

ROSAS : REPRESENTATIVITE DES MESURES D'AMMONIAC ATMOSPHERIQUE



Représentativité des Observations de Surface
d'Ammoniac atmosphérique en appui à l'exploitation des
données Satellites



EXPERTISES

RAPPORT

Avril 2026

REMERCIEMENTS

Par ordre alphabétique

BOURLON Mathilde – Atmo Auvergne Rhône-Alpes

CAUSSE Antoine – Atmo Auvergne Rhône-Alpes

CHATAIN Mélodie – ATMO Grand Est

COZIC Julie – Atmo Auvergne Rhône-Alpes

DELIDAIIS Marion – AirBreizh

GALSOMIES Laurence – ADEME

LECLUSE Vincent – ATMO Grand Est

LE PAIH Jérôme – ATMO Grand Est

LUQUE LÁZARO Ángel – CNRS - LATMOS

SALQUE-MORETON Guillaume – Atmo Auvergne Rhône-Alpes

VIATTE Camille – CNRS - LATMOS

CITATION DE CE RAPPORT

BOURLON M., CAUSSE A., DELIDAIIS M., LECLUSE V., LUQUE LAZARO A., SALQUE-MORETON G., VIATTE C., 2026. ROSAS : Représentativité des mesures d'ammoniac atmosphérique. Rapport Final, xxx pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne : <https://librairie.ademe.fr/>

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document diffusé par l'ADEME a été réalisé à l'initiative de son/ses auteur(s) ; il a reçu un soutien financier de l'ADEME mais n'engage pas l'ADEME. Son contenu (ou les données qu'il contient) n'engage que la seule responsabilité de son/ses auteurs et ne représente pas la position de l'ADEME.

ADEME

20, avenue du Grésillé
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01
Numéro de contrat : 2262D0091

Supprimer les mentions ci-dessous si inutiles :

Étude réalisée par (noms des auteurs et co-financeurs éventuels) pour ce projet cofinancé par l'ADEME

Projet de recherche coordonné par : XXXXXXX
Appel à projet de recherche : AQACIA

Coordination technique - ADEME : GALSOMIES Laurence Ingénieure
Direction/Service : XXXXX

Résumé

CONTEXTE Le gaz ammoniac (NH_3) atmosphérique constitue un précurseur majeur des particules fines secondaires via la formation de sels ammoniacés. En Europe, ses émissions sont dominées par les activités agricoles, et la France — parmi les principaux émetteurs — doit réduire ses émissions de 13 % d'ici 2030 (référence 2005) pour satisfaire la directive NEC. L'évaluation de ces émissions reste toutefois limitée par les incertitudes des inventaires et par le manque d'observations de référence permettant de contraindre les modèles de chimie-transport et les produits satellitaires.

OBJECTIFS Les observations satellitaires (par ex. IASI) fournissent une distribution spatiale de la colonne totale de NH_3 , mais nécessitent une validation par des mesures in situ. Or, les mesures de surface sont peu denses, potentiellement affectées par des artefacts (adsorption/désorption, conditions micro-météorologiques) et leur représentativité spatiale demeure mal caractérisée.

RESULTATS Le projet ROSAS a analysé cette représentativité en combinant mesures au sol, observations satellitaires et variables météorologiques. Les résultats montrent que, selon la typologie du site (agricole, rural, urbain), la mesure de surface peut être représentative d'un rayon compris entre 6 et 60 km, dépendant de la saison et de la période de moyennage. Les corrélations les plus robustes entre concentrations de surface et colonnes satellitaires sont obtenues au printemps, en moyenne mensuelle, pour les sites ruraux et urbains.

Les conclusions du projet fournissent un cadre méthodologique pour optimiser l'implantation de futurs observatoires NH_3 et améliorer l'exploitation des données satellitaires. Toutefois, le nombre limité de sites instrumentés ne permet pas encore de calibrer des modèles statistiques ou machine learning capables de restituer les concentrations de surface à partir des données satellitaires. Un réseau plus dense et plus large serait nécessaire pour développer des algorithmes prédictifs fiables.

Abstract

Atmospheric ammonia (NH_3) is a major precursor of secondary fine particulate matter through the formation of ammonium salts. In Europe, NH_3 emissions are dominated by agricultural activities, and France—one of the largest emitters—must reduce its emissions by 13% by 2030 (relative to 2005 levels) to comply with the NEC Directive. However, the assessment of these emissions remains limited by uncertainties in emission inventories and by the lack of reference observations needed to constrain chemistry-transport models and satellite products.

Satellite observations (e.g., IASI) provide spatial distributions of total NH_3 columns but require validation using in situ measurements. Yet, surface measurements are sparse, potentially affected by artefacts (adsorption/desorption processes, micro-meteorological conditions), and their spatial representativeness is still poorly characterized.

The ROSAS project investigated this representativeness by combining ground-based measurements, satellite observations, and meteorological variables. The results show that, depending on site typology (agricultural, rural, urban), surface measurements can be representative of an area with a radius ranging from 6 to 60 km, depending on the season and the averaging period. The strongest correlations between surface concentrations and satellite-derived columns are obtained in spring, using monthly averages, particularly for rural and urban sites.

The project's conclusions provide a methodological framework to optimize the deployment of future NH_3 monitoring stations and to enhance the use of satellite data. However, the limited number of instrumented sites does not yet allow the calibration of statistical or machine-learning models capable of retrieving surface concentrations from satellite observations. A wider observation network would be required to develop reliable predictive algorithms.

