

ARTICLE DE RECHERCHE

Article Info.:

Reçu : le 08/07/2026

Accepté : le 13/08/2026

Publié : le 14/08/2026

DÉPLOIEMENT PILOTE DE MINISTATIONS SAIGA POUR LA SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'AIR À KINSHASA: CALIBRATION STATISTIQUE ET ÉVALUATION LOCALE INITIALE DES PM_{2.5}

Djibi Lomami Buenimio ^{1,*}, Richard Mbotia Bopili ¹, Rodriguez Phaka Yombo ^{1,2}, Ernest Mwilambwe Kakudji ¹, Jean Pierre Tsumbu Mbungu ¹, Robert Ngimbi Muanda ¹, Alexis Merlaud ³, Gaia Pinardi ³, Michel Van Roozendaal ³, Denis Legrand ⁴, Fabian Lenartz ⁴, Jean Jacques Kibazola Mafuta ¹, Placide Ntumba ¹, Constant Mokomo Munyama ⁵, Cynthia Bazangika ⁶, Beya Sambey Bombesha ¹, Daniel M. Westervelt ⁷, Emmanuel Mahieu ²

<https://doi.org/10.70237/jafrisci.2026.v3.i8.05>

Résumé

Cette étude présente un déploiement pilote de ministations SAIGA pour la surveillance de la qualité de l'air à Kinshasa (RDC), centré sur leur calibration statistique et l'évaluation locale initiale des PM_{2.5}. Trois unités ont d'abord été comparées en Belgique en 2025 aux données de Bruxelles Environnement diffusées par IRCÉLINE. Pour les PM_{2.5}, le NO₂ et l'O₃, la station 41R012-Uccle était située à environ 115 m ; il s'agit d'une comparaison en site proche et non d'une co-localisation métrologique stricte. Des régressions linéaires simple et multiple, intégrant température et humidité relative, ont été ajustées sur une phase d'entraînement puis évaluées sur un jeu temporel indépendant. Pour les PM_{2.5}, les R² varient de 0,66 à 0,74 et les RMSE de 1,58 à 1,67 µg m⁻³. À Kinshasa, l'évaluation avec MODULAIR est limitée à janvier 2026 en raison d'un dysfonctionnement ultérieur de l'enregistrement. Le transfert du modèle belge a montré un biais corrigé exploratoirement par un offset de 29,70 µg m⁻³, donnant R² ≈ 0,67 et RMSE ≈ 14,09 µg m⁻³. Cet offset, estimé sur les mêmes données, doit être confirmé indépendamment. Les résultats gazeux restent limités.

Mots-clés: Qualité de l'air, surveillance atmosphérique, capteurs à bas coût, SAIGA, calibration statistique, Kinshasa, PM_{2.5}

Abstract

This study presents a pilot deployment of SAIGA low-cost sensor systems for air-quality surveillance in Kinshasa, Democratic Republic of the Congo, focusing on statistical calibration and the initial local evaluation of PM_{2.5}. Three units were first compared in Belgium in 2025 with Brussels Environment data provided through IRCÉLINE. For PM_{2.5}, NO₂ and O₃, the 41R012-Uccle station was located about 115 m from the SAIGA units; this represents a near-site comparison rather than strict metrological co-location. Simple and multiple linear regressions, including temperature and relative humidity, were fitted on a training period and evaluated on an independent temporal test set. For PM_{2.5}, R² values ranged from 0.66 to 0.74 and RMSE from 1.58 to 1.67 µg m⁻³. In Kinshasa, evaluation against MODULAIR was limited to January 2026 because of a subsequent data-logging malfunction. Direct transfer of the Belgian model showed a bias explored through a local offset of 29.70 µg m⁻³, yielding R² ≈ 0.67 and RMSE ≈ 14.09 µg m⁻³. Because the offset was estimated on the same dataset, it requires independent confirmation. Gaseous-pollutant results remained more limited.

Keywords: Air quality, atmospheric surveillance, low-cost sensors, SAIGA, statistical calibration, Kinshasa, PM_{2.5}

1. Introduction

La pollution de l'air constitue l'un des principaux risques environnementaux pour la santé. L'exposition chronique aux particules fines, au dioxyde d'azote, à l'ozone et à d'autres polluants est associée à une augmentation de la morbidité et de

la mortalité cardiovasculaires et respiratoires. Les évaluations internationales montrent que la charge sanitaire demeure particulièrement élevée dans les espaces urbains, où se concentrent le trafic routier, les combustions domestiques, les activités industrielles et une forte densité de population [1–4]. En Afrique subsaharienne, cette problématique s'inscrit dans

Correspondant : Djibi.buenimio@unikin.ac.cd (D. L. Buenimio)

Copyright : © The Author(s) Published under a Creative Commons Attribution 4.0 International Licence (CC BY 4.0)

¹ Mention Physique et Technologie, Faculté des Sciences et Technologies, Université de Kinshasa, Kinshasa, République Démocratique du Congo

² Department of Astrophysics, Geophysics and Oceanography, UR SPHERES, Université de Liège, Liège, Belgium

³ Atmospheric Composition Department, Royal Belgian Institute for Space Aeronomy (BIRA-IASB), Avenue Circulaire 3, 1180 Brussels, Belgium

⁴ Air Quality Department, ISSeP, Liège, Belgium

⁵ Ecole de Santé publique, Faculté de Médecine, Université de Kinshasa, Kinshasa, République Démocratique du Congo

⁶ Mention Science et gestion de l'environnement, Faculté des Sciences et Technologies, Université de Kinshasa, Kinshasa, République Démocratique du Congo

⁷ Lamont-Doherty Earth Observatory of Columbia University, New York, NY, USA

un contexte de croissance urbaine rapide, d'utilisation persistante de la biomasse et du charbon de bois, de vieillissement du parc automobile, de brûlage à l'air libre des déchets et de contrôle encore limité des émissions. Les connaissances disponibles indiquent une progression de l'exposition aux PM_{2.5} et des conséquences importantes pour la santé, la productivité et le capital humain. Toutefois, l'interprétation de ces impacts reste fragilisée par la rareté des séries de mesures continues et comparables dans de nombreuses villes africaines [5–10].

La surveillance de la qualité de l'air repose d'abord sur des mesures in situ assurant la traçabilité métrologique et la continuité temporelle. Les observations satellitaires apportent une couverture spatiale étendue et permettent d'étudier les tendances régionales du NO₂, des aérosols et des PM_{2.5}, mais elles ne remplacent pas les mesures au niveau du sol : le passage d'une colonne atmosphérique à une concentration de surface dépend de modèles, de la structure verticale de l'atmosphère et des conditions météorologiques. La complémentarité entre stations au sol, télédétection et modélisation est donc indispensable, notamment dans les régions tropicales à forte nébulosité [11–13].

Les capteurs à bas coût peuvent densifier la couverture spatiale grâce à leur faible coût et à leur faible consommation, mais ils restent complémentaires des analyseurs réglementaires. Leur réponse dépend notamment du polluant, de la température, de l'humidité relative, des sensibilités croisées, du vieillissement et de la variabilité entre unités [14–21]. Leur utilisation scientifique exige donc une calibration et une validation rigoureuses: co-localisation, prise en compte des variables environnementales, séparation entraînement-test, vérification après transfert et recalibrage périodique [22–28].

À Kinshasa, la base documentaire demeure encore limitée mais elle s'est récemment renforcée. Les premières campagnes au sol par capteurs à bas coût ont mis en évidence des concentrations élevées de PM_{2.5} et l'importance de sources locales telles que le trafic, la combustion de biomasse, les déchets et les poussières remises en suspension [29, 30]. Les observations DOAS fixes ou mobiles ont, de leur côté, documenté la variabilité du NO₂ et du H₂CO et permis des comparaisons avec les produits satellitaires [31–33]. Ces travaux démontrent l'intérêt scientifique d'un réseau local, mais ils montrent aussi que la continuité des mesures, l'intercomparaison instrumentale et l'adaptation des calibrations au climat tropical humide restent des enjeux ouverts.

La principale lacune ne réside donc plus seulement dans l'absence d'instruments, mais dans la capacité à produire des données locales dont la qualité est démontrée et documentée. Une calibration effectuée dans un climat tempéré ne peut être directement transférée à Kinshasa, où les régimes thermiques et hygrométriques, les mélanges d'aérosols et les profils d'émission diffèrent. Les recommandations internationales insistent ainsi sur la définition préalable des objectifs de qualité des données, la co-localisation avec une référence, la traçabilité des traitements et la vérification régulière des performances [27, 28].

Dans ce contexte, le présent travail vise à établir les bases métrologiques d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air

à Kinshasa à partir des ministations SAIGA. Il poursuit quatre objectifs: (i) évaluer la cohérence inter-instrumentale des trois unités; (ii) construire et évaluer des modèles de calibration statistique à partir d'une comparaison en site proche avec les données de la station 41R012-Uccle en Belgique; (iii) examiner la transférabilité de ces modèles lors du déploiement à l'UNIKIN; et (iv) identifier les limites propres aux mesures particulières et gazeuses.

L'originalité de l'étude réside dans l'enchaînement d'une phase de comparaison et de calibration statistique en climat tempéré, d'un test temporel indépendant en Belgique, puis d'une évaluation locale initiale en climat tropical humide, avec une attention particulière portée aux PM_{2.5}. Cette démarche permet de distinguer la capacité des capteurs à suivre la dynamique temporelle de leur aptitude à restituer les concentrations absolues, distinction essentielle avant toute extension opérationnelle du réseau.

2. Matériels et méthodes

Cette section décrit les sites d'étude, l'instrumentation déployée, ainsi que les protocoles de collecte et de traitement des données mis en œuvre pour la comparaison, la calibration statistique, le test temporel indépendant et l'évaluation locale initiale des ministations SAIGA.

2.1 Sites d'étude

L'étude a été menée sur trois sites distincts (Uccle et Bruxelles-Belliard en Belgique, ainsi que l'UNIKIN à Kinshasa en RDC), sélectionnés pour leurs caractéristiques environnementales complémentaires et la disponibilité d'instruments de référence ou de comparaison.

