

Rapport d'études

Contrôle en continu de l'adéquation
des analyseurs automatiques de PM
avec la méthode de référence :
présentation des campagnes réalisées
entre 2021 et 2023

Octobre 2025



Groupement d'intérêt scientifique



«L'expertise au service de la qualité de l'air»

Travaux réalisés par
IMT Nord Europe, Ineris et LNE
dans le cadre du

Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l’Air

Contrôle en continu de l’adéquation des analyseurs automatiques de PM avec la méthode de référence : présentation des campagnes réalisées entre 2021 et 2023

Tanguy Amodeo - Ineris

Vérification : MARCHAND-MARQUIS CAROLINE - Ineris

Approbation : Ineris : Document approuvé le 13/03/2026 par LEOZ-GARZIANDIA EVA

Liste des personnes ayant participé à l’étude

Robin AUJAY-PLOUZEAU, Ineris

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	9
2. MÉTHODOLOGIE	11
2.1 Méthode de référence	11
2.2 Liste des AMS PM conformes pour la mesure réglementaire des concentrations de particules PM ₁₀ et PM _{2,5}	11
2.3 Liste des sites instrumentés	12
2.4 Liste des analyseurs automatiques de PM mis en oeuvre	13
2.5 Méthode statistique d'analyse des résultats	13
3. RÉSULTATS	15
3.1 Résultats du site « Promenade des Anglais » : typologie urbaine sous influence trafic	15
3.2 Résultats du site « Venaco » : typologie Rural National sous influence de fond	18
3.3 Résultats du site « La Coulonche » : typologie Rural National sous influence de fond	24
3.4 Résultats du site « Metz » : typologie urbaine sous influence fond	28
3.5 Résultats du site « Reims » : typologie urbaine sous influence fond	31
4. CONCLUSION.....	34
5. LISTE DES ANNEXES	35



Résumé

Ce rapport présente les campagnes de mesure de PM₁₀ et PM_{2,5} réalisées entre fin 2021 et début 2024 en collaboration avec ATMO Grand Est, AtmoSud, Atmo Normandie, et Qualitair Corse, dans le cadre du suivi de l'adéquation des analyseurs automatiques des PM à la méthode de référence demandé par de l'arrêté du 16 avril 2021 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant. Cette action est réalisée en accord avec les préconisations de la norme NF EN 16450 encadrant l'utilisation des analyseurs automatiques de PM.



Abstract

This report presents the PM₁₀ and PM_{2.5} measurement campaigns carried out between 2021 and 2024 in collaboration with ATMO Grand Est, AtmoSud, Atmo Normandie, and Qualitair Corse, as part of monitoring the suitability of automatic PM analyzers to the reference method required by the decree of April 16th 2021 relating to the national ambient air quality monitoring system and in accordance with the recommendations of standard NF EN 16450 governing the use of automatic PM analyzers.



Remerciements et collaborations

Le LCSQA remercie vivement les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) qui collaborent à la réalisation de ce programme via l'accueil des campagnes de mesure, la production des données automatiques, la mise en œuvre des prélèvements, ainsi que la mise à disposition d'instruments de mesure :

- Atmo Occitanie,
- Atmo Grand Est,
- Atmo Auvergne - Rhône-Alpes,
- AtmoSud,
- Airparif,
- Atmo Hauts-de-France,
- Qualitair Corse,
- Atmo Nouvelle-Aquitaine,
- Atmo Normandie,
- Atmo Réunion.

Le LCSQA remercie également les sociétés ADDAIR, ECOMESURE, ENVICONTROL, ENVEA et THERMO SCIENTIFIC pour la mise à disposition d'analyseurs automatiques.

1. Introduction

La surveillance réglementaire des PM₁₀ et PM_{2,5} en France est réalisée au moyen de systèmes de mesure continue automatisés : AMS (« Automatic measurement System ») permettant le suivi dynamique des concentrations de particules sur des pas de temps allant du quart d'heure à deux heures selon le type d'instrument utilisé.

L'utilisation des AMS est conforme à la directive 2008/50/CE qui autorise leur utilisation si ceux-ci ont été démontrés équivalents à la méthode de référence (NF EN 12341)¹. La norme NF EN 16450², publiée en avril 2017, encadre l'utilisation des AMS pour la mesure de la concentration de matière particulaire PM₁₀ et PM_{2,5}. Cette norme décrit notamment :

- Les exigences de performances minimales et les modes opératoires d'essais en laboratoire et sur site qui doivent être réalisés pour l'approbation des types d'AMS adaptés à la mesure de la concentration de PM. Elle inclut notamment l'évaluation de l'équivalence des AMS à la méthode de référence telle que stipulée dans la directive 2008/50/CE ;
- Les exigences minimales des contrôles qualité des AMS déployés sur site. Elle comporte des modes opératoires de maintenance, d'étalonnage, de vérification et de contrôle. Ces exigences sont reprises dans les guides méthodologiques publiés par le LCSQA ;
- Les exigences concernant la « vérification en continu de l'adéquation des AMS à la méthode de référence ». Il est demandé à chaque laboratoire national de référence, en charge de la coordination de la surveillance de la qualité de l'air, de procéder en continu, à la comparaison des AMS avec la méthode de référence. La norme prévoit que les résultats de ces comparaisons puissent aboutir à l'application d'une fonction de correction visant à corriger les écarts potentiellement observés par les AMS.

Conformément aux exigences de l'arrêté du 16 avril 2021 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant, le LCSQA est en charge, en collaboration avec les AASQA, de la mise en œuvre du dernier alinéa ci-dessus, à savoir la vérification en continu de l'adéquation des AMS à la méthode de référence pour la mesure des PM₁₀ et des PM_{2,5}.

¹ NF EN 12341 (2023) - Air ambiant - Méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique MP10 ou MP2.5 de matière particulaire en suspension

² NF EN 16450 (2017) - Air ambiant - Systèmes automatisés de mesurage de la concentration de matière particulaire (PM₁₀; PM_{2,5})

A la suite de travaux préliminaires menés entre 2010 et 2014,³ une liste de douze sites de mesure a été fixée pour la réalisation de la vérification en continu de l'adéquation des AMS à la méthode de référence sur une période de trois ans.^{4,5} En 2020, un premier bilan respectant les exigences de la norme NF EN 16450 a pu être réalisé sur la période de trois ans entre 2016 et 2019.⁶ Ce bilan a été mis en perspective et discuté au regard des deux bilans indicatifs précédents réalisés sur des périodes de trois ans : 2013-2016⁷ et 2015-2017⁸ mais également en prenant en compte l'intégralité de données obtenues sur toute la période entre 2013 et 2019 (incluant les campagnes terminées avant le 31/12/2019).

En 2020, après que chacun des douze sites de mesure a été instrumenté pendant un an, la mise en œuvre du suivi de l'adéquation de analyseurs automatiques de PM à la méthode de référence a été reconduite en collaboration avec les AASQA sur la même liste de sites pour une période de trois ans. Un rapport a été publié pour présenter les résultats obtenus sur sept sites de mesures instrumentés entre 2019 et 2021⁹. Le présent rapport présente les résultats obtenus sur cinq sites de mesure instrumentés entre fin 2021 et début 2024.

En 2026, un bilan global pourra être réalisé, reprenant l'ensemble des résultats obtenus depuis 2020. En parallèle, dans le cadre de la préparation de mise en œuvre de la nouvelle directive « 2024/2881 du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2024 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe », une révision de la norme EN NF 16450 ainsi qu'une révision du guide de démonstration d'équivalence¹⁰ sont en cours. Il est prévu notamment une évolution des méthodes statistiques utilisées pour le traitement des données et la définition de l'équivalence d'une méthode de mesure. Il se peut également que les exigences encadrant le suivi de l'adéquation en continu évoluent. Dans ce cadre, une évolution de la stratégie de mise en œuvre de cette action pourra être envisagée.

³ [Rapport LCSQA 2014](#), S.Verlhac « Suivi d'équivalence des analyseurs automatiques de PM homologués en France – Bilan 2011-2014 »

⁴ [Rapport LCSQA, 2014](#), S. Verlhac et al., Méthodologie pour la détermination des sites de suivi d'équivalence des analyseurs automatique des PM.

⁵ [Rapport LCSQA, 2015](#), S.Verlhac, « Planification des sites instrumentés pour le suivi d'équivalence des analyseurs automatiques de PM », LCSQA 2015

⁶ [Rapport LCSQA, 2020](#), T. Amodeo, Suivi de l'adéquation des analyseurs automatiques de PM à la méthode de référence : bilan réglementaire de la période 2016-2019 et synthèse des travaux menés depuis 2013.

⁷ [Rapport LCSQA, 2017](#), S. Verlhac, Suivi d'équivalence des analyseurs automatiques de PM₁₀ et PM_{2,5} – Bilan 2013-2016

⁸ [Rapport LCSQA, 2018](#), T. Amodeo, Suivi d'équivalence des analyseurs automatiques de PM₁₀ et PM_{2,5} – Bilan 2015-2017

⁹ [Rapport LCSQA, 2020](#), T.Amodeo, Suivi de l'adéquation des analyseurs automatiques de PM à la méthode de référence : résultats des campagnes 2019 à 2021

Guide to the demonstration of equivalence of Ambient air monitoring methods.
https://environment.ec.europa.eu/topics/air/air-quality/assessment_en

2. Méthodologie

La méthodologie mise en œuvre dans les campagnes de suivi d'adéquation des AMS PM s'appuie sur les recommandations de la norme NF EN 16450. Elle consiste à réaliser des comparaisons entre les mesures journalières obtenues par chaque analyseur automatique de PM et la méthode de référence sur différents sites de mesure du dispositif de surveillance national. De plus amples informations sont disponibles dans les rapports cités précédemment ³⁻⁹ disponibles sur le site internet du LCSQA : <https://www.lcsqa.org/fr/rapport>. La méthode d'évaluation des données est rappelée en Annexe.

2.1 MÉTHODE DE RÉFÉRENCE

Les prélèvements sont réalisés par les AASQA sur filtres en PTFE (de type « Teflo », 2µm de porosité, Pall) à l'aide de préleveurs séquentiels Leckel SEQ 47/50, à un débit de 2,3m³/h, et en conformité avec les spécifications de la norme NF EN 12341. Les préleveurs sont installés en extérieur et équipés de modules de contrôle de la température de stockage des filtres échantillonnés. Les mesures gravimétriques (pesées) sont réalisées, par l'Ineris, sous accréditation conformément à la norme NF EN 12341.

2.2 LISTE DES AMS PM CONFORMES POUR LA MESURE RÉGLEMENTAIRE DES CONCENTRATIONS DE PARTICULES PM₁₀ ET PM_{2,5}.

Le Tableau 2 présente la liste des AMS PM déclarés conformes techniquement en France au 12 février 2025 ¹¹.

Tableau 1 : Analyseurs automatiques de particules conformes pour la mesure des concentrations de particules

Constructeur	Modèle d'appareil équivalent à la méthode de référence PM ₁₀ et PM _{2,5}
Thermo Scientific	TEOM-FDMS 8500 version b & c
	TEOM 1405-F
	TEOM 1405-DF *
Met One Instruments	BAM 1020 avec système « Smart Heater »
ENVEA	MP101M avec ligne RST MP101M QAL1**
PALAS	FIDAS 200, 200S, 200 E avec ligne IADS de 1,2 m
HORIBA	APDA-372/APDA-372E***
GRIMM	EDM 280

* Le suivi en continu de l'adéquation du TEOM 1405-DF à la méthode de référence n'est plus assuré à la suite de la résolution interne de la CS PM d'octobre 2015 demandant de ne plus s'équiper de ce type d'instrument.

** Le MP101M QAL 1 est le nouveau modèle du MP101 commercialisé depuis 2020. Le contrôle en continu de l'adéquation à la méthode de référence de l'ancienne version tend à s'arrêter au profit de la nouvelle.