SOMMAIRE

1. Contexte du projet	8
1.1. Intérêts et enjeux de l'ammoniac atmosphériques.....	8
1.2. Objectifs du projet ROSAS	9
1.3. Gouvernance du projet.....	10
2. Méthodologie	12
2.1. Développement d'une stratégie de mesure par tubes passifs pour étudier la représentativité de mesure par analyseur.....	12
2.2. Jeux de données disponibles pour l'étude	20
2.2.1. Inventaire des données de mesure NH3 au sol.....	20
2.2.2. Inventaire des émissions NH3.....	21
2.2.3. Données satellites NH3.....	25
2.2.4. Données météorologiques	25
2.2.5. Etat des lieux des observations inter-régionales de NH3.....	26
2.2.6. Données agricoles	27
3. Bilans principaux / Résultats obtenus.....	30
3.1. Campagne de mesure	30
3.1.1. Validation de données	30
3.1.2. Résultats de la campagne de mesure.....	30
3.2. Représentativité au sol des mesures sur la campagne.....	47
3.2.1. Etude de la représentativité des mesures au sol en comparaison avec des mesures complémentaires au voisinage de ces stations	47
3.2.2. Etude de la représentativité spatiale des stations avec analyseurs NH3.....	47
3.3. Etude de la représentativité des mesures au sol en comparaison aux données satellites	52
3.3.1. Etude préliminaire des colonnes d'ammoniac observées sur chaque région étudiée	52
3.3.2. Etude de la variabilité temporelle de la mesure satellite	54
3.3.3. Etude de la corrélation spatio-temporelle entre mesures satellites et mesures au sol	55
3.4. Conversions des colonnes satellites totales de NH3 en concentration de surface	56
3.4.1. Méthodologie initiale utilisée.....	57
3.4.2. Paramètres physiques testés	58
3.4.3. Résultats, Limites de l'étude et perspectives.....	59
4. Conclusions	64
4.1. Recommandations pour le choix de site lors de l'installation d'un analyseur NH3	64
4.1.1. Ammoniac et mesures de référence	64

4.1.2.	Principes généraux issus du projet ROSAS	65
4.1.3.	Recommandations pour le choix d'un site d'installation d'un analyseur NH3... 66	
4.2.	Perspectives pour la conversion des données satellites de NH3 en concentration de surface... 66	
5.	Conclusion / Perspectives.....	67
	Références bibliographiques	69
	Index des tableaux et figures.....	72
	Sigles et acronymes	74
	Annexe 1 : tableau des productions attendues.....	75
	Annexe 2 : tableau des indicateurs de réussite.....	76
	Annexe 3 : tableau présentant les caractéristiques des sites, la typologie et l'incidence.....	77
	Annexe 4 : RPG (Registre Parcellaire Graphique).....	78

1. Contexte du projet

1.1. Intérêts et enjeux de l'ammoniac atmosphériques

L'ammoniac, principalement issu de l'agriculture, est responsable d'environ 50 % des particules fines PM_{2,5} en Europe et contribue fortement à la mortalité liée à la pollution. La France est le premier émetteur européen, avec 573 kt en 2020, dont la quasi-totalité provient de l'élevage et des épandages. Malgré des objectifs de réduction fixés par l'UE, les concentrations de NH₃ ne sont pas réglementées et les mesures au sol restent limitées. Les données satellites (IASI) complètent ces mesures et aident à améliorer les inventaires d'émissions. Le projet ROSAS étudie trois régions majeures émettrices (Bretagne, Grand-Est, AuRA) où des dispositifs de mesure et de réduction du NH₃ sont progressivement déployés.

L'ammoniac (NH₃) est un précurseur gazeux de particules fines, à l'origine de 50% des PM_{2,5} en Europe (Lelieveld et al, 2015, Wyer et al, 2022). Pour la période 2016-2019, une étude de Santé Publique France attribue 40 000 décès annuels en France à l'exposition à long terme aux particules fines (PM_{2,5}) (Adélaïde et al., 2021). La France est le pays qui émet le plus de NH₃ au sein de l'Union Européenne (Eurostat, 2022). En 2020, sur les 573 kilotonnes (kt) émises par le pays, 212 kt sont attribuées à l'élevage et 322 kt aux cultures, émissions associées essentiellement à l'épandage d'engrais et aux pâtures (Citepa, 2022). Plusieurs études de modélisation montrent que des réductions significatives des émissions de NH₃ peuvent mener à une diminution de la pollution particulaire en Europe (e.g. Megaritis et al., 2013, Bessagnet et al., 2014, Bauer et al., 2016, Pozzer et al., 2017, Wyer et al., 2022).

Les émissions d'ammoniac sont réglementées selon la directive 2016/2284/UE qui définit des plafonds d'émission de NH₃ pour chaque état membre (JOUE, 2016). Les objectifs fixés pour la France sont de réduire les émissions d'ammoniac de 4 % à partir de 2020 et de 13 % à partir de 2030 par rapport aux niveaux de 2005 (Joue, 2016).

Néanmoins, les concentrations atmosphériques de NH₃ ne sont pas encore réglementées, il n'existe pas de seuil ni de valeur limite réglementaire dans l'air ambiant au même titre que les particules fines ou le dioxyde d'azote par exemple (article R-221-1 du Code de l'Environnement). Cependant la Directive Européenne révisée (décembre 2024) va rendre les mesures des concentrations de NH₃ obligatoires en milieu rural et recommandé en milieu urbain. Ainsi, la mesure des concentrations de NH₃ ne fait pas partie des missions réglementaires des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) avant 2027. Cependant, certaines d'entre elles, dont Air Breizh (Atmo BZH), Atmo Grand-Est (Atmo GE) et Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (Atmo AuRA), mesurent routinièrement ce composé depuis quelques années. Ces mesures d'ammoniac au sol montrent les difficultés des modèles de chimie-transport, utilisés par les AASQAs pour décrire la qualité de l'air, à reproduire des concentrations d'ammoniac atmosphérique réalistes (Atmo AuRA, 2018a).

Avec une présence éparse de mesures au sol de NH₃ en France, l'estimation satellite permet de caractériser la répartition spatiale du composé, voire d'améliorer la connaissance des émissions. Le Laboratoire Atmosphères, Observations Spatiales (LATMOS) participe depuis plusieurs années au développement, à la distribution et à l'analyse de données sur la composition de l'atmosphère à partir des sondages infrarouges de l'instrument satellite IASI (Interféromètre Atmosphérique de Sondage dans l'Infrarouge). Le NH₃ fait partie des molécules suivies par l'instrument. Si plusieurs études utilisent les données satellites de NH₃ pour corriger les inventaires d'émissions via la « modélisation inverse », la mesure au sol reste essentielle pour valider ces estimations.

Le projet ROSAS focalise son étude sur les régions Bretagne, Grand-Est et Auvergne-Rhône-Alpes, qui rassemblent à elles trois environ 44 % des émissions nationales. Dans ces régions, l'agriculture représente entre 91% (Grand-Est) et plus de 99 % (Bretagne) des émissions de NH₃ de leur région, avec un rôle important joué à la fois par l'élevage et par les épandages d'engrais sur les cultures.

