

Mesure des concentrations d'ammoniac (NH_3) dans l'environnement urbain de la décharge d'Akouédo (Abidjan) : Évaluation des performances des capteurs passifs

Julien Bahino^{1,*}, Money Ossohou^{1,2}, Madina Doumbia^{1,3}, Sylvain Gnamien¹, Sékou Keita^{1,3}, Marcellin Adon^{1,4}, Adama Bakayoko¹, Mohamed Diaby^{1,5}, N'Datchoh E. Touré¹, Yoboué Véronique¹

¹Laboratoire des Sciences de la Matière de l'Environnement et de l'Energie Solaire (LASMES), UFR SSMT, Université Félix Houphouët-Boigny d'Abidjan, 22 BP 582 Abidjan, Côte d'Ivoire

²Département de Physique, Université de Man, Côte d'Ivoire

³Département de Mathématiques, Physique et Chimie de l'Université Péléforo Gon Coulibaly, Korhogo BP 1328, Côte d'Ivoire.

⁴Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire

⁵Laboratoire d'Energie solaire et d'efficacité énergétique, Institut de recherche sur les énergies nouvelles, université Nangui Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

Reçu : 29 Avril 2025 / Reçu sous sa forme révisée : 19 Juin 2025 / Accepté : 27 Juin 2025

Résumé :

Cette étude réalisée dans le cadre du projet européen DACCIWA (Dynamics-Aerosol-Chemistry-Cloud Interactions in West Africa) a permis pour la première fois, de mesurer les concentrations d'ammoniac (NH_3) dans l'atmosphère immédiat de la décharge d'Akouédo (Abidjan, Côte d'Ivoire). Un échantillonnage passif simultané a été mené de février 2015 à mars 2017 au moyen de capteurs INDAAF et de badges ALPHA. L'analyse des échantillons par chromatographie ionique a permis d'une part, d'évaluer les écarts entre ces deux types de capteurs et d'autre part, d'étudier les variations temporelles des concentrations dans cet environnement. Une forte corrélation ($r = 0,90$; $R^2 = 0,82$) a été observée entre les deux capteurs, indiquant des variations temporelles de concentrations similaires. Des écarts modérés ont été néanmoins relevés entre les capteurs (MAE = 11,55 ppb ; RMSE = 13,16 ppb), notamment lors des pics de pollution. Le biais moyen de -28,3% suggère que le badge ALPHA a tendance à surestimer les concentrations par rapport au capteur INDAAF. Les deux capteurs ont montré une dynamique temporelle similaire, bien que les concentrations mesurées par ALPHA (16,4-73,2 ppb ; moyenne : 40,8 ppb) aient été systématiquement supérieures à celles d'INDAAF (8,0-59,0 ppb ; moyenne : 29,2 ppb). La variabilité mensuelle et saisonnière observée est marquée par un pic de concentrations en juin, pendant la saison des pluies. La forte concordance entre les mesures des deux capteurs passifs en fait une solution robuste et fiable

*Auteur correspondant:

Adresse e-mail : julienbahino@gmail.com (J. Bahino)

<https://doi.org/10.70974/mat09125049>

Cette œuvre est sous licence Creative Commons Attribution 4.0. International.



pour caractériser la variabilité de la pollution par l'ammoniac en milieu tropical.

Mots-clés : Ammoniac ; Abidjan ; Décharge d'Akouédo ; Capteurs passif INDAAF ; Badge ALPHA.

Abstract:

This study, carried out within the framework of the European DACCIWA project (Dynamics-Aerosol-Chemistry-Cloud Interactions in West Africa) provided the first-ever measurements of atmospheric ammonia (NH_3) concentrations near the Akouédo landfill (Abidjan, Côte d'Ivoire). Simultaneous passive sampling was conducted from February 2015 to March 2017 using INDAAF sensors and ALPHA badges. The analysis of the samples by ion chromatography made it possible to evaluate the discrepancies between these two types of sensors and to study the temporal variation of the concentrations in this polluted environment. A strong correlation ($r = 0.90$, $R^2 = 0.82$) was observed between the two sensors, indicating similar temporal variations in concentration. Moderate discrepancies between these sensors were observed (MAE = 11.55 ppb; RMSE = 13.16 ppb), especially during pollution peaks. The average bias of -28.3% suggests that the ALPHA badge tends to overestimate concentrations compared to the INDAAF sensor. The two sensors exhibited similar temporal dynamics, although concentrations measured by ALPHA (16.4–73.2 ppb, mean = 40.8 ppb) were consistently higher than those from INDAAF (8.0–59.0 ppb, mean = 29.2 ppb). The observed monthly and seasonal variability is characterized by a peak in concentrations in June, during the rainy season. The strong concordance between the measurements from the two passive samplers makes them a robust and reliable solution for characterizing the variability of ammonia pollution in a tropical environment.

Keywords: Ammonia, Abidjan, Akouédo landfill, INDAAF passive sampler, Badge ALPHA.

1 Introduction

L'ammoniac (NH_3) est un polluant environnemental important qui a des effets néfastes très variés tels que l'acidification des sols, des pluies et l'eutrophisation des écosystèmes [1]. En outre, lorsque l'ammoniac est libéré de la surface du sol vers l'atmosphère, il réagit avec d'autres gaz tels que le dioxyde de soufre (SO_2) ou les oxydes d'azote (NO_x) en présence d'eau pour former des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) qui sont très nocives pour les êtres vivants et

pour l'environnement [2,3]. Chez l'homme, l'ammoniac agit comme un gaz irritant, affectant particulièrement le système respiratoire, les yeux et la peau. Une exposition à des fortes concentrations peut provoquer des symptômes immédiats tels que la toux, l'essoufflement et l'irritation des yeux, tandis qu'une exposition chronique peut entraîner la bronchite, l'exacerbation de l'asthme et la détérioration des tissus pulmonaires [4]. Par

conséquent, les populations vivant à proximité de sources de fortes émissions de NH_3 , notamment les fermes d'élevage ou les décharges, sont exposées à des risques accrus de maladies respiratoires. Dans les villes des pays en développement, la gestion des déchets solides est devenu un problème majeur. En effet, en raison des fonds limités et des mauvaises pratiques de gestion, une grande partie des déchets solides municipaux n'est pas collectée ni correctement éliminée, et le problème s'aggrave rapidement avec l'urbanisation croissante [5]. Dans ces pays, la mise en décharge est utilisée comme principal moyen d'élimination de la majorité des déchets collectés. Cette technique qui comprend la compression et le remblayage des déchets sur des sites dédiés, reste pour l'instant le moyen le plus ajustable et le moins coûteux par rapport aux autres méthodes d'élimination [6]. Par ailleurs, les décharges municipales abritent des microbiomes distincts, qui jouent un rôle essentiel dans la décomposition des déchets [7]. Cette décomposition réalisée par dégradation anaérobie favorise les émissions dans l'air de plusieurs composés gazeux toxiques, parmi lesquels se trouve l'ammoniac. L'ex-décharge publique d'Akouédo, créée en 1965, était située à l'est de la ville d'Abidjan dans la commune de Cocody. Elle a longtemps constitué le principal exutoire des ordures ménagères de la ville et une source importante d'émission d'ammoniac. Officiellement fermée en décembre 2018, elle gérait environ 1 000 000 tonnes de déchets par an dont une portion était brûlée à l'air libre. La décharge d'Akouédo a constitué jusqu'à sa fermeture le sujet de nombreuses études en raison de ses impacts environnementaux et socio-économiques. Les travaux menés

autour de la décharge d'Akouédo ont permis une analyse approfondie des caractéristiques physico-chimiques des effluents, une évaluation du potentiel énergétique du biogaz produit et un examen des impacts sur la santé et le cadre de vie des populations riveraines [8–10]. Ces travaux ont également mis en lumière une pollution chimique et microbiologique marquée, révélant notamment la présence de métaux lourds et d'autres contaminants dans les sols et les eaux environnantes [11,12]. Ils ont contribué à mieux cerner les enjeux environnementaux liés à cette décharge et ont conduit à des propositions de mesures d'atténuation adaptées [9,13,14]. Toutefois, les études portant spécifiquement sur les concentrations atmosphériques d'ammoniac (NH_3) demeurent encore très limitées, en dépit de leurs implications sanitaires et environnementales bien documentées. Cette rareté s'explique en grande partie par le coût élevé et la logistique complexe associés aux techniques de mesure de référence. En effet, la quantification du NH_3 dans les milieux urbains repose principalement sur des méthodes conventionnelles comme la diffusion passive et l'analyse par chimioluminescence. Bien que ces approches soient réputées pour leur grande précision, avec des seuils de détection inférieurs à 0,1 ppb pour les analyseurs en continu, leur mise en œuvre dans les contextes africains reste difficile en raison des contraintes financières et techniques [14]. Face à ces contraintes, les capteurs passifs à faible coût, tels que ceux déployés dans le cadre du réseau INDAAF (International Network to study Deposition and Atmospheric Chemistry in Africa), apparaissent comme une alternative particulièrement adaptée aux pays à

ressources limitées. Conçus pour fonctionner sans alimentation électrique, ces dispositifs présentent une limite de détection de l'ordre de 0,5 ppb et ont déjà fait l'objet de validations dans divers écosystèmes urbains [15] et ruraux du continent africain [16].

