

MESURE DE CONCENTRATIONS DANS LES CONDUITS DE TRANSPORT DE POLLUANTS PARTICULAIRES

Dans l'industrie, de nombreux postes de travail générateurs de polluants particulaires sont équipés de dispositifs de ventilation chargés de capter tout ou partie des particules émises et de les éliminer *via* un dispositif d'épuration adapté. La qualité de l'évaluation de ces dispositifs est étroitement associée aux conditions de prélèvement en conduit et au type d'appareil de mesure utilisé.

Dans cette étude, huit appareils de mesure et six configurations de prélèvement couramment mises en pratique *in situ* sont comparés en banc d'essai, en présence de deux types d'aérosol, un synthétique et un naturel. Les mesures sont effectuées dans une gamme de concentration variant de 1 mg/m³ à 8 mg/m³.

Les appareils à lecture directe basés sur le comptage de particules montrent des réponses très différenciées suivant le type d'appareil et l'aérosol en jeu. En revanche, un appareil de mesure en continu de concentration massique donne des résultats comparables aux techniques classiques de mesure par gravimétrie.

Les six configurations d'essai choisies, testées dans des conditions d'essai comparables, montrent des incidences sur la concentration en conduit variant de 10 % à 50 %.

Par ailleurs, les installations et la méthodologie développée au cours de cette étude sont dès à présent des outils pérennes permettant le contrôle des différents appareils destinés au prélèvement en conduit de particules de différentes natures.

Déterminer le plus précisément possible la concentration d'un polluant particulaire transporté par un conduit de ventilation constitue le point de départ de toutes les actions ayant pour objectif de mettre en place des installations d'épuration appropriées et de les contrôler.

La technique la plus utilisée consiste à extraire un échantillon de particules dans un fluide en mouvement. Cette

opération implique, par nature, une incertitude difficile à évaluer compte tenu des nombreux paramètres qui influencent la mesure. Dans ce contexte d'évaluation, la problématique est accentuée par la nécessité de mesurer des concentrations souvent très élevées en amont des dispositifs et très faibles en aval et, de ce fait, de disposer de moyens de mesure adaptés.

Suivant les dispositions des circuits, les circonstances de mesure, le type

- Aérosol
- Particule
- Appareil de mesure
- Ventilation
- Essai

► Roland RÉGNIER, Denis BÉMER,
Yves MORÈLE, INRS, département Ingénierie
des procédés

MEASUREMENT OF CONCENTRATIONS IN DUCTS CONVEYING PARTICLE POLLUTANTS

In industry, many workstations generating particle pollutants are fitted with ventilation systems designed to collect all or part of the emitted particles and to eliminate them using a suitable purification device. Assessment quality for these systems is closely linked to the duct sampling conditions and the type of measuring instrument used.

In this study, eight measuring instruments and six sampling configurations commonly implemented *in situ* are compared on a test bench in the presence of two types of aerosol (one synthetic and one natural). Measurements are taken within a concentration range from 1mg/m³ to 8mg/m³.

Direct reading instruments based on particle counting display very different responses, depending on their type and the aerosol involved. On the other hand, a continuous mass concentration measuring instrument yields results comparable with conventional gravimetric measurement methods.

The six selected configurations tested under comparable test conditions reveal impacts on the duct concentration varying between 10 and 50%.

Moreover, the installations and methodology developed during this study are now long-lasting tools for controlling different instruments designed to sample different particle types in ducts.

- Aerosol
- Particle
- Measuring instrument
- Ventilation
- Test

d'appareil et de matériel utilisés, les pertes par dépôt peuvent être conséquentes. Dans certains cas, les pertes dues au circuit de prélèvement proprement dit atteignent 30 % [1] et plus, de l'ordre de 50 % [2].

Cette question du dépôt de particules en conduit a été traitée par différents auteurs en considérant des problématiques spécifiques : optimisation des conduits de prélèvement [2], incidence du nombre de Reynolds dans le transport de particules à l'aide de conduits de faibles diamètres [3], pertes dans des éléments de circuit (coudes) [4, 5, 6] ou par rapport à des problématiques de circuits de ventilation générale [7]. D'autres études sont orientées vers l'efficacité de captage des embouts situés en tête du circuit de prélèvement [8] ou visent à évaluer l'orientation de cet élément par rapport à la direction de l'écoulement [9, 10].

Le type d'appareil de mesure ou la technique de collection de particules contribue également à l'incertitude sur la concentration réelle. Suivant les qualités intrinsèques des modèles et les principes de lecture propres à chaque appareil, les réponses peuvent être très différentes [11 - 15].

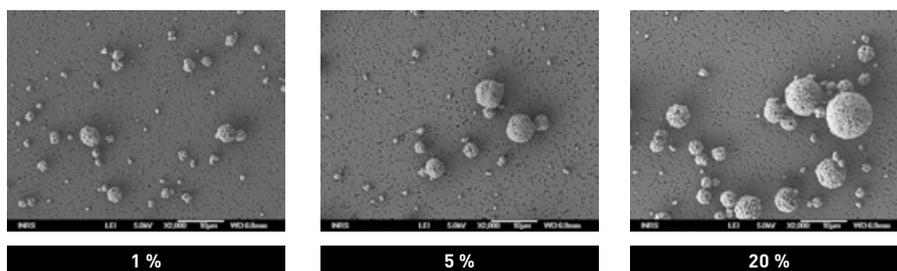
Les études citées ci-dessus sont généralement orientées vers une évaluation d'un élément particulier d'un circuit de prélèvement ou de transport de poussière. L'étude présentée dans ce document a pour but d'évaluer globalement, dans des conditions de mesure contrôlées, l'incidence du circuit de prélèvement sur la mesure de concentration en conduit. Elle concerne quelques configurations courantes de prélèvement associées à divers appareils de mesure à lecture directe ou aux techniques de collection sur filtre.

Les différentes mesures sont effectuées suivant les techniques connues de prélèvement en conduit telles qu'elles sont pratiquées dans le cadre d'interventions *in situ*.

Il s'agit également de se doter d'outils d'évaluation (méthodes, équipements d'essai) afin d'apporter une aide éventuelle aux préventeurs (CARSAT, INRS) confrontés aux difficultés de mesures et de leur interprétation dans des conditions industrielles, par nature impossibles à maîtriser. Le développement de cet ensemble de moyens vise

FIGURE 1

Aérosol de Polyvinyle acétate (PVAc)



Concentration de PVAc dans eau ultra-pure (grossissement x 2 000)

FIGURE 2

Aérosol de pierre calcaire



aussi l'évaluation de la mise en œuvre, dans un contexte de prélèvement en conduit, de deux appareils à lecture directe pressentis pour servir de référence lors de la mesure de concentration massique et en nombre avec d'autres appareils : le TEOM 1400a (Tapered Element Oscillating Microbalance) de Rupprecht & Pataschnick et le spectromètre APS 3321 (Aerodynamic Particle Sizer) de TSI.

MÉTHODOLOGIE ET MOYENS D'ESSAIS

Dans un premier temps, en préalable à leur utilisation en présence des aérosols choisis pour les tests, les différents appareils ont été évalués dans une configuration de référence basée sur la génération d'un aérosol type monodispersé, de caractéristiques certifiées [16]. Ceci constitue une base de comparaison fiable des appareils testés dont les principes de mesure sont différents (cf. *Annexe 1*).

Les différents essais sont ensuite effectués dans un banc d'essai de dimensions proches de celles d'une ins-

tallation industrielle (cf. *Annexe*) en présence de deux aérosols polydispersés (cf. *Annexe 2*). Un aérosol synthétique constitué d'une dispersion de polyacétate de vinyle (PVAc) dans de l'eau ultra pure (cf. *Figure 1*), et un aérosol de pierre calcaire provenant du façonnage d'un type de pierre tendre (Charentenay) utilisé dans la fabrication de pièces de décoration et de restauration de monuments (cf. *Figure 2*).

Le banc d'essai est principalement constitué d'un ensemble de ventilation pouvant délivrer un débit de 5 000 m³/h dans des conduits de diamètre 300 mm qui permet d'atteindre une vitesse moyenne maximale de 20 m/s. Sur ce circuit, un segment d'environ 5 m de long, destiné à la mesure, est protégé en amont et en aval par des filtres haute efficacité (99,95 %). Le flux d'air circulant dans cette section est stabilisé et homogénéisé à l'aide d'une structure alvéolaire à larges mailles et d'une grille de turbulence [17].

Toutes les configurations d'essai ont été testées à 2 500 m³/h soit une vitesse d'air moyenne mesurée au centre du conduit de 10,6 ± 0,05 m/s. Dans ces conditions, le plus grand écart mesuré sur un diamètre entre la concentration la plus élevée et la plus faible est inférieur à 10 %.

TABLEAU I

Circuits et configurations de prélèvement

| Circuits et configurations de prélèvement |
|---|
| Canne coudée à 90° + position verticale |
| Canne coudée à 90° + position horizontale |
| Canne coudée à 90° + position verticale + tube PVC |
| Canne coudée à 90° + position verticale + tube carboné antistatique |
| Canne coudée à 90° + position verticale + distributeur et débits égaux |
| Canne coudée à 90° + position verticale + distributeur et débits différents |

AÉROSOLS ET DOMAINE DE MESURE

L'aérosol de PVAc (masse volumique : 1,08 kg/m³), généré au moyen d'un pulvérisateur de type Collison, est composé de particules quasi sphériques, plus ou moins agglomérées, dont la granulométrie varie suivant la concentration de produit PVAc dans le mélange aqueux.

Les tests sont effectués suivant cinq niveaux de concentration variant de 0,7 mg/m³ à 7 mg/m³ avec des particules dont les diamètres médians en volume s'échelonnent de 2,5 µm à 4,9 µm.

L'aérosol de pierre calcaire (masse volumique du matériau : 2 kg/m³) est généré au moyen d'un appareil à brosse tournante (RBG 1000 de Palas GmbH).

La gamme des concentrations, également échelonnée en cinq niveaux, se situe entre 1,4 mg/m³ et 8 mg/m³. Le diamètre médian en volume mesuré sur les cinq échantillons correspondant aux concentrations est constant et se situe en moyenne à 3,3 µm.

(Les caractéristiques des deux aérosols sont détaillées en [@nnexes 2.1 et 2.2.](#))

DISPOSITIF DE MESURE

La section de mesure permet de tester deux dispositifs de mesure simultanément à l'aide de deux circuits de prélèvement constitués d'une canne inox de diamètre intérieur 16 mm, coudée à 90° et d'embouts ajustés aux conditions isocinétiques [18]. Cette disposition est une configuration de base à laquelle les différents circuits et appa-

TABLEAU II

Configurations d'essai

| Segment du corps | Principe de mesure | Gamme de mesure | Concentration maximale | Débit de prélèvement |
|---|---------------------------------------|---|--|----------------------|
| Echantillonneur TEOM 1400 | Différence de fréquence | 0,1 µg/m ³ - > 1g/m ³ | > 1 g/m ³ | 3 - 5 l/min |
| Spectromètre TSI APS 3321 | Temps de vol - comptage de particules | 0,5 - 20 µg/m ³ 52 canaux | 1000 #/cm ³ | 5 l/min |
| APS 3321 + diluteur 3302A (taux de dilution 20/1) | Temps de vol - comptage de particules | 0,5 - 20 µg/m ³ 52 canaux | 1000 #/cm ³ | 5 l/min |
| Spectromètre GRIMM 1.108 | Diffusion de lumière | 0,3 - 20 µg/m ³ 15 canaux | 2000 #/cm ³ | 1,2 l/min |
| Spectromètre GRIMM 1.109 | Diffusion de lumière | 0,5 - 20 µg/m ³ 31 canaux | 2000 #/cm ³ | 1,2 l/min |
| Compteur de particules LIGHTHOUSE HH3016 IAQ | Diffusion de lumière | 0,3 - 20 µg/m ³ 6 canaux | 140 #/cm ³ [*] Coïncidence 5 % | 2,8 l/min |
| Prélèvement externe sur filtre Ø 47 mm GLA 5000 PVC | gravimétrie | - | - | 30 l/min |
| Prélèvement interne sur filtre Ø 25 mm GLA 5000 PVC | Gravimétrie (référence) | - | - | 17 l/min |

* hors plage concentrations testées

reils soumis aux tests sont raccordés. Un troisième point, dit de mesure de référence, permet de déterminer la concentration massique moyenne durant tout le temps de l'essai au moyen d'un embout isocinétique directement fixé à un porte filtre situé à l'intérieur du conduit.