*** Cet instrument est une copie conforme du FIDAS commercialisé par HORIBA. Il a et a été intégré à la liste des appareils conformes en octobre 2021. Il ne fait pas encore l'objet d'un suivi en continu d'adéquation car il n'est pas utilisé par les AASQA

¹¹ [Conformité technique des appareils de mesure | LCSQA](#)

2.3 LISTE DES SITES INSTRUMENTÉS

Les sites de mesure utilisés pour le suivi de l'adéquation des analyseurs automatiques des PM sont présentés sur la figure 1. Ils correspondent à des stations fixes du dispositif national de surveillance qui ont été sélectionnées en fonction de leur capacité d'accueil, du souhait de l'AASQA à participer à l'action et de façon à couvrir un panel aussi représentatif que possible des différentes typologies de stations (station urbaine de fond, sous influence trafic et stations rurales de fond) et des conditions météorologiques rencontrées sur le territoire.⁴

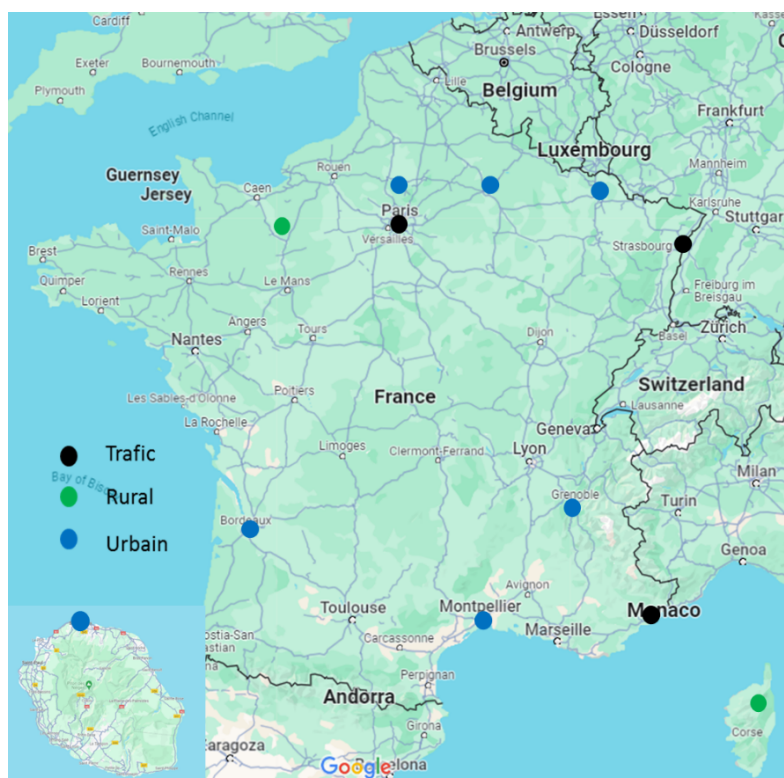


Figure 1 : Sites de mesure utilisés pour la réalisation du suivi en continu de l'adéquation des AMS PM à la méthode de référence

Le Tableau 2 synthétise la liste de ces sites qui ont été instrumentés entre fin 2021 et début 2024 et dont les résultats sont présentés dans ce rapport.

Tableau 2 : Liste des stations de surveillances de la qualité de l'air participantes au suivi de l'adéquation des analyseurs automatiques des PM avec la méthode de référence dont les résultats sont présentés dans ce rapport

AASQA	Ville	Station	Code	Typologie/ Influence	Date début	Date fin
ATMO GE	Reims	Jean d'Aulan	14012	Urbain/Fond	18/11/2021	04/10/2022
AtmoSud	Nice	Magnan	24035	Urbain/Trafic	24/02/2022	21/02/2023
Qualitair Corse	Venaco	Venaco	41024	Rural/National	22/06/2022	17/05/2023
ATMO GE	Metz	Borny	1012	Urbain/Fond	17/11/2023	20/02/2024
Atmo Normandie	La Coulonche	La Coulonche	21050	Rural/National	22/02/2023	04/02/2024

Le tableau 3 synthétise la liste des sites pour lesquels les mesures sont en cours ou qui doivent faire l'objet de mesure à partir de 2025.

Tableau 3 : Liste des stations de surveillances de la qualité de l'air participantes au suivi de l'adéquation des analyseurs automatiques des PM avec la méthode de référence dont les campagnes de mesure sont en cours ou à venir

AASQA	Ville	Station	Code	Typologie/ Influence	Date début	Date fin
ATMO GE	Strasbourg	Clémenceau	16034	Urbain/Trafic	06/2024	11/2025
Atmo NA	Talence	Talence	31002	Urbain/Fond	03/2024	11/2025
Atmo AuRA	Grenoble	Les Frênes	15043	Urbain/Fond	04/2024	≈ 04/2025
Atmo GE	Reims	Jean d'Aulan	14012	Urbain/Fond	Fin 2025	-
Atmo Occitanie	Montpellier	Prés d'Arène	8016	Urbain/Fond	2026	-
Atmo HdF	Creil	Faïencerie	18043	Urbain/Fond	Fin 2025	-
Airparif	Paris	BP Est	4329	Urbain/Trafic	Sous réserve de travaux	

2.4 LISTE DES ANALYSEURS AUTOMATIQUES DE PM MIS EN OEUVRE

Le Tableau 4 présente la liste des analyseurs utilisés sur les stations de mesures reportées dans le tableau 2.

Tableau 4 : liste des analyseurs automatiques mis en œuvre sur chaque campagne de mesure

Station	Type d'analyseur					
	TEOM FDMS 1405-F	TEOM- FDMS 8500	BAM 1020	MP101 M	MP101 QAL1	FIDAS 200
14012	AASQA	AASQA*	AASQA	AASQA	-	AASQA
24035	Ineris	-	AASQA *	Envea	Envea	Addair
41024	Ineris	Ineris	AASQA *	-	Envea	Addair
1012	AASQA	AASQA *	AASQA	-	-	AASQA
21050	Ineris	Ineris	Envicontrol	Envea	Envea	AASQA*

* Instruments servant pour les mesures réglementaires des PM₁₀ et PM_{2.5}

2.5 MÉTHODE STATISTIQUE D'ANALYSE DES RÉSULTATS

La norme NF EN 16450 prévoit que les résultats des comparaisons entre les analyseurs automatiques et la méthode de référence soient discutés à l'aide des résultats de la régression linéaire orthogonale (de type $y=ax+b$) des mesures de l'analyseur automatique exprimées en fonction de la méthode de référence. Les coefficients a et b de la régression sont utilisés pour décrire le comportement de l'instrument et une incertitude à la valeur limite est déterminée en prenant en compte **i)** l'écart à la valeur limite calculé à l'aide de l'équation de la régression ainsi que **ii)** la somme des carrés des écarts à la droite de régression (*Root Sum of Square* ou RSS).

Cette méthode, issue du « guide de démonstration d'équivalence des méthodes de mesures de l'air ambiant » publié en 2010 ¹² a été appliquée dans tous les rapports de suivi d'équivalence publiés par le LCSQA. Elle sera également appliquée dans ce rapport. Cependant, il est important de garder à l'esprit les points suivants :

D'une part, dans le cadre de la mise en œuvre de la nouvelle directive « 2024/2881 du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2024 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe », il est prévu une révision de la norme NF EN 16450 ainsi qu'une révision du guide de démonstration d'équivalence. Ceci implique notamment une mise à jour des méthodes statistiques utilisées pour comparer les analyseurs automatiques avec la méthode de référence.

D'autre part, les résultats des rapports précédents ont mis en évidence que la méthode statistique de la norme NF EN 16450 est plus adaptée pour analyser des jeux de données conséquent. En d'autres termes, elle est plus adaptée à l'analyse de l'ensemble de la base de données nationale que des résultats issus des sites pris individuellement. ^{6,8,9}

Ce point a été particulièrement discuté dans le cadre de la révision des méthodes de calcul du guide de démonstration d'équivalence réalisé par le CEN WG15 en synergie avec AQUILA. Il a été admis, par le groupe de travail en charge de proposer une mise à jour des méthodes statistiques, que l'application de la régression linéaire n'était pas toujours adaptée au calcul de l'incertitude à la valeur limite à partir d'un jeu de données restreint. Ceci concerne le cas où les niveaux de concentrations disponibles sont faibles, c'est-à-dire avec pas ou peu de points autour de la valeur limite, quand la distribution des points n'est pas homogène (e.g. existence de points haut isolés) ou lorsque la relation n'est pas linéaire. Les processus de discussions sont encore en cours, mais une méthode alternative sera probablement disponible en 2026.

L'objectif de ce rapport est de présenter les données issues des campagnes de mesure réalisées entre 2021 et 2023 et non pas de présenter un bilan à l'échelle du territoire national. Par soucis de continuité et afin de pouvoir comparer les résultats avec ceux présentés dans les rapports précédents, la méthode en vigueur dans la norme NF EN 16450 a été utilisée. Cependant, les valeurs des incertitudes à la valeur limite obtenus à l'aide des régressions linéaires doivent être nuancées en prenant en compte les points susmentionnés.

¹² Guide to the demonstration of equivalence of Ambient air monitoring methods.
https://environment.ec.europa.eu/topics/air/air-quality/assessment_en

3. Résultats

3.1 RÉSULTATS DU SITE « PROMENADE DES ANGLAIS » : TYPOLOGIE URBAINE SOUS INFLUENCE TRAFIC

Une campagne de mesure a eu lieu entre février 2022 et février 2023 à Nice, sur le site « Promenade des Anglais » qui est un site de typologie urbaine sous influence trafic d'AtmoSud.

La station était équipée des deux BAM 1020 servant à la mesure réglementaire de PM_{10} et $PM_{2.5}$. Un MP101- QAL1 et un TEOM 1405-F ont été installés dans la station. Un FIDAS 200 a été disposé sur le toit de la station dans un caisson et le préleveur Leckel a été installé au sol à l'extérieur avec une extension de ligne de 3m.

Deux autres instruments ont été accueillis sur la campagne de mesure : il s'agissait d'un analyseur optique : EDM 280 de chez Grimm mis à disposition par Durag France, et d'une jauge bêta : APDA-371 de chez Horiba. Aux dates de la campagne de mesure, ces instruments n'étaient pas inscrits sur la liste des instruments conformes pour la surveillance de la qualité de l'air mais faisaient l'objet de tests en prévision du traitement de leur dossier de conformité.

La Figure 2 présente les résultats de chaque analyseur automatique de PM en fonction de la méthode de référence, pour les fractions PM_{10} et $PM_{2.5}$, respectivement colorées en rouge et en bleu. La ligne pointillée représente la droite $y=x$.