La présente étude a été réalisée dans le cadre du projet européen DACCIWA (Dynamics–Aerosol–Chemistry–Cloud Interactions in West Africa, 2014–2018) dont l'objectif global était de mieux comprendre les interactions entre pollution atmosphérique, climat et processus nuageux en Afrique de l'Ouest. Elle propose, pour la première fois, de mesurer les niveaux de concentrations d'ammoniac dans l'environnement urbain complexe de l'ex-décharge publique d'Akouédo à Abidjan (Côte d'Ivoire) à l'aide de deux types de capteurs passifs. En effet, afin de garantir une exposition dans des conditions atmosphériques identiques, les capteurs passifs du réseau INDAAF ont été installés en colocalisation simultanément avec les badges ALPHA (Adapted Low-cost Passive High Absorption) élaborés par le Centre pour l'Écologie et l'Hydrologie (CEH) d'Edinburg en Angleterre. Cette installation a servi à mesurer sur le moyen terme les concentrations de NH_3 , spécifiquement lorsque les feux de décharge étaient les plus actifs. Ceci a permis de mesurer les fluctuations temporelles (mensuelles, saisonnières et annuelles) des concentrations d'ammoniac et d'évaluer les écarts potentiels entre ces 2 capteurs passifs.

2 Matériel et méthodes

2.1 Site de mesure : décharge d'Akouédo (Abidjan)

Le site de mesure de feux de décharge d'Abidjan dans le cadre du projet DACCIWA était situé dans la commune de Cocody à proximité du village d'Akouédo à 5°21'12" de latitude Nord et 3°56'16" de longitude ouest [15]. Créée en 1965 sur une superficie de 153 ha, la décharge d'Akouédo était jusqu'à sa fermeture en décembre 2018, l'unique décharge de la ville d'Abidjan [9]. C'est une décharge de type « sauvage » car il n'y avait presque aucune régulation en matière de gestion des déchets. Cette décharge à ciel ouvert accueillait divers types de déchets, qu'ils soient industriels, domestiques, hospitaliers ou encore dangereux et toxiques. L'accumulation depuis de longues années des ordures sur ce site occasionne la production de biogaz, comme le méthane, qui est produit par la décomposition anaérobie des déchets. Ce dernier peut s'enflammer dans certaines conditions atmosphériques, notamment lorsque les concentrations sont dans la plage d'explosivité (5% et 15% en volume). La décharge était en état de combustion quasi permanente, un phénomène qui a perduré même après sa fermeture. À ce phénomène s'ajoutaient des mises à feu délibérées, initiées par les responsables du site afin d'incinérer certains déchets végétaux et industriels, en dépit de l'interdiction légale [17]. Les images de la figure 1 illustrent les activités sur la décharge lors d'une campagne de mesure dans le cadre du programme DACCIWA en 2016.



Fig. 1. Décharge d'Akouédo à Abidjan pendant une campagne de mesure DACCIWA : a) Déversement des déchets ; b) Combustion des déchets d'origine végétale sur la décharge ; c) Travailleurs du secteur informel de la gestion des déchets ; d) Amoncellement de déchets.

Le climat à l'ex-décharge d'Akouédo est celui de la ville d'Abidjan décrit par les travaux d'Ernest *et al.* (2005) et Konaté *et al.* (2016). Ils ont montré que le climat à Abidjan est de type équatorial et marqué par 4 saisons [18–20]. Ces saisons se répartissent dans le cycle annuel de la manière suivante : une grande saison sèche qui s'étend de décembre à mars, une grande saison des pluies qui dure d'avril à juillet, une courte saison sèche qui va d'août à septembre et enfin une brève saison des pluies qui englobe les mois d'octobre à novembre.

2.2 Les capteurs passifs pour la mesure de l'ammoniac atmosphérique

2.2.1 Badge CEH ALPHA

Le badge ALPHA (Adapted Low-cost Passive High Absorption) est un dispositif

élaboré par le Centre pour l'Écologie et l'Hydrologie (CEH) d'Edinburg en Angleterre. C'est un outil utilisé pour la mesure de la concentration d'ammoniac (NH_3) dans l'air. Il est un outil complémentaire pour évaluer les différences spatiales dans les zones sources où les concentrations de NH_3 peuvent subir de grandes variations. Le badge ALPHA ne nécessite pas d'électricité et est accessible à un coût raisonnable. Ce capteur passif est idéal pour un suivi à long-terme des concentrations d'ammoniac et pour établir des réseaux de surveillance des concentrations de NH_3 dans l'air. Les plages de concentration mesurées par le badge ALPHA varient en fonction de la durée de l'exposition :

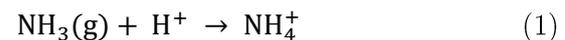
- Surveillance mensuelle = 0,02 - 100 $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ (0,03 -144 ppb).
- Surveillance hebdomadaire = 0,05 - 400 $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ (0,072 -574 ppb).

La figure 2 présente les éléments constitutifs du badge ALPHA selon les travaux de Tang *et al.*, 2001[21]. Le badge ALPHA est considéré comme un capteur passif fiable pour la mesure de l'ammoniac et complémentaire de l'analyseur actif de référence CEH DELTA (DENuder for Long Term Ammonia) [22]. Le biais entre les concentrations mesurées par le badge ALPHA et l'analyseur de référence est de -2,4 % et le coefficient de corrélation entre eux est $r^2 = 0,89$. Le badge ALPHA présente une reproductibilité de 7% pour les mesures en duplicata [17, 23].

2.2.2 Capteur passif INDAAF

Les capteurs passifs d'ammoniac utilisés dans le cadre de cette étude ont été élaborés par le Laboratoire d'Aérodologie de Toulouse (LAERO) dans le cadre du projet INDAAF (International Network to study Deposition and Atmospheric chemistry in Africa, <https://indaaaf.obs-mip.fr/>) en suivant les procédures du réseau IGAC/DEBITS (International Global Atmospheric Chemistry/DEposition of Biogeochemically Important Trace Species) [15, 24]. Ils sont utilisés depuis 1995 aussi bien sur les sites ruraux du réseau INDAAF en Afrique que sur des sites urbains pour mesurer les niveaux de concentration de l'ammoniac (NH_3) dans l'air. Ce capteur passif INDAAF a été développé à partir des travaux de Ferm [25] et a été validé par les travaux d'Adon *et al.* [24, 26, 27]. Son fonctionnement repose sur deux principes distincts. Le premier, d'ordre physique, est la diffusion moléculaire des gaz. Le second, de nature chimique, correspond à la réaction entre les molécules de NH_3 et une

substance de piégeage imprégnée sur un filtre en cellulose. En effet, la concentration moyenne de NH_3 dans l'air environnant est supposée plus élevée qu'à l'intérieur du capteur. L'air ambiant qui pénètre à l'intérieur du capteur par diffusion moléculaire y est piégé sur un filtre en cellulose imprégné de 50 μL d'une solution spécifique d'acide citrique. La solution d'acide citrique est préparée en dissolvant 1 g de réactif dans une fiole jaugée de 50 mL. Le volume est complété jusqu'au trait de jauge avec du méthanol, puis la solution est homogénéisée par agitation magnétique [15, 17]. La réaction chimique entre l'ammoniac de l'air et la solution d'acide citrique est décrite par l'équation (1).



Le capteur passif INDAAF se compose de six éléments distincts. Il comprend un bouchon scellé et un bouchon perforé, un filtre en cellulose de 21 mm de diamètre imbibé de la solution piège, un anneau en Polychlorure de vinyle (PVC), un filtre Téflon PTFE (Polytétrafluoroéthylène) ayant 25 mm de diamètre avec des pores de 1 μm ainsi qu'une grille en acier inoxydable. Le capteur est équipé d'un filtre PTFE à son entrée afin de réduire la turbulence interne et l'intrusion de particules. Une grille en acier inoxydable protège cette membrane contre les dommages mécaniques. La figure 3 présente les 6 éléments constitutifs du capteur passif INDAAF. Les travaux d'Adon *et al.* [24] ont permis de déterminer la limite de détection de ce capteur. Les résultats montrent une limite de détection pour NH_3 de $0,05 \pm 0,03$ ppb. Par ailleurs, la précision de la mesure, évaluée par la reproductibilité des duplicatas, s'élève à 14,3%.

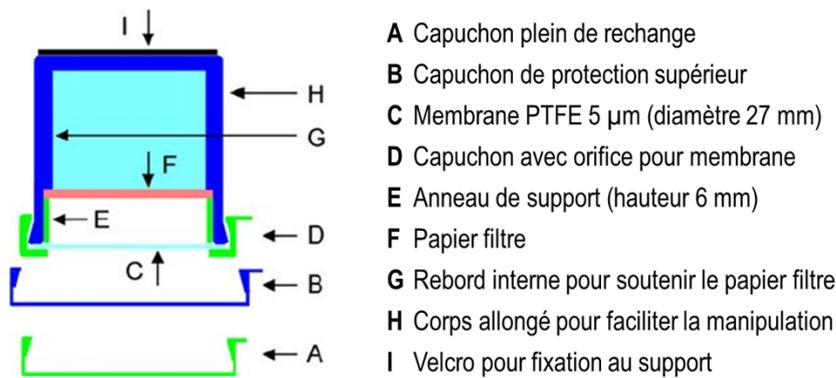


Fig. 2. Schéma de principe d'un badge CEH ALPHA et de ses composants [21].