Les deux cannes de prélèvement et le dispositif de mesure de référence en conduit sont placés au centre du conduit ([cf. Annexe](#)).

CONFIGURATIONS DE PRÉLÈVEMENT ET APPAREILS TESTÉS

L'étude vise à comparer six configurations de prélèvement en conduit choisies parmi les plus courantes ([cf. Tableau I et @nnexe 3](#)) : deux positions typiques des cannes de prélèvement (verticale et horizontale), deux circuits comprenant un tronçon souple de longueur 0,5 m et de diamètre intérieur 16 mm (l'un en PVC, matière très électrostatique, l'autre constitué d'une matière carbonée destinée à éviter la formation de charges électrostatiques). De plus, ces deux circuits sont positionnés de manière à former deux coudes consécutifs en S afin de prendre en compte une disposition irrégulière quelquefois adoptée *in situ* ([cf. Annexe](#)). Les deux configurations suivantes concernent l'utilisation d'un accessoire répartiteur de débit permettant le raccordement de plusieurs appareils à un seul point de

mesure (flow splitter de TSI). En l'occurrence, cet accessoire a été testé dans deux situations : l'une mettant en jeu deux débits identiques (5 l/min) et l'autre deux débits différents (5 l/min et 1,2 l/min).

Huit appareils de mesure ou techniques de prélèvement d'aérosol sont également comparés ([cf. Tableau II](#)) : quatre appareils à lecture directe basés sur le comptage de particules, un appareil accompagné de son diluteur, un appareil à lecture directe basé sur la mesure de concentration massique en continu et deux techniques de mesure par gravimétrie : l'une par prélèvement à l'aide d'une canne coudée positionnée à l'extérieur du conduit de transport, l'autre à l'aide d'un porte filtre situé à l'intérieur du conduit.

Les appareils à lecture directe par comptage étaient soit des modèles acquis récemment disposant à l'origine d'un étalonnage du constructeur (Lighthouse HH3016 IAQ), soit des appareils étalonnés récemment par leur constructeur (APS 3321 ; Grimm 1.108 et 1.109).

CONDITIONS D'ESSAI

Des mesures simultanées dans le conduit de 300 mm sont effectuées à l'aide des cannes coudées et du dispositif de prélèvement de référence. Les points de prélèvement étant situés suc-

FIGURE 3

Aérosol de PVAc - Incidence des six configurations de prélèvement

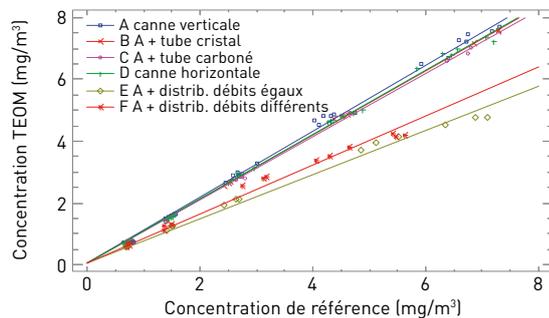
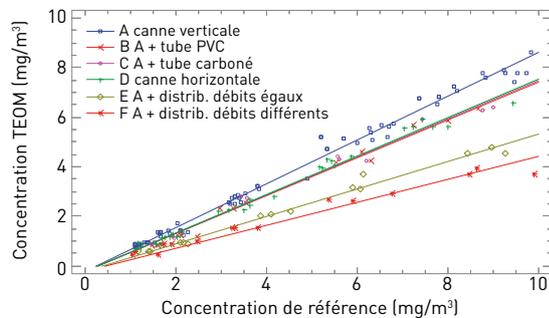


FIGURE 4

Aérosol de pierre calcaire - Incidence des six configurations de prélèvement



cessivement sur le tronçon de mesure (intervalle de 0,5 m), des essais ont été effectués afin de vérifier l'homogénéité des concentrations dans cette zone.

Les séquences de mesure durent au minimum 10 minutes. Chaque séquence est caractérisée par une valeur de concentration moyenne. Au moins trois essais par configuration testée pour chacune des cinq concentrations sont réalisés soit, au total, un minimum de 15 essais.

CONDITIONS D'ÉVALUATION

Les différentes configurations types ont été comparées par référence à une mesure délivrée par le TEOM, tandis que le test des différents appareils a été effectué à partir d'une disposition de base, les cannes de prélèvement disposées verticalement et orientées vers le bas.

Chacune de ces dispositions fait appel à un mode d'exploitation des concentrations massiques qui fait intervenir deux mesures simultanées, l'une dite extérieure, déterminée à l'aide des cannes de prélèvement coudées asso-

ciées à un appareil, l'autre dite de référence, caractérisée par une mesure directe au moyen du dispositif de prélèvement sur membrane filtrante situé à l'intérieur du conduit de transport.

Les données ainsi recueillies sont analysées au moyen d'une régression linéaire (logiciel Stagraphics Centurion XVI version 16.1.05) et les droites caractéristiques des différentes configurations sont comparées afin d'établir une hiérarchie des diverses situations traitées.

Chaque configuration est caractérisée par une pente associée à ses paramètres de précision, le coefficient de corrélation R^2 et l'analyse de la variance (ANOVA). Il y a une relation significative entre les variables si $p < 0,05$ au niveau de confiance de 95 % et la pente est d'autant plus précise lorsque R^2 est proche de 1.

Avec les différents appareils dont le principe de mesure est basé sur le comptage de particules, les concentrations massiques ont été déterminées par conversion de la concentration en nombre en concentration massique à l'aide des relations théoriques connues

TABLEAU III

Aérosol de PVAc – Comparaison des configurations types

| Condition | Droite régression | R2 (%) | P (p<0,05) |
|--|-------------------------------------|--------|------------|
| Canne verticale | TEOM = 0,03 + 1,09 *C (réf.) | 99,66 | < 0,001 |
| Canne horizontale | TEOM = 0,03 + 1,05 *C (réf.) | 99,78 | < 0,001 |
| Canne verticale + tube carboné | TEOM = 0,05 + 1,03 *C (réf.) | 99,91 | < 0,001 |
| Canne verticale + tube PVC (cristal) | TEOM = 0,03 + 1,04 *C (réf.) | 99,95 | < 0,001 |
| Canne verticale + distrib. débits égaux | TEOM = 0,2 + 0,69 *C (réf.) | 99,29 | < 0,001 |
| Canne verticale + distrib. débits différents | TEOM = 0,2 + 0,76 *C (réf.) | 98,64 | < 0,001 |

TABLEAU IV

Aérosol de pierre calcaire – Comparaison des configurations types

| Condition | Droite régression | R2 (%) | P (p<0,05) |
|--|--------------------------------------|--------|------------|
| Canne verticale | TEOM = -0,23 + 0,89 *C (réf.) | 98,84 | < 0,001 |
| Canne horizontale | TEOM = 0,2 + 0,78 *C (réf.) | 98,76 | < 0,001 |
| Canne verticale + tube carboné | TEOM = -0,14 + 0,76 *C (réf.) | 98,37 | < 0,001 |
| Canne verticale + tube PVC (cristal) | TEOM = -0,39 + 0,79 *C (réf.) | 98,81 | < 0,001 |
| Canne verticale + distrib. débits égaux | TEOM = -0,16 + 0,55 *C (réf.) | 98,59 | < 0,001 |
| Canne verticale + distrib. débits différents | TEOM = 0,09 + 0,43 *C (réf.) | 97,15 | < 0,001 |

(cf. @nnexe 4) et par mesure directe de la concentration massique délivrée par l'appareil.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

COMPARAISON DES CONFIGURATIONS DE PRÉLÈVEMENT TYPES

Les résultats concernant les deux aérosols sont présentés sur les Figures 3 et 4 et les Tableaux III et IV associés.

Lorsque les pentes sont proches, le test statistique (F) de comparaison des variances permet de tester l'égalité des deux pentes concernées. Il n'y a pas de différence significative entre les deux pentes si $p > 0,05$ au niveau de confiance de 95 %.

Le classement des différentes configurations est ordonné suivant l'ordre décroissant des pentes : la pente la plus élevée indique l'incidence la plus faible et la plus basse l'incidence la plus forte sur la mesure de concentration en conduit.

Par ailleurs, les différentes configurations sont comparées relativement à une situation théorique idéale qui est représentée par une pente de 1, par principe impossible à observer compte tenu d'inévitables pertes en ligne. En l'occurrence, pour certaines configurations, les pentes sont proches, voire supérieures à cette valeur idéale, résultats imputables aux conditions d'essai mais qui soulignent également la faible interaction de l'aérosol avec quelques-unes des configurations testées.

Aérosol de PVAc

L'ensemble des pentes présentées sur la *Figure 4* et le *Tableau III* fait apparaître globalement deux groupes distincts.

Le premier rassemble le prélèvement avec canne verticale, le prélèvement avec canne horizontale, l'utilisation d'un tube carboné antistatique et d'un tube de PVC. Ce sont des configurations dont les pentes sont proches de 1. Cependant, le test F, réalisé sur les pentes les plus éloignées de ce groupe (1,09 et 1,03), montre une différence statistiquement significative ($p = 0,0016$) indiquant une certaine hétérogénéité. Le prélèvement par canne verticale se distingue des trois autres configurations du groupe qui, elles, sont statistiquement équivalentes ($p = 0,0991$). De même, le test d'égalité indique qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les pentes relatives au tube carboné et au tube de PVC ($p = 0,1223$) malgré cet aérosol de PVAc a priori supposé favorable à la génération de charges électrostatiques. Néanmoins, en dépit des différences constatées statistiquement, ces résultats sont révélateurs d'une faible incidence des différentes configurations de prélèvement testées vis-à-vis de cet aérosol de PVAc.

Le second groupe constitué des configurations relatives à l'utilisation du répartiteur de débit montre des pentes proches (0,69 et 0,76) mais statistiquement différentes ($p = 0,0202$). Ceci semble indiquer un effet dû à la présence de l'accessoire proprement dit plutôt qu'à la différence de débits. Ce résultat souligne un effet réducteur, dû à cet accessoire, d'environ 30 % par rapport à la mesure de concentration de référence en conduit. Cependant, le mode de raccordement des conduits de prélèvement (cf. Annexe) utilisé dans cette configuration d'essai implique qu'une partie, non

quantifiée, des pertes en ligne est intégrée à cette réduction.

Aérosol de pierre calcaire

On peut distinguer quatre entités de configurations d'incidences significativement différentes (cf. *Figure 4* et *Tableau IV*) :

■ la première concerne le prélèvement par canne verticale (A) ;

■ la deuxième inclut trois configurations (B, C et D) dont les pentes sont statistiquement équivalentes ($p = 0,5777$) et qui regroupent le prélèvement au moyen du tube de PVC (cristal), le prélèvement avec le tube carboné antistatique et le prélèvement lorsque la canne est orientée horizontalement ;

■ la troisième concerne l'utilisation du répartiteur de débit auquel sont raccordés deux appareils à débits de prélèvement égaux (5 l/min) (E) ;

■ la quatrième similaire à la précédente mais avec le répartiteur de débit connecté à deux appareils à débits de prélèvement différents (5 l/min et 1,2 l/min) (F).