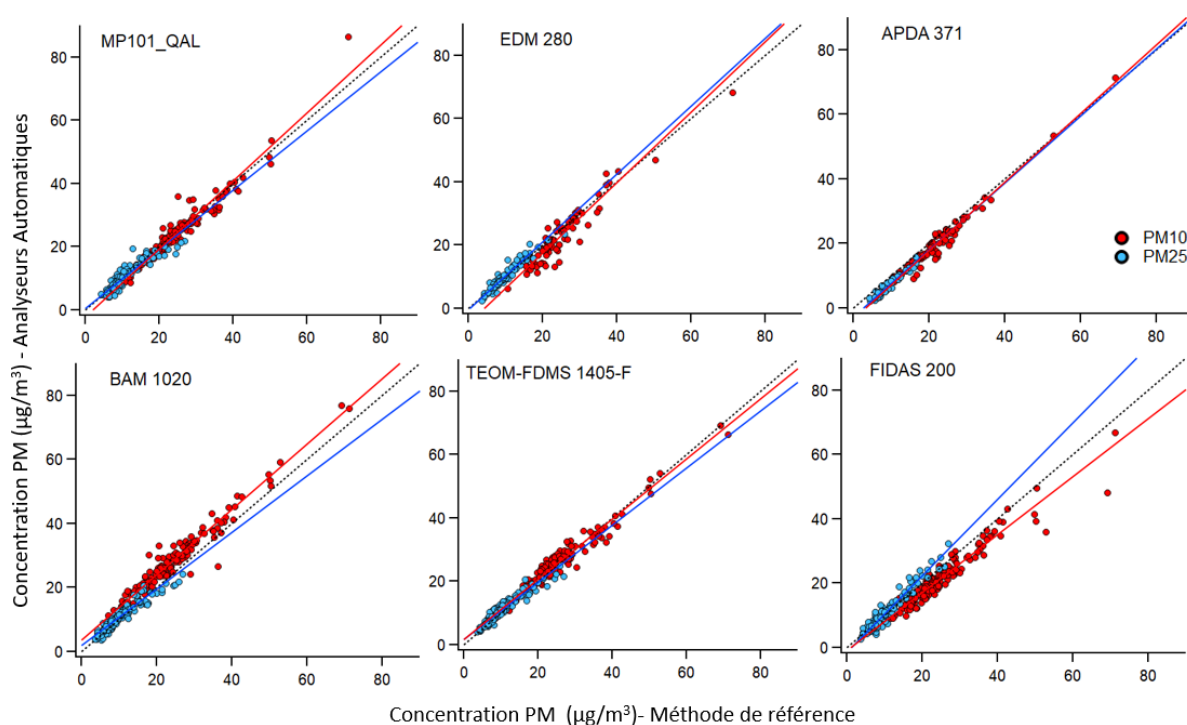


Figure 2 : Mesures journalières PM_{10} (rouge) et $PM_{2.5}$ (bleu) obtenues avec les différents AMS en fonction de la méthode de référence (RM) sur le site de Nice-Promenade des Anglais. La ligne pointillée représente la droite $y=x$

Les Tableau 5 et Tableau 6 reportent les résultats des régressions linéaires orthogonales des données présentées sur la Figure 2, ainsi que les valeurs d'incertitudes calculées selon la norme NF EN 16450.

Tableau 5 : Site de « Nice-Promenade des Anglais », fraction PM_{10} : comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	BAM 1020	MP101- QAL1	TEOM 1405-f	FIDAS 200	EDM 280*	APDA 371*
Paires de données	145	139	140	144	82	78
% Données > 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	29	26	29	27	24	11.5
Pente b	1.02	1.08	0.95	0.90	1.12	1.06
Incertitude de b : u_b	0.02	0.02	0.02	0.02	0.04	0.02
Ordonnée à l'origine a	3.51	-2.21	1.77	-0.98	-4.88	-3.48
Incertitude de a : u_a	0.54	0.57	0.43	0.55	1.00	0.52
Corrélation R^2	0.95	0.94	0.96	0.93	0.90	0.97
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1.14	1.00	1.01	0.87	0.94	0.92
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4.53	1.62	-0.80	-5.93	0.92	-0.37
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.32	2.30	1.81	2.39	2.94	1.63
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5.08	2.81	1.98	6.39	3.08	1.68
Incertitude élargie à VL (k=2) %	20.34	11.24	7.92	25.57	12.34	6.70

* Instrument en tests, non participants à l'action réglementaire

Tableau 6 : Site de « Nice-Promenade des Anglais », fraction $PM_{2.5}$: comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	BAM 1020	MP101- QAL1	TEOM 1405-f	FIDA S 200	EDM 280*	APDA 371*
Paires de données	159	140	144	159	94	50
% Données > 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	8.8	9,3	9	8.8	4.3	0
Pente b	0.88	0.94	0.90	1.19	1.07	1.04
Incertitude de b : u_b	0.02	0.03	0.02	0.02	0.03	0.04
Ordonnée à l'origine a	1.81	0.49	1.68	-1.53	-0.43	-2.64
Incertitude de a : u_a	0.25	0.34	0.25	0.26	0.32	0.37
Corrélation R^2	0.90	0.85	0.91	0.94	0.93	0.93
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1.04	0.97	1.04	1.06	1.04	0.77
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-1.65	-1.43	-1.24	4.14	1.77	-1.57
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.14	1.54	1.09	1.18	0.95	0.54
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.01	2.10	1.65	4.31	2.01	1.66
Incertitude élargie à VL (k=2) %	13.39	14.00	11.04	28.7 1	13.41	11.08

* Instrument en tests, non participants à l'action réglementaire

Concernant les instruments conformes pour la surveillance de la qualité de l'air, cette campagne de mesure a permis de produire, pour chaque fraction de taille, entre 139 et 159 jours de mesures (selon les types d'instruments) répartis sur une année entière. Les critères de la norme NF EN 16450 sont largement respectés en termes de nombre de donnée sur un an ainsi que de couverture temporelle (i.e. 80 paires de données par fraction de taille répartie sur les quatre saisons). Cette campagne de mesure n'a pas présenté de problème technique particulier. Tous les instruments possèdent des taux de recouvrement avec la méthode de référence supérieurs à 90 %.

Cette campagne de mesure présente également en PM_{10} un peu plus de 25 % des concentration supérieures à $28\mu g/m^3$ et 5 jours de concentration supérieurs à $50\mu g/m^3$ (selon la méthode de référence). Ceci est conforme aux préconisations de la norme NF EN 16450 et permet une bonne évaluation des résultats à la VL. En $PM_{2,5}$, le nombre de valeurs supérieures à $17\mu g/m^3$ est d'environ 9 % ce qui est inférieur aux 20 % préconisés par la norme.

Les deux instruments en tests (EDM 280 et APDA 371) ont été installés sur une plage de temps plus réduite, ce qui explique le nombre de données plus faible.

Sur cette campagne, le TEOM et le MP101-QAL ont montré des résultats assez proches de ceux de la méthode de référence pour les deux fractions de taille. Les incertitudes calculées à la valeur limite sont égales à 7,9 et 11 % pour le TEOM en PM_{10} et $PM_{2,5}$ et de 11,2 et 14 % pour le MP101-QAL. Les droites de régression forcées à l'origine sont respectivement de 1,01 et 1,04 pour le TEOM 1405-f et 1,00 et 0,97 pour le MP101-QAL.

Les résultats du BAM 1020 montrent des tendances différentes pour les deux fractions de taille. Ceci s'explique par le fait que les instruments sont distincts pour les deux fractions. Il existe une surestimation systématique sur l'ensemble de la période pour les PM_{10} avec une pente de $y = 1,02x + 3,51$ et une pente forcée à l'origine de 1,14. L'incertitude reste néanmoins inférieure à 25 %. Les résultats pour la fraction $PM_{2,5}$ sont bien meilleurs avec une incertitude calculée à 13,4 % et une pente forcée à l'origine de 1,04. Des surestimations de ce type ont déjà été rencontrées par le passé sur ce site en particulier. Aucune explication technique n'a été trouvée malgré des échanges avec l'AASQA concernée. Ce comportement reste cependant inhabituel si on considère l'ensemble des études de ce type menées depuis 2013 à l'échelle nationale.

Le FIDAS montre également des résultats différents pour les deux fractions. Dans les deux cas, les incertitudes sont supérieures à 25 %. Les pentes forcées à l'origine sont de 0,87 et 1,06 respectivement en PM_{10} et $PM_{2,5}$. Cela confirme les résultats pour la fraction PM_{10} mais nuance ceux pour la fraction $PM_{2,5}$. Sur cette fraction, les niveaux de concentrations sont plus faibles, et les concentrations mesurées restent toutefois assez proches de celles de la méthode de référence.

Les résultats de l'EDM280 sont plutôt satisfaisants en termes d'incertitude calculé à la valeur limite avec des valeurs calculées à 12,3 et 13,4 % respectivement en PM_{10} et $PM_{2,5}$. Cependant, une dispersion des mesures importante en PM_{10} pour les basses concentrations est à noter expliquant l'ordonnée à l'origine de la régression évaluée à -4,8. L'APDA possède de bons résultats avec des incertitudes à la valeur limite calculées à 6,7 et 11,1 %, en PM_{10} et $PM_{2,5}$ respectivement. Les valeurs d'offset négatives traduisent une tendance à sous-estimer les faibles niveaux de concentration. Il peut s'agir d'un problème de sensibilité aux basses concentrations.

3.2 RÉSULTATS DU SITE « VENACO » : TYPOLOGIE RURAL NATIONAL SOUS INFLUENCE DE FOND

Une campagne de mesure a eu lieu du 22 juin 2022 au 30 mai 2023 sur la station de mesure de Venaco, qui est un site de typologie rural national sous influence de fond de Qualitair Corse.

La station était équipée des deux BAM 1020 servant aux mesures réglementaires PM_{10} et $PM_{2.5}$. Un MP101-QAL1, un TEOM 1405-F, un TEOM-FDMS 8500 ont été installés dans la station. Un FIDAS 200 a été disposé sur le toit de la station dans un caisson et le préleveur Leckel a été installé au sol à l'extérieur avec une extension de ligne de 3m.

La Figure 3 présente les résultats de chaque analyseur automatique de PM en fonction de la méthode de référence, pour les fractions PM_{10} et $PM_{2.5}$, respectivement colorées en rouge et en bleu. La ligne pointillée représente la droite $y=x$.

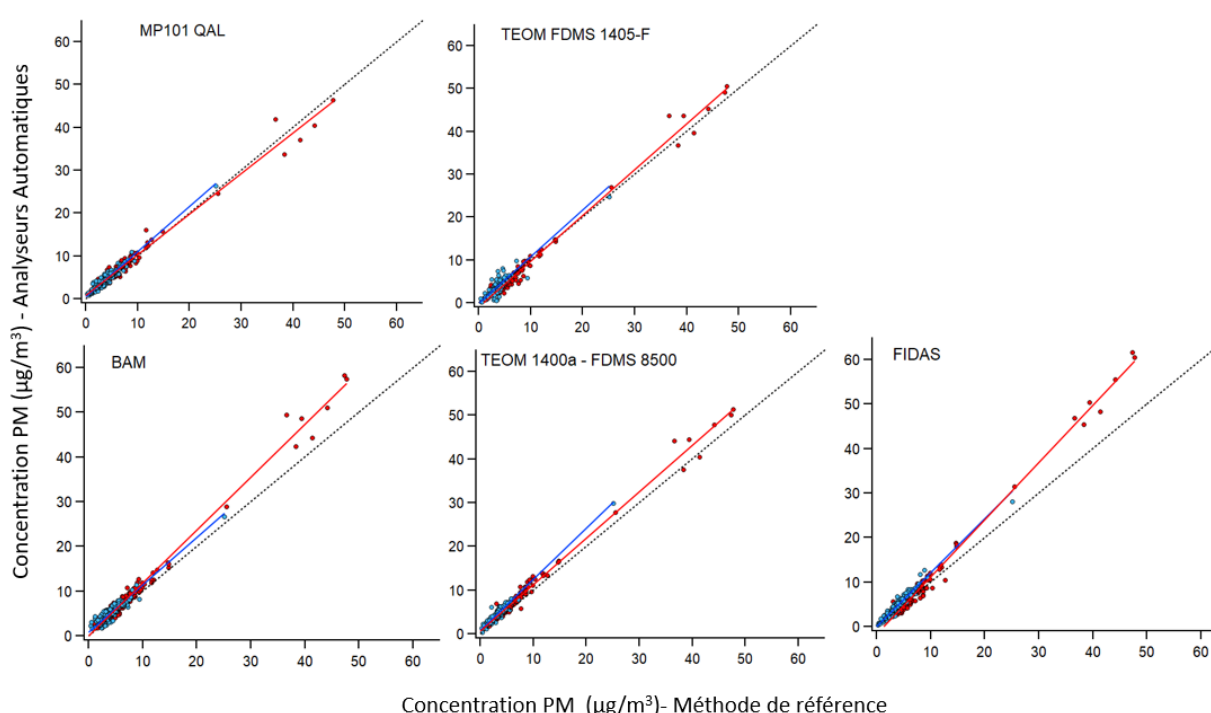


Figure 3 : Mesures journalières PM_{10} (rouge) et $PM_{2.5}$ (bleu) obtenues avec les différents AMS en fonction de la méthode de référence (RM) sur le site de Venaco. La ligne pointillée représente la droite $y=x$.

