



part' aera

ACTION 1.1

Méthodes de suivi continu de la matière particulaire dans l'atmosphère



SOMMAIRE	p. 1
<i>1. Introduction</i>	p. 2
<i>2. Certifications d'équivalence</i>	p. 3
2.1 Définition d' "équivalence"	p. 3
2.2 Démarche de démonstration de l'équivalence.....	p. 4
2.3 Méthode de contrôle de l'équivalence pour les outils de mesurage de la matière particulaire	p. 5
2.4 Certifications d'équivalence dans les partenaires du projet PART'AERA.....	p. 6
<i>3. Outils d'analyse en continu de la matière particulaire</i>	p. 8
3.1 Analyseurs TEOM.....	p. 9
3.2 Analyseurs à absorption de particules β	p.11
3.3 Analyseurs optiques.....	p.11
3.4 Analyseurs "black smoke"	p.12
<i>4. Bibliographie</i>	p.14

1. Introduction

La matière particulaire présente une complexité supérieure par rapport aux autres polluants atmosphériques. En effet les particules peuvent être analysées non seulement sur la base des dimensions physiques, mais aussi du point de vue des différents composants chimiques qui les composent. La composition chimique ainsi que les dimensions peuvent fournir des informations utiles sur les sources d'immission, outre que déterminer le comportement et le destin des particules dans l'atmosphère et les effets potentiels sur la santé humaine. Pour ces raisons, le mesurage des concentrations de matière particulaire dans l'atmosphère s'avère un défi majeur et, dans une large mesure, le choix de la méthode de l'échantillonnage et la détermination de la masse des particules ont un impact sur la valeur de concentration de masse qui est ensuite mesurée.

La valeur des concentrations de matière particulaire dans l'atmosphère peut être déterminée avec la méthode de référence gravimétrique ainsi qu'avec des méthodes instrumentales d'analyse en continu. La méthode gravimétrique est la méthode prévue par les réglementations européennes pour le PM_{10} (UNI EN 12341) et le $PM_{2.5}$ (UNI EN 14907) et est basée sur la collecte de la matière particulaire sur des filtres et leur pesée en laboratoire : à partir du rapport entre la masse mesurée sur le filtre et le volume aspiré, on détermine la valeur de concentration correspondante.

En outre il est possible d'effectuer des mesurages directs à travers la lecture d'outils particuliers, avec l'avantage d'avoir la possibilité d'évaluer la concentration de la matière particulaire en continu ; n'étant pas prévues par la réglementation en vigueur, ces méthodes exigent des certifications d'équivalence à la méthode de référence européenne.

2. Certifications d'équivalence

L'un des objectifs que la législation européenne se pose concernant la qualité de l'air est celui d' "évaluer la qualité de l'air ambiant sur la base de méthodes et critères communs". À présent deux directives sont en vigueur :

- Directive 2008/50/EC concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe ;
- Directive 2004/107/EC concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant.

Ces directives fixent les valeurs (objectif ou limite) des différents polluants atmosphériques ; en faisant référence aux standards EN développés par la Commission Technique du CEN (264 "Air Quality") on détaille les méthodes de référence qui doivent être utilisées pour le mesurage des concentrations des polluants et les objectifs de qualité de la donnée (ODQ) devant être atteints dans les mesurages. Dans la mise en œuvre des directives, cependant, les États Membres peuvent utiliser toute méthode, pourvu que l'équivalence dans les résultats par rapport à la méthode de référence soit démontrée.

2.1 Définition d' "équivalence"

Dans le mesurage d'un polluant atmosphérique, une méthode est définie comme équivalente par rapport à la méthode de référence si elle atteint les objectifs de qualité de la donnée (collecte de la donnée, couverture temporelle, mesure de l'incertitude par rapport à la valeur limite ou cible) prévus par les réglementations. Les tableaux 2.1 et 2.2 illustrent les valeurs cible ou limite, les objectifs de la qualité de la donnée et les méthodes de référence prévues par les Directives 2008/50/EC et 2004/107/EC.