2.1.1. Site de comparaison et calibration statistique: IASB/Uccle, Belgique

Le site principal est l'Institut royal d'Aéronomie Spatiale de Belgique (IASB) à Uccle (50,80° N, 4,36° E; 100 m d'altitude). Les ministations SAIGA 10432, 10433 et 10434 ont été installées sur le toit de l'IASB de mars à septembre 2025, à environ 115 m de la station 41R012-Uccle exploitée par Bruxelles Environnement. Cette configuration est traitée comme une comparaison en site proche, et non comme une co-localisation métrologique stricte; les données de comparaison sont mises à disposition par IRCELINE. Les conditions de la campagne sont synthétisées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Critères de sélection des sites d'étude.

Site	Période	Localisation	Motif du choix	Conditions météo
IASB-Uccle	Mars – septembre 2025	Belgique ; 50,80° N, 4,36° E ; alt. 100 m	Disponibilité des instruments de référence	Températures : 3 à 36 °C ; humidité : 50 à 85% (printemps/été secs).
41B008-Belliard	Mars-sept. 2025	Bruxelles, Belgique	Série CO de comparaison	Non co-localisée ; exploratoire.
UNIKIN	Janvier–avril 2026	RDC ; 4,42° S, 15,31° E ; alt. 450 m	Co-localisation SAIGA–MODULAIR ; évaluation quantitative limitée à janvier 2026	Températures : 22 à 34 °C ; humidité : 75 à 83% (saison des pluies).

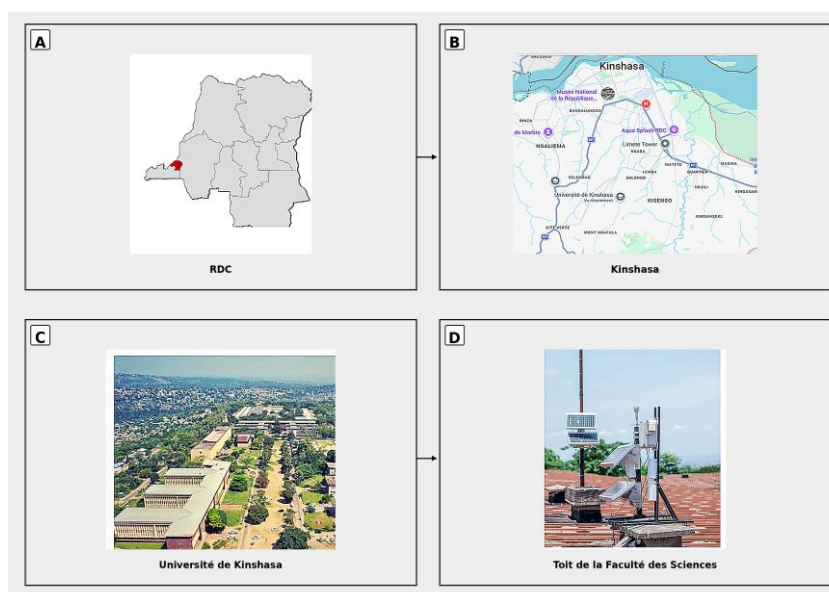
**Figure 1** : Localisation du site principal de calibration du BIRA-IASB à Uccle (Belgique) et installation des ministations SAIGA

2.1.2. Site de comparaison complémentaire pour le CO: Bruxelles-Belliard, Belgique

Pour le CO, non disponible à Uccle dans le jeu de données utilisé, la série horaire provient de la station 41B008-Brussel (Belliardstraat), exploitée par Bruxelles Environnement et diffusée via IRCELINE. Cette comparaison est non co-localisée et reste exploratoire; les concentrations fournies en mg m^{-3} ont été converties en $\mu\text{g m}^{-3}$ avant l'analyse.

2.1.3. Site d'évaluation locale initiale: UNIKIN, Kinshasa-RDC

Le site de déploiement local est l'Université de Kinshasa (UNIKIN; 4,42° S, 15,31° E ; 450 m d'altitude). Il a été retenu pour le déploiement des ministations SAIGA et la comparaison des $\text{PM}_{2.5}$ avec le dispositif MODULAIR. MODULAIR est utilisé comme instrument de comparaison et non comme méthode réglementaire de référence; les conditions de la campagne sont résumées dans le Tableau 1.

**Figure 2**: Localisation du site de déploiement à l'Université de Kinshasa (UNIKIN) et vue des instruments installés sur le toit de la Faculté des Sciences.

2.2 Instrumentation

2.2.1. Ministations SAIGA

Le dispositif expérimental repose sur des ministations de mesure de la qualité de l’air développées par l’Institut Scientifique de Service Public (ISSeP, Liège, Belgique). Les mesures gazeuses mobilisées dans cette étude reposent sur les cellules électrochimiques Alphasense CO-B4, NO₂-B43F et OX-B431 [43–45]. Les ministations intègrent deux capteurs

optiques de particules, le Plantower PTQS1005 [46] et le Sensirion SPS30 [47]; les données PM_{2.5} utilisées pour les analyses, les figures et les modèles RLS/RLM proviennent du Plantower PTQS1005. Les variables environnementales utilisées dans la RLM, température (T) et humidité relative (HR), correspondent respectivement aux sorties pT_t et pT_rh du module Plantower PTQS1005 [46].

Tableau 2 : Capteurs utilisés dans les ministations SAIGA et spécifications nominales issues des documentations primaires des fabricants.

Paramètre	Technologie	Source/variable	Plage/précision	Temps
CO	Électrochimique (4 él.)	Alphasense CO-B4 [43]	0–1 000 ppm	T90 <30 s
NO ₂	Électrochimique (4 él.)	Alphasense NO ₂ -B43F [44]	0–20 ppm	T90 <80 s
O ₃	Électrochimique (4 él.)	Alphasense OX-B431 [45]	0–20 ppm O ₃ ; réponse O ₃ /NO ₂ combinée	T90 <80 s
PM _x	Diffusion laser	Plantower PTQS1005 [46] (PM _{2.5} utilisé) ; Sensirion SPS30 [47] intégré	PTQS1005 : 0–500 µg m ⁻³ effectif (max. ≥1 000) ; SPS30 : 0–1 000 µg m ⁻³	30 s
Température (T)	Sortie numérique intégrée	Plantower PTQS1005 (pT_t) [46]	–30 à +99 °C ; résolution 0,1 °C	—
Humidité (HR)	Sortie numérique intégrée	Plantower PTQS1005 (pT_rh) [46]	0–99 % ; résolution 0,1 %	—

Note : Les plages, temps de réponse et autres caractéristiques reportés dans ce tableau correspondent aux spécifications nominales publiées par les fabricants des composants intégrés aux ministations SAIGA. Elles ne constituent pas une caractérisation métrologique indépendante du système SAIGA assemblé.

Les stations fonctionnent de manière autonome grâce à une alimentation solaire. Les données brutes sont transmises en temps réel par réseau cellulaire vers une interface de programmation d’applicationn(API) centralisée, selon une

architecture comparable à celle décrite pour d’autres systèmes portables à bas coût [34]. Cette interface assure la centralisation, la visualisation et l’extraction des données nécessaires aux analyses.

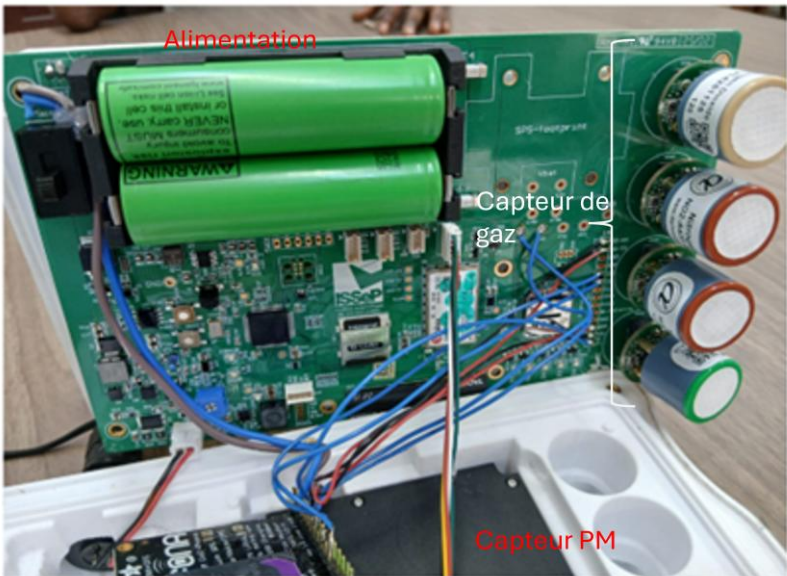


Figure 3 : Vue interne d’une ministation SAIGA mettant en évidence l’agencement des capteurs Alphasense, de la carte d’acquisition et du module de transmission.

2.2.2. Stations de référence et instruments utilisés pour la comparaison

Les performances des ministations SAIGA sont évaluées à partir de données de comparaison de qualité documentée, puis par calibration statistique des relations entre la réponse des capteurs et ces concentrations de comparaison. Les analyseurs réglementaires de Bruxelles Environnement constituent les instruments de référence du réseau; dans la présente étude, leurs données sont utilisées comme données de comparaison en raison de la configuration en site proche.

Sur le site d'Uccle, les données de comparaison pour le dioxyde d'azote (NO_2), l'ozone (O_3) et les particules proviennent de la station 41R012-Uccle du réseau. Les ministations SAIGA étant installées à environ 115 m de cette station, l'analyse correspond à une comparaison en site proche et non à une co-localisation métrologique stricte. Pour le CO, la série utilisée provient de la station 41B008-Brussel (Belliardstraat) et est traitée uniquement comme une comparaison exploratoire non co-localisée.

Sur le plan technologique, les mesures gazeuses utilisées à 41R012-Uccle sont associées à l'instrumentation HORIBA de la série AP-370. Les principes de mesure reposent notamment sur la chimiluminescence à pression réduite pour les oxydes d'azote (APNA-370) et sur l'absorption ultraviolette non dispersive pour l' O_3 (APOA-370), conformément à la documentation primaire du fabricant [35]. Les $\text{PM}_{2.5}$ proviennent du système réglementaire de mesure des particules de la station 41R012 exploité par Bruxelles Environnement; le modèle exact de cet analyseur particulière n'étant pas établi à partir des métadonnées disponibles pour cette révision, aucun numéro de modèle supplémentaire ne lui est attribué ici. Pour le CO, la série 41B008-Belliard est utilisée uniquement comme comparaison exploratoire.