Les tableaux Tableau 7 et Tableau 8 reportent les résultats des régressions linéaires orthogonales des données présentées sur la Figure 3, ainsi que les valeurs d'incertitudes calculées selon la norme NF EN 16450.

Tableau 7 : Site de « Venaco », fraction PM_{10} : comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	BAM 1020	MP101 QAL	TEOM 1405F	TEOM 8500	FIDAS 200
Paires de données	121	117	85	118	120
% Données > 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5.8 %	4.3 %	8.2 %	5.9 %	5.8 %
Pente b	1.19	0.95	1.07	1.06	1.29
Incertitude de b : u_b	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Ordonnée à l'origine a	-0.01	0.87	-0.94	0.72	-1.62
Incertitude de a : u_a	0.16	0.15	0.18	0.13	0.15
Corrélation R^2	0.99	0.97	0.99	0.99	0.99
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1.18	1.00	1.03	1.10	1.20
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9.26	-1.80	2.54	3.83	12.68
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.11	1.01	1.08	0.80	0.98
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9.33	2.06	2.76	3.91	12.72
Incertitude élargie (k=2) %	37.31	8.23	11.04	15.66	50.87

Tableau 8 : Site de « Venaco », fraction $PM_{2.5}$: comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	BAM 1020	MP101 QAL	TEOM 1405F	TEOM 8500	FIDAS 200
Paires de données	126	127	86	82	131
% Données > 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.8 %	0.8 %	1.2 %	1.2 %	0.8 %
Pente b	1.06	1.06	1.09	1.17	1.22
Incertitude de b : u_b	0.03	0.03	0.05	0.03	0.02
Ordonnée à l'origine a	0.79	0.46	-0.19	0.86	0.01
Incertitude de a : u_a	0.16	0.12	0.23	0.13	0.11
Corrélation R^2	0.87	0.93	0.82	0.95	0.95
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1.21	1.14	1.06	1.33	1.22
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.64	2.16	2.59	5.93	6.54
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.74	0.35	1.13	0.29	0.30
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.74	2.19	2.83	5.93	6.54
Incertitude élargie à VL (k=2) %	18.29	14.60	18.84	39.55	43.63

Cette campagne de mesure a permis de produire, pour chaque fraction de taille, entre 117 et 131 jours de mesure pour le BAM, le MP101-QAL, le FIDAS et le TEOM-FDMS 8500 pour la fraction PM_{10} . Le nombre de données obtenus avec le TEOM 1405-f et le TEOM-FDMS 8500 pour la fraction $PM_{2.5}$ est plus faible, autour de 80, en raison d'une forte invalidation de données.

En effet, une série de données du TEOM-FDMS 8500 été invalidée en début de campagne à cause d'un manque d'efficacité du sécheur (température du point de rosée trop forte). Les données de fin de campagne ont également été invalidées après l'observation d'un comportement erratique de la fraction volatile corrélé à une augmentation de la température de rosée, lorsque l'instrument mesurait la fraction $PM_{2.5}$. Sur le TEOM 1405-f, les trois derniers mois de mesure ont été invalidés après avoir détecté un défaut de la pompe lors du dernier contrôle trimestriel qui a provoqué un décrochage du TEOM par rapport aux autres instruments.

Il faut noter également que les deux premiers mois de mesure de la méthode de référence ont été invalidés à cause du bouchage des inserts du préleveur par des herbes séchées. Les données de la méthode de référence sont donc manquantes pour la période estivale jusqu'au 25 Août 2022.

Les taux de recouvrement avec la méthode de référence sont supérieurs à 90 % pour les BAM, MP101-QAL et FIDAS tandis qu'ils sont de 69 % pour le TEOM 1405-f et 74 % pour le TEOM-FDMS 8500. Les critères de la norme NF EN 16450 pour l'évaluation de l'équivalence entre les méthodes sont respectés en termes de nombre de donnée sur un an (i.e. 80 paires de données par fraction de taille) mais pas en termes de saisonnalités à cause des différentes séries de données invalidées.

S'agissant d'un site rural de fond, cette campagne de mesure présente des niveaux de concentration bas avec moins de 1 % des données au-dessus de 17 et 28 $\mu g/m^3$, pour les fractions $PM_{2.5}$ et PM_{10} respectivement, et des valeurs de concentrations moyennes à 4 et 8 $\mu g/m^3$ (évaluées à partir de la méthode de référence pour les jours de mesures présents dans la base de données). Il faut noter, cependant, la présence de plusieurs épisodes de poussières sahariennes survenus entre août et novembre 2022 qui ont donné lieu à des niveaux de concentration journalière PM_{10} autour de 50 $\mu g/m^3$. Ils sont représentés sur la Figure 4.

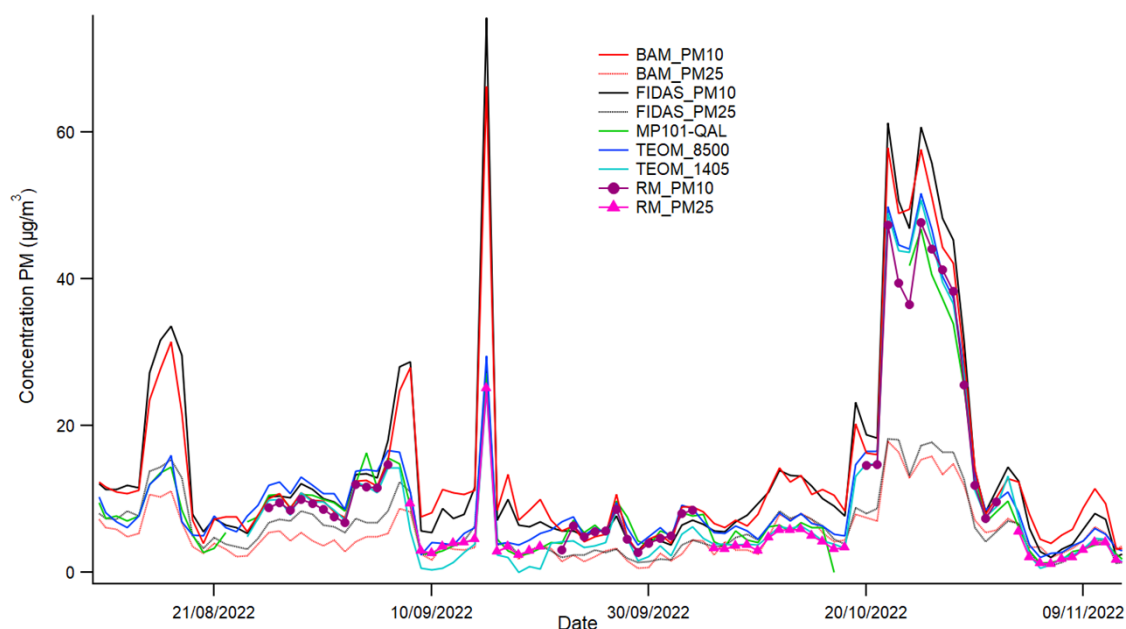


Figure 4 : Moyenne journalière des concentrations PM_{10} et $PM_{2.5}$ du 15/08/2022 au 12/11/2022 sur le site de Venaco. Episodes de « Poussières Saharienne » visibles les 15 et 16/08, le 08/09, le 15/09 et du 20 au 29/10

Les résultats reportés dans les tableaux Tableau 7 et Tableau 8 montrent qu'en PM_{10} , les écarts obtenus pour le BAM et le FIDAS sont importants avec des pentes $y=1,19x+0,01$ et $y=1,29x-1,62$ amenant à des incertitudes supérieures à 25 % à la VL. En $PM_{2,5}$, ce sont le TEOM-FDMS 8500 et le FIDAS qui s'écartent sensiblement de la méthode de référence avec des pentes de $y=1,17x+0,86$ et $y=1,22x+0,01$.

Ces résultats doivent être interprétés en considérant que la présence des concentrations hautes liées à l'épisode de poussières sahariennes influence très fortement les résultats de la régression. Il est légitime de s'interroger sur la cohérence des résultats sur toute la gamme de concentration.

La Figure 5 présente donc les résultats de chaque analyseur automatique en fonction de la méthode de référence pour la fraction PM_{10} après avoir supprimé les six points de mesure provenant des épisodes de poussière saharienne. Les résultats des régressions correspondantes sont reportés dans le Tableau 9.

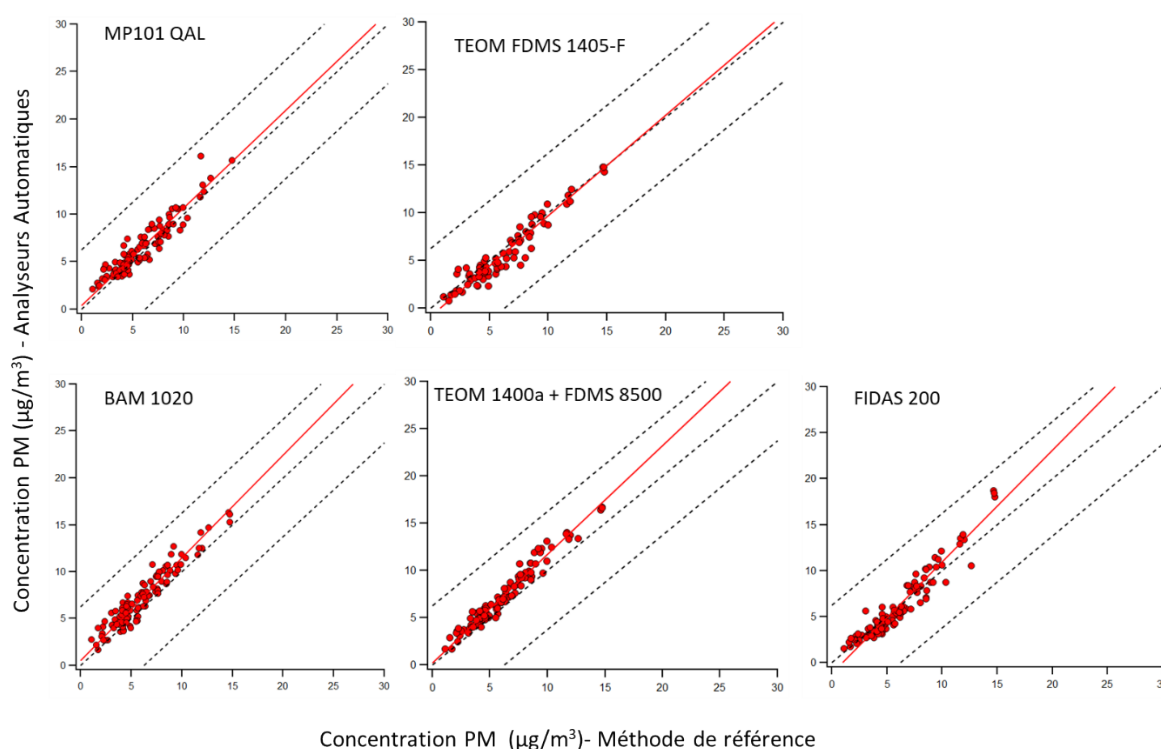


Figure 5 : Mesures journalières PM_{10} (rouge) obtenues avec les différents AMS en fonction de la méthode de référence (RM) sur le site de Venaco après exclusion des fortes concentrations liés aux épisodes de poussière saharienne. La ligne pointillée représente la droite $y=x$