Composé	Valeur cible ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Couverture temporelle	Objectif de qualité de la donnée		Principes de la méthode de référence (depuis directives)	Méthode Standard EN
			Incertitude associée (%)	Acquisition de la donnée (%)		
Ozone	120	8 h	15	90/75	Photométrie en ultraviolet	EN 14625
Benzo[a]-pyrène	1 ng.m^{-3}	1 y	50	90	PM ₁₀ reference sampler + chromatographie liquide - fluorescence ou gaschromatographie - spectrométrie de masse	EN 15549
Arsenic Cadmium Nickel	6 ng.m^{-3} 5 ng.m^{-3} 20 ng.m^{-3}	1 y	40	90	PM ₁₀ reference sampler + spettrometria di assorbimento atomico o ICP - spectrométrie de masse	EN 14902
PM _{2,5}	25 (1/1/2010)	1 y	25		PM _{2,5} reference sampler (EN 14907)	EN 14907

Tableau 2.1 Valeurs cible, objectif de qualité de la donnée et méthodes de référence pour les principaux polluants réglementés

Composé	Valeur limite ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Couverture temporelle	Objectif de qualité de la donnée		Principes de la méthode de référence (depuis directives)	Méthode Standard EN
			Incertitude associée (%)	Acquisition de la donnée (%)		
SO ₂	350	1 h	15	90	Fluorescence en ultraviolet	EN 14212
	125	24 h	15	90		
	20	1 y	15	90		
Ossidi di azoto	200 (NO ₂)	1 h	15	90	Chimiluminescence	EN 14211
	40 (NO ₂)	1 y	15	90		
	30 (NO _x)	1 y	15	90		
CO	10 mg·m ⁻³	8 h	15	90	Spectrométrie infrarouge	EN 14626
Benzène	5	1 y	25	90	Gaschromatographie	EN 14662 (parti 1-3)
PM ₁₀	50	24 h	25	90	Échantillonneur séquentiel PM10 (EN 12341)	EN 12341
	40	1 y	25	90		
Plomb	0,5	1y	25	90	PM10 reference sampler (EN 12341) et spectrométrie atomique	EN 14902
PM _{2,5}	25 (1/1/2015)	1 y	25		Échantillonneur séquentiel PM _{2,5} (EN 14907)	EN 14907

Tableau 2.2 Valeurs limite, objectif de qualité de la donnée et méthodes de référence pour les principaux polluants réglementés

2.2. Démarche de démonstration de l'équivalence

Chaque État Membre a la possibilité de proposer des méthodes d'analyse différentes par rapport à celles définies par les directives sur la qualité de l'air ambiant (établies sur la base des méthodes standard EN, v. tableaux 2.1 et 2.2). Par conséquent, la responsabilité de la démonstration de l'équivalence de la "méthode candidate" (CM) dans le suivi de la qualité de l'air est de l'Autorité Nationale Compétente (NCA). Pendant le procédé de démonstration de l'équivalence, la NCA peut déléguer cette responsabilité à un Laboratoire de Référence National, tout en gardant la faculté de décision finale en ce qui concerne l'acceptation ou le rejet de la méthode candidate comme équivalente à la méthode de référence.

Selon le type de méthode à vérifier, on peut prévoir :

- des essais de laboratoire, où on vérifie si les objectifs de qualité de la donnée ont été atteints ;
- des essais sur le terrain, en vérifiant parallèlement les résultats obtenus avec les outils réglementés et les outils à assimiler.

À chaque étape du procédé d'évaluation on effectue le mesurage de l'incertitude de la CM ; si cette dernière n'atteint pas les objectifs imposés par les directives, l'évaluation d'équivalence doit être arrêtée. Dans ce cas, le rapport des résultats obtenus qui est envoyé à la NCA pourra être utilisé comme base pour un essai d'équivalence ultérieur.

Même au cas où les essais donnent des résultats positifs, le rapport des résultats et des évaluations devra être envoyé à la NCA, qui pourra décider de l'acceptation ou du rejet de la CM comme méthode équivalente. En cas d'acceptation, le rapport avec ses conclusions devra être soumis à la Commission Européenne pour un processus de révision supplémentaire, dans lequel on pourra interpeller des experts du secteur sur la demande d'équivalence. La Commission Européenne se réserve le droit de mettre en question et rejeter l'utilisation d'une certaine méthode si l'équivalence n'est pas suffisamment démontrée, de douter de son but ou de la généralisation à des sites de mesurage spécifiques. Une fois que la Commission exprime des conclusions négatives sur la demande d'équivalence, la NCA doit reconsidérer ses décisions en conséquence.