Suivant les configurations, les pentes déterminées avec l'aérosol de pierre calcaire mettent en évidence un effet réducteur, par rapport à une pente théorique de 1, qui s'échelonne en moyenne de 11 % (canne verticale : pente 0,89) à 50 % (répartiteurs de débit : pentes 0,43 et 0,55). Les trois autres configurations, groupées dans un intervalle de faible amplitude, induisent en moyenne un écart d'environ 23 % (pentes 0,76 à 0,79).

S'agissant de l'utilisation de tube de prélèvement en PVC ou en matière carbonée les pentes très proches (0,79 et 0,76) ($p = 0,3362$) indiquent une incidence équivalente des deux circuits vis-à-vis de la poussière de pierre calcaire. Une observation identique à celle formulée ci-dessus lors des essais avec l'aérosol de PVAc.

Il y a également similitude entre aérosol de PVAc et de pierre calcaire en ce qui concerne l'effet de l'utilisation des distributeurs de débit sur la mesure de concentration. Cet accessoire conduit à l'effet réducteur le plus important en présence des deux aérosols, calcaire : 50 % et PVAc : 30 %.

On note également qu'en présence de l'un ou l'autre des aérosols l'ordre des configurations ne varie pratiquement

pas. Cette donnée tend à indiquer que les conditions de prélèvement et de reproductibilité des différentes mesures sont relativement stables.

Le prélèvement par canne verticale (orientée vers le bas) est celui qui permet la mesure de concentration la plus proche de la concentration en conduit puis viennent, groupées dans un faible intervalle, trois configurations : le prélèvement par canne horizontale, l'utilisation d'un tube PVC et celle d'un tube carboné. Pour finir, les deux dernières configurations mettant en jeu le répartiteur de débit montrent que l'accessoire associé à un profil de raccordement spécifique induit une incidence notable sur la mesure de concentration.

COMPARAISON DES APPAREILS DE PRÉLÈVEMENT

Les six appareils plus un diluteur (taux de dilution 20/1) ainsi que les techniques de prélèvement sur membrane filtrante ont été comparés en présence des aérosols de PVAc et de pierre calcaire.

En outre, les deux appareils TEOM et APS, pressentis comme modèles de comparaison et testés en présence d'un aérosol type (sphères de PSL) et l'aérosol de PVAc, montrent un bon accord entre la concentration massique mesurée directement (TEOM) et la concentration massique issue du calcul nombre > masse (APS) : on obtient respectivement une pente de 0,91 (cf. *Figure 5*) et de 0,93 (cf. *Figure 6*) (cf. @nnexe 1).

Suivant les modèles, les spectromètres testés disposent de gammes de mesure différentes (cf. *Tableau II*). Donc, pour les comparer, les conversions nombre > masse (cf. @nnexe 4) ont été établies suivant les gammes de canaux respectives données par chaque appareil à partir d'un seuil commun : le diamètre volumique (dv) de 0,5 µm. De plus, tous les appareils ont une gamme de mesure qui couvre la répartition granulométrique des aérosols en jeu (cf. *Tableau II*).

En l'occurrence, cette valeur de 0,5 µm correspond à la borne inférieure d'un des canaux granulométriques des spectromètres optiques (Grimm et Lighthouse) et est approximativement équivalente au seuil de la gamme granulométrique de l'APS qui détermine des diamètres aérodynamiques. Compte

FIGURE 5

Comparaison APS/TEOM en présence d'une dispersion du mélange constitué des particules calibrées de 1µm, 2µm et 3µm

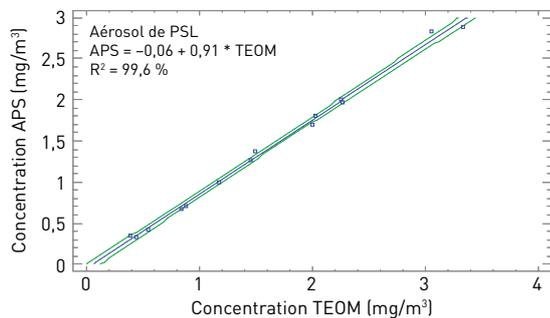


FIGURE 7

Aérosol de PVAc – droites TEOM/prélèvement sur membrane filtrante

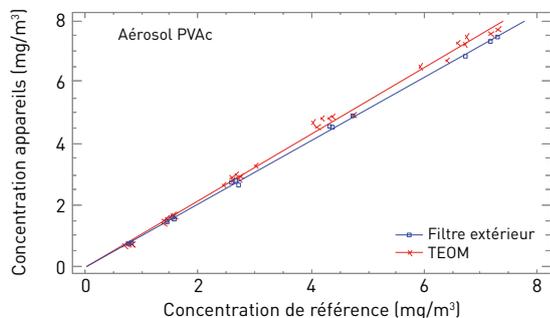


FIGURE 8

Aérosol de PVAc - Comparaison quatre spectromètres

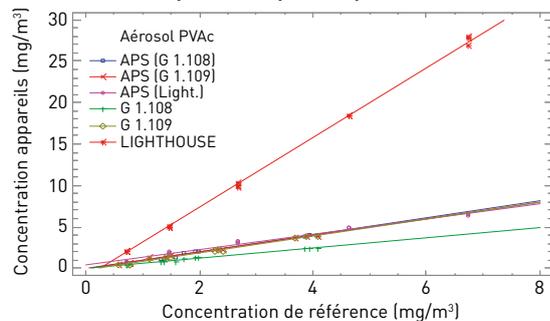


FIGURE 9

Aérosol de PVAc - Comparaison quatre spectromètres

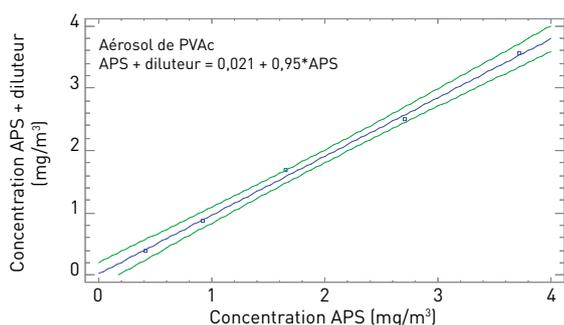


FIGURE 6

Aérosol de PVAc – comparaison TEOM - APS

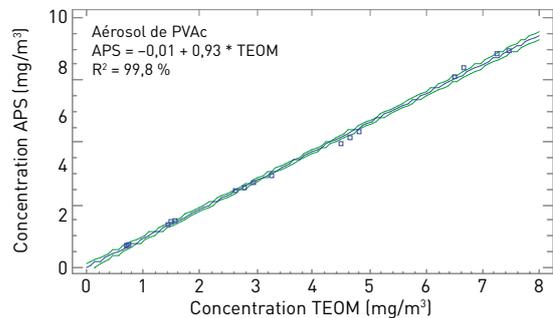


TABLEAU V

Aérosol de PVAc - Comparaison TEOM et prélèvement sur membrane filtrante par rapport à la concentration de référence en conduit

| Condition | Droite régression | Rz (%) | P (p<0,05) |
|------------------|-------------------------------------|--------|------------|
| TEOM | TEOM = -0,01 + 1,07*C (réf.) | 99,67 | < 0,001 |
| FILTRE extérieur | FILTRE ext. = -0,02 + 1,03*C (réf.) | 99,94 | < 0,001 |

TABLEAU VI

Aérosol de PVAc – Comparaison des quatre spectromètres à partir de la conversion nombre>masse

| Condition | Droite régression | Rz (%) | P (p<0,05) |
|--------------------|----------------------------------|--------|------------|
| APS ⁽¹⁾ | APS = -0,12 + 1,04*C (réf.) | 97,98 | < 0,001 |
| APS ⁽²⁾ | APS = -0,05 + 1,00*C (réf.) | 99,67 | < 0,001 |
| APS ⁽³⁾ | APS = -0,45 + 0,93*C (réf.) | 99,94 | < 0,001 |
| G 1.108 | G 1.108 = -0,05 + 0,63*C (réf.) | 98,03 | < 0,001 |
| G 1.109 | G 1.109 = -0,22 + 1,02*C (réf.) | 98,89 | < 0,001 |
| LIGHHOUSE | LIGHHOUSE = -1,04 + 4,2*C (réf.) | 99,74 | < 0,001 |

⁽¹⁾ mesure APS et G 1.108, ⁽²⁾ mesure APS et G 1.109, ⁽³⁾ mesure APS et LIGHHOUSE

FIGURE 10

Aérosol de pierre calcaire - Comparaison TEOM/prélèvement sur membrane filtrante

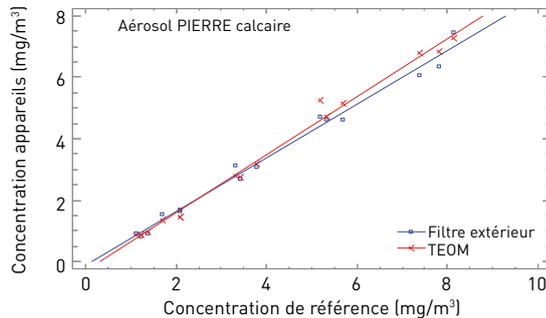
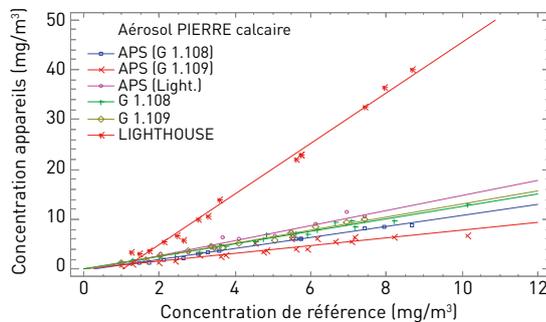


FIGURE 11

Aérosol de pierre calcaire - Comparaison des quatre spectromètres



tenu des caractéristiques des aérosols de PVAc (facteur de forme $\chi = 1$; masse volumique $\rho = 1 \text{ kg/m}^3$), dans ce cas $dv = dae = 0,5 \mu\text{m}$ et de pierre ($\rho = 2 \text{ kg/m}^3$ et $\chi = 1,7$), pour lequel la détermination par calcul donne $dv = 0,45 \mu\text{m}$.

En appliquant cette méthodologie, on introduit une approximation dans la comparaison entre la concentration déterminée par calcul et celle déterminée par la mesure sur filtre. Néanmoins, ce biais est de moindre importance dans la mesure où la part de masse relative à la fraction $d < 0,5 \mu\text{m}$ est très faible ($< 2 \%$) au regard de la masse totale des particules collectées sur l'ensemble des canaux de mesure.

Les résultats concernant les aérosols de PVAc et de pierre calcaire sont présentés sur les Figures 7 à 12 et les Tableaux V à IX. Les données plus détaillées concernant les modes de mesure des différents appareils et leur comparaison sont présentées dans l'annexe 2.

Aérosol de PVAc

La comparaison du TEOM par rapport au prélèvement sur filtre indique des réponses statistiquement différentes ($p = 0,016$) des deux moyens de mesure mais

néanmoins très proches (pentes 1,07 et 1,04) (cf. Figure 7 et Tableau V). En revanche, les appareils basés sur la conversion nombre $>$ masse présentent des résultats contrastés. Les résultats montrent une bonne adéquation des réponses de G1.109 et APS (pentes comprises entre 0,93 et 1,04) (cf. Figure 8 et Tableau VI) tandis que le modèle G1.108 indique une concentration inférieure (pente 0,63) à celle de référence. Inversement, le Lighthouse indique une réponse quatre fois supérieure à la concentration de référence (pente 4,2).