Tableau 9 : Site de « Venaco », fraction PM_{10} : comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450 après suppression des épisodes de poussières saharienne

Sites ou périodes	BAM 1020	MP101 QAL	TEOM 1405F	TEOM 8500	FIDAS 200
Paires de données	113	111	75	105	109
% Données > 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pente b	1.10	1.03	1.05	1.17	1.14
Incertitude de b : u_b	0.03	0.03	0.04	0.03	0.04
Ordonnée à l'origine a	0.52	0.42	-0.82	0.09	-0.81
Incertitude de a : u_a	0.20	0.22	0.26	0.17	0.23
Corrélation R^2	0.91	0.88	0.90	0.95	0.89
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1.17	1.09	0.94	1.19	1.02
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5.35	1.81	1.64	8.70	6.11
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.68	0.71	0.70	0.14	0.73
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5.40	1.94	1.79	8.70	6.15
Incertitude élargie à VL (k=2) %	21.59	7.77	7.15	34.79	24.62

L'analyse des résultats après la suppression des épisodes de poussière tend toujours à montrer une légère tendance à la surestimation pour le BAM malgré une amélioration notable des niveaux d'incertitude. La pente du FIDAS, égale à 1,14, s'explique par la distribution des points, la pente forcée à l'origine est beaucoup plus faible (égale à 1,02). De plus, la Figure 5 montre que pour ces deux analyseurs, les écarts entre les méthodes en valeur absolue restent malgré tout très inférieurs à $\pm 6.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le TEOM 1405-F et le MP101-QAL conservent un comportement satisfaisant avec des écarts à la valeur limite inférieurs à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le TEOM-FDMS 8500, quant à lui, montre une tendance moins bonne que précédemment avec une augmentation importante du biais à la valeur limite provoquant un calcul d'incertitude supérieur à 30 %. Ceci met en évidence la tendance de cet instrument à surestimer les basses concentrations malgré une bonne évaluation des concentrations plus proches de la VL.⁶

La Figure 6 présente une comparaison des mesures des deux TEOM engagés sur cette campagne. Elle présente les concentration PM_{10} mesurées (graphe de gauche) ainsi que les concentrations de la fraction non-volatile (graphe de droite) en fonction de la méthode de référence. L'analyse des résultats montre un comportement similaire des deux TEOMS pour l'évaluation de la fraction non-volatile mais différent s'agissant de la mesure PM_{10} . Cet écart met en lumière une évaluation des fractions volatiles différente.

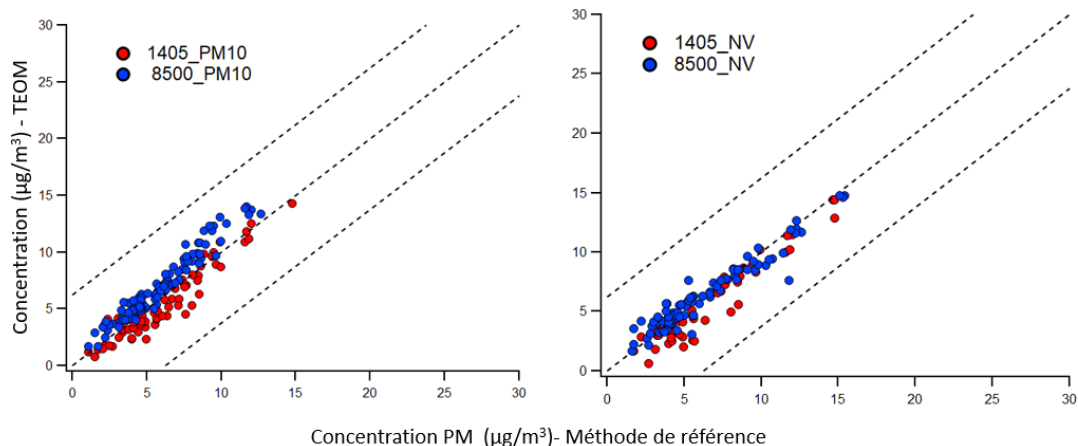


Figure 6 : Mesure journalière PM_{10} obtenues par TEOM-1405-F et TEOM-8500 en fonction de la méthode de référence (RM) sur le site de Venaco. Présentation des concentration PM_{10} à gauche et des fractions non-volatiles à droite. Les lignes pointillées représentent les droites $y=x$, $y=x+6,25$ et $y=x-6,25$

Le retour d'expérience sur cette campagne montre que les mesures de la fraction volatile sont rarement égales à zéro, même quand les températures interdisent l'existence d'une telle fraction, créant ainsi un biais pour les basses concentrations. Cependant, les évaluations deviennent plus fiables dès que les niveaux de volatils sont plus élevés. Ce processus peut être expliqué par la présence d'humidité dans le filtre de collection ou dans le filtre de purge refroidi par effet Peltier. La présence de condensation dans ce dernier peut être amplifiée quand les températures extérieures augmentent.

3.3 RÉSULTATS DU SITE « LA COULONCHE » : TYPOLOGIE RURAL NATIONAL SOUS INFLUENCE DE FOND

Une campagne de mesure a eu lieu du 19 Avril 2022 au 18 mars 2023 sur le site de La Coulonche, qui est un site de typologie rural national sous influence de fond de Atmo Normandie, faisant partie du réseau MERA.¹³

La station était équipée d'un FIDAS 200 servant aux mesures réglementaires PM₁₀ et PM_{2,5}. Un MP101-QAL1, un BAM 1020, un TEOM 1405-F, un TEOM-FDMS 8500 ont été installés dans la station. Le préleveur Leckel a été installé sur le toit de la station.

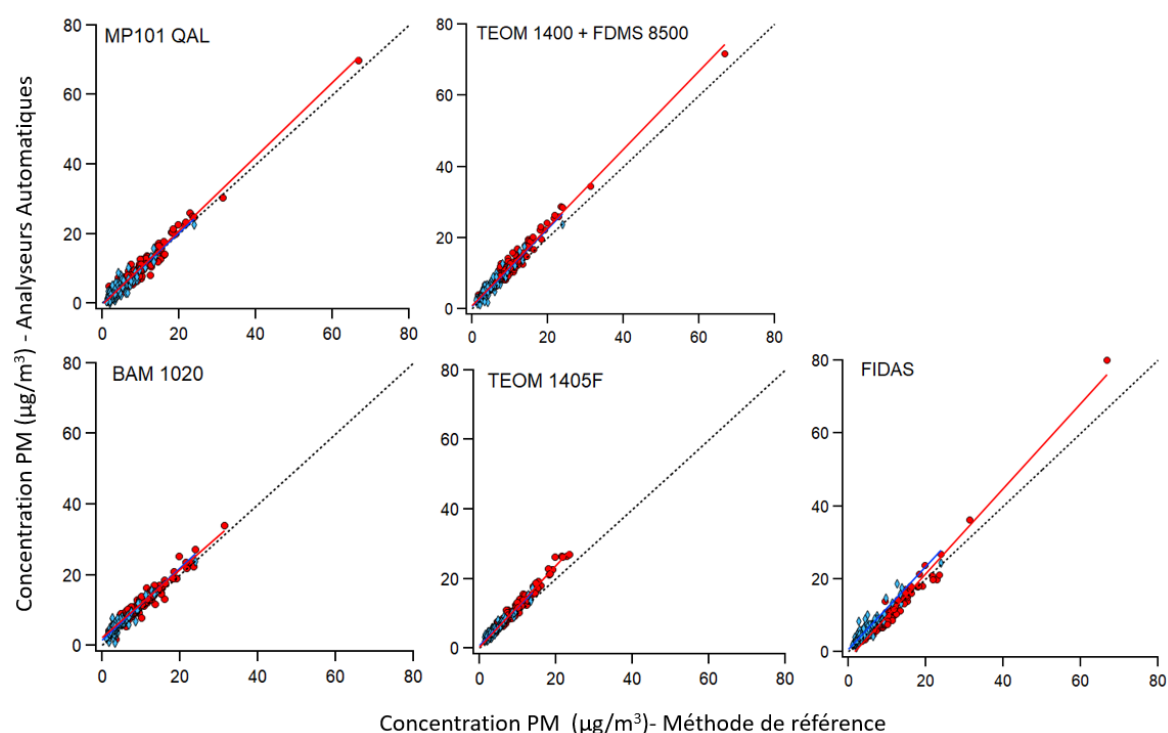


Figure 7 : Mesures journalières PM₁₀ (rouge) et PM_{2,5} (bleu) obtenues avec les différents AMS en fonction de la méthode de référence (RM) sur le site de La Coulonche. La ligne pointillée représente la droite y=x

La Figure 7 présente les résultats de chaque analyseur automatique de PM en fonction de la méthode de référence, pour les fractions PM₁₀ et PM_{2,5}, respectivement colorées en rouge et en bleu. La ligne pointillée représente la droite y=x.

Les tableaux Tableau 10 et Tableau 11 reportent les résultats des régressions linéaires orthogonales des données présentées sur la Figure 7, ainsi que les valeurs d'incertitudes calculées selon la norme NF EN 16450.

¹³ MERA : [observatoire national de Mesure et d'Evaluation en zone Rurale de la pollution Atmosphérique à longue distance](#)

Tableau 10 : Site de « La Coulonche », fraction PM_{10} : comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	MP101 QAL	BAM 1020	TEOM 1405F	TEOM 8500	FIDAS 200
Paires de données	125	104	93	139	148
% Données > 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1.6 %	1.0 %	0.0 %	1.4 %	1.4 %
Pente b	1.07	0.97	1.17	1.10	1.17
Incertitude de b : u_b	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02
Ordonnée à l'origine a	-0.56	2.11	0.33	0.93	-2.03
Incertitude de a : u_a	0.25	0.30	0.25	0.20	0.21
Corrélation R^2	0.96	0.93	0.97	0.97	0.97
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1.03	1.13	1.20	1.16	1.03
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.73	0.49	8.87	5.80	6.40
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.48	1.28	0.76	1.16	1.26
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.11	1.37	8.90	5.91	6.53
Incertitude élargie à VL (k=2) %	12.43	5.47	35.60	23.64	26.10

Tableau 11 : Site de « La Coulonche », fraction $PM_{2.5}$: comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	MP101 QAL	BAM 1020	TEOM 1405F	TEOM 8500	FIDAS 200
Paires de données	123	95	85	101	125
% Données > 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.8 %	1.1 %	0.0 %	1.0 %	0.8 %
Pente b	1.02	1.02	1.10	1.09	1.13
Incertitude de b : u_b	0.04	0.04	0.03	0.04	0.03
Ordonnée à l'origine a	-0.21	1.51	0.79	0.64	0.61
Incertitude de a : u_a	0.20	0.21	0.15	0.19	0.18
Corrélation R^2	0.82	0.88	0.93	0.89	0.88
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	0.99	1.24	1.25	1.19	1.23
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.42	2.03	3.83	3.29	4.48
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.21	1.05	0.30	0.97	1.04
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.28	2.28	3.84	3.44	4.60
Incertitude élargie à VL (k=2) %	8.54	15.21	25.58	22.90	30.67

Cette campagne de mesure a permis de produire, pour chaque fraction de taille, entre 85 et 148 mesures journalières (selon les types d'instruments) répartis sur une année entière. Les critères de la norme NF EN 16450 sont respectés en termes de nombre de donnée sur un an ainsi que de couverture temporelle (i.e. 80 paires de données par fraction de taille répartie sur les quatre saisons).