2.3. Méthode de contrôle de l'équivalence pour les outils de mesurage de la matière particulaire

Le programme des essais prévus pour l'évaluation des CM dans le suivi de la matière particulaire est le même pour les différentes classes dimensionnelles des particules ; par exemple, cette méthodologie peut être appliquée dans l'évaluation de têtes de prélèvement alternatives par rapport à celles prévues par les normes et des méthodes d'analyse automatiques en continu.

La démarche d'équivalence est composée, au niveau général, de deux parties :

- *essais de laboratoire*, dans lesquels on évalue les contributions des différentes sources d'incertitude à la valeur d'incertitude associée au mesurage ;
- *essais sur le terrain*, dans lesquels les CM sont essayées simultanément avec la méthode réglementée.

Dans le cas des méthodes concernant la matière particulaire, les essais de laboratoire sont importants si la CM propose une modification du standard EN existant (dans ce cas l'essai sur le terrain pourrait ne pas être demandé). Plus fréquemment, la démarche de comparaison consiste dans une série d'essais sur le terrain pendant lesquels la CM est utilisée en parallèle avec la méthode de référence. L'analyse des filtres échantillon sera effectuée avec un mesurage gravimétrique de la masse de matière particulaire collectée, conformément aux démarches de pesée décrites par la norme.

La CM doit être essayée pour faire en sorte que l'essai soit représentatif de son utilisation pratique habituelle : la fréquence dans les contrôles et dans les réétalonnages doit être appliquée de manière analogue dans les essais d'équivalence aussi ; il est essentiel que le mesurage de l'incertitude de la donnée découlant de tous les essais sur le terrain fournit une estimation robuste et réaliste de l'incertitude de la méthode à l'intérieur des normales opérations de suivi.

Le programme de l'essai de laboratoire est réalisé pour les suivantes modifications à la méthode standard :

- utilisation de systèmes automatiques pour le changement de filtres (au cas où se produisent des modifications dans les conditions de stockage prévues par les standards EN);
- utilisation de différentes conditions de pesée des filtres par rapport aux standards EN.

Dans le cas des essais sur le terrain, le programme vise à évaluer :

- l'incertitude associée aux échantillonneurs/analyseurs de la CM à travers l'utilisation de deux échantillonneurs ou analyseurs ;
- la compatibilité de résultats entre CM et méthode de référence.

En général les résultats d'études précédentes, si obtenus conformément aux exigences de cette démarche, peuvent être utilisés pour établir les incertitudes standard associées par exemple aux échantillonneurs ou aux analyseurs. Afin d'assurer un bon fonctionnement de la méthode de référence, il est nécessaire d'utiliser deux échantillonneurs ou analyseurs : dans ce cas l'écart quadratique moyen des résultats des deux échantillonneurs/analyseurs de référence peut être utilisé comme estimation de l'incertitude (aléatoire) des méthodes de référence dans ces essais.

Les essais sur le terrain doivent être représentatifs des conditions typiques pour lesquelles on a demandé l'équivalence, y compris de potentiels épisodes de concentrations élevées. Il faudrait effectuer un minimum de 4 comparaisons pour 2 sites de mesurage minimum (dans différentes saisons de l'année de préférence) avec un accent particulier sur les variables suivantes :

- la composition de la fraction de la matière particulaire, notamment celle des composés semi-volatils pour couvrir l'impact maximal causé par leur perte ;
- l'humidité de l'air et la température, afin de couvrir toute condition de possible perte de composés volatils pendant la phase d'échantillonnage ;
- la vitesse du vent, pour couvrir toute dépendance de l'efficacité de la tête d'échantillonnage due à la déviation du comportement idéal (comme imposé par la conception mécanique) ou à la déviation du flux d'échantillonnage établi.

Cette comparaison peut être effectuée par le biais de campagnes de mesurages courtes, tout en ayant le soin d'organiser ces campagnes dans des périodes différentes de l'année. Comme autre possibilité, on peut organiser des campagnes plus longues. Les échantillonneurs et les analyseurs doivent être placés de façon à réduire au minimum les effets créés par l'hétérogénéité de l'espace sur la concentration de la matière particulaire par rapport aux autres sources d'incertitude.

1.4 Certifications d'équivalence dans les partenaires du projet PART'AERA

Outre les mesurages gravimétriques prévus par la réglementation, l'utilisation de méthodes de suivi en continu de la matière particulaire de la part des partenaires du projet Part'Aera (TEOM pour Air-PACA et Air-Rhône-Alpes, absorption de rayonnement β pour Arpa Piemonte et Regione Liguria-Arpal) exige l'acquisition de certifications d'équivalence.