Les essais réalisés avec l'APS en présence ou non de son diluteur 20/1 montrent que ce dernier élément n'a pratiquement pas d'incidence sur la réponse de l'appareil de mesure (pente 0,95) (cf. Figure 9).

Aérosol de pierre calcaire

Durant cette phase on a estimé la valeur d'un facteur de forme propre aux particules de pierre et évalué son incidence sur la mesure de concentration massique effectuée avec l'appareil APS.

D'après la relation (cf. annexe 4 et annexe 2.4) le facteur dynamique de forme des particules de pierre calcaire est estimé à $\chi = 1,7$.

TABLEAU VII

Aérosol de pierre calcaire - Comparaison TEOM et prélèvement sur membrane filtrante par rapport à la concentration de référence

| Condition | Droite régression | Rz (%) | P (p<0,05) |
|------------------|---|--------|------------|
| TEOM | TEOM = $-0,31 + 0,95 \cdot C$ (réf.) | 99,18 | < 0,001 |
| FILTRE extérieur | FILTRE ext. = $-0,11 + 0,88 \cdot C$ (réf.) | 98,78 | < 0,001 |

TABLEAU VIII

Aérosol de pierre calcaire - Comparaison des quatre spectromètres à partir de la conversion nombre $>$ masse

| Condition | Droite régression | Rz (%) | P (p<0,05) |
|--------------------|---|--------|------------|
| APS ⁽¹⁾ | APS = $0,11 + 1,30 \cdot C$ (réf.) | 93,92 | < 0,001 |
| APS ⁽²⁾ | APS = $-0,13 + 1,35 \cdot C$ (réf.) | 95,98 | < 0,001 |
| APS ⁽³⁾ | APS = $-0,34 + 1,12 \cdot C$ (réf.) | 99,34 | < 0,001 |
| G 1.108 | G 1.108 = $0,20 + 0,76 \cdot C$ (réf.) | 85,09 | < 0,001 |
| G 1.109 | G 1.109 = $-0,33 + 1,51 \cdot C$ (réf.) | 95,02 | < 0,001 |
| LIGHTHOUSE | LIGHTHOUSE = $-5,3 + 5,09 \cdot C$ (réf.) | 99,06 | < 0,001 |

⁽¹⁾ mesure APS et G 1.108, ⁽²⁾ mesure APS et G 1.109, ⁽³⁾ mesure APS et LIGHTHOUSE

Comme précédemment en présence de l'aérosol de PVAc, les appareils permettant une mesure directe de concentration massique, TEOM et prélèvement sur filtre, donnent des résultats très proches (pentes 0,95 et 0,88) bien que le calcul statistique indique une légère différence ($p = 0,0413$) (cf. Figure 10 et Tableau VII).

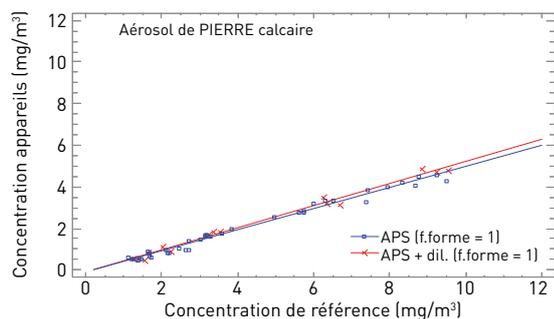
En présence des deux aérosols et des deux moyens de mesure, le TEOM donne chaque fois une réponse supérieure au prélèvement sur filtre.

En revanche, les pentes déterminées à partir des concentrations massiques avec chacun des spectromètres sont nettement différenciées de celles déterminées avec l'aérosol de PVAc (cf. Figure 11 et Tableau VIII).

Pour base la pente idéale de 1, on observe une certaine dispersion des réponses. Les concentrations déterminées par l'APS sont, en moyenne, supérieures à la concentration de référence (pentes 1,12 à 1,35). Celles délivrées par les Grimm sont plus hétérogènes : G1.108 donne une valeur inférieure (pente 0,76) alors que G1.109 indique une valeur supérieure (pente 1,51). Quand au Lighthouse, sa réponse se situe très au-dessus de la concentration de référence (pente 5,09).

FIGURE 12

Aérosol de pierre calcaire - Comparaison APS + diluteur (20/1)/APS



L'étalonnage des deux spectromètres Grimm dans des conditions spécifiques, mais assez bien contrôlées, de prélèvement en conduit montre des réponses très dispersées dont l'interprétation n'a pas permis de distinguer une origine évidente (cf. @nnexe 2).

Les mesures effectuées avec l'APS en présence ou non du diluteur 20/1 précédemment utilisé montrent qu'il y a peu d'incidence sur la détermination des concentrations massiques (pentes 0,51 et 0,53) ($p = 0,220$) (cf. Figure 12 et Tableau IX). Ce résultat est déterminé pour un facteur de forme = 1. Ce paramètre est une constante applicable aux deux pentes et peut donc être ignoré.

Compte tenu de la méthodologie choisie pour réaliser cette étude et des conditions d'essai, les causes à l'origine des différences entre les divers appareils n'ont pas été recherchées. L'objectif visé étant, dès le départ, d'évaluer la réponse de ces appareils dans un contexte de mesures globales proche de celui des mesures effectuées *in situ*.

CONCLUSION

Cette étude apporte des données permettant d'estimer l'incidence de quelques configurations de prélèvement en conduit, parmi les plus courantes, dans des conditions contrôlées de banc d'essai. En outre, elle montre, malgré ces conditions de mesure favorables et à travers un nombre limité de configurations, l'incertitude liée à l'évaluation d'une situation donnée suivant que l'on applique une technique de prélèvement ou que l'on utilise un appareil ou un autre.

Les tests en présence d'un aérosol type puis de deux aérosols de caractéristiques différentes, dans des conditions de prélèvement similaires, ont permis d'établir une comparaison des différentes configurations testées à partir d'une même référence. Ces conditions soulignent l'effet majeur de la nature de l'aérosol et des moyens de prélèvement employés sur la mesure de concentration massique.

Le dispositif de collection directe sur une membrane filtrante s'avère être la configuration de prélèvement permettant de déterminer le plus fidèlement possible la concentration massique de particules véhiculées dans le conduit de transport. Cette configuration correspond à la situation de référence dans cette étude.

Lorsqu'il s'agit de mesurer une concentration massique, les appareils, dont le principe de mesure est basé sur le comptage de particules (type APS, GRIMM 1.108 et 1.109, LIGHTHOUSE, etc.), nécessitent de disposer de données relatives aux caractéristiques des aérosols (données disponibles ou établies par étalonnage).

Les séries d'essais effectués avec deux appareils G1.108 et G1.109 montrent une difficulté à obtenir des réponses homogènes. Pour les deux aérosols testés, on observe des différences notables entre les réponses de deux appareils dont le principe de mesures est identique. En l'occurrence, les conditions de mesure ne permettent pas un examen détaillé des causes à l'origine de cette hétérogénéité. Il s'agit d'un constat, néanmoins étayé par des conditions de mesures relativement stables.

L'appareil LIGHTHOUSE initialement pressenti pour un usage industriel visant la mesure de concentration massique, dans le domaine du prélèvement en

conduit, a montré des limites qui indiquent qu'il est inadapté à ce type d'usage.

L'échantillonneur TEOM est l'appareil à lecture directe qui délivre les concentrations les plus proches de celles mesurées par le dispositif de référence. De plus, ces données sont équivalentes aux concentrations déterminées par gravimétrie dans les mêmes conditions de prélèvement. Ce résultat confirme l'intérêt de considérer cet appareil comme une référence lorsqu'il s'agit de déterminer une concentration massique indépendamment de la nature de l'aérosol.

Le spectromètre APS présente également un intérêt pour la détermination de concentrations massiques, à partir d'un comptage de particules à condition de disposer d'une bonne estimation du facteur de forme aérodynamique moyen des particules constitutives de l'aérosol mesuré.

L'objectif d'évaluation des diverses situations de mesure en conduit, a nécessité la mise en place de deux bancs d'essai, d'équipements ou instruments spécifiques ainsi que la recherche et la mise au point de protocoles de mesure très divers. Cet ensemble peut-être utilisable pour d'autres études sur ce thème récurrent de la mesure en conduit et constitue un moyen d'évaluer différents appareils ou dispositifs de prélèvement mis en œuvre par les préventeurs des CARSAT ou de l'INRS dans le cadre de mesures industrielles.

L'intérêt suscité par l'aspect pratique des appareils à lecture directe utilisables *in situ* (portables, robustes et bon marché) par des non spécialistes dans le domaine des aérosols conduit à suggérer un développement des investigations sur ce thème.

Reçu le : 30/03/2012
 Accepté le : 21/08/2012

TABLEAU IX

Aérosol de pierre calcaire - Comparaison APS et APS + diluteur 20/1 (facteur de forme = 1) par rapport à la concentration de référence

| Condition | Droite régression | Rz (%) | P (p<0,05) |
|---------------------|------------------------------------|--------|------------|
| APS | APS = -0,11 + 0,51*C (réf.) | 98,4 | < 0,001 |
| APS + diluteur 20/1 | APS + dil. = -0,12 + 0,53*C (réf.) | 98,83 | < 0,001 |

BIBLIOGRAPHIE

[1] GONG H., ANAND N.K., FARLAND A.R. - Numerical prediction of the performance of a shrouded probe sampling in turbulent flow. *Aerosol Science and Technology*, 1993, 19 : 294-304.

[2] CHARUAU J. - Etude du dépôt des particules dans les conduits - Optimisation des tubes de prélèvement des aérosols radioactifs. Centre d'Etudes Nucléaires de Fontenay-aux-Roses, Institut de Protection et de Sureté Nucléaire, Rapport CEA-R-5158, 1982.

[3] PUI DAVID Y.H., ROMAY-NOVAS F., LIU BENJAMIN Y.H. - Experimental study of particle deposition in bends of circular cross section. *Aerosol Science and Technology*, 1987, 7 : 301-315.

[4] FARLAND A.R., GONG H., MUYSHONDT A., WENTE W.B., ANAND N.K. - Aerosol deposition in bends with turbulent flow. *Environmental Science & Technology*, 1997, 31,3371 - 3377.

[5] WANG J., FLAGAN RICHARD C., SEINFELD JOHN H. - Diffusion losses in particle sampling systems containing bends and elbows. *Journal of Aerosol Science*, 2001, 33, pp. 843-857.

[6] PETERS THOMAS M., LEITH D. - Particle deposition in industrial duct bends. *Annals Occupational Hygiene*, 2003, 48, pp. 483-490.

[7] SIPPOLA MARK R., NAZAROFF WILLIAM W. - Experiments measuring particle deposition from fully developed turbulent flow in ventilation ducts. *Aerosol Science and Technology*, 2004, 38, pp. 914-925.

[8] PAIK SAMUEL, VINCENT JAMES H. - Aspiration efficiency for thin-walled nozzles facing the wind and for very high velocity ratios. *Journal of Aerosol Science*, 2001, 33, pp. 705-720.

[9] BRIXEY LAURIE A., EVANS DOUGLAS E., VINCENT JAMES H. - Aspiration efficiency of a thin-walled probe at right angles to the wind. *Journal of Aerosol Science*, 2004, 36, pp. 1144-1156.

[10] PETERS THOMAS M., LEITH D. - Measurement of Particle deposition in industrial ducts. *Journal of Aerosol Science*, 2004, 35, pp. 529-540.