Sur le site de l'UNIKIN, l'évaluation locale initiale des $\text{PM}_{2.5}$ est réalisée par comparaison avec un dispositif QuantAQ MODULAIR de génération pré-2025 (deviceModel = MODULAIR; n° de série MOD-00067), acquis dans le cadre de la collaboration avec l'Université de Columbia [30, 36]. MODULAIR est utilisé ici comme instrument de comparaison et non comme référence réglementaire. Le dispositif fournit des estimations en temps réel des PM_1 , $\text{PM}_{2.5}$ et PM_{10} ainsi que des informations sur la distribution granulométrique [36].

2.3 Protocole de collecte des données

Le protocole comprend trois phases chronologiques. La phase d'entraînement s'est déroulée de mars à juin 2025 en Belgique et a servi à ajuster les coefficients RLS et RLM. La phase de test temporel indépendant couvre juillet à septembre 2025 et sert à évaluer les performances hors échantillon. Après transfert des équipements, les trois ministations SAIGA et le dispositif MODULAIR ont été co-localisés à l'UNIKIN de janvier à avril 2026. Toutefois, l'évaluation quantitative locale présentée dans cet article est limitée aux données exploitables de janvier 2026. Après janvier, un dysfonctionnement du système d'enregistrement du MODULAIR a affecté l'écriture des données sur la carte SSD et n'a pas permis de récupérer de manière fiable les mesures ultérieures.

Tableau 3 : Chronogramme et étapes séquentielles du protocole de collecte de données pour la comparaison, la calibration statistique, le test indépendant et l'évaluation locale initiale des ministations SAIGA.

Phase 1 : entraînement	Phase 2 : test	Phase 3 : évaluation locale
Site d'Uccle (Belgique)	→ Site d'Uccle (Belgique)	→ Site de l'UNIKIN (RDC)
Mars-juin 2025	Juillet- septembre 2025	Janvier-avril 2026 (analyse quantitative : janvier)

2.4 Traitement des données et modèles de calibration

2.4.1. Prétraitement des données

Les données brutes des ministations SAIGA ont été enregistrées initialement à un pas de temps d'une minute. Avant toute correction, filtration ou agrégation temporelle, ces données correspondent au niveau Level-0 dans la terminologie harmonisée proposée pour les systèmes de capteurs à bas coût [28].

Le prétraitement a débuté par l'harmonisation des horodatages et la conversion des variables numériques, suivies d'un contrôle qualité appliqué avant toute agrégation horaire. Les doublons exacts ont été supprimés, ainsi que les valeurs manquantes ou non numériques. Les concentrations négatives ont été exclues pour les $\text{PM}_{2.5}$, le NO_2 et le CO. Pour les variables disposant d'un indicateur de statut, les observations portant le drapeau 102 ont également été écartées.

Cette opération de contrôle et de nettoyage a éliminé respectivement 13 608 lignes pour la station 10432 (4,7 % des données initiales), 14 664 lignes pour la station 10433 (5,1 %) et 5 080 lignes pour la station 10434 (3,7 %). Ces proportions quantifient l'effet du prétraitement sur les séries brutes avant leur utilisation dans les modèles.

Pour l' O_3 , dont le canal électrochimique présente une réponse de signe inversé dans la configuration instrumentale utilisée, le signe du signal a été inversé avant les régressions; aucune transformation en valeur absolue n'a été appliquée. Aucun filtrage automatique fondé sur un percentile n'a été utilisé dans l'analyse révisée.

Après ce contrôle initial, les données ont été agrégées en moyennes horaires. Une moyenne horaire n'a été retenue que lorsqu'au moins 45 observations valides et uniques sur 60 étaient disponibles, soit un seuil de complétude de 75 %. Après synchronisation temporelle, les heures ne disposant pas simultanément d'une mesure SAIGA et d'une donnée de comparaison ont été exclues; pour la RLM, la disponibilité simultanée de la température (T) et de l'humidité relative (HR) était également requise. Les effectifs finaux ont ainsi été déterminés séparément pour chaque station, chaque polluant et chaque phase d'analyse.

Conformément aux recommandations de l'Organisation météorologique mondiale pour les systèmes de capteurs à bas coût [27], le contrôle qualité a également pris en compte les valeurs non physiques, les dérives de ligne de base, les

sensibilités croisées et les périodes présentant une proportion élevée d'anomalies. La température et l'humidité relative ont été conservées comme prédicteurs environnementaux dans les modèles RLM. Après nettoyage, contrôle qualité et agrégation horaire, les séries obtenues correspondent à un niveau de traitement interprétable de type Level-2A selon la terminologie harmonisée utilisée pour les systèmes de capteurs à bas coût [28].

2.4.2. Modèles de calibration

Deux approches de calibration statistique ont été comparées sur les séries de la phase d'entraînement (27 mars–30 juin 2025), à partir des observations horaires appariées disponibles. Pour le NO₂, l'O₃ et les PM_{2.5}, la comparaison repose sur la station 41R012-Uccle située à environ 115 m des ministations ; pour le CO, les résultats issus de la station 41B008-Belliard sont traités séparément comme une comparaison exploratoire.

La première approche repose sur la régression linéaire simple (RLS). Ce modèle de base établit une relation linéaire directe entre la sortie brute de la ministation SAIGA et la concentration de comparaison issue de l'instrumentation du réseau de Bruxelles Environnement:

$$C_{\text{réf}} = \beta_0 + \beta_1 X_{\text{SAIGA}} + \varepsilon. \quad (1)$$

$C_{\text{réf}}$ représente ici la concentration de comparaison issue de l'instrument de référence du réseau ($\mu\text{g m}^{-3}$ ou ppb), X_{SAIGA} la réponse de la ministation, β_0 l'ordonnée à l'origine, β_1 la pente et ε l'erreur résiduelle. La régression linéaire simple constitue une étape d'intercomparaison et de calibration statistique couramment utilisée pour les capteurs à bas coût [22, 37]. Des stratégies de calibration de réseaux ont également été développées sans co-localisation directe de chaque nœud avec une référence, notamment à partir de points d'ancrage de qualité ou de périodes de cohérence spatiale [50, 51]. Ces travaux n'annulent pas les limites de représentativité spatiale; dans la présente étude, l'écart d'environ 115 m est donc explicitement conservé comme une limite méthodologique et interdit d'assimiler la campagne à une co-localisation métrologique stricte.

Pour tenir compte des effets de matrice environnementale, la deuxième approche utilise une régression linéaire multiple (RLM), cohérente avec les recommandations internationales sur la calibration des systèmes à bas coût [27]. Le modèle étend la relation précédente en intégrant la température (T) et l'humidité relative (HR) comme variables explicatives:

$$C_{\text{réf}} = \beta_0 + \beta_1 X_{\text{SAIGA}} + \beta_2 T + \beta_3 \text{HR} + \varepsilon. \quad (2)$$

T et HR désignent les paramètres météorologiques mesurés simultanément, tandis que β_0 , β_1 , β_2 et β_3 sont les coefficients de régression. L'intérêt des modèles multivariés pour réduire les effets thermiques, hygrométriques et les dérives de capteurs a été démontré dans plusieurs campagnes de terrain [25, 26, 37].

2.4.3. Validation et indicateurs de performance

La performance de chaque modèle de calibration a été évaluée en exploitant le jeu de données indépendant issu de la phase de test (Uccle, juillet–septembre 2025). La séparation

chronologique entre la période d'ajustement et la période de test permet d'examiner les performances hors période d'entraînement; l'interprétation de la stabilité temporelle, de la dérive, de l'incertitude de prédiction et des critères de performance est mise en perspective avec les recommandations méthodologiques du Joint Research Centre et de l'US EPA pour l'évaluation des capteurs à bas coût [48, 49]. Quatre métriques statistiques classiques ont été calculées afin de quantifier l'accord entre les concentrations prédites par les modèles appliqués aux ministations SAIGA et les données de comparaison.

Le coefficient de détermination (R^2) mesure la proportion de la variance des données de comparaison expliquée par le modèle. L'erreur quadratique moyenne (RMSE) quantifie l'ampleur moyenne des erreurs de prédiction:

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}. \quad (3)$$

L'erreur absolue moyenne (MAE) fournit une interprétation directe et linéaire de l'erreur moyenne de prédiction:

$$\text{MAE} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i|. \quad (4)$$

Enfin, le biais moyen (MBE) est défini dans cette étude comme la moyenne de la différence prédiction – comparaison. Ainsi, un MBE négatif indique une sous-estimation moyenne du modèle, tandis qu'un MBE positif indique une surestimation moyenne.

$$\text{MBE} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i) \quad (5)$$

L'analyse conjointe de ces indicateurs a guidé l'évaluation des modèles. Les analyses ont été réalisées sous Python 3.9.7 avec pandas 1.3.4, NumPy 1.20.3, scikit-learn 0.24.2, SciPy 1.7.1 et statsmodels 0.12.2. Les diagnostics portent sur les résidus, la statistique de Durbin–Watson, le test de Breusch–Pagan et les facteurs d'inflation de variance (VIF). Les diagnostics complémentaires sont regroupés en annexe afin de préserver la lisibilité du corps de cette étude.

2.4.4. Harmonisation des unités

Aucune conversion dynamique fondée sur une pression atmosphérique n'a été appliquée dans la chaîne statistique utilisée pour produire les résultats présentés. Pour le NO₂ et l'O₃, les champs massiques ugpcmNo2 et ugpcmO3 fournis dans les exports SAIGA ont été utilisés directement après contrôle qualité; pour le CO, le champ co des fichiers SAIGA a été utilisé tel que fourni dans la chaîne d'analyse. Les séries IRCELINE de NO₂, O₃ et PM_{2.5} ont été utilisées dans leurs unités de diffusion. La série de CO de 41B008-Belliard, diffusée en mg m^{-3} , a été convertie en $\mu\text{g m}^{-3}$ par multiplication par 1 000 avant l'appariement temporel. Le champ de pression bmePres des fichiers SAIGA n'était pas renseigné pour cette campagne et n'a donc pas été utilisé.