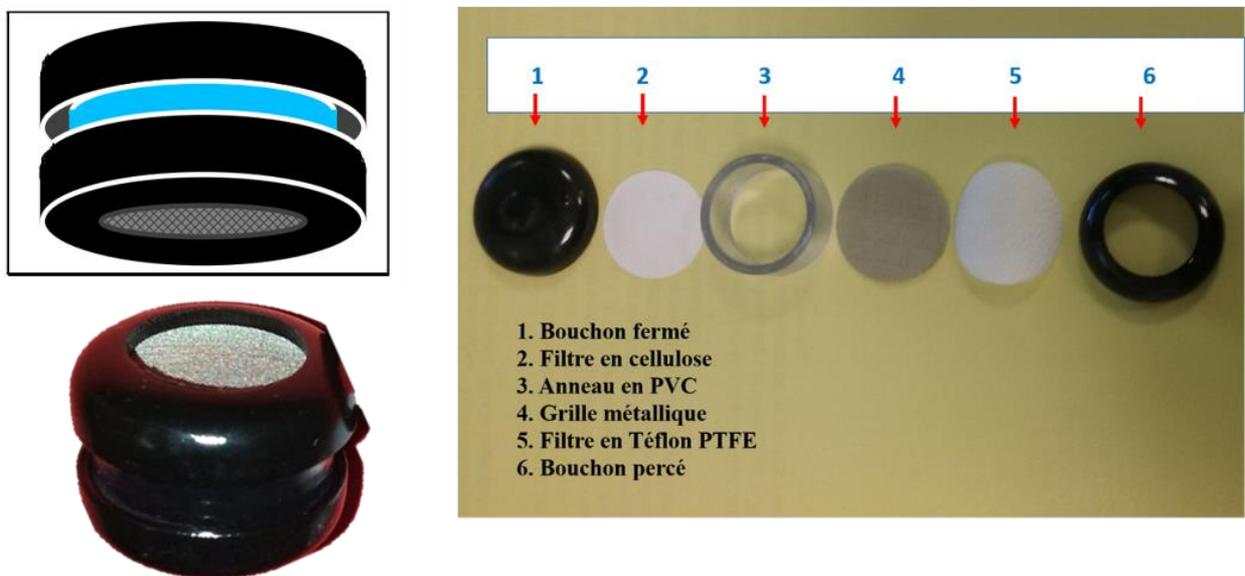


Fig. 3. Différentes parties constituant un capteur passif de gaz INDAAF [12, 13].

2.3 Méthode de collecte et d'analyse

2.3.1 Collecte des échantillons

Les échantillons d'ammoniac (NH_3) ont été collectés de manière continue sur une période de deux ans, allant de février 2015 à mars 2017, sur le site de la décharge d'Akouédo. Cette période, a été choisie afin de couvrir deux cycles annuels complets, incluant les différentes saisons climatiques de la ville d'Abidjan. Cette durée

relativement longue permet d'évaluer les variations saisonnières des concentrations d'ammoniac, en lien avec les conditions météorologiques (température, humidité, précipitations) qui influencent fortement l'émission, la dispersion et le dépôt de l'ammoniac. La collecte des échantillons de gaz a été réalisée à l'aide de capteurs passifs INDAAF et des badges ALPHA, installés en colocation sur un rail fixe comme l'indique la figure 4. Les capteurs ont été positionnés à environ 3 mètres du sol, sur un rail rigide assurant une exposition homogène à l'air ambiant. Pour garantir la

fiabilité et la reproductibilité des mesures, chaque type de capteur a été installé en double. Cette stratégie permet de vérifier la cohérence des résultats entre les capteurs de même type. Après une période d'exposition de deux semaines, les capteurs étaient récupérés pour analyse et remplacés par de nouveaux dispositifs. Ce protocole a permis de couvrir de manière régulière l'évolution des concentrations en ammoniac sur l'ensemble de la période d'étude. Au total, sur la période d'étude, 104 échantillons de NH_3 ont été collectés avec les capteurs INDAAF et 104 autres avec les badges ALPHA, ce qui représente une efficacité de collecte de 100% et une base de données robuste pour l'évaluation temporelle de la pollution par l'ammoniac sur le site.

2.3.2 Analyse des échantillons de gaz collectés

2.3.2.1 Désorption des filtres

Les échantillons d'ammoniac recueillis sur les filtres hydrophobes sont disposés dans des récipients (pots) COULTER. Le filtre est ensuite désorbé dans 5 mL d'eau ultrapure, puis placé au bain-marie. Le tout est soumis à une agitation par ultrasons pendant environ 15 minutes. Les solutions obtenues sont conditionnées dans des flacons (vials) de marque DIONEX conçus pour les automates de prélèvement d'échantillons, qui sont à leur tour reliés aux chromatographes ioniques pour analyse.

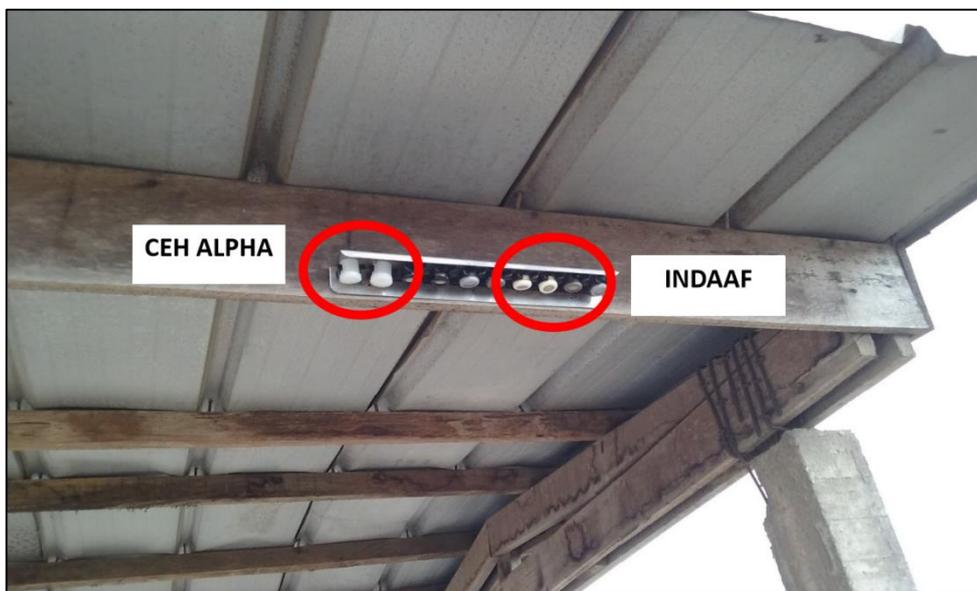


Fig. 4. Colocalisation des capteurs passifs CEH ALPHA et INDAAF en duplicate sur un rail à la décharge d'Akouédo.

2.3.2.2 Analyse des échantillons par chromatographie ionique

L'analyse des échantillons a été réalisée au LAERO (Laboratoire d'Aérogologie) de Toulouse en France par chromatographie ionique (Figure 5). La quantification de l'ammoniac atmosphérique repose sur la mesure de l'ion ammonium (NH_4^+) dans les solutions désorbées. Cette analyse a été effectuée par chromatographie ionique sur un appareil DIONEX ICS 1100, couplé à un passeur d'échantillons AS50 et piloté par le logiciel Chromeleon 6.6.

La séparation des ions NH_4^+ été réalisée sur les colonnes CG12A et CS12A en échange ionique, avec autosuppression DIONEX CERS 500, en mode isocratique avec un éluant composé de 20 mM de méthanesulfonate ($\text{CH}_3\text{SO}_3\text{H}$) à un débit de 1 mL/min, pendant une durée d'analyse de 14 minutes.

Des travaux précédents [24, 28, 29] ont déjà largement détaillé et validé la méthode de chromatographie ionique employée dans cette étude. L'exactitude des résultats d'analyse fournis par le laboratoire de chimie du LAERO est vérifiée semestriellement via le programme d'inter-comparaison et de contrôle qualité mis en place par l'Organisation Mondiale de Météorologie (OMM) [30]. Les résultats des deux programmes d'assurance qualité WMO/GAW (World Meteorological Organisation/ Global Atmosphere Watch) pour l'année 2017 sont présentés sur les diagrammes en anneau de la figure 6. Les résultats indiquent que la précision analytique est estimée à $\pm 5\%$ pour tous les paramètres. Tous les résultats d'analyse du LAERO sont disponibles à l'adresse : <http://www.qasac-americas.org/> sous la référence 700106.



Fig. 5. Chromatographe ionique Thermo Dionex ICS 1100 du pôle de chromatographie du LAERO.