[11] PETERS THOMAS M., OTT DARIN, O'SHAUGHNESSY PATRICK T. - Comparison of the Grimm1.108 and 1.109 portable aerosol spectrometer to the TSI 3321 aerodynamic particle sizer for dry particle. *Annals Occupational Hygiene*, 2006, 50, pp. 843-850.

[12] YANOSKY JEFF D., WILLIAMS PHILLIP L., MACINTOSH DAVID L. - A comparison of two direct-reading aerosol monitors with the federal reference method for PM 2.5 in indoor air. *Atmospheric Environment*, 2001, 36, pp. 107-113.

[13] CHENG YU-HSIANG - Comparison of the TSI model 8520 and Grimm1.108 portable aerosol instruments used to monitor particulate matter in an iron foundry. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 2008, 5, pp. 157-168.

[14] BLANCHARD O., MARFAING H. - Etude comparative entre le TEOM1400 et différents préleveurs manuels sur filtre - Caractérisation physico-chimique de l'aérosol atmosphérique de Paris. Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air, INERIS, 2001, Rapport 52 p.

[15] MORAWSKA L., JOHNSON G., RISTOVSKI Z.D., AGRANOVSKI V. - Relation between particle mass and number for sub-micrometer airborne particles. *Atmospheric Environment*, 1999, 33, pp. 1983-1990.

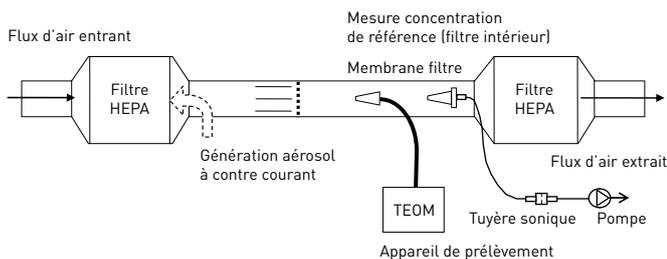
[16] ISO 21501 - 4 : 2007 (E) - Determination of particle size distribution - Single particle light interaction methods Part 4. Light scattering airborne particle counter for clean spaces.

[17] BAINES W.D. and PETERSON E.G., An investigation of flow through screens, *Transactions of the ASME*, 1951, 73, 467-480.

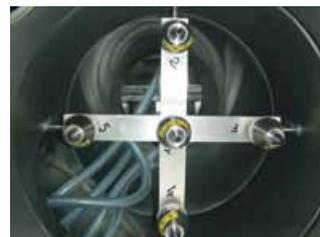
[18] NF X43-333-1, NF EN 13284-1 - Emissions de sources fixes. Détermination de la faible concentration en masse de poussières. Partie 1 : méthode gravimétrique manuelle. Paris, AFNOR, 2002, 43 p.

Annexe

BANC D'ESSAI MESURE DU FLUX D'AÉROSOL EN CONDUIT



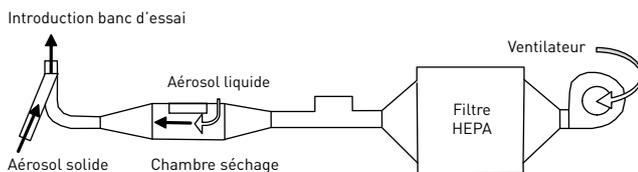
Banc d'essai : zone de mesure et dispositifs de prélèvement extérieur et intérieur de référence



Mesure de la concentration de référence (capteur central)



Mesure de la concentration extérieure



Banc d'essai : dispositifs de génération d'aérosols



Profil tube carboné et PVC



Prélèvement à l'aide du distributeur de débit (flow splitter)

AÉROSOL MONODISPERSÉ

@1.1. CARACTÉRISTIQUE DE L'AÉROSOL

Dans cette phase les appareils sont testés avec un aérosol monodispersé type constitué de particules sphérique de polystyrène (PSL), de masse volumique $1,05 \text{ g/cm}^3$ et d'indice de réfraction 1,59. Les données recueillies permettent d'évaluer la réponse des appareils en termes de concentration massique et de concentration en nombre pour trois diamètres de particules choisis (1 ; 2 ; $3 \mu\text{m}$).

Les particules calibrées sont également utilisées pour établir un point de référence afin de vérifier la validité de la gamme granulométrique des appareils dont le principe de mesure est basé sur le comptage de particules.

@1.2. DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Les tests sont effectués au moyen d'un banc d'essai (figure A1) comprenant une chambre de mélange (diamètre 200 mm) prolongée par un conduit inox (diamètre intérieur 40 mm) sur lequel sont disposés trois points de prélèvement successifs permettant de tester jusqu'à trois appareils simultanément.

Chaque circuit de prélèvement comprend une canne inox, coudée à 90° suivant un long rayon de courbure, de diamètre intérieur 10mm, placée au centre du conduit de 40mm. Le circuit est complété d'une buse profilée adaptée aux conditions d'isocinétisme du prélèvement.

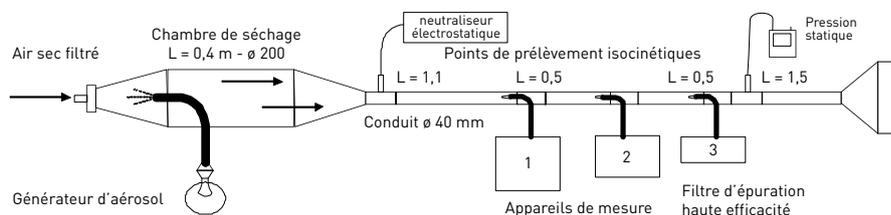
L'aérosol est généré au centre de la chambre de mélange. Le flux d'air principal est amené à l'entrée de la chambre de mélange par un circuit d'air comprimé séché, filtré et régulé par un débitmètre massique.

Le dispositif de génération est constitué d'un nébuliseur (type Devilbiss) et d'une pompe péristaltique chargée d'alimenter le vaporisateur à un débit constant et régulier à partir d'un réservoir complémentaire contenant une suspension de particules calibrées de polystyrène.

Le débit d'air dans le banc d'essai est de 420 l/min , soit une vitesse d'air moyenne dans la section de mesure d'environ 6 m/s .

FIGURE A1

banc d'essai des aérosols monodispersés (PSL)



@1.3. PROCÉDURE D'ESSAI

Après un contrôle de la stabilité de l'aérosol en régime permanent, les appareils sont mis en service simultanément et arrêtés de même en fin de séquence. La durée de chaque essai est de 10 minutes et au minimum deux essais sont effectués dans les mêmes conditions de génération. Le paramètre caractéristique d'une mesure est la moyenne arithmétique des concentrations à raison d'une mesure toutes les 6s.

@1.4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les résultats sont analysés à partir du principe de l'égalité des diamètres aérodynamique et volumique ($dv=dae$) lorsqu'il s'agit de sphères de masse volumique 1 kg/dm^3 . D'autre part dans la pratique courante on assimile le diamètre optique au diamètre volumique. De cette façon, pour des conditions de mesure identiques, connaissant la répartition granulométrique, on peut établir une comparaison directe de la réponse d'un appareil délivrant une concentration massique (TEOM) et de celle d'un appareil dont le principe de mesure est basé sur le comptage de particules (APS).

Par cette approche, on peut également comparer, entre eux et directement, des appareils dont le principe de mesure se fonde sur le comptage de particules indépendamment du principe de mesure (diffusion de lumière ou « temps de vol »). En l'occurrence, les tests portent sur des particules certifiées de diamètres 1 ; 2 et $3 \mu\text{m}$ qui entrent dans la gamme des appareils testés.

Il est à noter le cas particulier du spectromètre APS dont la gamme granulométrique débute au diamètre aérodynamique de $0,523 \mu\text{m}$ mais qui peut prendre en compte les particules dont le diamètre est compris entre $0,3$ et $20 \mu\text{m}$.

Les appareils sont testés par rapport à une dispersion de particules contenant le mélange des diamètres de 1 ; 2 et $3 \mu\text{m}$ et trois dispersions distinctes contenant les particules relatives à chaque diamètre. Les mesures sont effectuées suivant un protocole mettant en jeu quatre séries d'essais. S'agissant de mesures simultanées, les résultats sont directement comparables toutes conditions égales par ailleurs, notamment en ce qui concerne les pertes en ligne.

@1.5. COMPARAISON TEOM APPAREILS DE MESURE PAR COMPTAGE

Une première série concerne des mesures simultanées de concentration en masse et nombre de trois appareils, TEOM, APS et LIGHTHOUSE vis-à-vis d'une dispersion constituée du mélange de particules certifiées de 1 ; 2 et $3 \mu\text{m}$.

Les appareils TEOM et APS montrent une réponse linéaire concordante dans la gamme correspondant aux tests $0,4$ à $3,5 \text{ mg/m}^3$.

$$\text{APS} = 0,06 + 0,91 \cdot \text{TEOM} : R^2 = 99,6 \% \text{ (Figure A2)}$$

Cette pente proche de 1 indique une bonne corrélation entre les mesures de concentration massique directe délivrées par le TEOM et celles de la concentration déterminée par extrapolation de l'APS. Suivant la théorie de conversion de la concentration en nombre à la

FIGURE A2

Comparaison APS/TEOM en présence d'une dispersion du mélange constitué des particules calibrées de 1µm ; 2µm et 3µm

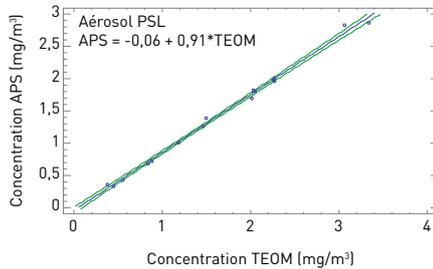


FIGURE A3

Comparaison LIGHTHOUSE/TEOM en présence d'une dispersion du mélange de particules calibrées de 1µm ; 2µm ; 3µm

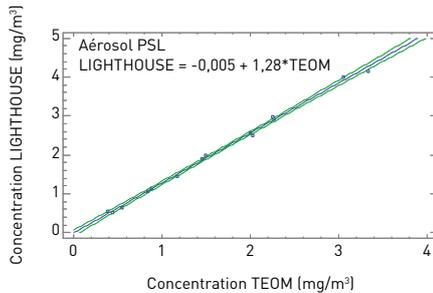
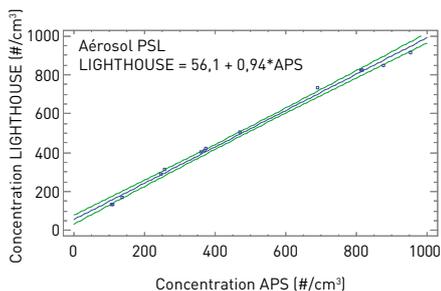


FIGURE A4

Comparaison LIGHTHOUSE/APS en présence d'une dispersion du mélange de particules calibrées de 1µm ; 2µm ; 3µm



concentration en masse de l'APS selon laquelle le facteur de forme des particules est considéré égal à l'unité, ce résultat est en accord avec les principes théoriques concernant l'égalité des diamètres aérodynamique et volumique.

Soumis aux mêmes conditions d'essai, le LIGHTHOUSE, indique une réponse linéaire par rapport à TEOM mais une pente plus accentuée (environ 30 %) par rapport au cas optimal (pente=1).