En région Grand-Est, un observatoire de NH₃ a été développé, s'appuyant notamment sur un dispositif de mesures initié en 2015 (ATMO GE, 2022a). En 2022, cinq analyseurs automatiques répartis en région permettent un suivi en continu du composé. Ce dispositif est complété par des campagnes de mesures ponctuelles par tubes passifs. Des travaux ont été menés pour caractériser la variabilité spatiale et temporelle du NH₃ et l'influence de sources spécifiques telles que l'agriculture ou le transport routier

(Chatain et al., 2022). Par ailleurs, la région a été le terrain d'études spécifiques sur le NH_3 auxquelles ATMO GE a participé (e.g. AMP'AIR, RIVAGE, TERRADATA 2020, PROSP'AIR, INNOVAR). En 2021, des premiers travaux de comparaison de mesure au sol, profils d'émissions et données satellites IASI ont été réalisés (ATMO GE, 2022b) afin d'évaluer l'apport potentiel des observations de NH_3 dans les chaînes de production. Ces travaux s'articulent avec les inventaires des émissions régionales mis à jour chaque année pour le territoire du Grand Est, incluant l'ammoniac.

En Bretagne, une station située en zone rurale (Kergoff) mesure en continu le NH_3 depuis fin 2020. Le projet LIFE ABAA (Ammonia Brittany Air Ambient), démarré en septembre 2021, vise à développer et à mettre en place un dispositif régional à l'échelle de la Bretagne pour réduire les niveaux d'ammoniac et ainsi contribuer à réduire les niveaux de particules fines dans l'air ambiant. Pour cela des mesures avec des analyseurs sont réalisées et un outil d'aide à la décision sur l'épandage à destination des agriculteurs a été développé. Ce projet, construit en partenariat avec la Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, apportera notamment des données supplémentaires avec quatre points de mesures au sol pour enrichir le projet ROSAS et essaiera d'apporter au mieux les connaissances acquises auprès des agriculteurs. Le projet CREAA (Connaître et Réduire les Emissions d'Ammoniac Agricole) récemment financé par AQACIA viendra compléter les analyses faites sur ABAA et la diffusion des méthodes.

En Auvergne-Rhône-Alpes, des campagnes de mesures de concentrations de NH_3 dans l'atmosphère ont été initiées dès 2015 pour améliorer la connaissance sur la formation en région des particules secondaires, notamment de nitrate d'ammonium (Air Rhône-Alpes, 2016). Atmo AuRA a ainsi développé une compétence sur l'utilisation de tubes passifs et d'analyseurs pour la mesure du NH_3 , et une connaissance des répartitions spatiales et des dynamiques saisonnières des concentrations en différents environnements (Atmo AuRA, 2018a et b). Aujourd'hui, deux stations assurent le suivi en continu de ce composé, notamment à Lyon centre. Atmo AuRA produit aussi des inventaires régionaux annuels d'émissions d'ammoniac, utilisés notamment pour évaluer le respect des objectifs de diminution des émissions.

1.2. Objectifs du projet ROSAS

Le projet ROSAS vise à définir un guide méthodologique pour optimiser le déploiement de futurs réseaux de mesure du NH_3 en appui aux données satellitaires. Il cherche à déterminer dans quelles conditions les mesures au sol sont représentatives de l'empreinte spatiale des satellites et permettent d'estimer les concentrations de surface. L'étude repose sur une campagne d'un an de mesures par tubes passifs autour de stations équipées d'analyseurs, ainsi que sur la comparaison pluriannuelle sol-satellite. Le projet a produit une base de données interrégionale, un guide pour l'installation de stations représentatives et un guide pour convertir les colonnes satellites en concentrations de surface. Les résultats renforceront l'exploitation des données IASI, CrIS et IRS, tout en développant les compétences des AASQAs en mesure et analyse de l'ammoniac atmosphérique

L'OBJECTIF du projet ROSAS est d'établir un guide méthodologique permettant de recommander le déploiement d'éventuels futurs réseaux d'observations du NH_3 en support à l'exploitation des données satellites. Il s'agira ainsi de déterminer les échelles temporelle et spatiale et les conditions environnementales adéquates pour établir le lien optimal entre concentrations d'ammoniac mesurées au sol et par satellite.

L'ammoniac est une espèce gazeuse réactive, dont le temps de vie dans l'atmosphère est mal connu. L'impact de sources locales sur les observations de surface d'ammoniac atmosphérique doit être connu afin de relier ces mesures avec les estimations satellites.

Quelles mesures *in situ* d'ammoniac atmosphérique ont une représentativité spatiale similaire aux estimations satellites ? Ces mesures permettent-elles, en complément de données météorologiques, de convertir les données satellites de colonnes totales atmosphériques en concentrations de surface ?

L'analyse de la représentativité spatiale visera à identifier les conditions environnementales dans lesquelles la mesure NH_3 au sol est représentative d'une région de surface équivalente à l'empreinte de la donnée satellite (environ entre 40 km² et 100 km² pour IASI et ~30 km² pour IRS). Ce travail permettra de guider le déploiement éventuel de futurs réseaux d'observation du NH_3 en support à l'exploitation des données satellites. L'analyse de la représentativité se fera par deux moyens :

- Une campagne de mesure d'un an par tubes passifs, ciblée aux environs de stations équipées d'analyseurs, pour quantifier la variabilité spatiale des concentrations de NH₃ autour des analyseurs. Trois stations avec analyseurs seront sélectionnées pour cette campagne, dans les stations *a priori* les moins affectées par des sources locales ;
- La comparaison sur plusieurs années des données satellites avec les mesures au sol des analyseurs.

Le projet ROSAS investiguera aussi comment le repérage des environs peut favoriser au mieux la représentativité spatiale d'un nouveau site de mesure.

L'équipe projet sera vigilante sur les protocoles de mesure NH₃ conseillés par le laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA) car ils sont récents et en évolution (Crunaire, 2021). L'expertise des AASQA sera un atout majeur dans ce projet. La disponibilité et la qualité des données disponibles, au-delà de leur représentativité, sera également un élément clé. Une campagne de mesures d'une année complète sur trois sites permettra de disposer de mesures suffisantes réduisant les risques de perte de données.

Plusieurs productions sont attendues à l'issue du projet ROSAS :

- Une base de données inter-régionale des mesures en continu de NH₃, disponibles au téléchargement ou a minima une description des métadonnées de la série temporelle (organisme propriétaire et son contact, coordonnées spatiales, période de mesure, modèle d'instrument, description de l'environnement de mesure);
- Un guide méthodologique de recommandations pour l'installation d'une station de mesure en continu représentative de l'empreinte spatiale des données satellites de NH₃ ;
- Un guide méthodologique de recommandations pour estimer les concentrations de surface estimées sur la France à partir des colonnes totales issues de l'instrument satellite IASI et CrIS.