En ce qui concerne l'utilisation du TEOM de la part d'Air-PACA et Air-Rhône-Alpes, la certification d'équivalence est délivrée par le Laboratoire National des Associations pour la Surveillance de la Qualité de l'Air.

La certification d'équivalence pour l'outil à absorption de rayonnement β (SWAM) d'Arpa Piemonte et Regione Liguria - Arpal a été délivrée par TÜV Rheinland Energie und Umwelt GmbH – Laboratoire agréé selon les démarches établies par la norme EN ISO/IEC 17025 pour l'exécution des essais d'aptitude des systèmes de mesurage pour le suivi continu d'immissions et émissions.

En ce qui concerne Regione Liguria – Arpal, à présent l'outil employé dans les activités du projet est un analyseur optique (néphélomètre LSPM10) dépourvu de certification d'équivalence; en utilisant les fonds du projet on achètera un nouvel outil à absorption de rayonnement β (SWAM).

3. Outils d'analyse en continu de la matière particulaire

Les méthodes de mesurage de la matière particulaire dans l'atmosphère sont plusieurs : le tableau 3.1 illustre, outre la méthode de référence gravimétrique, les principales méthodes d'analyse en continu utilisées dans le suivi de la qualité de l'air.

TECHNIQUE	AVANTAGES	DÉSAVANTAGES	PRÉCISION ESTIMÉE
GRAVIMÉTRIE	Méthode de référence pour la mat. part. spécifiée dans la directive européenne.	Coûts d'exercice élevés; délai de mesurage limité à 24 h.	$\pm 2 \mu\text{g m}^{-3}$
TEOM	Mesurage de données en temps réel dans un délai réduit (<1 heure); meilleure précision par rapport à la méthode de référence.	Le rechauffement du flux d'air entraîne des pertes de composés semi-volatils par rapport à la méthode de référence; coût de capitaux élevé	$\pm 0.5 \mu\text{g m}^{-3}$
ABSORPTION RAYONNEMENT β	Mesurage de données en temps réel dans un délai réduit (<1 heure).	Le rechauffement du flux d'air entraîne des pertes de composés semi-volatils; des échantillonneurs non chauffés peuvent créer des interférences dues à la présence de buée; présence de source radioactive.	$\pm 2 \mu\text{g m}^{-3}$, dépend du type d'analyseur
ANALYSEURS OPTIQUES	Portables et souvent alimentés avec batteries; possibilité de mesurer différentes fractions dimensionnelles simultanément.	Dépend des suppositions sur les caractéristiques des particules pouvant varier selon les lieux et les horaires.	dépend du type d'analyseur
MÉTHODE "BLACK SMOKE"	Simple, robuste, pas cher et entretien facile; vastes bases de données existantes.	Mesurage d'un indicateur plutôt que d'une concentration gravimétrique; facteurs d'étalonnage non adaptés au mélange actuel de sources polluantes; délai de mesurage limité à 24h.	$\pm 2 \mu\text{g m}^{-3}$, pourrait être plus élevé avec les concentrations actuelles

Tableau 3.1 Synthèse des avantages et désavantages des principales méthodes d'échantillonnage de la mat. part.

Les méthodes UNI EN 12341 et UNI EN 14907 décrivent l'approche standard pour le mesurage du PM₁₀ et du PM_{2.5} basée sur l'analyse gravimétrique ; au delà de l'indiscutable avantage d'uniformité à une méthode de référence commune, il convient de rappeler certaines problématiques qui y sont liées. Ce procédé de mesurage dépend considérablement de la composante humaine, par exemple dans la phase de remplacement des filtres (si journalier

notamment) ou dans la phase de pesée en laboratoire. En effet, les opérations manuelles sur les filtres (maniement, transfert, stockage et pesée) augmentent la probabilité d'erreurs humaines sur le mesurage ; de plus, une fois les filtres arrivés en laboratoire, il y a un décalage de plusieurs jours (au minimum) entre la phase d'échantillonnage et d'obtention de la mesure finale, par conséquent la rapidité de la signalisation pour la protection de la santé publique n'est pas respectée. Dans ce sens, l'utilisation d'analyseurs en continu peut être un outil efficace pour suivre la situation du territoire dans des délais plus rapides.