3. Résultats et discussion

Cette section présente successivement la campagne belge de comparaison et de calibration statistique, les performances RLS

et RLM sur la phase de test, puis l'évaluation locale initiale réalisée à Kinshasa. L'objectif est de distinguer la reproduction de la dynamique temporelle de l'exactitude des concentrations et de discuter les limites de transfert des modèles entre les environnements étudiés.

3.1. Présentation des séries temporelles

Avant l'application des modèles de calibration, une analyse préliminaire des réponses des trois minisations SAIGA (10432, 10433 et 10434) a été réalisée sur la campagne belge de comparaison de mars à septembre 2025. Pour le NO_2 , l' O_3 et les $\text{PM}_{2.5}$, les données de comparaison proviennent de 41R012-Uccle, située à environ 115 m des SAIGA ; pour le CO, la série 41B008-Belliard est non co-localisée et n'est utilisée qu'à titre exploratoire.

L'analyse comparative des trois unités montre des tendances cohérentes à l'échelle du parc. Par souci de concision, la

ministration SAIGA 10433 est retenue comme unité représentative; les graphiques détaillés des unités 10432 et 10434 sont conservés en annexe.

La Figure 4 présente les séries temporelles horaires de la ministration SAIGA 10433 après le prétraitement décrit en section 2.4.1. Pour les $\text{PM}_{2.5}$, la dynamique temporelle est reproduite de manière satisfaisante sur la période considérée, malgré des écarts d'amplitude qui justifient la calibration statistique.

Les polluants gazeux présentent des réponses plus hétérogènes et doivent être interprétés avec davantage de prudence. Le canal O_3 présente un signal brut de signe inversé par rapport aux données de comparaison, caractéristique prise en compte par une inversion explicite du signe avant les régressions. Le NO_2 montre un profil très bruité, tandis que l'interprétation du CO reste limitée par le caractère non co-localisé de la série 41B008-Belliard.

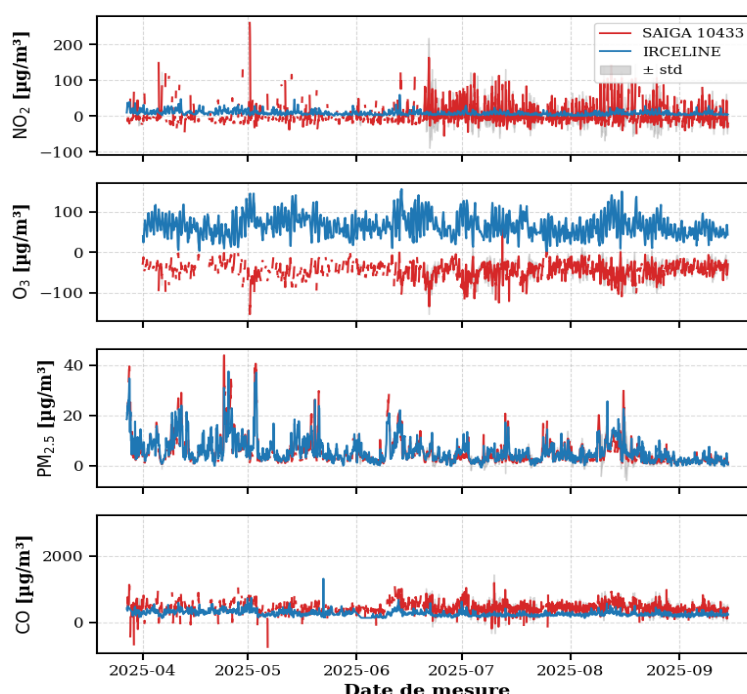


Figure 4 : Séries temporelles comparatives des concentrations horaires enregistrées par la ministration SAIGA 10433 et comparées aux données de Bruxelles Environnement mises à disposition par IRCÉLINE, d'avril à septembre 2025. Les séries de NO_2 , O_3 et $\text{PM}_{2.5}$ proviennent de la station 41R012-Uccle, située à environ 115 m du site SAIGA ; il s'agit d'une comparaison en site proche et non d'une co-localisation métrologique stricte. La série de CO provient de la station 41B008-Bruxelles (Rue Belliard) et est utilisée uniquement à titre de comparaison exploratoire non co-localisée. Les concentrations sont exprimées en $\mu\text{g m}^{-3}$.

3.2. Performances des modèles de régression linéaire simple (RLS)

Une régression linéaire simple (RLS) a été appliquée aux trois unités. Les performances sur le jeu de test indépendant sont résumées dans le Tableau 4; la Figure 5 présente l'unité représentative 10433, tandis que les Figures 8 et 9 présentent les unités 10432 et 10434 en annexe.

Sur le jeu de test temporel indépendant, les $\text{PM}_{2.5}$ constituent le cas le plus favorable en RLS : les trois unités présentent des R^2 compris entre 0,627 et 0,692 et des RMSE comprises entre 1,66 et 1,82 $\mu\text{g m}^{-3}$. L' O_3 conserve une relation de test modérée à

forte selon l'unité ($R^2 = 0,508-0,787$), tandis que le NO_2 et le CO présentent des performances faibles, voire des R^2 négatifs pour le CO, ce qui indique une capacité de généralisation insuffisante du modèle simple pour ces gaz.

Ces résultats distinguent ainsi la relation observée pendant l'ajustement des coefficients de la performance réellement obtenue hors échantillon. Les coefficients β_0 et β_1 du Tableau 4 sont estimés uniquement sur la phase d'entraînement (27 mars–30 juin 2025), tandis que R^2 , RMSE, MAE et MBE sont calculés sur les observations indépendantes disponibles à partir du 1er juillet 2025.

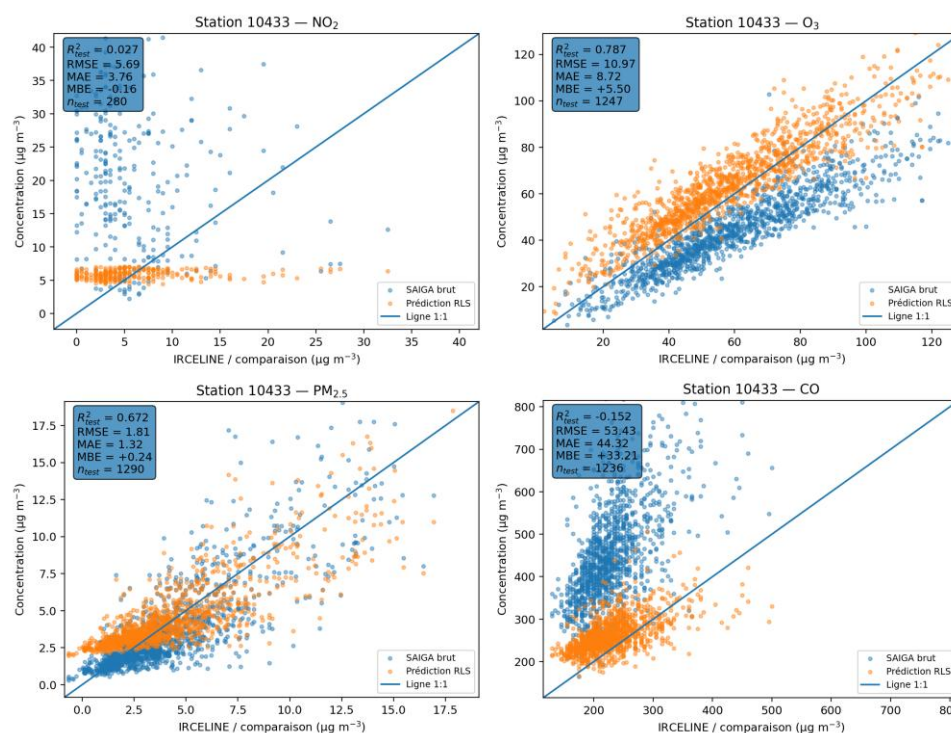


Figure 5 : Performances en phase de test indépendante de la régression linéaire simple pour la ministration SAIGA 10433 (unité représentative). Le modèle est ajusté du 27 mars au 30 juin 2025 puis évalué sur les observations disponibles à partir du 1er juillet 2025; n_{test} , R^2 , RMSE, MAE et MBE sont indiqués dans chaque panneau.

Tableau 4 : Paramètres d'entraînement et performances de test indépendante des modèles de régression linéaire simple pour les trois stations. β_0 et β_1 sont estimés sur la phase d'entraînement; les erreurs et le MBE sont exprimés en µg m⁻³.

Polluant	Station	n entr./test	R ² test	β_1	β_0	RMSE	MAE	MBE
PM _{2.5}	10432	869/1354	0,692	1,373	1,669	1,82	1,38	+0,32
PM _{2.5}	10433	888/1290	0,672	0,723	1,740	1,81	1,32	+0,24
PM _{2.5}	10434	515/385	0,627	0,698	2,061	1,66	1,28	+0,70
NO ₂	10432	277/443	-0,029	-0,098	9,210	5,61	4,16	+1,00
NO ₂	10433	159/280	0,027	-0,067	7,193	5,69	3,76	-0,16
NO ₂	10434	78/49	0,013	-0,023	6,186	5,59	4,35	+0,38
O ₃	10432	796/1302	0,692	0,922	26,821	13,64	10,76	+5,81
O ₃	10433	831/1247	0,787	1,173	13,128	10,97	8,72	+5,50
O ₃	10434	493/369	0,508	0,833	43,838	17,27	13,96	+7,49
CO	10432	803/1343	-0,354	0,392	116,041	60,05	51,22	+41,5 5
CO	10433	833/1236	-0,152	0,334	110,981	53,43	44,32	+33,2 1
CO	10434	460/312	-0,425	0,489	83,141	54,00	43,82	+31,2 1

3.3. Performances des modèles de régression linéaire multiple (RLM)

Afin de pallier les limites de la régression linéaire simple, un modèle de régression linéaire multiple a été développé pour chaque unité en intégrant la température (T) et l'humidité relative (HR) comme variables correctrices.

La performance globale du modèle RLM est illustrée à la Figure 6 pour l'unité 10433, retenue comme unité représentative. Les modèles ont été ajustés exclusivement sur la phase d'entraînement du 27 mars au 30 juin 2025, puis appliqués sans réajustement aux observations temporellement indépendantes disponibles à partir du 1er juillet 2025. Les effectifs et les coefficients complets β_0 , β_1 , β_2 et β_3 de chaque station et

polluant sont indiqués dans le Tableau 5; les Figures 10 et 11 présentent les unités 10432 et 10434 en annexe.