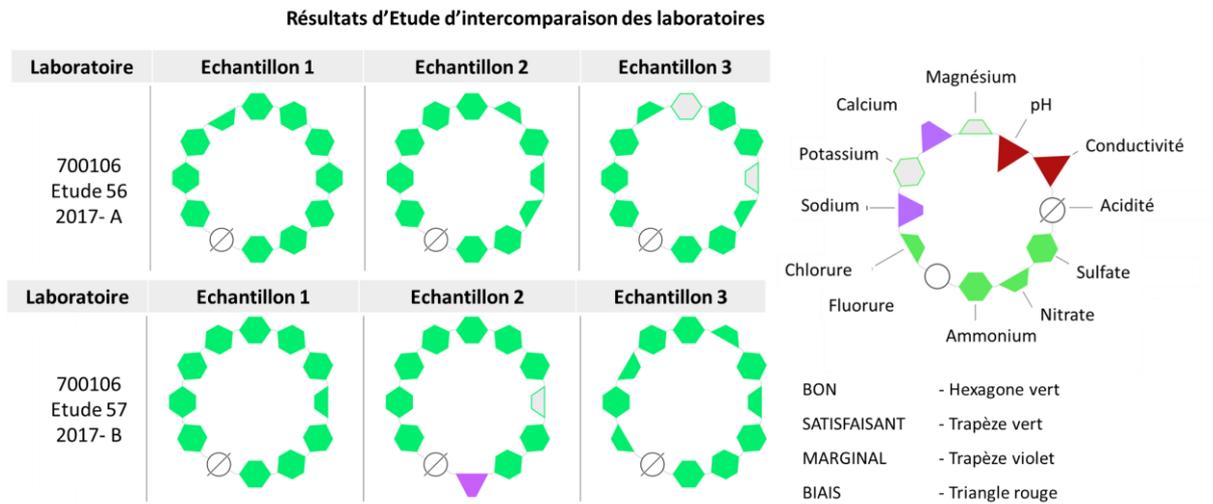


Fig. 6. Diagrammes en anneaux présentant les résultats du laboratoire de chimie analytique du LAERO aux deux inter comparaisons WMO/GAW de 2017 sur 3 échantillons tests.

Tout au long du processus de collecte et d'analyse des échantillons, les badges CEH ALPHA et les capteurs passifs INDAAF ont été stockés et manipulés conformément aux protocoles garantissant une stabilité analytique. La concentration du gaz collecté est donnée par l'équation (2).

$$C_{amb}(ppb) = \frac{\left(\frac{L}{A}\right) \times X \times R \times T}{t \times D \times P} \quad (2)$$

C_{amb} : concentration du gaz considéré dans l'air (ppb).

X : quantité de molécules collectées sur le filtre de cellulose (μmol) (corrigée du blanc).

R : constante des gaz parfaits ($R = 0,08206 \text{ l atm K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$).

T : température ambiante moyenne pendant la période d'exposition en Kelvin (K).

P : pression atmosphérique moyenne pendant la période d'exposition du capteur (atm).

D : coefficient de diffusion moléculaire du gaz dans l'air ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$).

L : longueur du chemin de diffusion (m)

A : surface de section transversale du chemin de diffusion (m^2).

t : temps d'exposition du capteur (s).

2.4 Analyse statistique des données

Afin d'évaluer la capacité du capteur passif INDAAF à reproduire fidèlement les concentrations d'ammoniac mesurées par les badges ALPHA, plusieurs analyses statistiques ont été réalisées. L'évaluation de la performance du capteur INDAAF a reposé sur une double approche : une analyse graphique de la relation entre les jeux de données via un diagramme de dispersion, et une analyse quantitative basée sur des indicateurs statistiques classiques. L'ensemble des paramètres statistiques utilisés dans ce travail est présenté ci-après.

2.4.1 Coefficient de détermination (R^2)

Le coefficient de détermination (R^2) a permis d'évaluer la corrélation linéaire entre les concentrations mesurées par le capteur INDAAF et celles obtenues avec le badge ALPHA. Une valeur élevée de R^2 indique une forte corrélation entre les données du capteur INDAAF et celles de référence, démontrant ainsi sa capacité à

reproduire fidèlement les variations observées. Le coefficient de détermination est calculé à l'aide de l'équation (3).

$$R^2 = 1 - \frac{\sum NH_{3Alpha} - NH_{3Indaaf}}{\sum NH_{3Alpha} - \overline{NH_{3Alpha}}} \quad (3)$$

2.4.2 Coefficient de corrélation (r)

Le coefficient de corrélation a servi à mesurer l'intensité et la direction de la relation linéaire entre les deux capteurs ; une valeur proche de +1 traduit une forte corrélation positive, indiquant que leurs mesures varient de manière étroitement liée. Le coefficient de corrélation est calculé à l'aide de l'équation (4).

$$r = \frac{\sum(NH_{3Alpha} - \overline{NH_{3Alpha}})(NH_{3Indaaf} - \overline{NH_{3Indaaf}})}{\sqrt{(\sum(NH_{3Alpha} - \overline{NH_{3Alpha}}))^2 \sum(NH_{3Indaaf} - \overline{NH_{3Indaaf}})^2}} \quad (4)$$

2.4.3 Erreur Absolue Moyenne (MAE) – Racine de l'erreur quadratique moyenne (Root Mean Square Error, RMSE)

Pour évaluer la concordance entre le capteur INDAAF et le badge ALPHA, deux indicateurs d'erreur ont été utilisés : MAE (Erreur Absolue Moyenne) et RMSE (Racine de l'erreur quadratique moyenne). MAE (Eq. (5)), mesure l'erreur moyenne en accordant un poids identique à chaque écart. Elle offre ainsi une vision globale de la précision du capteur, sans être faussée par des erreurs extrêmes. À l'inverse, RMSE (Eq. (6)) pénalise davantage les erreurs importantes en les élevant au carré. Elle est donc particulièrement sensible aux déviations majeures et permet de les identifier. L'analyse conjointe de ces deux métriques, où des valeurs faibles sont

recherchées pour les deux, fournit une évaluation équilibrée de la performance du capteur INDAAF par rapport au badge de référence ALPHA.

$$MAE = \frac{1}{n} \sum |NH_{3Alpha} - NH_{3Indaaf}| \quad (5)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum (NH_{3Alpha} - NH_{3Indaaf})^2} \quad (6)$$

Pour une analyse plus fine, le coefficient de variation de l'erreur absolue moyenne (CvMAE) et le biais moyen normalisé (NMB), deux indicateurs normalisés qui évaluent la magnitude et la direction de l'erreur, ont été appliqués. Ces deux indicateurs sont donnés respectivement par les équations (7) et (8). En rapportant l'erreur à la moyenne des mesures de référence (badge ALPHA), CvMAE exprime l'écart moyen en pourcentage, offrant ainsi une mesure de la précision qui est indépendante de l'échelle des concentrations. NMB, quant à lui, mesure la direction de l'erreur, c'est-à-dire le biais systématique. Sa valeur révèle si le capteur INDAAF a une tendance générale à surestimer (NMB positif) ou à sous-estimer (NMB négatif) les concentrations par rapport au badge ALPHA.

$$C_vMAE = \frac{MAE}{\overline{NH_{3Alpha}}} \times 100 \quad (7)$$

$$NMB = \frac{\sum NH_{3Indaaf} - NH_{3Alpha}}{\sum NH_{3Alpha}} \times 100 \quad (8)$$

Dans toutes les expressions précédentes, NH_{3Alpha} est la concentration de NH_3 mesurée par le badge ALPHA (référence), tandis que $NH_{3Indaaf}$ correspond à la concentration estimée par le capteur passif INDAAF. $\overline{NH_{3Alpha}}$ et $\overline{NH_{3Indaaf}}$ représentent les moyennes des concentrations mesurées respectivement

par le badge ALPHA et le capteur passif INDAAF.

Le capteur INDAAF est considéré performant s'il affiche une forte valeur des coefficients de détermination (R^2) et de corrélation (r), tout en présentant des niveaux d'erreur faibles selon les indicateurs RMSE, MAE, CvMAE et NMB. Cette approche permet de juger de la précision et de la fiabilité du capteur INDAAF dans le contexte spécifique de la mesure de l'ammoniac en milieu urbain. [32-35].

3 Résultats et discussion

3.1 Base de données réalisée

À partir de l'analyse des 208 échantillons collectés avec les 2 dispositifs par chromatographie ionique, les concentrations en ppb de NH_3 ont été calculées. La base de données finale se compose de 52 paires de mesures bimensuelles de NH_3 (badge ALPHA et capteur INDAAF), où chaque valeur individuelle résulte de la moyenne de deux échantillons prélevés en double. Le tableau 1 présente la statistique descriptive des concentrations de NH_3 sur le site de la décharge d'Akouédo. Il est à noter des différences notables entre les deux types de

capteurs. Les données du capteur INDAAF présentent une concentration moyenne de 29,2 ppb (écart-type : 11,8 ppb) et une médiane de 27,7 ppb. Les valeurs s'étendent de 8,0 à 59,0 ppb, avec 50% des données concentrées entre 21,2 ppb (Q1) et 36,3 ppb (Q3). L'ensemble de ces indicateurs dépeint une distribution des concentrations relativement symétrique et une variabilité modérée. À l'inverse, les concentrations mesurées par les badges CEH ALPHA sont significativement plus élevées, avec une moyenne de 40,8 ppb et un écart-type de 14,6 ppb. La variabilité des données autour de la moyenne est donc plus marquée. Cela indique que le badge ALPHA mesure une large gamme de données comparativement au capteur INDAAF. Les valeurs s'étendent de 16,4 à 73,2 ppb, avec une médiane de 39,0 ppb. L'intervalle interquartile (Q1 = 29,3 ppb ; Q3 = 50,5 ppb) est plus large, ce qui indique une distribution étendue et une plus grande dispersion des concentrations. Ce résultat suggère que les badges ALPHA enregistrent systématiquement des concentrations plus élevées que les capteurs INDAAF.

Pour déterminer si les écarts entre les deux dispositifs sont constants, la section suivante analyse l'évolution temporelle de leurs mesures respectives de NH_3 .

Tableau 1

Statistique descriptive des concentrations de NH_3 en ppb mesurées avec les capteurs passifs INDAAF et les badges ALPHA.