Le FIDAS, le MP101-QAL et le TEOM-FDMS 8500 (pour la fraction PM_{10}) présentent des taux de recouvrement avec la méthode de référence de plus de 90 % tandis qu'un certain nombre de données provenant du BAM et des TEOM ont dû être invalidés. Ainsi, les taux de recouvrements sont inférieurs à 80 % pour le BAM et le TEOM-FDMS 8500 (pour la fraction $PM_{2,5}$) et inférieurs à 70 % pour le TEOM 1405-f.

S'agissant d'un site rural de fond, cette campagne de mesure présente des niveaux de concentration bas avec moins de 1 % et 2 % des données au-dessus de 17 et 28 $\mu g/m^3$, pour les fractions $PM_{2,5}$ et PM_{10} respectivement, et des valeurs de concentrations moyennes à 4 et 10 $\mu g/m^3$ (évaluées à partir de la méthode de référence pour les jours de mesures présents dans la base de données). Il faut noter la présence d'un épisode de poussières sahariennes le 06/09/2023 produisant des concentrations au-dessus de 60 $\mu g/m^3$, mais mesurées uniquement par trois des cinq analyseurs puisque le BAM et de TEOM 1405-F étaient en maintenance ce jour-là.

Les résultats détaillés dans les tableaux Tableau 10 et Tableau 11 sont satisfaisants pour les deux modèles de jauge Beta, avec des incertitudes à la valeur limite évaluées pour les PM_{10} et $PM_{2,5}$ respectivement, à 12,4 % et 8,5 % pour le MP101 et 5,5 % et 15,2 % pour le BAM.

Les résultats des deux modèles de TEOM mettent en évidence une surestimation des concentrations par rapport à la méthode de référence avec des incertitudes calculées à la VL entre 20 et 25 % et atteignant 35 % pour le TEOM 1405-f pour la fraction PM_{10} . Les comportements des deux TEOM sont en réalité similaires et la différence entre les deux modèles s'explique par la présence des deux points de mesures de concentration haute dans le cas du TEOM-FMDS 8500.

Les incertitudes calculées à la VL pour le FIDAS sont de 26,1 et 30,7 % pour les fractions PM_{10} et $PM_{2,5}$ respectivement. En PM_{10} , la régression est dominée par le point de concentration à 60 $\mu g/m^3$. En le supprimant, l'incertitude à la VL tombe à 13,9 % et l'équation de la pente à $y=1,09x -1,30$.

De manière générale, les résultats mettent en avant que la méthode de calcul de l'incertitude à la VL n'est pas adaptée à cette campagne de mesure car les niveaux de concentration sont trop bas. De plus, la présence de quelques points de concentration haute peut influencer fortement le résultat de la régression linéaire. La Figure 8 présente les résultats de la campagne de mesure avec un focus sur les concentrations inférieures à 30 $\mu g/m^3$. Les lignes pointillées représentent un intervalle de $\pm 6,25 \mu g/m^3$ correspondant à une incertitude élargie de 25 % de la VL en PM_{10} (50 $\mu g/m^3$). L'analyse graphique met en avant que les écarts entre les différents analyseurs et la méthode de référence sont tous inférieurs à la limite de 6,25 $\mu g/m^3$.

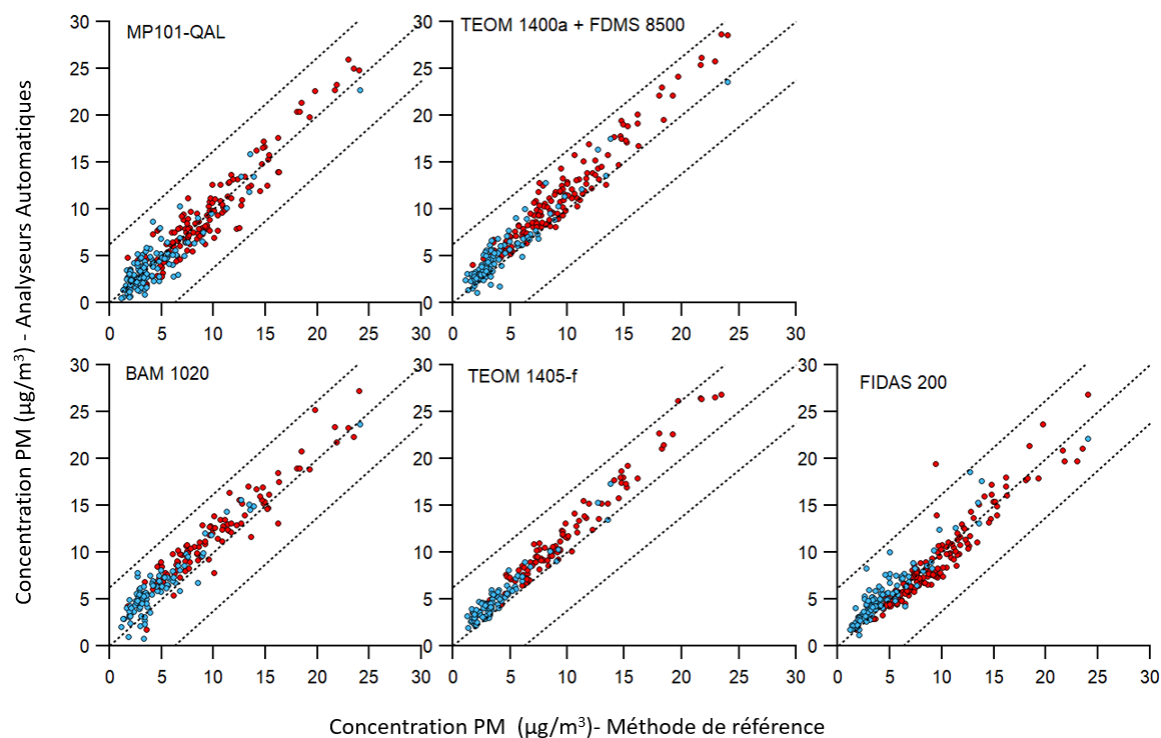


Figure 8 : Mesures journalières PM_{10} (rouge) et $PM_{2,5}$ (bleu) obtenues avec les différents AMS en fonction de la méthode de référence (RM) sur le site de La Coulonche. Les lignes pointillées représentent les droites $y=x$, $y=x+6,25$ et $y=x-6,25$

3.4 RÉSULTATS DU SITE « METZ » : TYPOLOGIE URBAINE SOUS INFLUENCE FOND

Une campagne de mesure a eu lieu du 17 novembre 2022 au 20 février 2024 sur le site de Metz-Borny, qui est un site de typologie urbaine sous influence de fond de Atmo Grand-Est.

La station était équipée d'un BAM 1020 servant aux mesures réglementaires PM_{10} . Un second BAM 1020, un TEOM 1405-F, un TEOM-FDMS 8500 et un FIDAS 200 ont été installés dans la station. Le préleveur Leckel a été installé sur le toit de la station.

La Figure 9 présente les résultats de chaque analyseur automatique de PM en fonction de la méthode de référence, pour les fractions PM_{10} et $PM_{2.5}$, respectivement colorées en rouge et en bleu. La ligne pointillée représente la droite $y=x$.

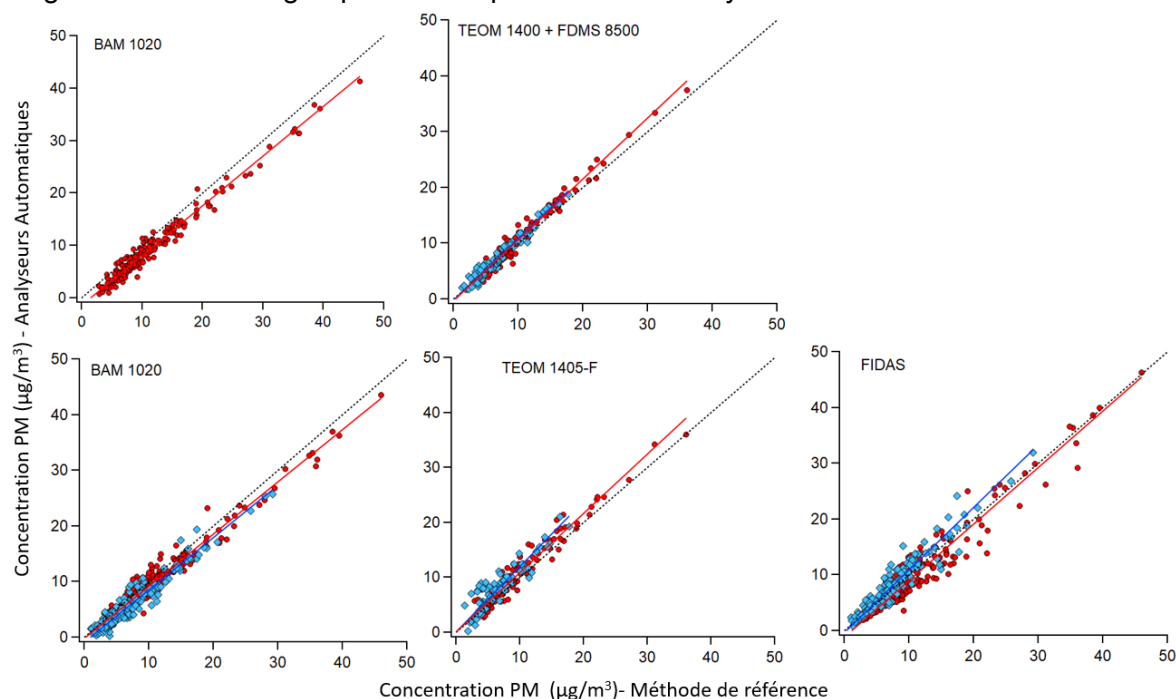


Figure 9 : Mesures journalières PM_{10} (rouge) et $PM_{2.5}$ (bleu) obtenues avec les différents AMS en fonction de la méthode de référence (RM) sur le site de Metz-Borny. Les lignes pointillées représentent la droite $y=x$

Cette campagne de mesure a permis de produire, pour chaque fraction de taille, entre 85 et 148 mesures journalières (selon les types d'instruments) réparties sur une année entière. Les critères de la norme NF EN 16450 sont respectés en termes de nombre de donnée sur un an ainsi que de couverture temporelle pour les BAM et le FIDAS (i.e. 80 paires de données par fraction de taille répartie sur les quatre saisons). En effet, ceux-ci montrent des taux de recouvrement avec la méthode de référence satisfaisants, supérieurs à 90 %. Concernant les TEOMs, un nombre important de données a été invalidé et environ 50 % des données ont été conservés. En effet, après avoir observé des surestimations sur les TEOMs, notamment visibles pour les basses concentrations, une série de maintenances (purge et nettoyage) a été réalisée sur les sècheurs des deux TEOMs à la mi-campagne. Un changement de sècheur a été effectué sur le FDMS 8500 car le point de rosée de l'air échantillonné était toujours trop élevé.

La Figure 10 présente les mesures PM avant et après la réalisation des maintenances. Le choix a été fait de ne pas conserver l'ensemble des données de la première partie de campagne afin de ne pas injecter des données douteuses dans la base de données globale.