Les résultats du projet permettront un soutien à l'exploitation des données satellites NH₃ existantes sur la France de IASI et CrIS, mais aussi d'anticiper l'exploitation prochaine des données de la future mission satellite IRS. L'analyse des données *in situ* et le déploiement interAASQA de campagnes de mesures favoriseront, eux, le développement de savoir-faire des AASQAs sur la mesure continue et la mesure par tubes passifs de l'ammoniac atmosphérique. En plus de soutenir la recherche académique en caractérisant des mesures de référence pour l'exploitation de la télédétection satellite et la validation des simulations des modèles de chimie-transport, le projet ROSAS permettra aussi un transfert d'expertise du milieu académique vers les AASQAs sur les thématiques de l'ammoniac et de l'exploitation des données satellites.

1.3. Gouvernance du projet

Afin d'atteindre les objectifs cités, l'étude ROSAS a été pilotée selon les 5 lots opérationnels (ou Work Package) suivants :

Tableau 1: Gouvernance du projet

Lot 1	Lot 2	Lot 3	Lot 4	Lot 5
Réaliser une campagne de mesure par tubes passifs qualifiant la représentativité des stations analyseur NH ₃	Préparer les jeux de données	Étudier la représentativité spatiale des stations avec analyseur	Estimer les concentrations de surface NH ₃ à partir de données satellitaires avec les colonnes totales atmosphériques	Communiquer et valoriser sur les résultats du projet ROSAS
Objectifs	1) l'atteinte des objectifs définis de chaque lot	1) développer stratégie et	1) une synthèse des inventaires	Étudier la représentativité

Lot 1	Lot 2	Lot 3	Lot 4	Lot 5
	2) le déroulement du projet en respectant le calendrier 3) la production et la livraison des différentes productions	protocoles de mesures 2) réaliser une campagne de mesure représentative avec des analyseurs d'ammoniac par tube passif 3) rendre compte des résultats de cette campagne	d'émissions pour les 3 AASQA 2) d'une méthode d'observation par satellite 3) de données météorologiques 4) d'une méthode d'observation par analyseur	des mesures au sol d'ammoniac 1) pour celles par analyseurs (versus à des données complémentaires et voisines des stations expérimentées) 2) pour celles à l'échelle spatiale (versus à des données satellitaires) 3) formuler des recommandations pour guider au choix de site lors de l'installation d'un analyseur NH3

Le Lot 0 a permis d'assurer la coordination du projet, la gestion des risques, la stratégie de publication, et la gestion de la communication avec la valorisation dans les conférences et colloques. C'est aussi un lot qui a permis les échanges entre les partenaires dans le cadre des réunions du comité de suivi technique et des réunions du comité de suivi stratégique.

Le comité de suivi technique (CT) est composé des équipes techniques des partenaires (ATMO AURA, AIR Breizh, ATMO GE, LATMOS) et des collaborateurs experts (le cas échéant). Le comité de suivi stratégique (CS) est composé des équipes des partenaires (ATMO AURA, AIR Breizh, ATMO GE, LATMOS) et de l'ADEME.

Conformément aux attendus, un accord de consortium a été rédigé et signé entre les partenaires. Un plan de gestion des données au format selon le modèle de l'ANR/Science Europe est disponible sur le portail Opidor. Ces deux documents sont joints en annexe de ce rapport.

Difficultés rencontrées :

Mélodie Chatain (Atmo GE) a quitté ses fonctions durant l'étude. Son confrère Vincent Lécluse a repris la suite de son travail pour en assurer la continuité.

Le recrutement en ingénierie spécialisée en Intelligence Artificielle prévu pour l'exécution du lot 4 n'a pas pu être effectué par Atmo Grand-Est. Angel Luque-Lazaro, doctorant du LATMOS, a travaillé conjointement avec Vincent Lécluse et Camille Viatte pour mener à bien ce lot 4 et tenter d'atteindre les objectifs fixés.

Verrous et perspectives :

Ce projet a permis d'apporter des connaissances nouvelles

Atteinte des objectifs :

La majeure partie des objectifs fixés a été atteinte, et est résumée ci-dessous par les indicateurs de réussite de chaque lot, en annexe 2.

2. Méthodologie

L'objectif de ce 1er volet technique du projet ROSAS est de proposer une distance de représentativité pour chaque analyseur d'ammoniac vis-à-vis du type d'environnement dans lequel il s'inscrit : fond urbain, fond rural et fond rural agricole. Cette distance servira à quantifier l'ordre de grandeur du rayon de sélection des données satellitaires modulo un aperçu des incertitudes associées, sélection qui servira de base aux travaux des derniers volets du projet (WP3 et WP4). Pour répondre à cet objectif, une campagne de mesure par tubes passifs a été mise en place.

2.1. Développement d'une stratégie de mesure par tubes passifs pour étudier la représentativité de mesure par analyseur

Les mesures d'ammoniac dépendent fortement du climat, de l'occupation du sol et de la saisonnalité liée aux épandages agricoles. La stratégie ROSAS prévoit un an de mesures par tubes passifs, avec un maillage spatial défini par deux périmètres (6 km et 15 km) autour des stations équipées d'analyseurs. L'étude combine analyse des sources locales, vents dominants et roses de pollution pour optimiser le positionnement des points de mesure. Trois sites contrastés (rural Bretagne, rural Grand Est, urbain Lyon) participent, tous équipés d'analyseurs PICARRO harmonisés selon les recommandations nationales. La campagne suit un calendrier strict, avec prélèvements de 2 semaines (ou 7 jours au printemps), afin d'assurer comparabilité, qualité et représentativité des mesures.

Théorie :

Les mesures d'ammoniac sont généralement influencées par les conditions climatiques et l'occupation du sol. Par ailleurs, on notera que l'empreinte satellitaire minimale de l'instrument IASI est un cercle de 12km de diamètre et que la durée de vie de l'ammoniac dans l'atmosphère est assez courte. Pour rappel, en France, de précédentes études ont montré une saisonnalité dans l'évolution annuelle des concentrations d'ammoniac. Ceci est principalement lié aux périodes d'épandage des milieux agricoles.

La stratégie déployée pour le positionnement des tubes passifs doit par conséquent prendre en compte tous ces éléments de contexte.