Capteurs	Nbre observ.	Min	Max	Q1	Médiane	Q3	Moyenne	Ecart-type
NH_3 -INDAAF	52	8.0	59.0	21.2	27.7	36.3	29.2	11.8
NH_3 -ALPHA	52	16.4	73.2	29.3	39.0	50.5	40.8	14.6

3.2 Évaluation statistique comparative entre capteur INDAAF et badge ALPHA

3.2.1 Analyse des coévolutions des concentrations de NH_3 mesurées par les deux capteurs

La capacité du capteur passif INDAAF à suivre les tendances temporelles observées par le badge ALPHA a été évaluée. La droite de régression linéaire représentant les concentrations d'ammoniac (NH_3) fournies par les deux capteurs (en rouge sur la figure 7), a pour équation $y = 1,12x + 8,04$. L'analyse des similitudes révèle qu'il existe une corrélation linéaire significative entre les deux séries de mesures. Les coefficients de détermination et de corrélation obtenus sont respectivement égaux à $R^2 = 0,82$ et $r = 0,9$ ($p\text{-value} = 1,9 \cdot 10^{-10} < 0,05$). Cela signifie que les variations de concentration de NH_3 détectées par INDAAF évoluent globalement de manière similaire à celles du badge ALPHA. Plus précisément, au moins 82% de la variabilité des concentrations de NH_3 captées par les badges ALPHA peuvent être mesurées par les capteurs passifs INDAAF. L'ordonnée à l'origine de la droite de régression (8,04 ppb) montre un biais systématique : lorsque le capteur INDAAF (x) mesure une concentration nulle, le badge ALPHA (y) enregistre encore une valeur moyenne de 8,04 ppb. Ce décalage met en évidence une sous-estimation systématique des faibles concentrations de NH_3 par le capteur INDAAF, ou inversement, une surestimation possible par le badge ALPHA dans des conditions de faible pollution. Le

coefficient de concordance de Lin (CCC) a permis d'évaluer à la fois la corrélation et l'accord entre les mesures de NH_3 effectuées par les deux dispositifs. Le CCC calculé est égal à 0,64 et proche de 1. Ce résultat traduit une bonne concordance globale entre les mesures. Ainsi, bien que des écarts existent en fonction des niveaux de concentration, le capteur passif INDAAF apparaît globalement fiable pour suivre l'évolution des concentrations atmosphériques d'ammoniac dans l'environnement de la décharge d'Akouédo.

3.2.2 Évaluation des écarts entre les capteurs passifs INDAAF et ALPHA

L'évaluation des écarts entre les capteurs passifs INDAAF et les badges ALPHA a été réalisée en calculant deux indicateurs complémentaires qui sont l'erreur moyenne absolue (MAE) et l'erreur quadratique moyenne (RMSE). Les résultats montrent que le RMSE atteint 13,16 ppb, tandis que la MAE s'élève à 11,55 ppb. Malgré une bonne corrélation temporelle, un biais quantitatif significatif persiste entre les mesures des deux capteurs. La valeur élevée de la RMSE, sensible aux erreurs importantes, confirme l'existence de divergences ponctuelles mais marquées entre les deux dispositifs. Ces écarts surviennent probablement lors des pics de concentration en NH_3 , où les caractéristiques techniques propres à chaque capteur (temps de réponse, seuil de saturation) entraînent des mesures discordantes. Les deux dispositifs ne sont pas optimisés pour la même gamme de mesures : le badge CEH ALPHA peut quantifier des concentrations élevées

(jusqu'à ~139 ppb), tandis que le capteur INDAAF est conçu pour les faibles niveaux ambiants, avec une précision maximale sous les 60 ppb. En revanche, la valeur relativement modérée de la MAE traduit un écart moyen raisonnable entre les deux capteurs sur l'ensemble de la période d'étude. Cela confirme que le capteur INDAAF est globalement capable de reproduire les niveaux de concentration de NH_3 observés par le badge ALPHA, bien que des divergences soient observées pour des valeurs extrêmes. Par ailleurs, le faible

écart entre la MAE et la RMSE suggère que les erreurs de mesure du capteur passif INDAAF restent globalement faibles et relativement homogènes au cours du temps, sans fortes dispersions. Ces résultats montrent que si le capteur INDAAF est un outil pertinent et économique pour la surveillance à grande échelle du NH_3 . Toutefois, son utilisation pour des mesures de haute précision nécessiterait des ajustements supplémentaires visant à réduire les écarts résiduels.

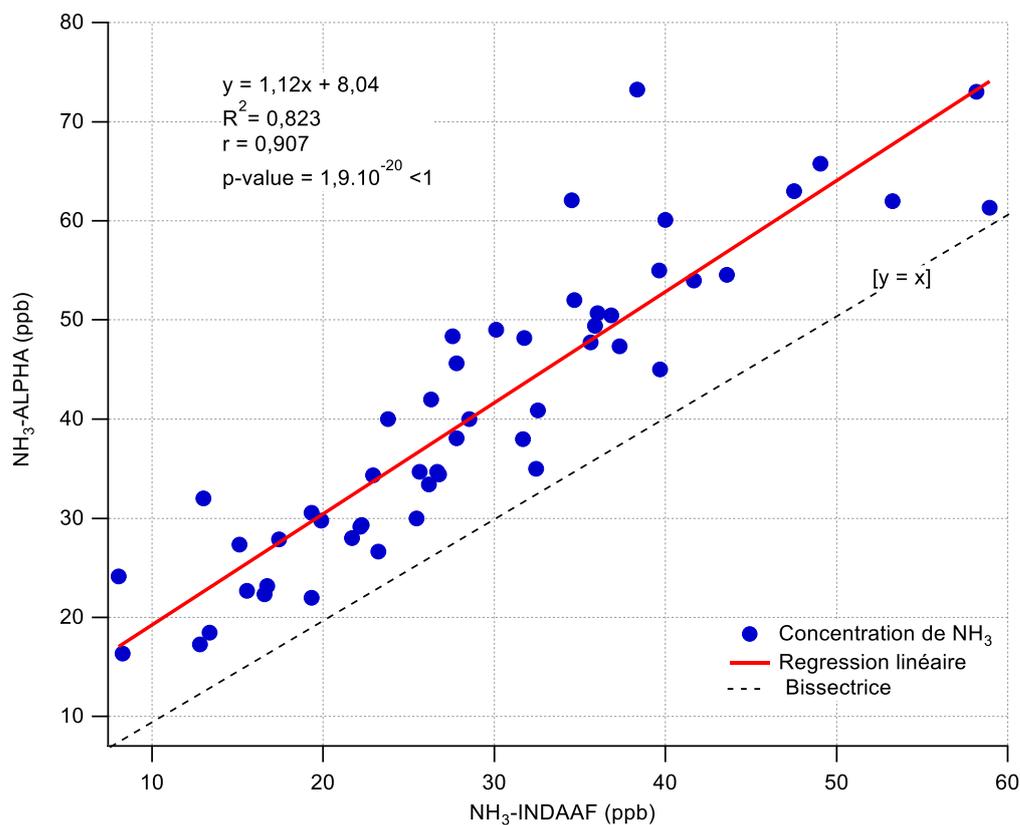


Fig. 7. Régression linéaire (en rouge) entre les concentrations en ppb mesurées par le badge ALPHA et le capteur INDAAF.

3.2.3 Évaluation des biais entre le capteurs passif INDAAF et le badge ALPHA

L'évaluation des biais entre les mesures du capteur INDAAF et celles du badge ALPHA a été réalisée à l'aide du biais moyen normalisé (NMB) et du coefficient de variation de l'erreur absolue moyenne (C_V MAE). Les calculs donnent un NMB de -28,3 %, indiquant que le capteur passif INDAAF a tendance à sous-estimer légèrement les concentrations d'ammoniac par rapport au badge ALPHA. Cette sous-estimation, bien que modérée, doit être prise en compte dans l'interprétation des données. Le C_V MAE, quant à lui, atteint 34,3 %, traduisant une variabilité d'erreur moyenne acceptable au regard de l'ensemble des mesures. Ces résultats confirment que le capteur INDAAF suit correctement la dynamique générale du NH_3 mesurée par le badge ALPHA, mais avec une tendance systématique à produire des valeurs légèrement inférieures. En définitive, le capteur INDAAF peut être utilisé de manière fiable pour la surveillance urbaine de l'ammoniac, mais des ajustements sont nécessaires pour augmenter la précision des mesures.

3.3 Variations à moyen terme des concentrations de NH_3

La figure 8 présente les coévolutions temporelles des concentrations de NH_3 mesurées à l'aide du badge ALPHA et du capteur passif INDAAF de la première quinzaine du mois de février 2017 (fev-15d) à la deuxième quinzaine de mars 2017 (mar-17f). L'analyse des variations bimensuelles des concentrations d'ammoniac (NH_3)

révèle une dynamique temporelle marquée par une forte variabilité au cours des mois. L'analyse initiale des séries temporelles montre une forte concordance dans l'évolution des concentrations mesurées par les deux dispositifs. D'une manière générale, les concentrations enregistrées par le badge ALPHA sont systématiquement plus élevées que celles mesurées par les capteurs passifs INDAAF. Des pics de concentration apparaissent à des périodes semblables pour les deux capteurs, notamment en juin 2015 et 2016, et en février 2016 et 2017, suggérant un lien potentiel avec certaines activités anthropiques ou des conditions météorologiques favorables à l'accumulation de NH_3 .