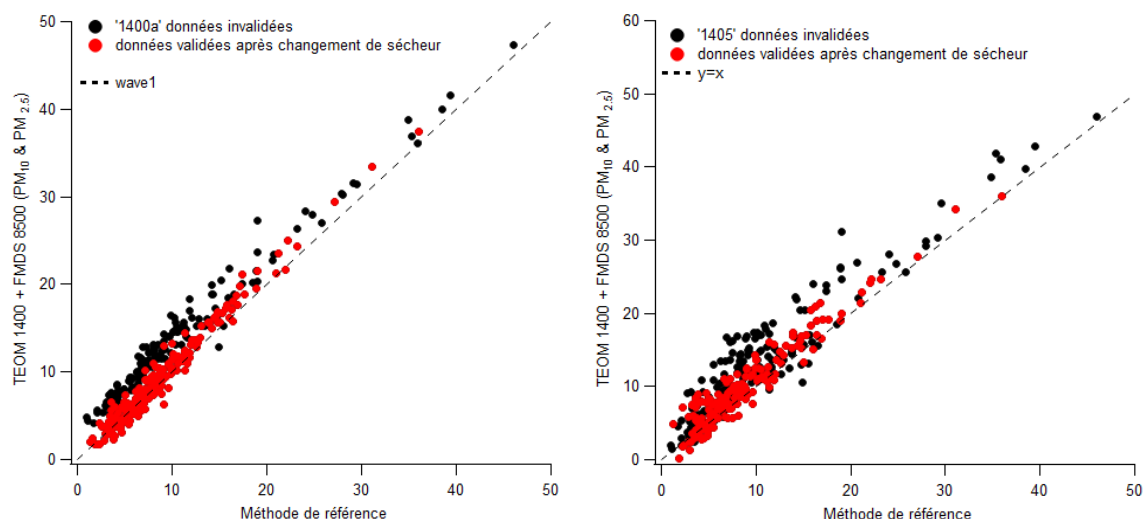


Figure 10 : Présentation de l'ensemble des données TEOM-FDMS obtenues pendant la campagne de mesure. TEOM 1405-F à gauche et TEOM1400+FDMS 8500à droite. Comparaison entre les données validées (en rouge) et (invalidées en noir)

Les résultats de la comparaison des analyseurs automatiques avec la méthode de référence sont reportés dans les tableaux Tableau 12 et Tableau 13.

Tableau 12 : Site de « Metz-Borny », fraction PM_{10} : comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	BAM 1020*	BAM 1020	TEOM 1405F	TEOM 8500	FIDAS 200
Paires de données	185	187	99	101	191
% Données > 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	4.9 %	4.8 %	2.0 %	2.0 %	4.7 %
Pente b	0.95	0.94	1.08	1.10	1.01
Incertitude de b : u_b	0.01	0.01	0.03	0.02	0.02
Ordonnée à l'origine a	-1.36	-0.17	0.15	-0.38	-1.10
Incertitude de a : u_a	0.15	0.19	0.33	0.22	0.27
Corrélation R^2	0.97	0.96	0.94	0.97	0.93
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	0.86	0.93	1.09	1.07	0.94
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-4.03	-3.39	4.08	4.48	-0.50
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.94	1.24	1.46	0.87	1.95
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4.13	3.61	4.33	4.56	2.02
Incertitude élargie à VL (k=2) %	16.53	14.42	17.33	18.24	8.07

* : BAM servant à la mesure réglementaire

Tableau 13 : Site de « Metz-Borny », fraction $PM_{2.5}$: comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	BAM 1020	TEOM 1405F	TEOM 8500	FIDAS 200
Paires de données	165	85	89	143
% Données > 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5.5 %	1.2 %	1.1 %	5.6 %
Pente b	0.94	1.19	1.10	1.12
Incertitude de b : u_b	0.02	0.05	0.02	0.03
Ordonnée à l'origine a	-0.82	0.12	-0.18	-0.33
Incertitude de a : u_a	0.18	0.38	0.18	0.24
Corrélation R^2	0.93	0.84	0.96	0.92
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	0.86	1.20	1.08	1.09
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-2.70	5.81	2.83	3.33
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.09	1.58	0.48	1.45
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.92	6.02	2.87	3.63
Incertitude élargie à VL (k=2) %	19.44	40.17	19.13	24.18

En PM_{10} , les deux BAM 1020 présentent exactement les mêmes tendances, c'est à dire un comportement linéaire et une légère sous-estimation par rapport à la méthode de référence amenant une incertitude calculée de 14,4 et 16,5 %. En $PM_{2.5}$, le comportement du BAM est similaire avec une pente identique celle de la fraction PM_{10} (i.e. 0,94). L'incertitude est alors calculée autour de 19 %.

Les deux TEOMs présentent également des comportements similaires entre eux avec une légère surestimation de la méthode de référence, notamment pour les niveaux de concentrations bas et des incertitudes calculées à la VL de 17 et 18 % en PM_{10} . En $PM_{2.5}$, l'incertitudes calculée à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le TEOM 1405-f (i.e. 40 %) est moins bonne que celle du TEOM-FDMS 8500 (19 %) à cause d'une surestimation de la fraction volatile plus importante. Cette surestimation semble avoir été corrigée sur le TEOM-FDMS 8500 par un changement de sécheur tandis que celui du 1405-F n'a pas été remplacé. En réalité, l'observation des figures Figure 9 et Figure 10 montre que le comportement du TEOM 1405-f est la même pour les deux fractions de taille (PM_{10} ou $PM_{2.5}$) mais évolue avec les niveaux de concentration. La surestimation de la fraction volatile est plus importante pour les niveaux de concentration basse.

Les résultats du FIDAS sont assez satisfaisants avec des incertitudes de 8 % et 24 % respectivement pour PM_{10} et $PM_{2.5}$. Contrairement aux autres instruments, les comportements ne sont pas identiques pour les deux fractions de tailles.

3.5 RÉSULTATS DU SITE « REIMS » : TYPOLOGIE URBAINE SOUS INFLUENCE FOND

Une campagne de mesure a eu lieu du 18 novembre 2021 au 05 octobre 2022 sur le site de Reims-Jean d'Aulan, qui est un site de typologie urbaine sous influence de fond de Atmo Grand-Est.

La station était équipée de deux TEOM-FDMS 8500 servant aux mesures réglementaires PM_{10} et $PM_{2,5}$. Un BAM 1020, un TEOM 1405-F, un MP101-RST et un FIDAS 200 étaient installés dans la station. Le préleveur Leckel a été installé en extérieur, au sol, avec une ligne d'extension de 3m.

La Figure 11 présente les résultats de chaque analyseur automatique de PM en fonction de la méthode de référence, pour les fractions PM_{10} et $PM_{2,5}$, respectivement colorées en rouge et en bleu. La ligne pointillée représente la droite $y=x$.

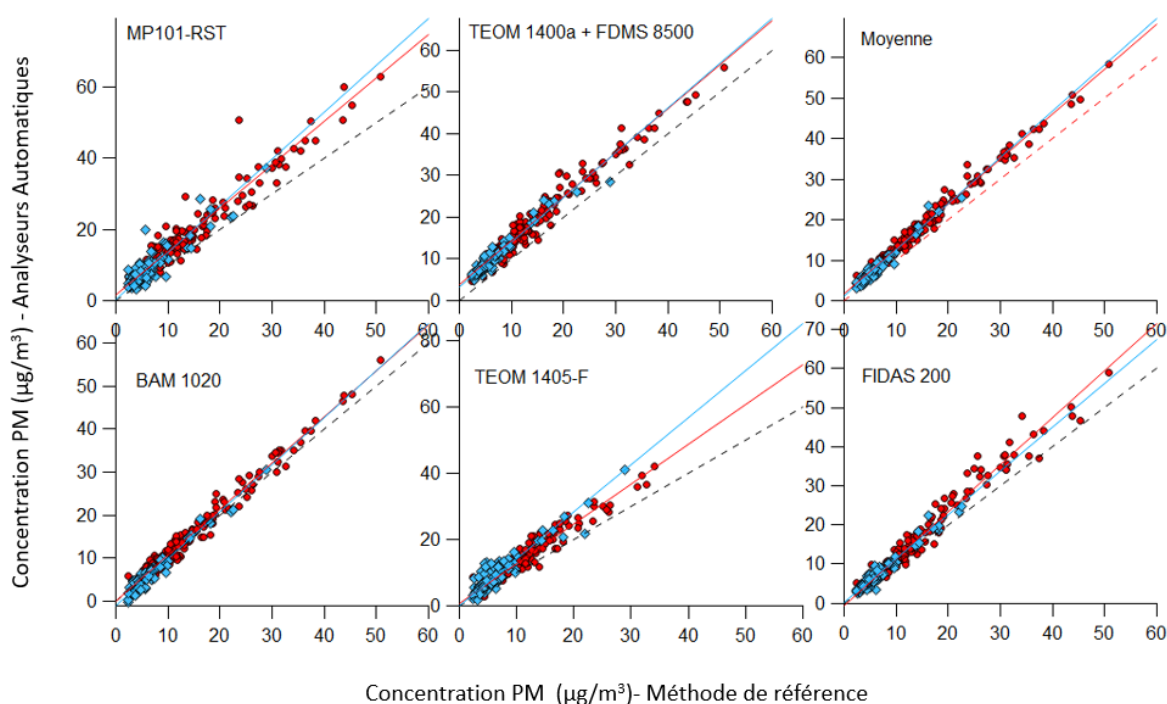


Figure 11 : Mesures journalières PM_{10} (rouge) et $PM_{2,5}$ (bleu) obtenues avec les différents AMS en fonction de la méthode de référence (RM) sur le site de Metz-Borny. Les lignes pointillées représentent la droite $y=x$

Cette campagne de mesure a permis de produire, pour chaque fraction de taille, entre 92 et 130 jours de mesures (selon les types d'instruments) répartis sur une année entière. Les critères de la norme NF EN 16450 sont largement respectés en termes de nombre de données sur un an ainsi que de couverture temporelle (i.e. 80 paires de données par fraction de taille répartie sur les quatre saisons) exceptées pour le TEOM 1405-F en PM_{10} . En effet, tous les instruments possèdent des taux de recouvrement supérieurs à 90 % avec la méthode de référence excepté pour le TEOM 1405-F en PM_{10} qui possède un taux de 74 %.

Les tableaux Tableau 14 et Tableau 15 présentent les résultats des régressions linéaires orthogonales des données présentées sur la Figure 11, ainsi que les valeurs d'incertitudes calculées selon la norme NF EN 16450.

Tableau 14 : Site de « Jean d'Aulan », fraction PM_{10} : comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	BAM 1020	MP101-RST	TEOM 1405-F	TEOM 8500	FIDAS 200	Moyenne
Paires de données	122	120	94	130	120	130
% Données > 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	13.9 %	13.3 %	4.3 %	13.1 %	14.2 %	13.1 %
Pente b	1.07	1.22	1.20	1.05	1.20	1.11
Incertitude de b : u_b	0.02	0.03	0.03	0.02	0.02	0.01
Ordonnée à l'origine a	0.04	1.64	0.78	3.77	-0.73	1.72
Incertitude de a : u_a	0.29	0.61	0.52	0.37	0.43	0.24
Corrélation R^2	0.98	0.92	0.92	0.96	0.96	0.98
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	1.07	1.29	1.25	1.23	1.17	1.19
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.49	12.58	10.74	6.41	9.49	7.22
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.80	13.04	10.96	6.73	9.78	7.32
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5.15	18.12	15.35	9.29	13.63	10.28
Incertitude élargie à VL (k=2) %	15.18	52.18	43.83	26.90	39.12	29.27

Tableau 15 : Site de « Jean d'Aulan », fraction $PM_{2.5}$: comparaison des AMS à la méthode de référence selon la NF EN 16450

Sites ou périodes	BAM 1020	MP101-RST	TEOM 1405-F	TEOM 8500	FIDAS 200	Moyenne
Paires de données	92	99	102	96	103	106
% Données > 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5.4 %	5.1 %	4.9 %	4.2 %	4.9 %	5.7 %
Pente b	1.09	1.31	1.42	1.07	1.12	1.14
Incertitude de b : u_b	0.03	0.06	0.05	0.03	0.03	0.02
Ordonnée à l'origine a	-1.13	0.36	0.15	3.34	0.06	1.02
Incertitude de a : u_a	0.23	0.45	0.44	0.23	0.19	0.19
Corrélation R^2	0.94	0.81	0.84	0.93	0.95	0.95
Pente b avec ordonnée à l'origine forcée par 0	0.98	1.35	1.43	1.47	1.13	1.25
Biais au niveau de la VL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.71	9.73	12.65	5.47	3.76	5.34
Incertitude aléatoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.01	10.05	12.88	5.57	3.84	5.42
Incertitude combinée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.64	13.99	18.05	7.81	5.37	7.61
Incertitude élargie à VL (k=2) %	13.41	67.02	85.86	37.14	25.61	36.10

Les résultats montrent que tous les analyseurs automatiques surestiment la méthode de référence en PM_{10} et $PM_{2,5}$. Il faut noter par ailleurs que le comportement de chaque instrument est très similaire pour chacune des deux fractions de tailles. A part pour le BAM, l'ensemble des incertitudes à la VL est supérieur à 25 %. La comparaison de la moyenne des analyseurs automatiques montre un écart important avec la méthode de référence avec des pentes $y=1,11x+1,19$ et $y=1,14x+1,25$ pour les fractions PM_{10} et $PM_{2,5}$ respectivement.