Dans ces conditions, il a été convenu de :

- Réaliser des mesures par tubes passifs sur une durée totale d'un an afin de couvrir entièrement la saisonnalité de l'ammoniac ;
- Définir deux cercles de rayons 6 et 15km autour des stations avec analyseur pour répondre aux exigences satellitaires ;
- Etudier l'occupation du sol et notamment les émissions d'ammoniac déclarées sur ces périmètres caractéristiques pour localiser les sources les plus importantes ;
- Faire un bilan des vents dominants ;
- Croiser ce dernier avec les mesures faites par analyseur pour générer une rose de pollution illustrant les différentes intensités de concentrations par orientation du vent, si des données sont disponibles.

Par ailleurs, la campagne a été dimensionnée afin de pouvoir couvrir une période équivalente à une année entière et de disposer au moins de 7 points de mesures et d'un jeu de triplicats destiné au suivi de la qualité des mesures. Les temps de prélèvement sont généralement de 2 semaines. Un zoom temporel avec des durées de prélèvements de 7 jours est également prévu sur les mois présentant les plus forts taux d'ammoniac. Cette période correspond à la recharge des sols en nitrate au printemps. La stratégie générale de mesure suit donc un calendrier strict et commun à tous les sites. Celui-ci est présenté en **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, figure qui sera commentée ultérieurement et adaptée aux contraintes pratiques.

Pour conserver un minimum d'homogénéité dans le positionnement des tubes, des règles supplémentaires ont été posées. Le 1er point de mesure se situera au niveau de la station afin de créer une référence vis-à-vis de l'analyseur et enfin l'étude de territoire précédemment menée permettra de positionner les 6 points restants selon les deux logiques suivantes :

- 2 tubes sur le petit périmètre, c'est-à-dire sur le cercle de 6km de rayon, et 4 tubes sur le grand périmètre, c'est-à-dire sur le cercle de 15km de rayon ;
- 4 tubes appartenant à un transect où les concentrations paraissent les plus hétérogènes, transect déterminé notamment à l'aide de la rose de pollution ou par défaut à l'aide des émissions, et 2 autres tubes à 15 km selon le transect semblant le plus homogène.

NB : le positionnement selon ces règles prendra en compte l'occupation du sol (voirie, mobilier urbain, propriétés privées, relief, forêt...) et les contraintes techniques et organisationnelles (temps de déplacement de l'équipe de mesure).

Pratique :

Les trois AASQA du projet ROSAS ont chacune identifié un site de campagne. Ces derniers appartiennent tous à des milieux différents. Il s'agit des stations de :

- Kergoff, en région Bretagne, une station rurale nationale de fond, observatoire MERA ;
- Jonville-en-Woëvre en fond rural agricole dans le Grand-Est.
- Lyon-centre en fond urbain pour la région Auvergne-Rhône-Alpes ;

Tous ces sites sont équipés du même type d'analyseur en ammoniac : des PICARRO. Conformément aux recommandations du Groupe de Travail national inter-AASQA « GT NH3 », ces analyseurs sont équipés de filtre en TEFLON plat de diamètre 47 mm, ces filtres sont changés régulièrement et les données sont invalidées pendant 2 heures après le changement de filtre. Cette harmonisation des pratiques permettra une certaine homogénéité dans les mesures pour tout travail d'inter-comparabilité entre les stations.

Les tubes passifs ainsi que le matériel de campagne associé, ont été commandés auprès de Restek, indépendamment par chaque AASQA. Leurs analyses en laboratoire ont été réalisées par le LASAIR (Laboratoire d'Analyses pour la Surveillance de l'Air Interrégional) à Paris.

Dans le cadre du projet ROSAS, la campagne de tubes passifs a relativement bien suivi le calendrier prévu selon la stratégie précédemment énoncée. Une exception a été faite entre décembre et janvier où les prélèvements s'adaptent aux contraintes calendaires propres à cette période. En effet, la durée de 2 semaines n'est pas respectée et un arrêt de la campagne est momentanément opéré (cf. zone grise en Figure 1: calendrier élaboré dans le cadre de la campagne de tubes passifs). Les mesures ont repris normalement en janvier. On rappellera qu'en mars-avril, période où les plus forts taux d'ammoniac sont généralement observés, le temps de prélèvement s'affine à 7 jours.

Nomenclature des sites (détail en annexe 3):

Une 1ère lettre pour indiquer le type de mesure :

- A pour analyseur
- P pour tube passif

Une 2nde lettre pour indiquer l'emplacement du prélèvement :

- A au centre (station avec analyseur)
- B et C sur le 1er périmètre (« petit cercle »)
- D, E, F et G sur le 2nd périmètre (« grand cercle »)

Un 3ème élément pour indiquer la région de prélèvement :