Sur le jeu de test indépendant, l'introduction de la température et de l'humidité relative améliore principalement les performances pour les $PM_{2.5}$ et l' O_3 . Pour la ministration 10433, le modèle RLM atteint respectivement $R^2 = 0,722$ et $R^2 = 0,826$, avec des RMSE de 1,67 et 9,90 $\mu g m^{-3}$. Les performances demeurent en revanche faibles pour le NO_2 ($R^2 = 0,046$) et le

CO ($R^2 = 0,073$). Les trois unités présentent la même tendance générale, bien que l'ampleur des performances varie d'une station à l'autre. Le cas du CO de la station 10434 ($R^2 = -0,383$) montre notamment que l'ajout des variables environnementales ne garantit pas la généralisation du modèle pour les capteurs gazeux. Le NO_2 de 10434 ne comporte que 49 paires horaires de test et doit donc être interprété avec prudence.

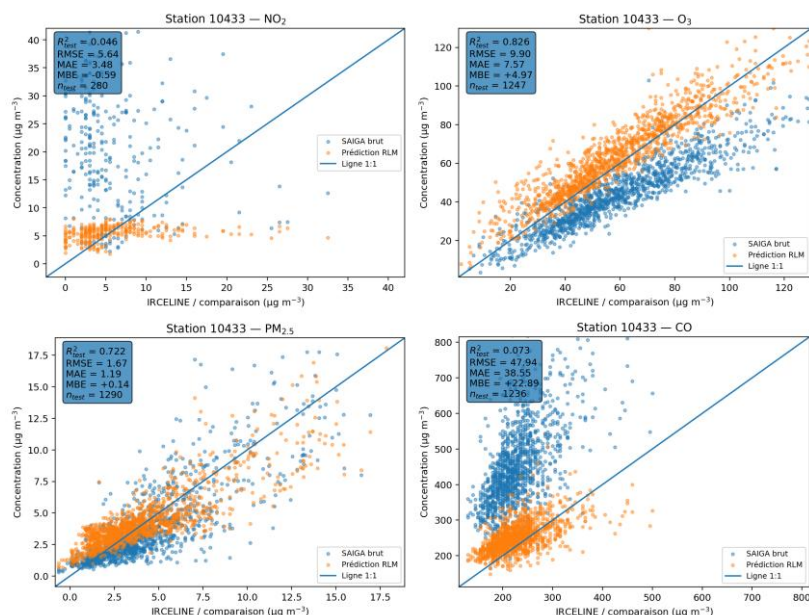


Figure 6 : Performances en phase de test indépendant du modèle de régression linéaire multiple pour la ministration SAIGA 10433, retenue comme unité représentative. Le modèle $C_{ref} = \beta_0 + \beta_1 X_{SAIGA} + \beta_2 T + \beta_3 HR$ est ajusté du 27 mars au 30 juin 2025 puis appliqué aux observations indépendantes disponibles à partir du 1er juillet 2025. Les panneaux présentent le NO_2 , l' O_3 , les $PM_{2.5}$ et le CO ; n_{test} , R^2 , RMSE, MAE et MBE sont indiqués pour chaque polluant. Les concentrations et les erreurs sont exprimées en $\mu g m^{-3}$.

Tableau 5 : Coefficients d'entraînement et performances des modèles de régression linéaire multiple sur le jeu de test indépendant à Uccle. Les modèles $C_{ref} = \beta_0 + \beta_1 X_{SAIGA} + \beta_2 T + \beta_3 HR$ sont ajustés du 27 mars au 30 juin 2025 puis évalués à partir du 1er juillet 2025. β_0 à β_3 sont les coefficients estimés sur l'entraînement; R^2 , RMSE, MAE et MBE sont calculés sur le test. RMSE, MAE et MBE sont exprimés en $\mu g m^{-3}$, avec MBE = moyenne (prédiction – comparaison).

Polluant	Station	n entr./test	R^2_{test}	RMSE	MAE	MBE	β_0	β_1	β_2	β_3
$PM_{2.5}$	10432	869/1354	0,740	1,67	1,23	+0,18	4,812289	1,412628	0,005593	-0,105251
$PM_{2.5}$	10433	888/1290	0,722	1,67	1,19	+0,14	5,485288	0,740623	-0,004877	-0,108886
$PM_{2.5}$	10434	515/385	0,663	1,58	1,24	+0,79	5,287316	0,720088	0,010044	-0,106925
NO_2	10432	277/443	0,028	5,45	3,79	+0,03	17,841925	-0,000127	-0,326121	-0,037785
NO_2	10433	159/280	0,046	5,64	3,48	-0,59	9,962641	0,032169	-0,221549	0,083598
NO_2	10434	78/49	0,041	5,51	4,21	-0,04	10,596259	0,004648	-0,105182	-0,058718
O_3	10432	796/1302	0,758	12,09	9,01	+1,38	89,592425	0,863325	-0,655848	-1,323995
O_3	10433	831/1247	0,826	9,90	7,57	+4,97	45,625877	1,027301	-0,020714	-0,750989
O_3	10434	493/369	0,341	19,99	16,63	+15,52	35,670095	0,623794	1,222379	-0,538261
CO	10432	803/1343	0,048	50,35	40,03	+26,04	252,387228	0,426241	-2,825179	-2,352310
CO	10433	833/1236	0,073	47,94	38,55	+22,89	239,514271	0,338954	-2,184828	-2,123449
CO	10434	460/312	-0,383	53,20	42,84	+31,21	106,838976	0,484699	-0,003376	-0,626345

3.3.1. Évaluation locale initiale à Kinshasa

Les trois minstations SAIGA et le dispositif MODULAIR ont été co-localisés sur le site de l'UNIKIN de janvier à avril 2026. L'analyse quantitative présentée ici est toutefois limitée aux données de janvier 2026, et plus précisément à la fenêtre commune du 8 au 28 janvier pour la comparaison illustrée à la Figure 7.

3.3.2. Analyse du transfert de modèle

La comparaison entre la minstation SAIGA 10433 et MODULAIR montre une bonne co-évolution temporelle des $PM_{2.5}$, mais le transfert direct du modèle belge présente un décalage de niveau. Sur la période exploitée, l'offset moyen est $K = 29,70 \mu g m^{-3}$, ce qui indique que le modèle transféré sous-estime en moyenne les concentrations mesurées par MODULAIR avant réancrage.

Plusieurs facteurs peuvent contribuer à ce biais de transfert, notamment les différences d'humidité relative, de conditions environnementales, de propriétés des aérosols et l'évolution éventuelle de la réponse instrumentale entre les campagnes. La présente étude ne permet toutefois pas d'isoler quantitativement la contribution respective de ces facteurs, aucune analyse

spécifique de composition des aérosols ni protocole causal n'ayant été mis en œuvre.

3.3.3. Réancrage local exploratoire

L'offset local est défini comme la moyenne des résidus comparaison – prédiction sur les données horaires appariées de janvier 2026:

$$K = \text{moyenne}[PM_{2.5}(\text{Modulair}) - PM_{2.5}(\text{modèle belge})] \quad (6)$$

La valeur retenue est $K = 29,70 \mu g m^{-3}$. Le réancrage consiste à ajouter cette constante aux prédictions du modèle belge, sans modifier les coefficients associés à la mesure SAIGA, à la température ou à l'humidité relative.

$$\bar{C}_{corr} = \bar{C}_{belgique} + K, \text{ avec } K = 29,70 \mu g m^{-3} \quad (7)$$

Après réancrage local, les performances obtenues sur le même jeu de données sont $R^2 = 0,67$ et $RMSE = 14,09 \mu g m^{-3}$. Comme K a été estimé et évalué sur cette même campagne de janvier, cette étape constitue un réancrage local exploratoire et non une validation indépendante; sa stabilité doit être vérifiée sur une période distincte avant toute généralisation.

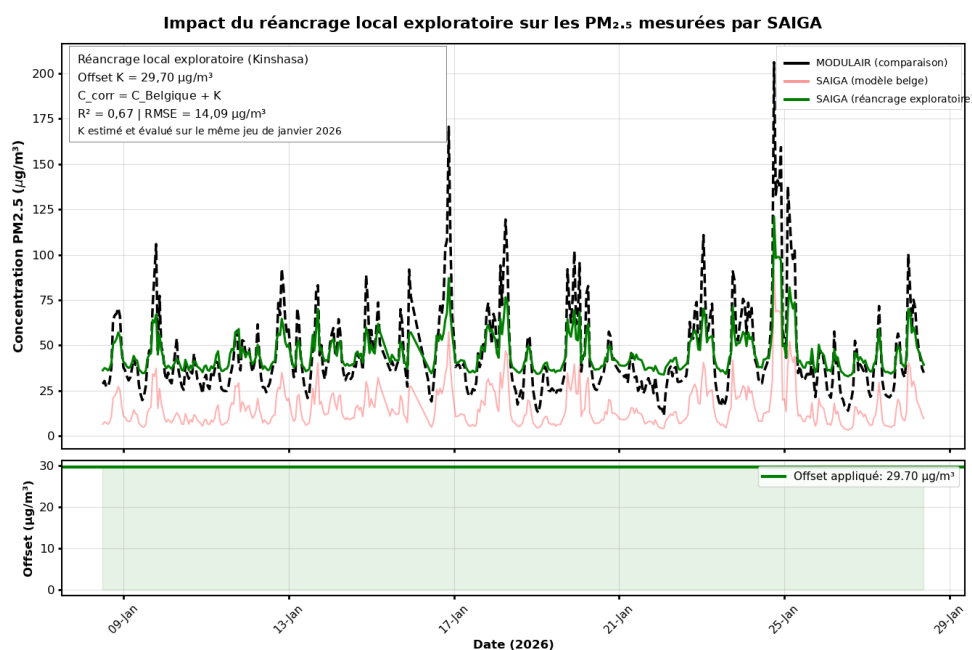


Figure 7 : Évaluation locale initiale du transfert du modèle RLM des $PM_{2.5}$ à Kinshasa. Comparaison de 459 paires de moyennes horaires SAIGA 10433–MODULAIR entre le 8 janvier 2026 à 12:00 UTC et le 28 janvier 2026 à 09:00 UTC, après appariement temporel exact et sans interpolation. MODULAIR est utilisé comme instrument de comparaison. Avant réancrage, le modèle transféré de Belgique présente $R^2 = -0,80$, $RMSE = 32,87 \mu g m^{-3}$ et $MBE = -29,70 \mu g m^{-3}$ ($MBE = \text{moyenne}(\text{prédiction} - \text{comparaison})$). L'offset local exploratoire calculé sur ces mêmes données est $K = 29,70 \mu g m^{-3}$. Après réancrage, $R^2 = 0,67$, $RMSE = 14,09 \mu g m^{-3}$ et $MBE \approx 0 \mu g m^{-3}$.