D'après le retour d'expérience accumulé de ces campagnes de mesure sur l'ensemble du territoire national, un tel comportement est très singulier. En effet, un tel écart systématique entre la méthode de référence et l'ensemble des autres analyseurs automatique n'est jamais observé. Ainsi, un fort doute subsiste quant à la qualité des résultats de la méthode de référence de cette campagne. En 2018, une campagne de mesure similaire avait été menée sur ce site et les résultats n'avaient pas montré un tel écart systématique entre les moyennes des analyseurs automatiques et la méthode de référence puisque les pentes étaient respectivement égales à $y=1,00x+0,45$ en PM_{10} et $y=0,99x+0,54$ en $PM_{2,5}$. La Figure 12 présente la comparaison entre les moyennes de analyseurs automatiques et la méthode de référence pour les campagnes de 2018 et 2021.

Cette campagne ne sera donc pas intégrée à la base de données nationale.

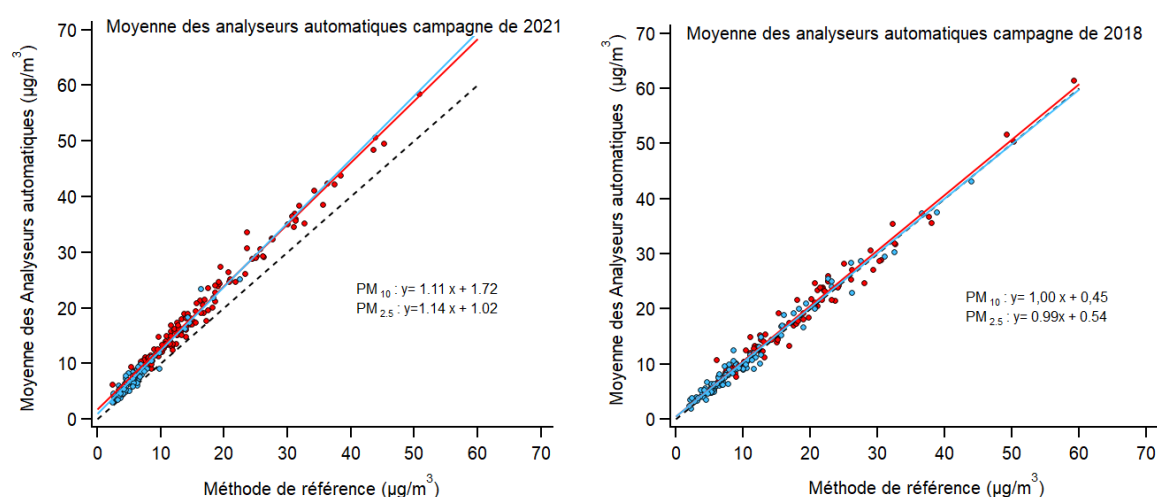


Figure 12 : Mesures journalières PM_{10} (rouge) et $PM_{2,5}$ (bleu) obtenues en moyenne les mesures des différents AMS présent dans la station en fonction de la méthode de référence (RM) sur le site de Reims-Jean d'Aulan. Comparaison entre les campagnes menées en 2018 et 2021. Les lignes pointillées représentent la droite $y=x$

4. Conclusion

Ce rapport présente les résultats de cinq campagnes de mesure réalisées entre fin 2021 et début 2024 dans le cadre du suivi de l'adéquation des analyseurs automatiques à la méthode de référence.

Sur ces cinq campagnes de mesures, quatre seront intégrées à la base de données nationale. Le choix a été fait d'invalider les résultats de la campagne de Reims après l'observation d'un biais systématique attribué à la méthode de référence.

Les jeux de données fournis par ces campagnes de mesures sont conformes avec les exigences de la norme NF EN 16450 en termes de nombre et de répartition des données puisque chaque site de mesure a produit 80 mesures de référence répartis sur une année. Les deux jauges Bêta et le FIDAS ont été capables de recouvrir la méthode de référence à hauteur de plus de 90 %, cependant il faut noter les difficultés rencontrées concernant la mise en œuvre des TEOM-FDMS. En effet, un nombre important de données ont été invalidées à l'issue des campagnes à cause de la propension du module FDMS à relarguer l'humidité présente dans le filtre de collection ou dans le filtre de purge refroidit par effet Peltier. Ceci explique, en plus des coûts de maintenance élevés, le fait que ces instruments sont de moins en moins utilisés par les AASQA. Selon Geod'air, la base de données nationale de la qualité de l'air, 133 TEOM étaient utilisés pour la mesure réglementaire PM₁₀ en 2020, on en compte seulement 33 en 2025.

Concernant l'analyse des performances le choix a été fait de présenter une analyse des données pour chaque site de mesure indépendamment les uns des autres. Les conclusions générales relatives à l'adéquation de tel ou tel type d'instrument devront être synthétisées à partir de l'analyse d'une base de données regroupant l'ensemble des sites de mesure. En effet, la méthode statistique de la norme NF EN 16450 et notamment l'application des critères d'évaluation sont adaptés pour l'analyse de jeux de données conséquent avec des niveaux de concentrations proches de la valeur limite. A noter que cette méthode va faire l'objet d'une mise à jour dans le guide de démonstration d'équivalence et dans la norme NF EN 16450. Un bilan sera rédigé en ce sens en 2026 et intégrera l'ensemble des données enregistrées depuis 2020.

5. Liste des annexes

Annexes	Titres
Annexe	Rappel des critères de validation de l'adéquation des analyseurs automatique à la méthode de référence selon la norme NF EN 16450



Annexe : Rappel des critères de validation de l'adéquation des analyseurs automatique à la méthode de référence selon la norme NF EN 16450

Selon la NF EN 16450, la base de données permettant la vérification de l'adéquation d'un analyseur automatique avec la méthode de référence doit être établie sur une période de trois ans devant satisfaire les critères suivants :

- Être réalisé sur un nombre de sites suffisant et représentatifs du domaine d'application de l'équivalence (i.e. le réseau national) ;
- 20 % ou 32 valeurs supérieures à $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les fractions PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$
- Chaque site doit présenter au moins 80 paires de données par fraction de taille et réparties uniformément sur les quatre saisons.

Les données obtenues sur une période de 3 ans et satisfaisants aux critères ci-dessus sont analysées à l'aide d'une régression orthogonale linéaire de type $y = ax + b$ où :

- y est la mesure journalière d'un AMS PM en $\mu\text{g}/\text{m}^3$,
- x est la mesure de la méthode de référence sur une période journalière en $\mu\text{g}/\text{m}^3$,
- a est l'ordonnée à l'origine et b la pente d'une régression orthogonale.

La relation entre les résultats des AMS et les résultats de la méthode de référence doit être établie pour chaque AMS et chaque fraction de taille :

- pour l'ensemble de tous les résultats d'une période de 3 ans ;
- pour deux ensembles de données obtenus en répartissant la totalité de l'ensemble des données d'après les concentrations de matière particulaire : concentrations supérieures ou égales à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction PM_{10} , concentrations supérieures ou égales à $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction $\text{PM}_{2,5}$, à condition que le sous-ensemble contienne 40 paires de données valides au minimum ;
- pour les ensembles de données de chacun des sites.

L'adéquation d'un AMS à la méthode de référence est validée si les conditions suivantes sont remplies sur l'ensemble des données de la période de trois ans :

- $|a-1| \leq 2ub$ où ub est l'incertitude-type de la pente a , calculée comme la racine carrée de sa variance ou $0,98 \leq a \leq 1,02$,
- $|b| \leq 2ua$ où ua est l'incertitude-type de l'ordonnée à l'origine a , calculée comme la racine carrée de sa variance ou bien $-1 \leq b \leq 1$.

L'incertitude à la valeur limite U est calculé de la manière suivante :

$$U_{C=VL}^2 = \frac{RSS}{(n-2)} - u_{rm}^2 + [b + (a-1) * VL]^2$$

Où

- $U_{C=VL}$ est l'incertitude calculée à la valeur limite (VL) ;
- VL est la valeur limite journalière, soit $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{10} et $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les $\text{PM}_{2,5}$;

- *RSS est la somme des carrés résiduels résultants de la régression orthogonale*

$$RSS = \sum_i (y_i - ax_i - b)^2 ;$$
- *a et b sont les coefficients de la régression linéaire orthogonale de type $y=ax+b$.
Le terme entre crochets traduit le biais moyen entre les deux méthodes à la VL journalière ;*
- *n est le nombre de paires de données utilisées pour la régression ;*
- *u_{rm} représente l'incertitude aléatoire de la méthode de référence et est définie
comme $U_{rm} = \frac{U_{bs}}{\sqrt{2}}$.*

La norme NF EN 16450 détermine ensuite une incertitude élargie W à la valeur limite de la manière suivante.

$$W = 2w = 2 \frac{U_{C=VL}}{VL}$$

Où W est l'incertitude élargie ($k=2$), w l'incertitude non élargie, et $U_{C=VL}$ l'incertitude à la valeur limite (VL) en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Si ces critères ne sont pas respectés la norme demande qu'une fonction de correction soit appliquée à l'aide des coefficients a et b de la droite de régression selon un mode opératoire détaillé dans la norme NF EN 16450. Cette correction n'est pas nécessaire si elle n'améliore pas l'incertitude élargie à la VL (VL est fixée à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les $\text{PM}_{2,5}$) ou si les domaines d'incertitude de la méthode de référence et de l'AMS se recouvrent. L'incertitude doit être, dans tous les cas, inférieure à 25 % en accord avec la directive 2008/50/CE.

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air est un groupement d'intérêt scientifique créé en 2005 et constitué des laboratoires de l'IMT Nord Europe, de l'Ineris et du LNE. Depuis 1991, ses équipes d'experts mènent des études et des recherches sur la qualité de l'air, en appui au ministère chargé de l'environnement, et en étroite collaboration avec les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA). Le LCSQA est désigné par le ministère pour assurer la coordination technique nationale du dispositif de surveillance de la qualité de l'air en France. Il est également l'organisme de référence requis par les directives européennes et ses missions sont définies par l'arrêté du 16 avril 2021 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant.

L'objectif principal du LCSQA est ainsi de contribuer à l'amélioration continue du dispositif de surveillance en apportant un appui scientifique et technique au ministère et aux AASQA.

Ses travaux portent, d'une part, sur l'ensemble de la chaîne de surveillance : la qualité des mesures en air ambiant (du prélèvement à l'analyse), les inventaires d'émissions, la modélisation des concentrations et leur cartographie, la centralisation ainsi que le traitement et la mise à disposition des données, et d'autre part, sur les méthodes d'évaluation des plans d'actions. Cette action s'inscrit à la fois dans le cadre des réglementations nationales et européennes, et dans une démarche prospective visant à anticiper les besoins de la surveillance de demain.

Direction du LCSQA

Ineris - Parc technologique Alata 2 -
BP2 - F60550 Verneuil-en-Halatte
Tél : 03 44 55 69 16

www.lcsqa.org