- AURA : Auvergne-Rhône-Alpes
- BZH : Bretagne
- GE : Grand Est

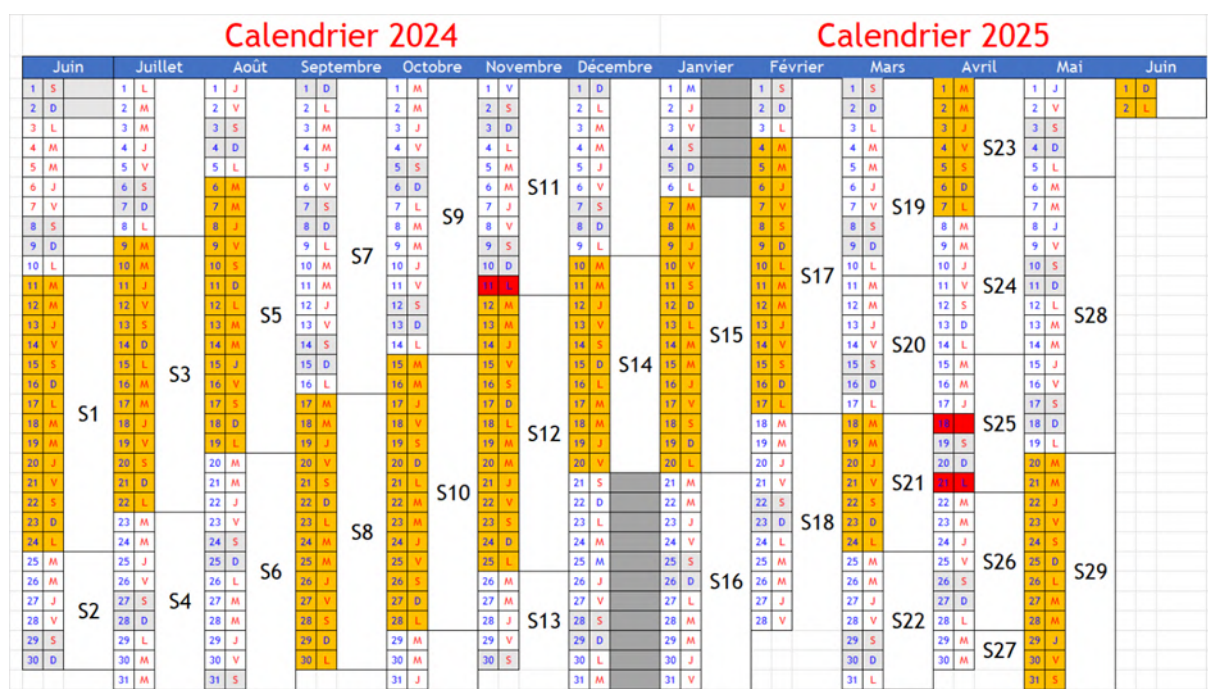


Figure 1: calendrier élaboré dans le cadre de la campagne de tubes passifs

Toujours conformément à la stratégie élaborée et détaillée précédemment, une étude du territoire a été menée pour chaque site de mesures. En voici les principaux résultats :

Kergoff :

L'occupation du sol et les émissions communales montrent une très forte exposition aux sources d'ammoniac. La station est donc fortement influencée par son environnement immédiat agricole avec des cultures de blé et de maïs principalement. Les vents principaux et les vents les plus forts proviennent du secteur Sud-Ouest majoritairement mais aussi du Nord-Est. Les émissions affichent des valeurs plus faibles au Sud-Ouest de la station de mesure mais la rose de pollution semble élargir cette zone au secteur Ouest. En considérant les maximums, les émissions et la rose de pollution de 2021 sont relativement cohérentes et positionnent les fortes valeurs relativement proches à l'Est de la station. Les Figure 2, Figure 3 et Figure 4 viennent illustrer ce constat.

La Figure 2 propose un positionnement des 6 points de mesures. A la différence des autres sites, les tubes ont été installés à des distances plus faibles afin d'optimiser les temps de déplacements et rendre les campagnes réalisables en 1 journée pour les équipes techniques.

Emissions communales et positionnement des tubes par rapport à l'analyseur de Kergoff

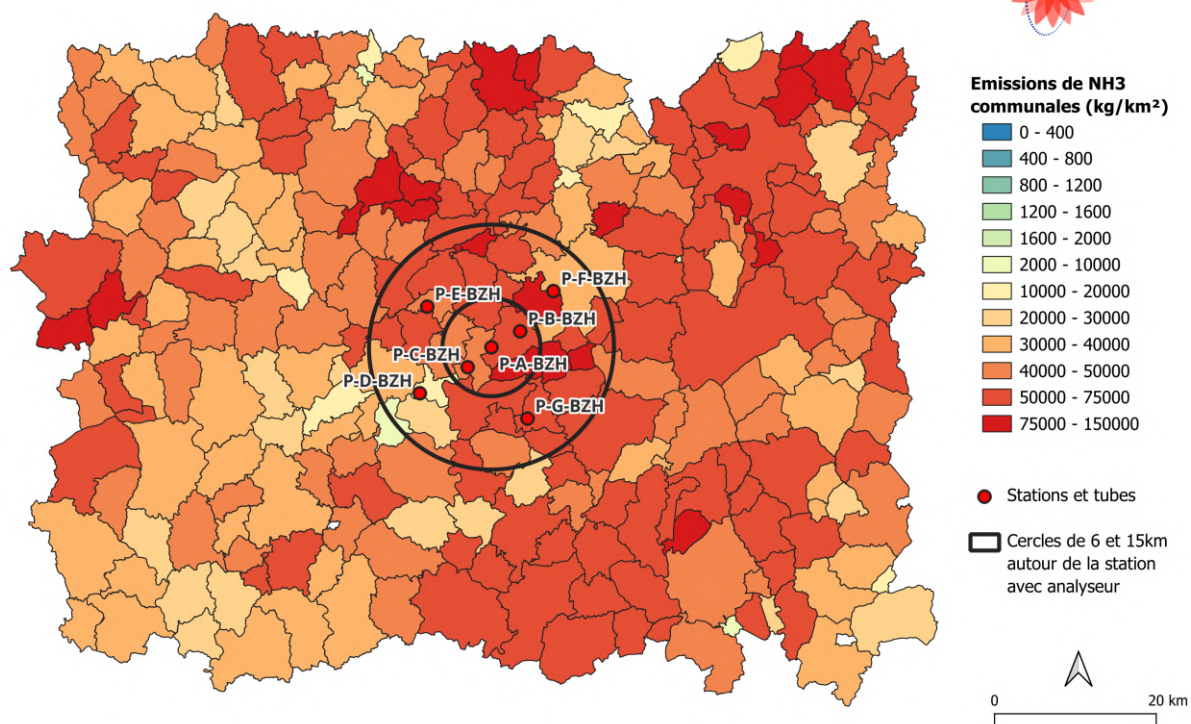


Figure 2 : émissions annuelles d'ammoniac et positions des tubes autour de la station de Kergoff