TABLEAU I

concentrations en nombre et extrapolation en masse de PSL mesurées avec APS et LIGHTHOUSE ($d > 0,3\mu\text{m}$)

| | | APS | | LIGHTHOUSE | | APS | | LIGHTHOUSE | |
|------|---------|-------------------|--------|-------------------|-------|-------------------|-----------|-------------------|-----------|
| | | #/cm ³ | | #/cm ³ | | mg/m ³ | | mg/m ³ | |
| 1 µm | moyenne | 867±20 | 808±13 | 881±17 | 832±9 | 0,62±0,02 | 0,59±0,01 | 1,40±0,03 | 1,32±0,02 |
| 2 µm | moyenne | 227±5 | 225±3 | 258±5 | 255±3 | 1,08±0,03 | 1,04±0,01 | 1,87±0,05 | 1,79±0,03 |
| 3 µm | moyenne | 18±1 | 19±1 | 23±1 | 23±1 | 0,39±0,02 | 0,41±0,01 | 0,51±0,02 | 0,52±0,02 |

TABLEAU II

comparaison APS / GRIMM 1.108 et GRIMM 1.109 en présence des trois dispersions de 1 ; 2 et 3µm

| Gamme de mesure | Particules calibrées | APS | | G 1.108 | | G 1.109 | |
|-----------------|----------------------|-------------------|--------|-------------------|---------|-------------------|---------|
| | | #/cm ³ | | #/cm ³ | | #/cm ³ | |
| d>0,3 µm | 1 µm | 867±20 | 781±15 | 1263±27 | 1271±18 | 1069±7 | 1121±17 |
| | 2 µm | 220±3 | 213±4 | 189±4 | 188±6 | 264±12 | 268±5 |
| | 3 µm | 23±1 | 39±1 | 55±5 | 69±5 | 82±9 | 126±21 |
| d>0,5 µm | 1 µm | 758±10 | 759±15 | 594±20 | 600±12 | 993±7 | 1040±16 |
| | 2 µm | 213±3 | 205±4 | 111±4 | 112±4 | 251±7 | 255±1 |
| | 3 µm | 23±1 | 38±1 | 35±3 | 27±2 | 28±3 | 42±4 |

LIGHTHOUSE = $-0,005 + 1,28*TEOM$: $R^2 = 99,7\%$ (Figure A3).

Si l'on compare les deux appareils dont le principe de mesure est basé sur le comptage (LIGHTHOUSE et APS). Par rapport à l'APS le compteur LIGHTHOUSE indique une réponse en termes de concentration massique également linéaire mais très éloignée (environ 40 %) de celle de l'APS.

LIGHTHOUSE = $-0,08 + 1,41*APS$: $R^2 = 99,8\%$.

Cependant, lorsque l'on compare APS et LIGHTHOUSE par rapport à la concentration en nombre, les résultats montrent une bonne corrélation des deux appareils.

LIGHTHOUSE = $56,1 + 0,94*APS$: $R^2 = 99,5\%$ (Figure A4).

S'agissant de mesures simultanées de particules calibrées, donc de conditions identiques pour les deux appareils, cette réponse très différente de celle relative à la détermination de la concentration massique introduit une interrogation sur le mode de conversion nombre masse de l'appareil LIGHTHOUSE.

@1.6. COMPARAISON APS COMPTEURS OPTIQUES

Une seconde série concerne l'APS et le LIGHTHOUSE en utilisant cette fois les trois dispersions distinctes constituées des particules de 1µm ; 2µm et 3µm.

Les mesures mettant en jeu ces dispersions distinctes montrent également une certaine homogénéité vis-à-vis des concentrations en nombre mais des réponses nombre/masse très différentes (tableau I). Les concentrations en nombre de 2 % ; 13 % et 24 %, alors que l'extrapolation en masse donnée par ce dernier laisse apparaître une différence bien plus importante de 125 % ; 73 % et 29 % respectivement pour les diamètres de 1µm 2µm et 3µm.

Une troisième série mettant en jeu des dispersions séparées de particules de 1 ; 2 et 3µm permet de comparer APS ; GRI mm 1.108 et GRI mm 1.109. Les appareils sont évalués par rapport au nombre de particules comptées dans la gamme $d > 0,3\mu\text{m}$ et $d > 0,5\mu\text{m}$.

Dans ces conditions, les résultats indiquent une certaine disparité des réponses entre APS et les deux GRI mm notamment dans le domaine $d > 0,3\mu\text{m}$ (tableau II).

Si l'on prend pour base de comparaison la gamme $d > 0,5 \mu\text{m}$ qui apparaît plus homogène, on peut noter la différence de réponse entre les deux GRIMM, notamment en ce qui concerne les concentrations mesurées avec les particules de 1 et $2 \mu\text{m}$. G 1.109 donne des valeurs supérieures à celles de G 1.108. En revanche, les concentrations mesurées à $3 \mu\text{m}$ sont du même ordre de grandeur pour G 1.108 et G 1.109 et également pour APS. Néanmoins, hormis ce dernier point de convergence commun aux trois appareils, comparés à l'APS les deux GRI mm présentent des réponses différentes et très hétérogènes : pour les particules de diamètre $1 \mu\text{m}$ et $2 \mu\text{m}$ G 1.108 indique des concentrations inférieures à celles de l'APS (entre -20 % et -50 %). En revanche, G 1.109 indique, en moyenne, des concentrations supérieures à celles de l'APS pour $1 \mu\text{m}$ (35 %) et $2 \mu\text{m}$ (17 %).

Dans le contexte de mesure de l'étude, bien que les appareils aient été testés simultanément, il est difficile d'établir, de manière explicite, les causes à l'origine de ces différences. L'objectif à ce stade étant de situer la réponse des appareils par rapport à un aérosol de référence.

La réponse granulométrique des quatre appareils testés est résumée au *tableau III* par rapport aux particules calibrées de $1 \mu\text{m}$; $2 \mu\text{m}$ et $3 \mu\text{m}$. Si l'on compare le mode déterminé par chacun des appareils, APS donne une réponse proche des diamètres de référence pour $1 \mu\text{m}$ et $2 \mu\text{m}$ et $3 \mu\text{m}$. En revanche, GRI mm 1.108, 1.109 et Lighthouse indiquent un décalage pour $1 \mu\text{m}$ et $2 \mu\text{m}$, les résultats sont plus homogènes à $3 \mu\text{m}$ pour les quatre appareils

@1.7. INFLUENCE DE LA PRÉSENCE D'UN DILUTEUR

La quatrième série concerne le test d'un diluteur (20/1) associé à l'APS. Cet appareil est testé suivant trois

TABLEAU III

comparaison des réponses de G 1.108, G 1.109 Lighthouse et APS par rapport aux particules certifiées de PSL

| diamètre nominal PSL μm | diamètre certifié PSL μm | GRIMM 1.108 μm | GRIMM 1.109 μm | LIGHTHOUSE HH3016 IAQ μm | TSI APS 3321 μm |
|---------------------------------------|--|------------------------------|------------------------------|--|-------------------------------|
| 1 | 1,21±0,04 | 0,72 | 0,75 | 0,71 | 1,11 |
| 2 | 1,86±0,04 | 1,27 | 1,14 | 1,58 | 2,13 |
| 3 | 3,11±0,09 | 2,44 | 2,8 | 3,54 | 3,52 |

TABLEAU IV

Données mesures pour $d = 1 \mu\text{m}$

| | Nbre essais | Moyenne (mg/m ³) | Ecart type | Coef. de variation |
|-------------------|-------------|------------------------------|------------|--------------------|
| TEOM ₁ | 4 | 0,59 | 0,034 | 5,7% |
| TEOM ₂ | 4 | 0,56 | 0,043 | 7,8% |
| TEOM ₃ | 4 | 0,58 | 0,049 | 8,4% |
| APS ₁ | 4 | 0,48 | 0,042 | 8,9% |
| APS ₂ | 4 | 0,45 | 0,037 | 5,1% |
| APS+diluteur | 4 | 0,43 | 0,021 | 8,3% |

séquences de mesure en présence de dispersions de particules de PSL de 1 ; 2 et $3 \mu\text{m}$. Une série d'essais comprenait trois séquences de mesure consécutives (durée totale de prélèvement de la série : 30 à 50 minutes), A/ (début) - TEOM et APS (repère 1) ; B/ -TEOM et APS + diluteur (repère 3) ; C/ TEOM et APS (fin) (repère 2). En l'occurrence le TEOM est considéré comme appareil de référence pour caractériser le niveau de concentration massique et la variabilité de cette concentration sur la durée de chaque séquence. Les résultats sont présentés aux *tableaux IV à VI*.

On utilise la procédure des comparaisons multiples et la méthode des différences significatives (STATGRAPHICS) pour déterminer les moyennes qui sont significativement différentes les unes des autres au niveau de confiance de 95 %. Le calcul statistique compare toutes les moyennes deux à deux et

TABLEAU V

Données mesures pour $d = 2 \mu\text{m}$

| | Nbre essais | Moyenne (mg/m ³) | Ecart type | Coef. de variation |
|-------------------|-------------|------------------------------|------------|--------------------|
| TEOM ₁ | 5 | 1,12 | 0,054 | 4,8% |
| TEOM ₂ | 5 | 1,14 | 0,068 | 6,1% |
| TEOM ₃ | 4 | 1,15 | 0,034 | 2,9% |
| APS ₁ | 5 | 1,06 | 0,073 | 6,9% |
| APS ₂ | 5 | 1,04 | 0,058 | 5,7% |
| APS+diluteur | 4 | 1,03 | 0,058 | 5,6% |

TABLEAU VI

Données mesures pour $d = 3 \mu\text{m}$

| | Nbre essais | Moyenne (mg/m ³) | Ecart type | Coef. de variation |
|-------------------|-------------|------------------------------|------------|--------------------|
| TEOM ₁ | 5 | 0,66 | 0,12 | 18,2% |
| TEOM ₂ | 5 | 0,73 | 0,11 | 16,9% |
| TEOM ₃ | 5 | 0,68 | 0,14 | 20,2% |
| APS ₁ | 5 | 0,64 | 0,11 | 16,9% |
| APS ₂ | 5 | 0,69 | 0,09 | 13,0% |
| APS+diluteur | 5 | 0,56 | 0,10 | 18,5% |

établit des regroupements homogènes comprenant les moyennes significativement équivalentes.

En l'occurrence, on distingue deux groupes homogènes : l'un concerne le TEOM l'autre l'APS y compris APS+diluteur. Par conséquent, les trois moyennes APS₁ ; APS₂ ; APS+diluteur sont statistiquement équivalentes (cf *Tableaux VIII à X*).

@annexe 2

AÉROSOLS POLYDISPERSÉS

@2.1. CARACTÉRISTIQUES DES AÉROSOLS

La granulométrie des deux aérosols utilisés dans le banc d'essai de grandes dimensions est déterminée suite à un prélèvement de durée 10 à 30 min suivant la concentration des aérosols en jeu. L'échantillon de matière est ensuite analysé au moyen d'un appareil Multisizer3 de Beckman-Coulter. Les résultats présentés aux *Tableaux VII et VIII* indiquent les différents diamètres volumiques (dv), dont la médiane, et la proportion du volume de particules correspondante pour cinq concentrations d'aérosol générés.

L'aérosol synthétique est constitué d'une dispersion de polyacétate de vinyle (PVAc) dans de l'eau ultra pure. Ce PVAc est un produit polymère qui est le principal composant des colles à bois, de masse volumique 1,08 à 1,1g/cm³ et d'indice de réfraction 1,46 à 1,47. Les gouttelettes de mélange liquide sont générées dans une chambre de séchage de sorte que seules les particules solides sont introduites dans la zone de mesure.

L'aérosol de pierre calcaire provient d'un matériau de masse volumique 2 kg/dm³ environ. La granulométrie a été déterminée suite au prélèvement sur filtre de cinq échantillons, un pour chaque concentration mesurée dans le banc d'essai (*Tableau II*).