Les méthodes en continu couramment utilisées sont les suivantes :

- analyseurs TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) ;
- analyseurs à absorption de rayonnement β ;
- analyseurs optiques ;
- méthode "black smoke".

3.1. Analyseurs TEOM

Les analyseurs TEOM font partie des outils les plus utilisés en Europe pour le mesurage en continu des concentrations de matière particulaire. Avec cet outil, les particules échantillonnées sont déposées sur un filtre installé sur l'extrémité d'un tube en verre oscillant, appelé microbalance. Le tube en verre est fixé à la base, alors que la pointe où se trouve le filtre est libre de vibrer à sa fréquence de vibration naturelle. La matière particulaire qui se dépose sur le filtre fait varier la fréquence d'oscillation, mesurée à travers un circuit électrique. Les variations de fréquence d'oscillation, dues à l'augmentation de la masse de matière particulaire déposée sur le filtre et directement proportionnelles à la quantité de matière particulaire échantillonnée, sont ensuite converties en concentration (exprimée en $\mu\text{g m}^{-3}$).

Si les conditions du système sont stables, la fréquence de vibration dépend seulement de la masse du filtre et se réduit lorsque la masse déposée augmente. Pour cette raison le TEOM "classique" doit travailler à une température constante de 50 °C pour réduire au minimum les erreurs de mesurage dues à l'humidité relative. Cette condition de travail a conduit à des différences importantes dans les concentrations de matière particulaire mesurées avec le TEOM et avec le système de référence gravimétrique réglementé. Le maintien de la température à 50 °C entraîne en effet une perte de matière volatile de la matière particulaire (par exemple le nitrate d'ammonium) en provoquant une sous-estimation de la masse. En général cette erreur de mesurage est corrigée en appliquant un facteur de correction, obtenu à travers des comparaisons entre les données de mesurage du TEOM et d'autres systèmes. Par exemple, au Royaume-Uni on applique un facteur de correction ($1.03 \times \text{lecture TEOM} + 3 \mu\text{g m}^{-3}$) à toutes les données brutes mesurées par cette typologie de TEOM. Cependant il faut rappeler que ces facteurs dépendent énormément de la composition de la matière particulaire, donc ils présentent une forte variabilité saisonnière ainsi que journalière (voire à l'intérieur du même jour).

Pour dépasser ces problématiques, ces dernières années on a pu exploiter les évolutions techniques du TEOM. Une première innovation a été obtenue grâce à l'utilisation du sécheur Nafion, un polymère semblable au Teflon mais contenant des groupes sulfoniques. Les groupes sulfoniques ont une affinité élevée pour l'eau, qui pénètre à travers la membrane de Nafion et est éliminée par un flux d'air (ou autre gaz) sec en contrecourant. La perméabilité à travers la membrane dépend de l'affinité des substances vers les groupes sulfoniques du Nafion (ex. substances basiques). Le sécheur au Nafion est placé après la tête de prélèvement : on obtient donc une réduction de l'humidité du flux d'air échantillonné et permet à l'outil de travailler à des températures plus basses (30 °C) en réduisant ainsi la perte de matériel volatil.

Pour arriver à quantifier la fraction volatile de la matière particulaire, on a étudié l'ajout d'un nouveau composant, le Filter Dynamics Measurement System (FDMS), capable de mesurer les particules volatiles avec la même taille granulométrique du TEOM auquel il est branché. Placé entre la tête de prélèvement et la ligne d'échantillonnage réchauffée, le module FDMS modifie le fonctionnement classique du TEOM de la façon suivante :

- à la sortie de la tête de prélèvement, l'échantillon d'air traverse le Nafion dryer et atteint une vanne à trois voies qui dirige le flux de façon alternée (avec des cycles de 6 minutes environ) vers la microbalance ou un filtre de vidange ;
- pendant le premier cycle, le flux d'air est convoyé directement vers la microbalance à travers la ligne d'échantillonnage réchauffée comme prévu au préalable ; la concentration mesurée pendant cette phase est la concentration des particules non volatiles (Base MC) ;
- pendant le deuxième cycle, la différentielle commutation de la vanne dirige le flux d'air vers le filtre de vidange. Dans cette phase l'échantillon est refroidi à 4 °C à travers l'effet Peltier pour maintenir à l'état solide les particules qui pourraient se volatiliser. Les particules présentes dans l'échantillon sont piégées par le filtre et l'air filtré est à nouveau injecté en amont de la microbalance. Sans l'apport de particules, la variation de masse enregistrée par le TEOM dans cette phase est liée à différents phénomènes qui ont une influence sur les particules déjà collectées sur le filtre, essentiellement la perte des matières volatilisables. La concentration mesurée dans cette phase est généralement négative et elle est appelée Ref. MC.