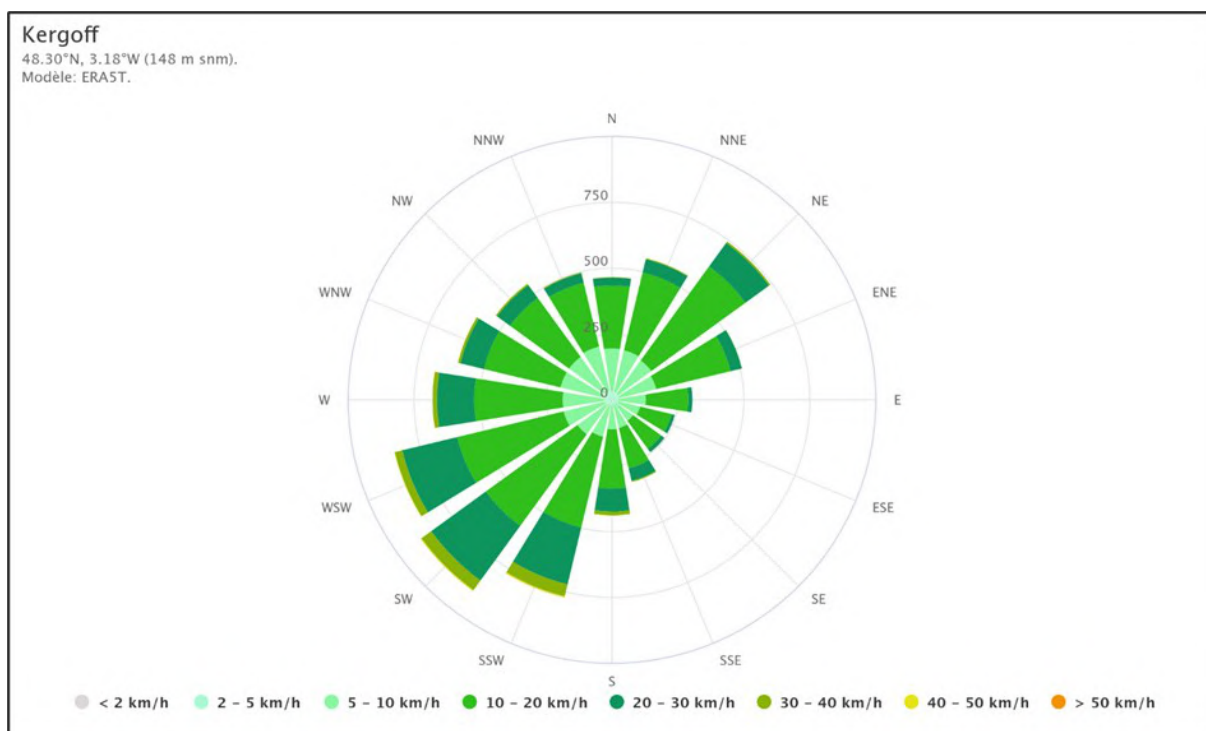


Figure 3: rose des vents issue des modélisations climatologiques ERA5T pour Kergoff

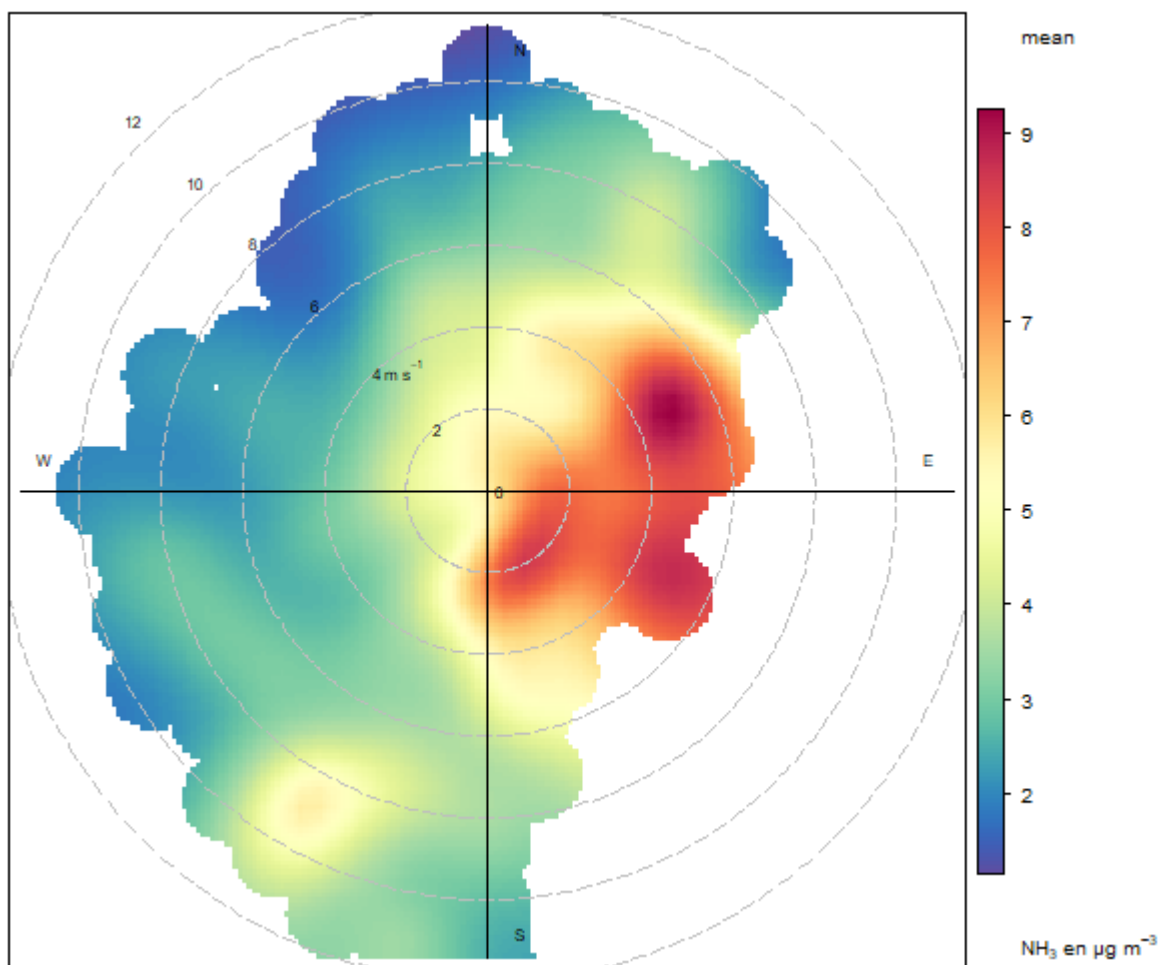


Figure 4: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac autour de la station de Kergoff en 2021

Jonville-en-Woëvre :

L'occupation du sol, la rose de pollution et les émissions communales montrent une exposition relativement forte aux sources d'ammoniac et notamment d'origine agricole. Toutefois, cette exposition est à nuancer surtout si l'on se compare aux émissions des 2 autres sites de l'étude. La station peut donc se retrouver influencée par son environnement immédiat. Les cultures et pratiques locales sont majoritairement celles du blé et de la prairie permanente. Les émissions restent relativement identiques tout autour de la station de mesure, avec une plus grande homogénéité au Sud. Les vents principaux et les vents les plus forts proviennent du secteur Sud-Ouest. Un second secteur au Nord-Est présente aussi une certaine récurrence. Les Figure 5 et Figure 6 illustrent ce constat. Le croisement des concentrations déjà observées sur ce site et des mesures de vents montrent une orientation préférentielle aux fortes valeurs au Nord-Ouest comme l'indique la Figure 7. Les teneurs d'ammoniac semblent plus faibles lorsque le vent souffle depuis les secteurs Sud et Est. L'étude par tubes passifs nous permettra de déterminer si l'origine des émissions est proche, et que ce précédent constat met en évidence une influence très locale. La Figure 5 propose un positionnement des 6 points de mesures.