Malgré quelques divergences d'amplitude, les tendances générales sont similaires, renforçant la complémentarité de ces deux méthodes de mesure. Cette convergence des profils, bien que partielle, permet d'asseoir la fiabilité des observations et souligne l'intérêt d'une approche croisée pour la surveillance atmosphérique. Ces premiers résultats suggèrent par ailleurs une variation saisonnière des concentrations de NH_3 . Un profil moyen annuel a été établi afin de mieux identifier les périodes de hausse ou de baisse marquée des niveaux d'ammoniac.

3.4 Profils moyens annuels des concentrations d'ammoniac

Les profils moyens annuels des concentrations d'ammoniac mesurées à l'aide du capteur passif INDAAF et du badge ALPHA sont présentés à la figure 9. D'une manière générale, les profils observés entre NH_3 -INDAAF et NH_3 -ALPHA sont similaires. Ainsi, les deux méthodes

présentent les mêmes variations mensuelles. Le chevauchement des intervalles de confiance pour tous les mois de l'année (sauf août et octobre) suggère que les différences ne sont pas statistiquement significatives. La figure 9 met en évidence une variabilité saisonnière marquée des concentrations atmosphériques de NH₃ à la

décharge d'Akouédo, avec un pic notable enregistré en juin atteignant 49,94 ppb pour NH₃-INDAAF et 61,51 ppb pour NH₃-ALPHA. Le maximum en juin coïncide avec la période de plus forte pluviométrie à Abidjan, dépassant les 500 mm de pluie et les températures les plus faibles de l'année [17].

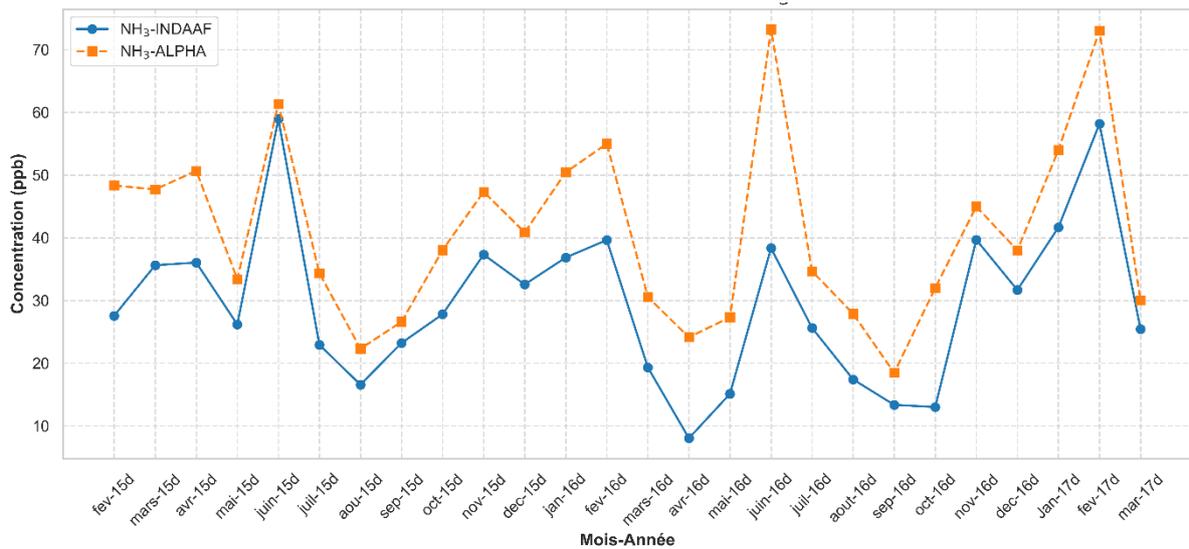


Fig. 8. Suivi des variations des concentrations de NH₃ à l'aide du capteur passif INDAAF et du badge ALPHA à la décharge d'Akouédo.

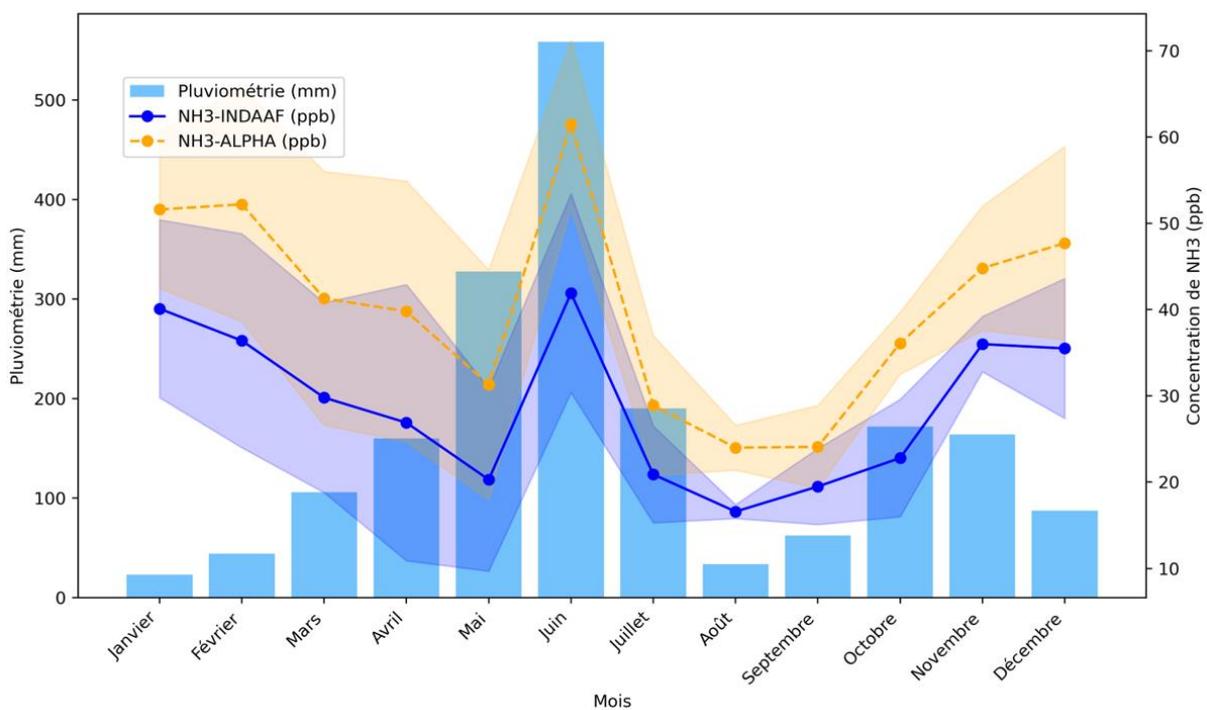


Fig. 9. Profils moyens annuels des concentrations de NH₃ obtenus à l'aide du capteur passif INDAAF et badge ALPHA.

Bien que l'on puisse généralement s'attendre à une diminution des concentrations d'ammoniac durant la saison des pluies en raison de la dissolution et du dépôt humide des polluants, le contexte particulier de la décharge d'Akouédo offre un profil différent. En effet, les fortes précipitations favorisent la décomposition accélérée des matières organiques dans les déchets, augmentant ainsi la production de NH_3 . Par ailleurs, le lessivage des résidus organiques par les eaux de ruissellement peut entraîner une libération supplémentaire d'ammoniac accumulé dans le sol à partir du phénomène de nitrification (désorption ou nitrification partielle) [22,36]. Ce phénomène, combiné à une activité microbienne plus intense dans des conditions chaudes et humides, contribue à expliquer les pics observés pendant la saison des pluies. De plus, la couche limite atmosphérique en saison des pluies est plus stable, ce qui réduit considérablement le mélange vertical de l'atmosphère. Ces conditions météorologiques pourraient conduire à une accumulation locale d'ammoniac dans la zone de la décharge d'Akouédo [37]. D'autres pics, bien que moins marqués, sont observés durant la grande saison sèche, de décembre à mars. Ces augmentations peuvent s'expliquer par une combinaison de facteurs, notamment l'accumulation progressive de l'ammoniac dans l'atmosphère en l'absence de précipitations, ainsi qu'une volatilisation accrue sous l'effet des températures élevées caractéristiques de cette période. Ces maxima de concentrations sont suivis de minima notamment en août pendant l'intersaison, avec des concentrations égales à 16,57 ppb pour NH_3 -INDAAF et 24,01 pour NH_3 -ALPHA. Les zones ombrées sur les courbes, qui illustrent l'incertitude des mesures, s'élargissent considérablement de décembre

à juin, attestant d'une variabilité accrue des données durant cette période de l'année. Par contre, les intervalles sont plus resserrés de juillet à novembre, traduisant une plus grande précision des mesures durant cette période de l'année. Cette variation met en évidence une saisonnalité assez marquée des concentrations de NH_3 à la décharge d'Akouédo. Les concentrations d'ammoniac (NH_3) mesurées à l'aide des capteurs INDAAF et des badges CEH ALPHA présentent une dynamique saisonnière similaire. Les deux dispositifs enregistrent des concentrations plus élevées durant la grande saison sèche, une diminution notable durant la grande saison des pluies, un minimum pendant la petite saison sèche, puis une remontée durant la petite saison des pluies. La figure 10 met en évidence cette dynamique saisonnière. Toutefois, on observe systématiquement des niveaux plus élevés mesurés par le badge CEH ALPHA par rapport au capteur INDAAF. Durant la grande saison sèche, les concentrations moyennes atteignent 48,2 ppb avec le badge CEH ALPHA contre 35,4 ppb avec le capteur INDAAF, soit un écart de +12,8 ppb. En grande saison des pluies, les moyennes sont respectivement de 40,4 ppb (badge) et 28,7 ppb (INDAAF), soit une différence de +11,7 ppb. En petite saison sèche, les niveaux chutent à 24,0 ppb (badge) et 18,0 ppb (INDAAF), avec un écart plus faible de +6,0 ppb. Enfin, pendant la petite saison des pluies, les concentrations remontent à 40,5 ppb (badge) contre 29,4 ppb (INDAAF), avec un écart de +11,1 ppb. En moyenne, l'écart entre les deux dispositifs est d'environ 10,9 ppb. Néanmoins, la forte corrélation saisonnière démontre la fiabilité des deux capteurs pour suivre l'évolution de la pollution ammoniacale en milieu tropical urbain.