La méthode de mesurage effectue une approximation selon laquelle les concentrations des particules varient très peu pendant un cycle complet de mesurage. La masse totale des particules est donc déterminée en calculant la différence entre ces deux mesurages :

$$MC = \text{Base MC} - \text{Ref. MC}$$

La concentration des particules est intégrée sur 1 heure, afin de limiter l'influence des variations de concentration des particules pendant chaque cycle de mesurage.

Puisque, à travers l'ajout de la composante FDMS à la configuration classique du TEOM, il est possible d'évaluer la fraction volatile de l'échantillon de matière particulaire, avec cette typologie d'outil il n'est pas nécessaire d'utiliser de facteurs de correction à appliquer aux données brutes.

3.2. Analyseurs à absorption de particules β

Les analyseurs à absorption de rayonnement β aussi font partie des outils les plus utilisés pour le suivi en continu de la matière particulaire. Bien que la configuration exacte varie en fonction de l'analyseur, le principe de fonctionnement sous-jacent est le même. Dans tous les outils l'échantillon est collecté sur des filtres (simples ou en ruban) et une source radioactive (notamment carbone 14, krypton 85 ou prométhium 147) est placée devant l'échantillon, avec le détecteur derrière pour mesurer la radiation absorbée. Le principe de mesurage est la réduction en intensité des particules β au moment du passage sur les filtres (simples ou en ruban) due à leur absorption de la part de la matière particulaire échantillonnée ainsi que du filtre. Le rapport qui lie la concentration en masse de la matière particulaire à l'intensité (conçue comme nombre de particules) du faisceau β est raisonnablement indépendant de la composition chimique de la matière particulaire et est exprimé avec une bonne approximation par la formule :

$$I = I_0 e^{-\mu x}$$

où I_0 est l'intensité du rayonnement avec filtre blanc, μ est le coefficient d'absorption massique (en cm^2/g) et x est la concentration en masse sur le filtre (g/cm^2). Grâce à un étalonnage avec des échantillons standard pour la détermination de μ et I_0 , I est mis en relation directe avec la masse de la matière particulaire collectée.

La masse des particules peut être suivie en continu ou mesurée à intervalles réguliers (généralement 30 ou 60 minutes). Le mesurage du "blanc", c'est-à-dire l'absorption du rayonnement β de la part du filtre nettoyé, est évaluée grâce à des mesurages séquentiels (*dual chamber arrangement*) entre les filtres exposés et les filtres propres. Dans le calcul de la concentration de la matière particulaire, outre le mesurage de la masse, il est nécessaire de connaître aussi le volume d'air échantillonné : l'outil acquiert ces données depuis des dispositifs de contrôle du flux qui sont en général contrôlés à travers un écran.

En utilisant des têtes de prélèvement, avec cette méthode d'analyse on peut suivre différentes fractions dimensionnelles de matière particulaire, notamment les particules totales en suspension (TSP), le PM_{10} ou le $\text{PM}_{2.5}$. Afin de corriger l'erreur de mesurage due à l'humidité relative, de nombreux outils présentent la ligne de prélèvement réchauffée, en réduisant au minimum le contenu en eau de la masse des particules. Cependant il convient de rappeler que, comme pour le TEOM, cette démarche entraîne une perte en ce qui concerne les composés semi-volatils présents dans la matière particulaire.

3.3. Analyseurs optiques

Les analyseurs optiques exploitent l'interaction entre les particules dispersées dans l'air et la lumière visible, infrarouge ou laser comme méthode de mesurage de la matière particulaire dans l'environnement.

Les néphélomètres et/ou transmissomètres sont couramment utilisés en Europe et aux États-Unis notamment, où ils sont employés pour calculer la perte de visibilité due à la matière particulaire

spécialement dans les espaces protégés. Les transmissomètres fonctionnent sur des parcours "ouverts" assez longs (de 1 à 10 Km) et mesurent l'extinction du rayonnement lumineux déterminée par une source de lumière artificielle à luminescence connue : cette perte peut être ramenée au phénomène de diffusion ainsi qu'à l'absorption des particules en suspension. Les néphélomètres fonctionnent sur des distances plus courtes et mesurent essentiellement la diffusion, responsable pour la plus grande partie de l'atténuation du rayonnement lumineux.

