), les dioxines, les pesticides... La mesure de ces composés fait majoritairement appel au prélèvement par filtration de l'air et à l'analyse différée en laboratoire par des techniques chromatographiques [17] complexes et coûteuses (Chromatographie Liquide Haute Pression/Détection par émission de fluorescence, Chromatographie en Phase Gazeuse/Détection par ionisation de flamme ou spectrométrie de masse).

Il existe une possibilité d'analyse automatique des particules implantable en réseau : l'analyseur de la concentration en carbone. Le principe consiste à collecter les particules dans un impacteur et de les oxyder à haute température. Le dioxyde de carbone dégagé est analysé par détection infrarouge. Grâce à son système de plateaux de température d'oxydation intermédiaire, l'appareil peut discerner le carbone organique du carbone élémentaire. L'utilisation d'un double système collecteur/four permet de collecter les particules pendant que l'échantillon précédent est analysé. Le temps de cycle peut varier de 1 à 24 heures. L'appareil peut être équipé d'une tête de prélèvement type PM-10, PM-2.5 ou poussières totales.

Conclusion

La nocivité des particules n'est pas uniquement liée à leur concentration massique mais aussi à leur granulométrie et à leur composition chimique (minérale et organique).

La première nécessité est de disposer de mesures donnant des informations sur la masse des particules dans le domaine granulométrique intéressant : particules de diamètre aérodynamique respectivement inférieur à 10 et 2,5 μm .

Cela implique donc de choisir des dispositifs d'échantillonnage adéquats pour la détermination des concentrations massiques des fractions correspondantes.

En second lieu, cette approche globale doit être complétée par la détermination des principaux constituants de l'aérosol atmosphérique urbain :

- métaux (Pb, Cd, Ni, As, ...) selon l'environnement concerné,
- composante acide (sulfates, ammoniums, chlorures, nitrates),
- composante organique (POP).

Il est cependant clair qu'à l'échelle des réseaux de surveillance de la pollution atmosphérique, il ne semble pas exister à l'heure actuelle d'indicateur global de la pollution particulaire, facile à mettre en œuvre et fiable sur le plan de la métrologie et de la représentativité sanitaire.

Références

1. Whitby, K. T. Electrical measurements of aerosols in fine particles, Byh Liu, Ed., Academic Press, 1976.
2. Norme X 43-100. Qualité de l'air – Définitions des fractions de tailles des particules pour l'échantillonnage lié aux problèmes de santé, AFNOR, Paris, novembre 1984.
3. Renoux, A. (Université Paris XII) L'aérosol atmosphérique, ses origines ; quelques notions sur les principales propriétés physiques des aérosols, Journées d'études du CITEPA (17/12/96).
4. Belot, G. (groupe PSA) Emissions particulaires par les transports routiers essence et diesel, caractéristiques chimiques et granulométriques, contribution, Journées d'études du CITEPA (17/12/96).
5. Norme AFNOR X43-022 Air ambiant – Concepts relatifs à l'échantillonnage des matières particulaires en suspension, AFNOR, Paris, mai 1985.
6. ERPURS, Effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé. Analyse des études épidémiologiques publiées entre 1980 et 1991. Rapport Observatoire Régional de la Santé Ile de France 1992; pp 1-74.
7. Norme NF X 43-057 Détermination d'un indice de fumées noires, AFNOR, Paris, 1977.
8. Chow, J. C. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **1995**, 45.
9. Norme AFNOR X43-021 Prélèvement sur filtre des matières particulaires en suspension dans l'air ambiant – Appareillage automatique séquentiel, AFNOR, Paris, décembre 1984.
10. Ralph, M. O.; Barrett, C. F.; Upton, S. L. Further wind tunnel measurements of the inlet efficiency of the Environnement SA type PPA60 suspended particle sampler, Warren Spring Laboratory Laboratory Report (1983), Department of industry, Stevenage (UK).
11. Mc Farland, A. R.; Ortiz C. A. Characterization of Sierra-Andersen PM-10 inlet Air Quality Laboratory Report (1983), Civil Engineering Department Texas University, College Station USA.
12. Allen, G. et al. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **1997**, 47, 682-689.
13. Mathé, F.; Sauvage, S. Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (L.C.S.Q.A.) – École des Mines de Douai, Rapport final d'activités (Nov. 1997) Convention Ministère de l'Environnement n°17/96.
14. Norme européenne EN 12341 Field test procedure to demonstrate reference equivalence of sampling methods for the PM-10 fraction of suspended particulate matter (CEN Bruxelles) 1997.
15. Norme NF X 43-017 Mesure de la concentration des matières particulaires en suspension dans l'air ambiant – Méthode par absorption de rayons bêta, AFNOR, Paris, juillet 1984.
16. Lipfert, F. W.; Morris, S. C.; Wyzga, R. E. *Environ. Sci. Technol.* **1989**, 11,1316-1322.
17. Person, A.; Lopez, B.; Masclat, P. Méthodes de mesure dans l'environnement des polluants non réglementés d'origine automobile, Colloque Pollution de l'Air par les transports, Paris 1987, 2-3 juin, INRETS Ed.; pp 161-170.