@2.2. GAMME DE MESURE DES AÉROSOLS

La méthode de traitement des résultats par régression linéaire, basée sur le rapport de deux concentrations mesurées simultanément, permet de comparer les diverses configurations malgré la fluctuation des débits d'aérosols générés. Cette variabilité est caractérisée par l'ensemble des mesures de référence en conduit pour les deux aérosols polydispersés.

Qu'il s'agisse du PVAc ou de la pierre calcaire on constate une certaine homogénéité de la distribution en masse des aérosols, caractérisée par la proximité des deux grandeurs centrales, la moyenne et la médiane. Cependant, dans les deux cas, on observe une dispersion croissante avec la concentration (*tableaux IX et X*).

TABLEAU VII

granulométrie de l'aérosol de PVAc (Multisizer3)

| Concentration (mg/m ³) | Diamètre en volume des particules (µm) | | | | |
|------------------------------------|--|-------|-----------------|-------|-------|
| | < 10% | < 25% | < 50% (médiane) | < 75% | < 90% |
| 0,7 | 1,30 | 1,82 | 2,48 | 3,21 | 3,94 |
| 1,46 | 1,38 | 2,49 | 3,75 | 4,91 | 6,22 |
| 2,67 | 1,61 | 2,94 | 4,35 | 5,70 | 6,83 |
| 4,63 | 2,60 | 3,64 | 4,74 | 5,88 | 6,99 |
| 6,75 | 2,06 | 3,22 | 4,88 | 6,78 | 8,54 |

TABLEAU VIII

granulométrie de l'aérosol de pierre (Multisizer3)

| Concentration (mg/m ³) | Diamètre en volume des particules (µm) | | | | |
|------------------------------------|--|-------------|-----------------|-------------|-------------|
| | < 10% | < 25% | < 50% (médiane) | < 75% | < 90% |
| 1,36 | 1,5 | 2,17 | 3,28 | 5,55 | 10,75 |
| 2,02 | 1,51 | 2,22 | 3,40 | 5,54 | 8,68 |
| 3,45 | 1,44 | 2,11 | 3,18 | 4,86 | 7,49 |
| 6 | 1,54 | 2,18 | 3,22 | 4,88 | 7,10 |
| 8,3 | 1,48 | 2,14 | 3,23 | 4,95 | 7,51 |
| moyenne | 1,49 | 2,16 | 3,26 | 5,16 | 8,31 |

TABLEAU IX

Caractérisation de l'aérosol de PVAc sur l'ensemble des mesures de concentrations en conduit

| concentration de PVAc dans eau | Effectif | Moyenne (mg/m ³) | Médiane (mg/m ³) | Écart-type |
|--------------------------------|----------|------------------------------|------------------------------|------------|
| 20% | 28 | 6,75 | 6,76 | 0,43 |
| 10% | 27 | 4,63 | 4,61 | 0,36 |
| 5% | 28 | 2,67 | 2,65 | 0,16 |
| 2,5% | 27 | 1,46 | 1,44 | 0,07 |
| 1% | 26 | 0,71 | 0,69 | 0,06 |

TABLEAU X

Caractérisation de l'aérosol de PIERRE calcaire sur l'ensemble des mesures de concentrations en conduit

| Vitesse piston (nm/h) | Effectif | Moyenne (mg/m ³) | Médiane (mg/m ³) | Écart-type |
|-----------------------|----------|------------------------------|------------------------------|------------|
| 74 | 35 | 8,31 | 8,43 | 0,91 |
| 52 | 35 | 5,99 | 5,88 | 0,63 |
| 26 | 38 | 3,45 | 3,40 | 0,45 |
| 12 | 37 | 2,02 | 2,04 | 0,30 |
| 7 | 36 | 1,36 | 1,39 | 0,21 |

FIGURE A5

Aérosol de PVAc – Étalonnage G1.108 et G1.109 – facteurs de conversion (C facteur)

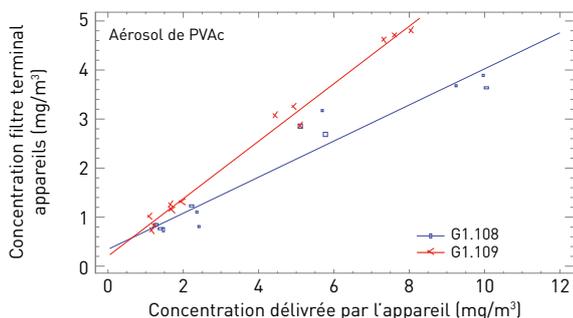
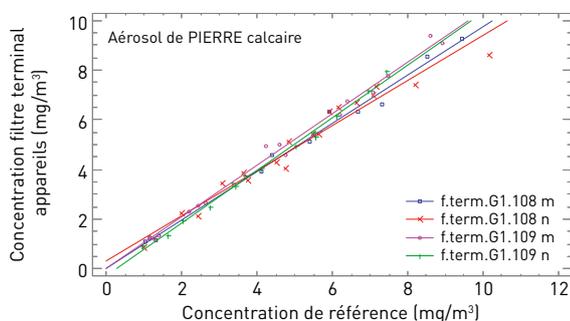


FIGURE A6

Aérosol de PVAc - Comparaison quatre spectromètres



@2.3. ÉTALONNAGE GRIMM

Les GRIMM 1.108 et 1.109 délivrent à partir d'un choix préalable, soit une concentration massique soit une concentration en nombre. On a effectué un étalonnage à partir de ces deux protocoles au moyen des filtres terminaux disposés en fin de circuit de prélèvement et des concentrations délivrées par l'appareil : soit directement via l'algorithme de calcul intégré (mode C facteur) soit à partir du nombre de particules converti en masse par calcul.

En l'occurrence, les coefficients d'étalonnage moyens sont déterminés à partir des pentes des droites de régression (concentration filtre terminal/ concentration donnée par l'appareil).

Aérosol de PVAc

Étalonnage mode C facteur

En présence de cet aérosol, les coefficients d'étalonnage des deux appareils ont été évalués uniquement à partir du mode de conversion de l'appareil (mode C facteur).

Les différentes concentrations ont été mesurées en mettant en jeu des disper-

sions de PVAc de 1% à 10% à raison de trois essais par dispersion, soit au total 12 mesures (Figure A5).

Les prélèvements effectués dans des conditions identiques et simultanées (durée et débit), montrent une différence entre les deux appareils (pentes : 2,56 et 1,71 (p<0,01)) (Tableau XI).

Aérosol de pierre calcaire

Avec cet aérosol on a pu évaluer les facteurs d'étalonnage en fonction des deux modes d'utilisation des appareils (C facteur et conversion nb>masse). Un premier constat montre que les concentrations mesurées au moyen du filtre terminal sont proches de celles mesurées à l'intérieur du conduit (pentes voisines de 1). Ce résultat met en évidence l'homogénéité des conditions de prélèvement pour les deux appareils [G1.108 : 0,91 et 0,97 (p=0,31) ; G1.109 : 1,04 et 1,05 (p=0,54)] (Figure A6 et Tableau XII).

Cependant, suivant que l'on utilise le mode de mesure, C facteur ou la conversion nombre>masse, les coefficients de conversion (rapport concentration filtre terminal/concentration appareil) sont dif-

TABLEAU XI

Aérosol de PVAc - facteurs de conversion des GRIMM

| Appareils et mode d'utilisation | Droite régression | R2 (%) | P (p<0,05) |
|---------------------------------|-----------------------------------|--------|------------|
| GRIMM 1.108 (C facteur) | G 1.108 = 0,64 + 2,56*f.terminal | 92,75 | < 0,001 |
| GRIMM 1.109 (C facteur) | G 1.109 = -0,35 + 1,71*f.terminal | 98,87 | < 0,001 |

TABLEAU XII

Aérosol de PIERRE calcaire – Étalonnage G1.108 et G1.109 – Évaluation de l'homogénéité des mesures par comparaison filtre terminal / mesure en conduit

| Appareils et mode d'utilisation | Droite régression | R2 (%) | P (p<0,05) |
|-----------------------------------|---|--------|------------|
| G 1.108 (C facteur) | Filtre terminal = 0,04 + 0,97*C (réf.) | 99,03 | < 0,001 |
| G 1.108 (conversion nbre > masse) | Filtre terminal = 0,32 + 0,91*C (réf.) | 96,37 | < 0,001 |
| G 1.109 (C facteur) | Filtre terminal = -0,01 + 1,04*C (réf.) | 99,19 | < 0,001 |
| G 1.109 (conversion nbre > masse) | Filtre terminal = 0,30 + 1,05*C (réf.) | 99,39 | < 0,001 |

TABLEAU XIII

Aérosol de PIERRE calcaire – G1.108 et G1.109, coefficients d'étalonnage correspondant aux deux modes de mesure

| appareil | PIERRE calcaire | |
|----------|------------------------|-----------|
| | facteur de conversion | |
| | Mode d'utilisation | |
| | conversion nbr > masse | C facteur |
| G 1.108 | 1,19 | 0,83 |
| G 1.109 | 0,69 | 0,74 |

férents. On note une certaine cohérence entre G1.108 et G1.109 lorsqu'ils sont étalonnés en mode C facteur (0,83 et 0,74). En revanche, les coefficients déterminés en mode conversion nombre>masse sont très différents (1,19 et 0,69) (Tableau XIII). Étant donné le contexte de cette étude, l'origine de cette hétérogénéité n'a pas été recherchée. Il s'agit d'un constat basé sur des conditions de mesure spécifiques en conduit mais assez bien contrôlées.

Étalonnage mode C facteur

Les facteurs correctifs ont été évalués à partir de séries d'essais de durées variables (>10 min) en fonction de la masse minimale de poussière nécessaire à la détermination de la concentration

FIGURE A7

Aérosol de PIERRE calcaire – Étalonnage G1.108 et G1.109 – facteurs de conversion (C facteur)

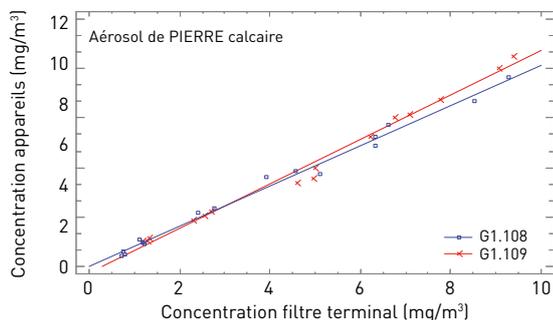
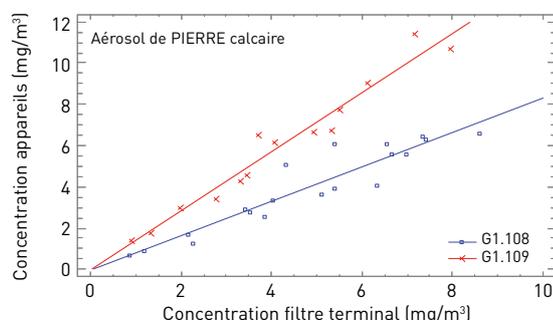


FIGURE A8

Aérosol de PIERRE calcaire – Étalonnage G1.108 et G1.109 – conversion concentration en nombre en concentration massique par calcul



massique par gravimétrie. Les réponses de chaque appareil de mesure sont indiquées sur la *Figure A7* et le *Tableau XIV*.

Étalonnage mode conversion ombre>masse

Les coefficients moyens déterminés par rapport aux pentes relatives à la mesure gravimétrique du filtre terminal et à la conversion de la concentration en nombre en concentration massique de chaque appareil GRIMM sont présentés sur la *Figure A7* et au *Tableau XV*.