La concentration de la matière particulaire est déterminée en mesurant la lumière reflétée par chaque particule quand elles sont investies par un rayonnement lumineux. Par le biais d'un système particulier de collimation, le rayon de lumière reflétée est concentré sur la surface de mesurage d'un photomultiplicateur, détecteur dont la technologie est désormais éprouvée, à haute stabilité et fiabilité dans le temps. Le signal de réponse est envoyé au microprocesseur pour les élaborations. Les données finales de concentration sont affichées sur l'écran placé sur le tableau de bord de l'analyseur. L'analyseur réalise un auto-étalonnage de la durée de 20 secondes toutes les 6 minutes. Par conséquent les possibles dérives, quoique limitées, sont automatiquement compensées.

Au delà du mesurage de la concentration de la matière particulaire, les nouveaux dispositifs à lumière laser sont aussi en mesure de compter et classer les particules du point de vue de la dimension. L'avantage de cette méthode est représenté par le fait qu'un analyseur individuel équipé de tête de prélèvement TSP peut suivre simultanément des particules de dimensions différentes, y compris PM_{10} , $PM_{2.5}$ et PM_1 . De toute façon, pour être convertis en données de masse, les comptages des particules ont besoin d'une série de calculs basés sur des hypothèses dont la validité pourrait varier en fonction du matériel échantillonné. Dans la tentative de dépasser ce problème, de nombreux analyseurs collectent la matière particulaire échantillonnée sur des filtres afin de pouvoir effectuer, par la suite, l'analyse gravimétrique.

3.4. Analyseurs "black smoke"

La méthodologie pour le suivi de la matière particulaire comme "black smoke" a été développée il y a plus de 50 ans, quand les fumées domestiques représentaient la cause principale de la pollution due aux particules dans l'atmosphère au Royaume-Uni ; la méthode est exhaustivement décrite dans la norme ISO 9835.

La matière particulaire est collectée sur un filtre en papier pendant une période de 24 heures et le noircissement sur le filtre est mesuré avec un réflectomètre. La tête de prélèvement (30-50 mm de diamètre), le tube de prélèvement (en PVC) et le flux d'échantillonnage (2 m^3 par jour) définissent la fraction de matériel échantillonné, considéré approximativement comme PM_4 . La lecture du noircissement avec le réflectomètre est convertie en mesure de concentration de la matière particulaire en analysant les courbes d'étalonnage.

De toute façon aucune relation universelle ne peut être établie entre réflectivité et "black smoke" car le rapport peut changer en fonction du lieu et de la période. La "concentration" de "black smoke" tirée de cette méthode devrait être considérée comme un indicateur plutôt que comme

une mesure absolue en termes de masse. La précision de la méthode est élevée, essentiellement de $2\mu\text{g m}^{-3}$ pour des concentrations inférieures à $5\mu\text{g m}^{-3}$; cependant les mesures de concentration au Royaume-Uni sont plus réduites par rapport à cette valeur, donc la précision de la méthode pourrait être inférieure.

Malgré les défauts de la méthode, de nombreuses études épidémiologiques démontrent des liaisons claires entre la concentration du “black smoke” et les effets sur la santé humaine. De plus, il existe une vaste série de données de mesures au Royaume-Uni et dans le monde qui remonte au moins à 1961 ; de 1962 à 1980 plus de 1000 sites ont opéré au Royaume-Uni, alors qu'aujourd'hui il ne reste que 123 sites actifs.

4. Bibliographie

AQEG,

Particulate Matter in the UK: Summary,

Defra, London, 2005

Second Position Paper on Particulate Matter,

CAFE Working Group on Particulate Matter, 2004.

Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods,

EC Working Group, 2010.

Air quality in Europe - 2013 report.

European Environment Agency, 2013.

Parlement et Conseil Européen,

DIRECTIVE 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe.

UNI EN 12341,

Air quality - Determination of the PM₁₀ fraction of suspended particulate matter – reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods.

CEN, Brussels, 1998.

UNI EN 14907,

Ambient Air Quality - Reference gravimetric measurement method for the determination of the PM_{2.5} mass fraction of suspended particulate matter in ambient air.

CEN, Brussels, 2005.