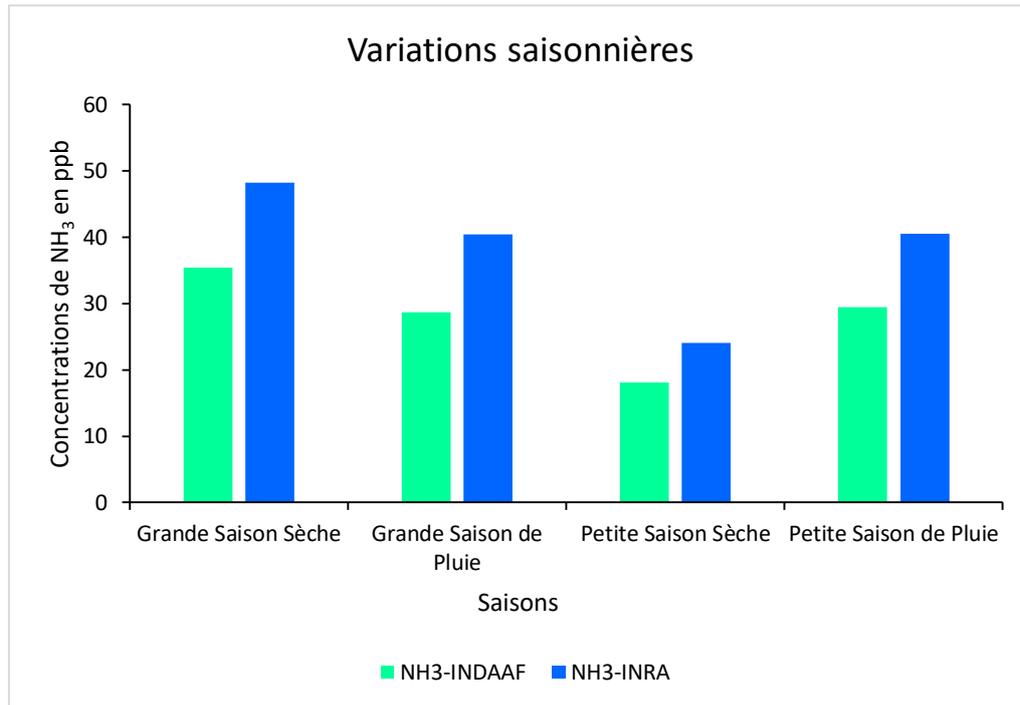


Fig. 10. Variations saisonnières des concentrations de NH₃.

4 Conclusion

Menée sur le site urbain d'Akouédo à Abidjan (Côte d'Ivoire), l'objectif de cette étude était d'évaluer la performance du capteur passif INDAAF pour la mesure de l'ammoniac (NH₃) atmosphérique en le confrontant au badge de référence ALPHA. L'analyse des résultats de la colocalisation de ces deux types de capteurs a permis d'examiner la covariation des données, les relations linéaires, les écarts de mesure et les biais ainsi que le coefficient de concordance. L'ensemble des résultats montre que le capteur passif INDAAF présente des performances satisfaisantes pour la mesure des concentrations atmosphériques de NH₃. Les tendances temporelles observées sont fortement corrélées à celles du badge ALPHA, avec un coefficient de corrélation élevé (0,90) et un coefficient de détermination égal à 0,82, traduisant une bonne coévolution des

mesures. Les écarts moyens entre les instruments restent modérés, avec une Erreur Absolue Moyenne (MAE) de 11,55 ppb et une Racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) de 13,16 ppb, indiquant une capacité globale à reproduire les variations des concentrations malgré quelques divergences. L'analyse des biais montre que le NMB de -18,3% indique une légère tendance du capteur INDAAF à sous-estimer les concentrations par rapport au badge ALPHA, tandis que l'erreur relative (C_vMAE) de 34,3% témoigne d'une dispersion des erreurs plutôt homogène. L'analyse des écarts types a mis en évidence une variabilité plus importante des mesures entre décembre et juin des années d'étude, traduisant une plus grande incertitude durant la période sèche et au début de la saison des pluies. Les niveaux de concentrations mesurées par les capteurs affichent des gammes quelque peu différentes. Les concentrations de NH₃

enregistrées par INDAAF varient de 8,0 à 59,0 ppb, avec une moyenne de 29,2 ppb, tandis que celles mesurées par le badge ALPHA se situent entre 16,4 et 73,2 ppb, pour une moyenne de 40,8 ppb. L'étude des profils moyens annuels des concentrations d'ammoniac mesurées par les capteurs passifs INDAAF et les badges ALPHA a mis en évidence une forte similarité dans les tendances saisonnières, malgré quelques écarts mineurs. Les deux capteurs présentent les mêmes variations annuelles du NH_3 autour de la décharge d'Akouédo, avec un pic de concentration notable en juin et un minimum en août. Ces variations suggèrent une forte influence de la pluviométrie : la grande humidité des sols en saison des pluies pourrait en effet favoriser une accumulation locale d'ammoniac. L'ensemble des résultats obtenus confirment la capacité du capteur INDAAF et du badge ALPHA à suivre les variations saisonnières du NH_3 en milieu urbain tropical. En bref, les capteurs passifs INDAAF et le badge ALPHA sont une solution solide, fiable et peu coûteuse pour mesurer les niveaux d'ammoniac dans les villes d'Afrique tropicale, surtout quand les ressources pour surveiller la qualité de l'air sont limitées. La réalisation de cette étude pilote en Côte d'Ivoire permet d'améliorer l'évaluation des niveaux de NH_3 dans les zones urbaines africaines et souligne l'importance d'intégrer des dispositifs de surveillance adaptés aux réalités locales dans les stratégies de gestion de la qualité de l'air.

Remerciements

Les auteurs tiennent à exprimer leur sincère gratitude à la Jeune Équipe Associée de l'IRD Physicochimie Atmosphérique et Impacts (JEA PATI),

ainsi qu'à l'Institut de Recherche pour le Développement Durable (IRD), pour leur précieux soutien matériel et financier, qui a largement contribué à la réalisation et à la publication de ce travail. La JEA PATI bénéficie d'un financement de l'IRD pour la période 2023-2025.

Références bibliographiques

- [1] FAO-IFA, Global estimates of gaseous emissions of NH_3 , NO and N_2O from agricultural land. Rome: FAO (2001). https://www.fertilizer.org/wp-content/uploads/2023/01/2001_FAO_IFA_gaseousemissionsNH3.pdf (Consulté le 30/05/2025).
- [2] S. Bittman, J.R. Brook, A. Bleeker, T.W. Bruulsema, Air Quality, Health Effects and Management of Ammonia Emissions from Fertilizers, in: E. Taylor, A. McMillan (Eds.), Air Quality Management, Springer Netherlands, Dordrecht (2014) 261–277. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7557-2_12
- [3] W. Hodan, W. Barnard, *Evaluating the Contribution of PM_{2.5} Precursor Gases and Re-entrained Road Emissions to Mobile Source PM_{2.5} Particulate Matter Emissions* (2004). <https://www3.epa.gov/ttnchie1/conference/ei13/mobile/hodan.pdf>
- [4] L.D. Nghiem, F.I. Hai, A. Listowski, *Water reclamation and nitrogen extraction from municipal solid waste landfill leachate*, Desalination and Water Treatment 57 (2016) 29220–29227. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1169949>