@ 2.4. AÉROSOL DE PIERRE CALCAIRE (FACTEUR DE FORME)

Si on introduit ce facteur de forme (1,7) dans le calcul des concentrations massiques délivrées par l'appareil APS, on constate que la pente est très nettement corrigée (pente initiale = 0,5 et pente corrigée = 1,05 (*Figure A8*)). Ce facteur de forme, déterminé avec un nombre limité de mesures (5) permet d'établir une approximation de la corrélation entre la mesure de référence en conduit et la mesure APS, toutes conditions égales par ailleurs, notamment en ce qui concerne les pertes par dépôt dans le circuit de prélèvement.

FIGURE A9

Aérosol de PIERRE calcaire – incidence du facteur de forme sur les mesures non corrigées effectuées par l'APS

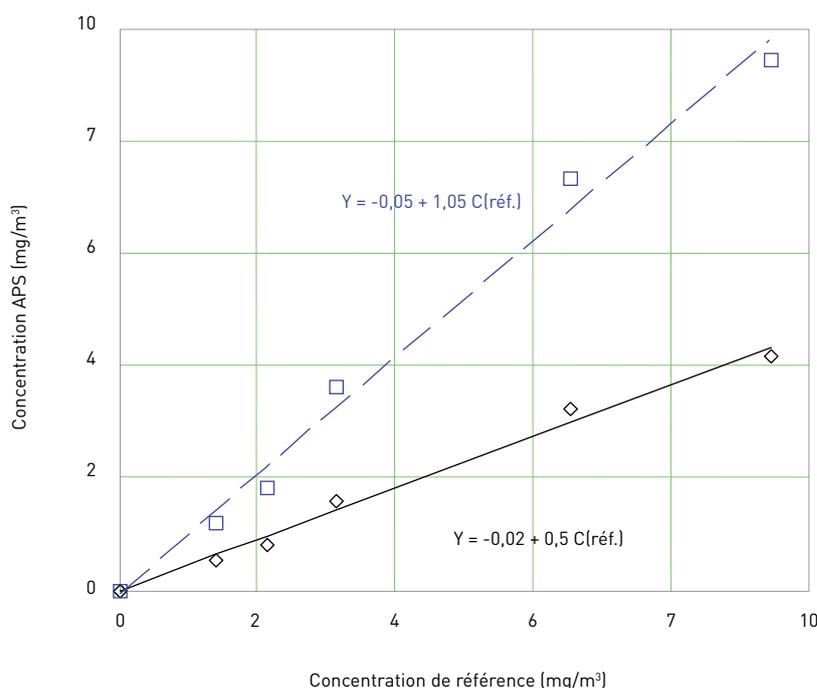


TABLEAU XIV

Aérosol de PIERRE calcaire - facteurs de conversion des GRIMM en mode C facteur

| Appareils et mode d'utilisation | Droite régression | R2 (%) | P (p<0,05) |
|---------------------------------|--|--------|------------|
| GRIMM 1.108 (C facteur) | $G\ 1.108 = 0,07 + 1,21 * f_{terminal}$ | 99,11 | < 0,001 |
| GRIMM 1.109 (C facteur) | $G\ 1.109 = -0,39 + 1,35 * f_{terminal}$ | 98,94 | < 0,001 |

TABLEAU XV

Aérosol de PIERRE calcaire – Étalonnage G1.108 et G1.109 – facteurs de conversion concentration en nombre en concentration massique par calcul

| Appareils et mode d'utilisation | Droite régression | R2 (%) | P (p<0,05) |
|---------------------------------|--|--------|------------|
| G 1.108 Nombre>masse | $G\ 1.108 = -0,16 + 0,84 * f_{terminal}$ | 91,07 | < 0,001 |
| G 1.109 Nombre>masse | $G\ 1.109 = -0,07 + 1,45 * f_{terminal}$ | 95,88 | < 0,001 |

MODES OPÉRATOIRES DES APPAREILS

Les appareils à lecture directe ont été testés suivant les caractéristiques spécifiques préconisées par les constructeurs ou les méthodes en vigueur lorsqu'il s'agissait des techniques de collection sur filtre.

ÉCHANTILLONNEUR TEOM

Cet appareil est étalonné par rapport à une fréquence d'oscillation de l'ensemble de détection mesurée avec un filtre de référence. C'est la comparaison de fréquence entre cette référence et celle mesurée avec un filtre chargé qui permet de déterminer la concentration massique.

La variation de masse est exprimée par la relation suivante :

$$\Delta_m = K_o \left(\frac{1}{f_b^2} - \frac{1}{f_a^2} \right)$$

avec K_o : constante d'étalonnage de la microbalance ; f_a : fréquence du filtre neuf (avant collection) ; f_b : fréquence du filtre chargé (après échantillonnage).

Le débit de prélèvement paramétrable était de 5l/min. La fréquence d'acquisition était fixée à une mesure toutes les 6s.

SPECTROMÈTRE APS

L'étalonnage de ce spectromètre est effectué à l'aide d'un aérosol certifié monodispersé de sphère de polystyrène (PSL). Le principe de mesure de cet appareil est basé sur la mesure d'un « temps de vol » des particules dans un espace délimité par deux faisceaux laser. Il détermine des diamètres aérodynamiques. Le mode de calcul permettant d'établir la concentration en masse des particules comptées est basé sur la détermination du d_{vol} des particules (cf. notice appareil) :

$$d_p = d_a \sqrt{\frac{\rho_o}{\rho \cdot \chi}}$$

où d_p diamètre de la particule ; d_a diamètre aérodynamique ; ρ masse volumique du matériau ; ρ_o masse volumique de référence (1g/cm³) ; χ = facteur de forme dynamique des particules ($\chi = 1$ pour des particules sphériques).

SPECTROMÈTRES GRIMM 1.108 ET 1.109

Ce sont des compteurs optiques. Le comptage est effectué par mesure de la lumière issue d'une diode laser et diffusée par les particules circulant dans un volume de détection. La mesure détermine un diamètre optique considéré comme équivalent au diamètre volumique. L'étalonnage de l'appareil est réalisé par comparaison avec un appareil de référence (considéré comme étalon « primaire ») au moyen d'un aérosol de dolomite.

La concentration en nombre est déterminée par comptage sur chacun des canaux de la gamme de mesure tandis que la concentration massique délivrée par l'appareil est estimée par extrapolation à partir du nombre. Soit par un calcul direct soit en suivant une procédure de calibration.

La procédure de calibration permet de déterminer un coefficient pour une poussière donnée, selon la relation suivante :

$$C \text{ facteur} = \frac{\text{concentration déterminée à l'aide du filtre installé sur l'appareil}}{\text{concentration massique donnée par l'appareil}}$$

Par la suite, pour une poussière de caractéristiques identiques, les concentrations massiques extrapolées par l'appareil sont corrigées de ce facteur.

De fait, l'appareil étant étalonné par le constructeur à l'aide d'une poussière de dolomite (masse volumique : 2,8g/cm³ ; indice de réfraction : 1,68-1,51) la concentration massique délivrée est exprimée par rapport aux caractéristiques de cette poussière lorsque le facteur de correction (C Facteur) est égal à l'unité (configuration par défaut).

SPECTROMÈTRE LIGHTHOUSE HH3016 IAQ

Cet appareil qui est également un compteur optique, situé dans une gamme de prix accessible et d'utilisation commode, est testé afin de contrôler ses performances dans un cadre de mesure susceptible de dépasser la gamme de précision en nombre annoncée par le constructeur. Il s'agissait d'évaluer dans

quelle mesure sa réponse pouvait varier par rapport aux appareils de référence, pour les diverses conditions courantes mises en œuvre.

Il est étalonné par rapport à une poussière de carbone (masse volumique : 2,5 Kg/dm³). La concentration massique est déterminée, par l'algorithme de calcul de l'appareil, à partir du nombre de particules. La masse volumique est une donnée paramétrable en fonction du type d'aérosol mesuré.

MESURES GRAVIMÉTRIQUES

Mesures « extérieures » :

Les mesures sont réalisées au moyen d'un porte filtre disposé directement à l'extrémité de la canne de prélèvement et d'une pompe délivrant un débit de 30l/min régulé par une tuyère à col sonique. La concentration était déterminée à l'aide d'une membrane filtrante en PVC de diamètre 47 mm (GLA 5000 de la Société PAL) par pesée (balance METTLER AT21) et ajustement

des facteurs correctifs (filtres témoins, paramètres d'ambiance) suivant un protocole défini (METROPOL). Avant chaque pesée les filtres étaient débarrassés de leurs charges électrostatiques par effet CORONA (rampe ELCOWA 5000v 7mA).

Mesures « intérieures » :

L'élément de collection des particules est constitué d'un porte filtre équipé en amont d'un embout isocinétique. Ce porte filtre est relié à une pompe via une tuyère à col sonique permettant de délivrer un débit de 17 l/min. La concentration est déterminée au moyen d'une membrane filtrante de diamètre 25mm (GLA 5000 de la Société PAL) et pesée dans les mêmes conditions que celles décrites ci-dessus

@nnexe 4

CONVERSION CONCENTRATION EN NOMBRE EN CONCENTRATION EN MASSE

S'agissant, d'appareils dont le principe de mesure est basé sur la dispersion de lumière (GRIMM, LIGHTHOUSE), ou d'appareils dont le principe de mesure est basé sur un « temps de vol » dans un espace délimité (APS), cette opération de conversion « nombre-masse » nécessite de connaître le diamètre volumique (dv) de la sphère équivalente au volume des particules comptées.

Les appareils à dispersion de lumière caractérisent les particules par un diamètre équivalent optique (dop) fonction de la forme des particules et de leur indice de réfraction. Par simplification, il est couramment admis que le diamètre optique est équivalent au diamètre volumique ($dv = dop$).

Les appareils à « temps de vol » délivrent des diamètres aérodynamiques (dae) qu'il convient de convertir en diamètre volumique via une relation (a) qui nécessite de connaître un certain nombre de paramètres.

$$(a) \quad dv = dae \cdot \left[\frac{\rho_o \cdot \chi}{\rho_p} \right]^{\frac{1}{2}} \cdot \left[\frac{\phi_{dae}}{\phi_{dv}} \right]^{\frac{1}{2}}$$

dv = diamètre volumique ; dae diamètre aérodynamique ; ρ_p , ρ_o = masse volumique de la particule et masse volumique unité ; ϕ = correction de Cunningham ; χ = facteur dynamique de forme.

Cette relation se simplifie lorsque la particule est une sphère de facteur de forme = 1 et de masse volumique = 1 kg/dm³, ce qui est le cas pour les particules de PSL certifiées utilisées au cours de la phase 1. Il vient alors :

$$(b) \quad dv = dae$$

Si la particule a une forme quelconque, les paramètres présentés en (a) doivent être définis.

Dans cette étude, le facteur dynamique de forme de l'aérosol de PIERRE calcaire est obtenu indépendamment par comparaison des granulométries établies avec l'APS (dae) et un appareil Multisizer₃ de Beckman-Coulter (dv).

Le calcul est effectué en considérant un diamètre moyen de la distribution en volume donnée par le Coulter : $d_{mvn} = 3,35 \mu\text{m}$ et un diamètre moyen aérodynamique de la distribution en volume APS : $d_{man} = 3,62 \mu\text{m}$.

Dans ce calcul, la correction de Cunningham est négligeable (1,002)

D'après la relation (a) ci-dessus $\chi = 1,7$

Les spectromètres (APS ; GRIMM ; LIGHTHOUSE ...) déterminent des concentrations en nombre (C_n) qu'il est possible de convertir en concentration en masse (C_m) par application de la relation suivante :

$$C_m = \frac{\pi}{6} \cdot \rho \cdot \sum_{i=1}^n C_{n_i} \cdot dv_i^3$$

où dv_i = diamètre volumique des particules ; n_i = nombre de particules dans chaque classe du spectromètre ; ρ = masse volumique du matériau constitutif de la particule.