Sur la période étudiée, le réancrage par offset réduit le biais moyen entre les estimations SAIGA et les mesures MODULAIR. Cette amélioration doit néanmoins être considérée comme exploratoire, car l'offset a été estimé et évalué sur le même jeu local. Une validation sur une période indépendante est nécessaire pour déterminer sa stabilité temporelle et sa transférabilité.

3.4 Discussion

Les performances diffèrent nettement selon la nature du polluant. Parmi les variables étudiées, les $PM_{2.5}$ présentent les performances relatives les plus favorables : après calibration statistique, les capteurs optiques reproduisent la dynamique temporelle de manière satisfaisante sur le jeu de test considéré, tandis que les performances restent nettement plus faibles pour plusieurs capteurs gazeux. Cette formulation tient compte du

fait que les diagnostics résiduels mettent en évidence une autocorrélation et, pour certains polluants, une hétéroscédasticité; elle ne doit donc pas être interprétée comme une validation métrologique réglementaire.

L'évaluation locale à Kinshasa met en évidence une limite de la portabilité du modèle: le transfert direct des coefficients belges produit un biais moyen de $29,70 \mu\text{g m}^{-3}$. Plusieurs différences entre les campagnes, notamment l'humidité, les propriétés des aérosols, le domaine de concentration ou l'évolution instrumentale, peuvent contribuer à cette dégradation, mais leur rôle respectif n'est pas établi causalement ici. Le réancrage local réduit le biais moyen sans constituer une correction définitive; il devra être évalué sur une période indépendante.

Les résultats sont moins favorables pour les gaz, en particulier le NO_2 et l' O_3 . Les erreurs, inversions de tendance et biais de fond sont compatibles avec les limites connues des capteurs électrochimiques: sensibilités croisées, dépendance thermohygrométrique, dérive du courant de base et vieillissement [18, 22, 37]. Des modèles non linéaires peuvent améliorer une relation déjà informative, mais ils ne peuvent reconstruire un signal absent ou instable. Des co-localisations locales répétées et, pour le NO_2 , des méthodes complémentaires telles que les tubes diffusifs de Palmes sont à privilégier.

Ces résultats délimitent clairement le domaine d'usage: les $\text{PM}_{2.5}$ constituent le cas le plus exploitable sous contrôle qualité, tandis que les performances des gaz restent insuffisantes, à ce stade, pour un usage quantitatif opérationnel comparable.

4. Conclusion et recommandations

En conclusion, le protocole fondé sur une phase d'entraînement suivie d'un test temporel indépendant montre que, parmi les variables étudiées, les $\text{PM}_{2.5}$ présentent les performances relatives les plus favorables sur le jeu de test considéré, tandis que les performances des capteurs gazeux restent limitées. Le transfert du modèle belge vers Kinshasa met en évidence la nécessité d'une adaptation locale; le réancrage par offset réduit le biais observé en janvier 2026, mais demeure exploratoire puisqu'il a été estimé et évalué sur le même jeu de données. Une validation indépendante couvrant différentes conditions saisonnières reste donc indispensable avant toute extension opérationnelle.

Recommandations pour le déploiement à Kinshasa

Les recommandations suivantes concernent les étapes à mettre en œuvre avant une extension du réseau:

- Validation saisonnière: prolonger les comparaisons $\text{PM}_{2.5}$ à Kinshasa sur des périodes indépendantes couvrant au minimum des conditions de saison sèche et de saison humide, afin d'évaluer la stabilité du réancrage local.
- Contrôle métrologique: organiser des comparaisons périodiques avec des instruments de qualité documentée et archiver les données brutes, les versions des scripts, les coefficients et les métadonnées de calibration.
- Maintenance préventive: contrôler régulièrement les entrées optiques, l'alimentation, la transmission, les

dérives de ligne de base et l'état des capteurs dans les conditions de déploiement de Kinshasa.

- Extension du réseau: augmenter progressivement la densité spatiale uniquement après définition de critères d'acceptation par polluant et validation des variables destinées à un usage opérationnel.

Les Figures 8 à 11 et les diagnostics complémentaires de la RLM sont conservés en annexe afin d'assurer la traçabilité et la reproductibilité de nos résultats.

Annexe A — Performances RLS complémentaires des unités SAIGA 10432 et 10434

Les Figures 8 et 9 présentent les performances RLS des unités SAIGA 10432 et 10434 sur le même jeu de test temporel indépendant que l'unité représentative 10433.

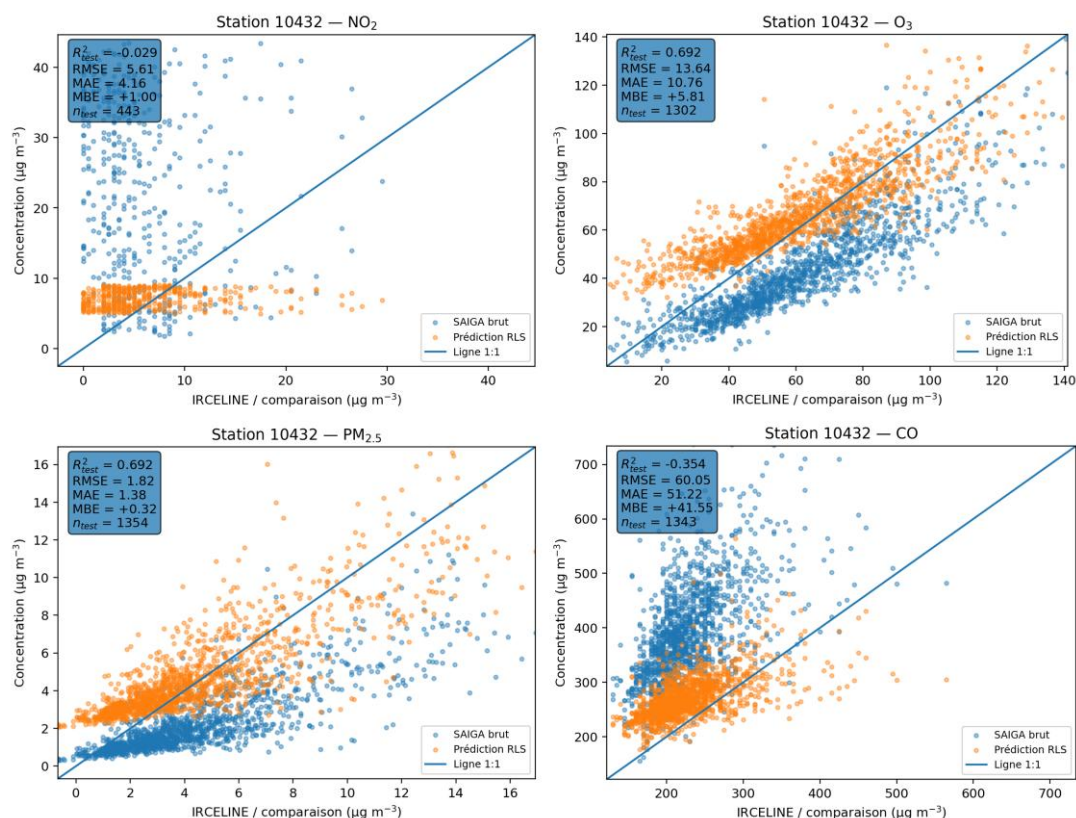


Figure 8 : Performance de la RLS pour la station SAIGA 10432 sur le jeu de test temporel indépendant.

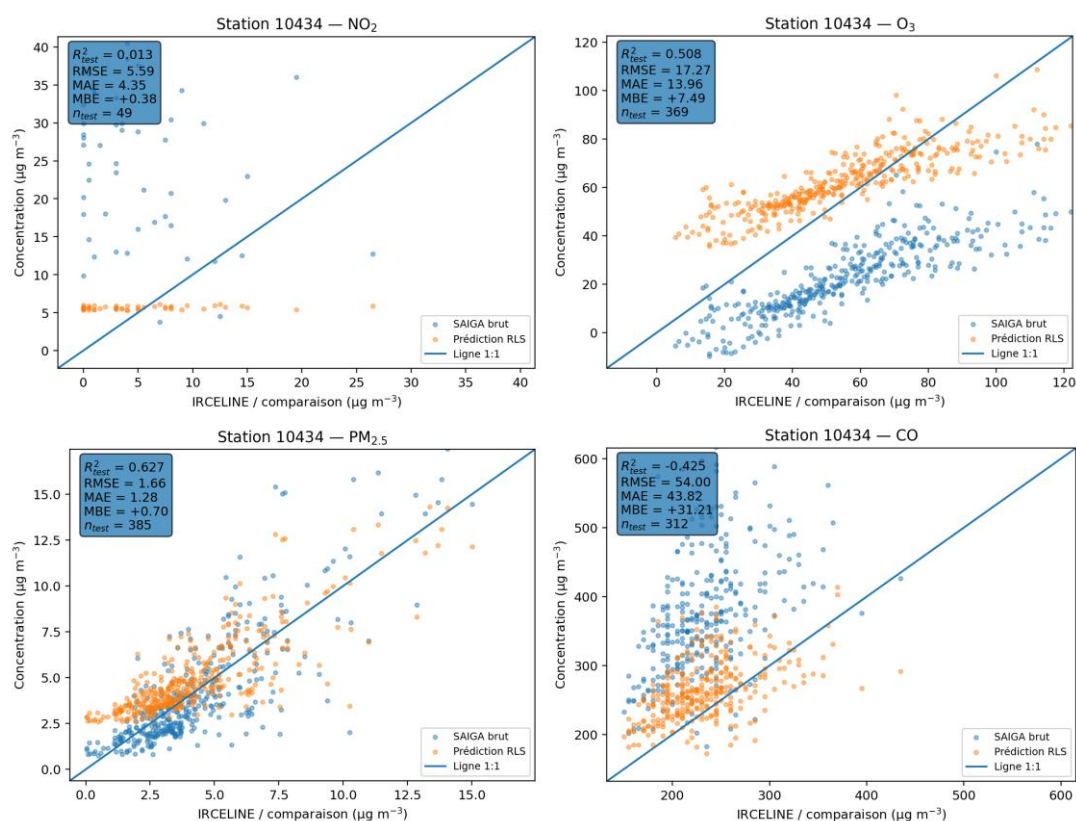


Figure 9 : Performance de la RLS pour la station SAIGA 10434 sur le jeu de test temporel indépendant.