- [5] Eawag, *Global waste challenge, Situation in developping countries* (2008). https://www.ecopost.co.ke/assets/pdf/global_waste_challenge.pdf (Consulté le 30/05/2025).
- [6] M.D. Vaverková, *Landfill Impacts on the Environment—Review*, *Geosciences* 9 (2019) 431. <https://doi.org/10.3390/geosciences9100431> . 1-16
- [7] B.W. Stamps, C.N. Lyles, J.M. Suflita, J.R. Masoner, I.M. Cozzarelli, D.W. Kolpin, B.S. Stevenson, *Municipal Solid Waste Landfills Harbor Distinct Microbiomes*, *Frontiers in Microbiology* 7 (2016) 1-11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00534>
- [8] M. Cyril Kouadio, *Caracterisation physico-chimique et energetique de la decharge d'akouedo*, Thesis, Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire (2020). <https://theses.hal.science/tel-03799400> (Consulté le 30/05/2025).
- [9] O.A. Adjiri, C.K. Mafou, P.K. Konan, *Impact of Akouedo landfill (Abidjan - Côte d'Ivoire) on the populations: socio-economic and environmental study*, *International Journal of Innovation and Applied Studies* 13 (2015) 979–989.
- [10] A.O. Adjiri, A. Koudou, G. Soro, J. Biemi, *Étude du potentiel de valorisation énergétique du biogaz de la décharge d'akouédo (Abidjan, Côte d'Ivoire)*, *Environnement, Ingénierie & Développement* 77 (2018) 3–10. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.3784>
- [11] K.M. N'Goran, K.M. Yao, N.L.B. Kouassi, A. Trokourey, *Phosphorus and nitrogen speciation in waters and sediments highly contaminated by an illicit urban landfill: The Akouedo landfill, Côte d'Ivoire*, *Regional Studies in Marine Science* 31 (2019) 100805. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100805>
- [12] O.A. Adjiri, D.L. Gone, I.K. Kouame, B. Kamagate, J. Biemi, *Caractérisation de la pollution chimique et microbiologique de l'environnement de la décharge d'akouédo, Abidjan-Côte d'Ivoire*, *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 2 (2008) 979-989. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v2i4.39768>
- [13] H. M. Obe, B.A. Nicolas, *Impacts de la Décharge Publique d'akouédo sur le Cadre de Vie et la Santé de la Population Riveraine*, *European Scientific Journal*, ESJ 15 (2019) 20. <https://doi.org/10.19044/esj.2019.v15n12p20>
- [14] World Bank, *World Bank- Côte d'Ivoire, la banque mondiale -BIRD-IDA* (2016). <http://www.banquemondiale.org/fr/country/cotedivoire> (Consulté le 30/05/2025).
- [15] J. Bahino, V. Yoboué, C. Galy-Lacaux, M. Adon, A. Akpo, S. Keita, C. Liousse, E. Gardrat, C. Chiron, M. Ossohou, S. Gnamien, J. Djossou, *A pilot study of gaseous pollutants' measurement (NO₂, SO₂, NH₃, HNO₃ and O₃) in Abidjan, Côte d'Ivoire: contribution to an overview of gaseous pollution in African cities*, *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (2018) 5173–5198. <https://doi.org/10.5194/acp-18-5173-2018>
- [16] M. Ossohou, J.E. Hickman, L. Clarisse, P.-F. Coheur, M. Van Damme, M. Adon, V. Yoboué, E. Gardrat, M.D. Alvès, C. Galy-Lacaux, *Trends and*

- seasonal variability in ammonia across major biomes in western and central Africa inferred from long-term series of ground-based and satellite measurements*, Atmospheric Chemistry and Physics 23 (2023) 9473–9494. <https://doi.org/10.5194/acp-23-9473-2023>
- [17] J. Bahino, Analyse de la qualité de l'air dans les zones urbaines en Afrique: caractérisation de la pollution gazeuse des espèces chimiques NO₂, SO₂, HNO₃, NH₃ et O₃ à Abidjan et Cotonou, Thèse, Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire (2018). <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-02202221> (Consulté le 30/05/2025).
- [18] N. Soro, T. Lasm, B.H. Kouadio, G. Soro, K.E. Ahoussi, Variabilité du régime pluviométrique du Sud de la Côte d'Ivoire et son impact sur l'alimentation de la nappe d'Abidjan, (2006). <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/30375> (Consulté de 30/05/2025).
- [19] K. E. Ahoussi, N. Soro, G. Soro, T. Lasm, MS Oga et S. Zadé, *Pollution des eaux souterraines dans les plus grandes villes d'Afrique : cas de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire)*, Revue européenne de recherche scientifique, 20(2) (2008) 302-316. <http://dx.doi.org/10.1109/9.402235>
- [20] L. Konate, B.H. Kouadio, B.K. Djè, .E. Ake, V.H.N. Bi, L. Gnagne, E.K. Kouame, J. Biemi, *Caractérisation des pluies journalières intenses et récurrences des inondations: apport des totaux glissants trois (3) jours à la détermination d'une quantité seuil d'inondation (District d'Abidjan au Sud-Est de la Côte d'Ivoire)*, International Journal of Innovation and Applied Studies 17(3) (2016) 990-1003.
- [21] Y.S. Tang, J.N. Cape, M.A. Sutton, *Development and Types of Passive Samplers for Monitoring Atmospheric NO₂ and NH₃ Concentrations*, The Scientific World Journal 1 (2001) 513-529. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.82>
- [22] M.A. Sutton, Y.S. Tang, B. Miners, D. Fowler, *A New Diffusion Denuder System for Long-Term, Regional Monitoring of Atmospheric Ammonia and Ammonium*, Water, Air, & Soil Pollution: Focus 1 (2001) 145–156. <https://doi.org/10.1023/A:1013138601753>
- [23] M.A. Puchalski, M.E. Sather, J.T. Walker, C.M.B. Lehmann, D.A. Gay, J. Mathew, W.P. Robarge, *Passive ammonia monitoring in the United States: Comparing three different sampling devices*, Journal of Environmental Monitoring 13 (2011) 3156-3167. <https://doi.org/10.1039/c1em10553a>
- [24] M. Adon, C. Galy-Lacaux, V. Yoboue, C. Delon, J.P. Lacaux, P. Castera, E. Gardrat, J. Pienaar, H. Al Ourabi, D. Laouali, B. Diop, L. Sigha-Nkamdjou, A. Akpo, J.P. Tathy, F. Lavenu, E. Mougín, *Long term measurements of sulfur dioxide, nitrogen dioxide, ammonia, nitric acid and ozone in Africa using passive samplers*, Atmospheric Chemistry and Physics 10 (2010) 7467–7487. <https://doi.org/10.5194/acp-10-7467-2010>
- [25] M. Ferm, A Sensitive Diffusional Sampler, Swedish Environmental Research Institute, Sweden (1991). <https://books.google.fr/books?id=cmZgMgAACAAJ>

- [26] M. Adon, C. Galy-Lacaux, C. Delon, V. Yoboue, F. Solmon, A.T. Kaptue Tchuenta, *Dry deposition of nitrogen compounds (NO_2 , HNO_3 , NH_3), sulfur dioxide and ozone in west and central African ecosystems using the inferential method*, Atmospheric Chemistry and Physics 13 (2013) 11351–11374. <https://doi.org/10.5194/acp-13-11351-2013>
- [27] W.M. WMO-GAW, Report on passive samplers for atmospheric chemistry measurements and their role in GAW /Rapport GAW n° 122 (1998) 1-31.
- [28] C. Galy-Lacaux, A.I. Modi, *Precipitation chemistry in the Sahelian savanna of Niger, Africa*, Journal of Atmospheric Chemistry 30 (1998) 319–343. <https://doi.org/10.1023/A:1006027730377>
- [29] R.E. Hodgkins, C.M. Grzywacz, R.L. Garrell, *An improved ion chromatography method for analysis of acetic and formic acid vapours*, E-Preservation Science (e-PS) 8 (2011) 74–80.
- [30] D. Laouali, C. Galy-Lacaux, B. Diop, C. Delon, D. Orange, J.P. Lacaux, A. Akpo, F. Lavenu, E. Gardrat, P. Castera, *Long term monitoring of the chemical composition of precipitation and wet deposition fluxes over three Sahelian savannas*, Atmospheric Environment 50 (2012) 314–327. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.12.004>
- [31] R. Duvall, A. Clements, G. Hagler, A. Kamal, Vasu Kilaru, L. Goodman, S. Frederick, K. Johnson Barkjohn, I. VonWald, D. Greene, T. Dye, *Performance Testing Protocols, Metrics, and Target Values for Fine Particulate Matter Air Sensors: Use in Ambient, Outdoor, Fixed Site, Non-Regulatory Supplemental and Informational Monitoring Applications* (2021), Washington, DC, EPA/600/R-20/280. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?dirEntryId=350785&Lab=CEMM (Consulté le 12/04/2025).
- [32] K. Aula, E. Lagerspetz, P. Nurmi, S. Tarkoma, *Evaluation of Low-cost Air Quality Sensor Calibration Models*, Association Computing Machinery Transactions on Sensor Networks 18(4) (2022) 1-32. <https://doi.org/10.1145/3512889>
- [33] A. Datta, A. Saha, M.L. Zamora, C. Buehler, L. Hao, F. Xiong, D.R. Gentner, K. Koehler, *Statistical field calibration of a low-cost PM_{2.5} monitoring network in Baltimore*, Atmospheric Environment 242 (2020) 117761. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117761>
- [34] P. Gupta, P. Doraiswamy, J. Reddy, P. Balyan, S. Dey, R. Chartier, A. Khan, K. Riter, B. Feenstra, R.C. Levy, N.N.M. Tran, O. Pikelnaya, K. Selvaraj, T. Ganguly, K. Ganesan, *Low-Cost Air Quality Sensor Evaluation and Calibration in Contrasting Aerosol Environments*, Atmospheric Measurement Techniques Discussions [preprint] (2022). <https://doi.org/10.5194/amt-2022-140>
- [35] H. Khreis, J. Johnson, K. Jack, B. Dadashova, E.S. Park, *Evaluating the Performance of Low-Cost Air Quality Monitors in Dallas, Texas*, International Journal of Environmental Research and Public Health 19 (2022) 1647. <https://doi.org/10.3390/ijerph19031647>

[36] M.A. Sutton, U. Dragosits, Y.S. Tang, D. Fowler, *Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK*, Atmospheric Environmental 34 (2000) 855–869.
[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00362-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00362-3)

[37] S.N. Behera, M. Sharma, V.P. Aneja, R. Balasubramanian, *Ammonia in the atmosphere: a review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies*, Environ. Sci. Pollut. Res. 20 (2013) 8092–8131.
<https://doi.org/10.1007/s11356-013-2051-9>