Annexe B — Performances RLM complémentaires des unités SAIGA 10432 et 10434

Les Figures 10 et 11 présentent les performances RLM complémentaires des unités SAIGA 10432 et 10434; l'unité 10433 reste l'exemple représentatif présenté dans le corps du manuscrit.

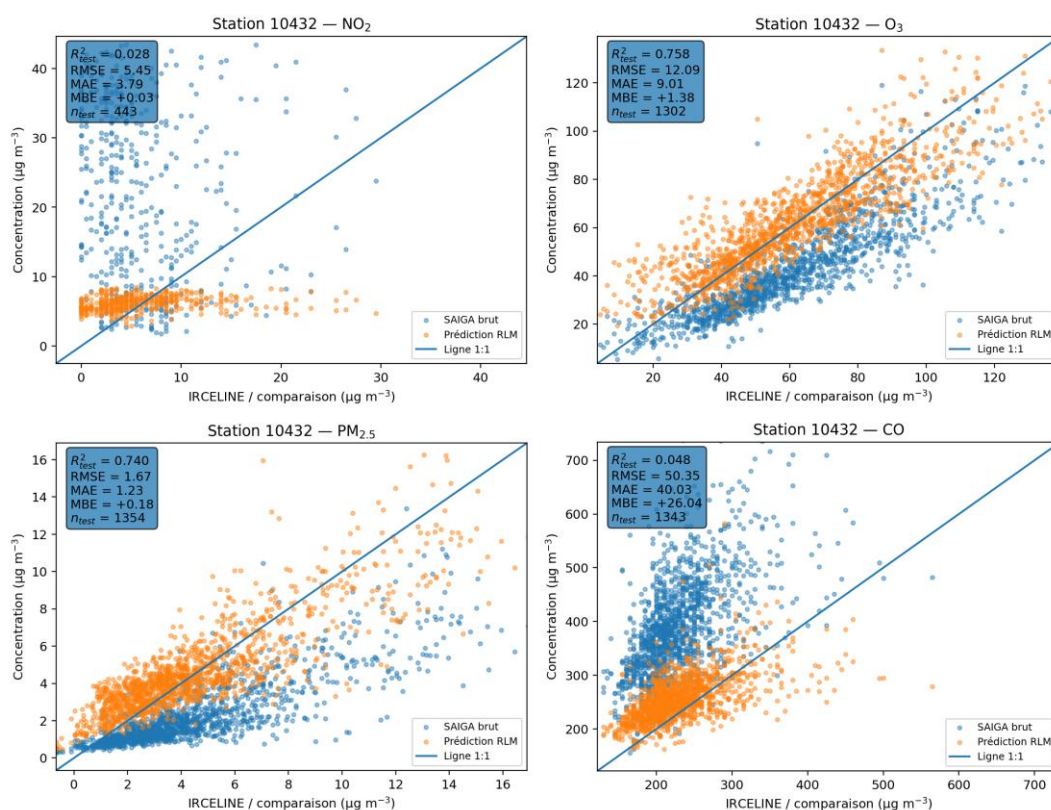


Figure 10 : Performances RLM de la station SAIGA 10432 sur le jeu de test temporel indépendant.

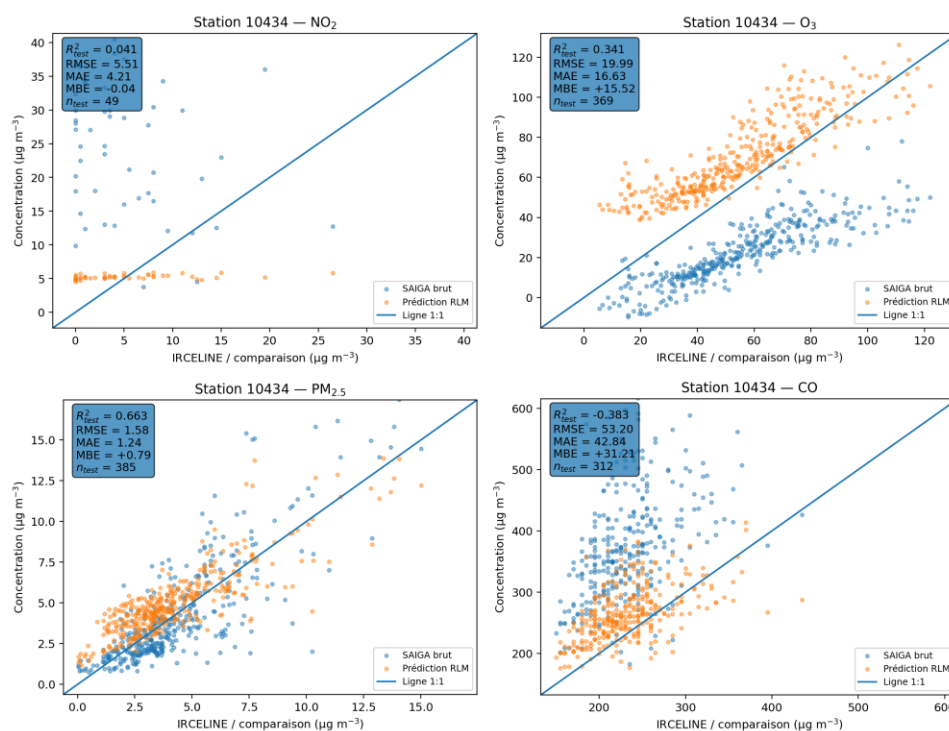


Figure 11 : Performances RLM de la station SAIGA 10434 sur le jeu de test temporel indépendant.

Annexe C — Diagnostics complémentaires du modèle RLM pour SAIGA 10433

Afin de vérifier la validité statistique du modèle RLM, trois diagnostics ont été appliqués aux résidus de la phase d'entraînement de la station représentative SAIGA 10433: Durbin–Watson pour la dépendance temporelle des erreurs, Breusch–Pagan pour la constance de leur variance et le facteur d'inflation de variance (VIF) pour la dépendance entre les variables explicatives.

Tableau A1. Diagnostics statistiques complémentaires du modèle RLM pour SAIGA 10433.

Polluant	Durbin–Watson	p (Breusch–Pagan)	VIF max.
PM _{2.5}	0,982	$5,05 \times 10^{-7}$	1,361
NO ₂	0,896	0,222	1,658
O ₃	0,723	$3,31 \times 10^{-22}$	1,964
CO	0,513	0,0066	1,265

Les VIF restent inférieurs à 2, ce qui n'indique pas de multicolinéarité importante entre la réponse SAIGA, la température et l'humidité relative. Les valeurs de Durbin–Watson inférieures à 1 montrent toutefois une dépendance temporelle des résidus. Le test de Breusch–Pagan indique en outre une variance non constante pour les PM_{2.5}, l'O₃ et le CO, mais pas pour le NO₂ au seuil de 5 %. Ces diagnostics invitent à interpréter avec prudence les performances de la régression linéaire, particulièrement pour les polluants gazeux, sans modifier les métriques calculées sur le jeu de test indépendant.

Références Bibliographiques

- [1] World Health Organization. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Geneva: WHO; 2021.
- [2] Cohen AJ, Brauer M, Burnett R, et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution. *The Lancet*. 2017;389(10082):1907–1918. doi:10.1016/S0140-6736(17)30505-6.
- [3] Landrigan PJ, Fuller R, Acosta NJR, et al. The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet*. 2018;391(10119):462–512. doi:10.1016/S0140-6736(17)32345-0.
- [4] Lelieveld J, Evans JS, Fnais M, Giannadaki D, Pozzer A. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*. 2015;525:367–371. doi:10.1038/nature15371.
- [5] Amegah AK, Agyei-Mensah S. Urban air pollution in Sub-Saharan Africa: time for action. *Environmental Pollution*. 2017;220:738–743. doi:10.1016/j.envpol.2016.09.042.
- [6] Petkova EP, Jack DW, Volavka-Close NH, Kinney PL. Particulate matter pollution in African cities. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2013;6:603–614. doi:10.1007/s11869-013-0199-6.

- [7] Katoto PDMC, Byamungu L, Brand AS, et al. Ambient air pollution and health in Sub-Saharan Africa: current evidence, perspectives and a call to action. *Environmental Research*. 2019;173:174–188. doi:10.1016/j.envres.2019.03.029.
- [8] Liousse C, Assamoi E, Criqui P, Granier C, Rosset R. Explosive growth in African combustion emissions from 2005 to 2030. *Environmental Research Letters*. 2014;9:035003. doi:10.1088/1748-9326/9/3/035003.
- [9] Fisher S, Bellinger DC, Cropper ML, et al. Air pollution and development in Africa: impacts on health, the economy, and human capital. *The Lancet Planetary Health*. 2021;5(10):e681–e688. doi:10.1016/S2542-5196(21)00201-1.
- [10] Southerland VA, Brauer M, Moheggh A, et al. Global urban temporal trends in fine particulate matter (PM_{2.5}) and attributable health burdens: estimates from global datasets. *The Lancet Planetary Health*. 2022;6(2):e139–e146. doi:10.1016/S2542-5196(21)00350-8.
- [11] Martin RV. Satellite remote sensing of surface air quality. *Atmospheric Environment*. 2008;42:7823–7843. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.07.018.
- [12] Duncan BN, Lamsal LN, Thompson AM, et al. A space-based, high-resolution view of notable changes in urban NO_x pollution around the world (2005–2014). *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 2016;121:976–996. doi:10.1002/2015JD024121.
- [13] van Donkelaar A, Martin RV, Brauer M, et al. Global estimates of fine particulate matter using a combined geophysical-statistical method with information from satellites, models, and monitors. *Environmental Health Perspectives*. 2016;124(2):135–143. doi:10.1289/ehp.1408646.
- [14] Snyder EG, Watkins TH, Solomon PA, et al. The changing paradigm of air pollution monitoring. *Environmental Science & Technology*. 2013;47(20):11369–11377. doi:10.1021/es4022602.
- [15] Kumar P, Morawska L, Martani C, et al. The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environment International*. 2015;75:199–205. doi:10.1016/j.envint.2014.11.019.
- [16] Morawska L, Thai PK, Liu X, et al. Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: how far have they gone? *Environment International*. 2018;116:286–299. doi:10.1016/j.envint.2018.04.018.
- [17] Rai AC, Kumar P, Pilla F, et al. End-user perspective of low-cost sensors for outdoor air pollution monitoring. *Science of the Total Environment*. 2017;607–608:691–705. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.06.266.
- [18] Mead MI, Popoola OAM, Stewart GB, et al. The use of electrochemical sensors for monitoring urban air quality in low-cost, high-density networks. *Atmospheric Environment*. 2013;70:186–203. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.11.060.
- [19] Castell N, Dauge FR, Schneider P, et al. Can commercial low-cost sensor platforms contribute to air quality monitoring and exposure estimates? *Environment International*. 2017;99:293–302. doi:10.1016/j.envint.2016.12.007.
- [20] Lewis AC, Edwards PM. Validate personal air-pollution sensors. *Nature*. 2016;535:29–31.

- doi:10.1038/535029a.
- [21] Borrego C, Costa AM, Ginja J, et al. Assessment of air quality microsensors versus reference methods: the EuNetAir joint exercise. *Atmospheric Environment*. 2016;147:246–263. doi:10.1016/j.atmosenv.2016.09.050.
- [22] Spinelle L, Gerboles M, Villani MG, Aleixandre M, Bonavitacola F. Field calibration of a cluster of low-cost available sensors for air quality monitoring. Part A: ozone and nitrogen dioxide. *Sensors and Actuators B: Chemical*. 2015;215:249–257. doi:10.1016/j.snb.2015.03.031.
- [23] Hagan DH, Kroll JH. Assessing the accuracy of low-cost optical particle sensors using a physics-based approach. *Atmospheric Measurement Techniques*. 2020;13:6343–6355. doi:10.5194/amt-13-6343-2020.
- [24] Zheng T, Bergin MH, Johnson KK, et al. Field evaluation of low-cost particulate matter sensors in high- and low-concentration environments. *Atmospheric Measurement Techniques*. 2018;11:4823–4846. doi:10.5194/amt-11-4823-2018.
- [25] Si M, Xiong Y, Du S, Du K. Evaluation and calibration of a low-cost particle sensor in ambient conditions using machine-learning methods. *Atmospheric Measurement Techniques*. 2020;13:1693–1707. doi:10.5194/amt-13-1693-2020.
- [26] Malings C, Tanzer R, Hauryliuk A, et al. Development of a general calibration model and long-term performance evaluation of low-cost sensors for air pollutant gas monitoring. *Atmospheric Measurement Techniques*. 2019;12:903–920. doi:10.5194/amt-12-903-2019.
- [27] World Meteorological Organization. Integrating Low-Cost Sensor Systems and Networks to Enhance Air Quality Applications. GAW Report No. 293. Geneva: WMO; 2024.
- [28] Schneider P, Bartonova A, Castell N, et al. Toward a unified terminology of processing levels for low-cost air-quality sensors. *Environmental Science & Technology*. 2019;53(15):8485–8487. doi:10.1021/acs.est.9b03950.
- [29] McFarlane CM, Isevlambire PK, Lumbuenamo RS, et al. First measurements of ambient PM_{2.5} in Kinshasa, Democratic Republic of Congo and Brazzaville, Republic of Congo using field-calibrated low-cost sensors. *Aerosol and Air Quality Research*. 2021;21:200619. doi:10.4209/aaqr.200619.
- [30] Westervelt DM, Isevlambire PK, Yombo Phaka R, Buenimio Lomami D, et al. Low-cost investigation into sources of PM_{2.5} in Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. *ACS ES&T Air*. 2024;1(1):43–51. doi:10.1021/acsestair.3c00024.
- [31] Yombo Phaka R, et al. First ground-based DOAS measurements of NO₂ at Kinshasa and comparisons with satellite observations. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*. 2021;38(7):1291–1304. doi:10.1175/JTECH-D-20-0195.1.
- [32] Yombo Phaka R, et al. Suivi de la qualité de l'air dans la ville de Kinshasa par mesures mobiles du NO₂ atmosphérique en différents points géographiques. *Environnement, Ingénierie & Développement*. 2022;86:13–21.
- [33] Yombo Phaka R, et al. Ground-based Multi-AXis Differential Optical Absorption Spectroscopy (MAX-DOAS) observations of NO₂ and H₂CO at Kinshasa and comparisons with TROPOMI observations. *Atmospheric Measurement Techniques*. 2023;16:5029–5050. doi:10.5194/amt-16-5029-2023.
- [34] Lenartz F, Dury M, Bergmans B, et al. Antilope, a portable low-cost sensor system for the assessment of indoor and outdoor air pollution exposure. *Frontiers in Sensors*. 2021;2:679908. doi:10.3389/fsens.2021.679908.
- [35] HORIBA Ltd. AP-370 Series Air Pollution Monitor. Brochure, version Ga; APNA-370 Ambient NO_x Monitor Operation Manual, version L (April 2021); APOA-370 Ambient O₃ Monitor Operation Manual, version K (April 2021). Kyoto: HORIBA Ltd. Available from: <https://www.horiba.com/gbr/process-and-environmental/products/detail/action/show/Product/apna-370-451/> and <https://www.horiba.com/usa/process-and-environmental/products/detail/action/show/Product/apoa-370-450/>. Accessed 12 August 2026.
- [36] QuantAQ Inc. MODULAIR (pre-2025). Product manual and technical documentation. Somerville, MA: QuantAQ Inc. Available from: <https://docs.quant-aq.com/hardware/modulair/modulair>. Accessed 12 August 2026.
- [37] Spinelle L, Gerboles M, Villani MG, Aleixandre M, Bonavitacola F. Field calibration of a cluster of low-cost commercially available sensors for air quality monitoring. Part B: NO, CO and CO₂. *Sensors and Actuators B: Chemical*. 2017;238:706–715. doi:10.1016/j.snb.2016.07.036.
- [38] Seinfeld JH, Pandis SN. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. 3rd ed. Hoboken, NJ: Wiley; 2016.
- [39] Linstrom PJ, Mallard WG, editors. NIST Chemistry WebBook, NIST Standard Reference Database Number 69. Gaithersburg, MD: National Institute of Standards and Technology; data update 2025. doi:10.18434/T4D303. Available from: <https://webbook.nist.gov/chemistry/>. Accessed 12 August 2026.
- [40] Crilley LR, Shaw M, Pound R, et al. Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring. *Atmospheric Measurement Techniques*. 2018;11:709–720. doi:10.5194/amt-11-709-2018.
- [41] Barkjohn KK, Gantt B, Clements AL. Development and application of a United States-wide correction for PM_{2.5} data collected with the PurpleAir sensor. *Atmospheric Measurement Techniques*. 2021;14:4617–4637. doi:10.5194/amt-14-4617-2021.
- [42] Palmes ED, Gunnison AF, DiMattio J, Tomczyk C. Personal sampler for nitrogen dioxide. *American Industrial Hygiene Association Journal*. 1976;37(10):570–577. doi:10.1080/0002889768507522.
- [43] Alphasense Ltd. CO-B4 Carbon Monoxide Sensor. Technical product documentation and datasheet. Great Notley, UK: Alphasense/AMETEK. Available from: <https://www.alphasense.com/products/view-by-target-gas/co-b4>. Accessed 12 August 2026.
- [44] Alphasense Ltd. NO₂-B43F Nitrogen Dioxide Sensor. Technical product documentation and datasheet. Great Notley, UK: Alphasense/AMETEK. Available from:

- <https://www.alphasense.com/products/view-by-target-gas/no2-b43f>. Accessed 12 August 2026.
- [45] Alphasense Ltd. OX-B431 Ozone and Nitrogen Dioxide Sensor. Technical product documentation and datasheet. Great Notley, UK: Alphasense/AMETEK. Available from: <https://www.alphasense.com/products/view-by-target-gas/ox-b431>. Accessed 12 August 2026.
- [46] Plantower Technology. PTQS1005 — Multi in One Gas Sensor. Product specifications. Available from: https://www.plantower.com/en/products_36/82.html. Accessed 12 August 2026.
- [47] Sensirion AG. SPS30 PM_{2.5} Sensor for HVAC and air-quality applications. Datasheet SPS30, version July 2023. Stäfa, Switzerland: Sensirion AG. Available from: <https://sensirion.com/products/catalog/SPS30>. Accessed 12 August 2026.
- [48] Yarkin S, Gerboles M, Borowiak A, Signorini M. Guidance on low-cost sensors deployment for air quality monitoring experts based on the AirSenseEUR experience. EUR 31240 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union; 2022. doi:10.2760/14893.
- [49] U.S. Environmental Protection Agency. Air Sensor Performance Targets and Testing Protocols: reports for PM_{2.5}, O₃, NO₂, CO, SO₂ and PM₁₀ air sensors. Air Sensor Toolbox. Washington, DC: U.S. EPA; 2021–2024. Available from: <https://www.epa.gov/air-sensor-toolbox/air-sensor-performance-targets-and-testing-protocols>. Accessed 12 August 2026.
- [50] Kim J, Shusterman AA, Lieschke KJ, Newman C, Cohen RC. The BERkeley Atmospheric CO₂ Observation Network: field calibration and evaluation of low-cost air quality sensors. *Atmospheric Measurement Techniques*. 2018;11:1937–1946. doi:10.5194/amt-11-1937-2018.
- [51] Winter AR, Zhu Y, Asimow NG, Patel MY, Cohen RC. A scalable calibration method for enhanced accuracy in dense air quality monitoring networks. *Environmental Science & Technology*. 2025;59(5):2599–2610. doi:10.1021/acs.est.4c08855.