Emissions communales et positionnement des tubes par rapport à l'analyseur de Jonville-en-Woèvre

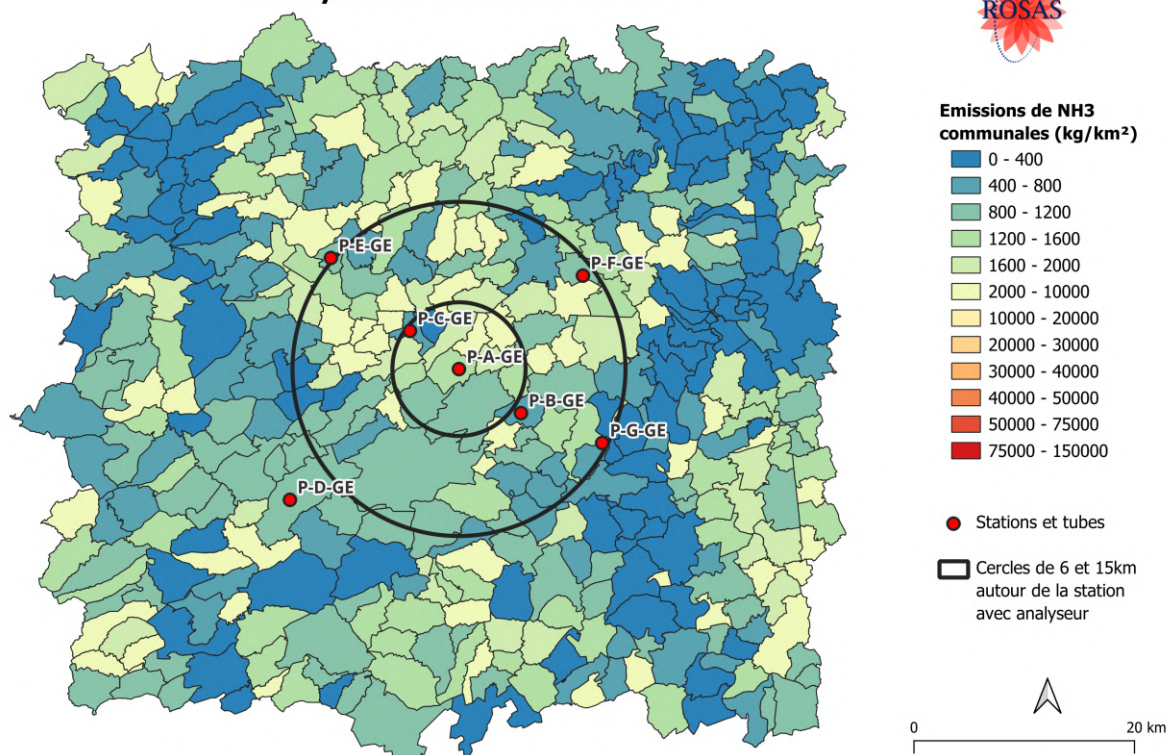


Figure 5: émissions annuelles d'ammoniac et positions des tubes autour de la station de Jonville-en-Woèvre

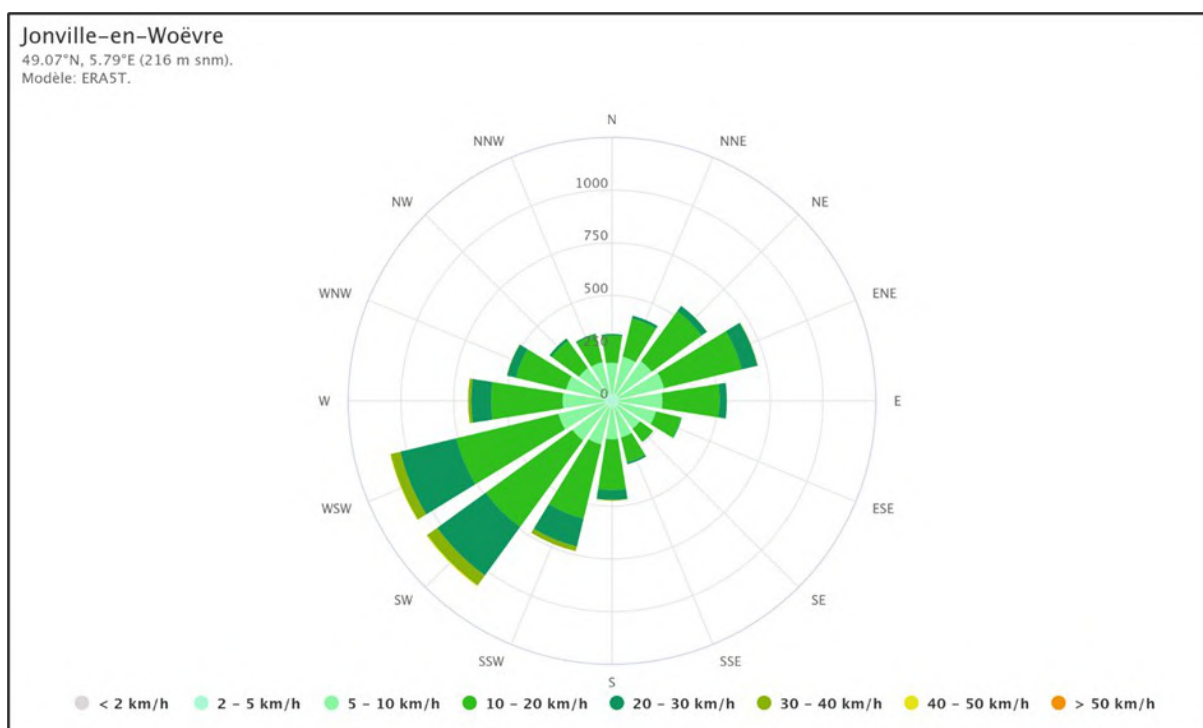


Figure 6: rose des vents issue des modélisations climatologiques ERA5T pour Jonville-en-Woèvre

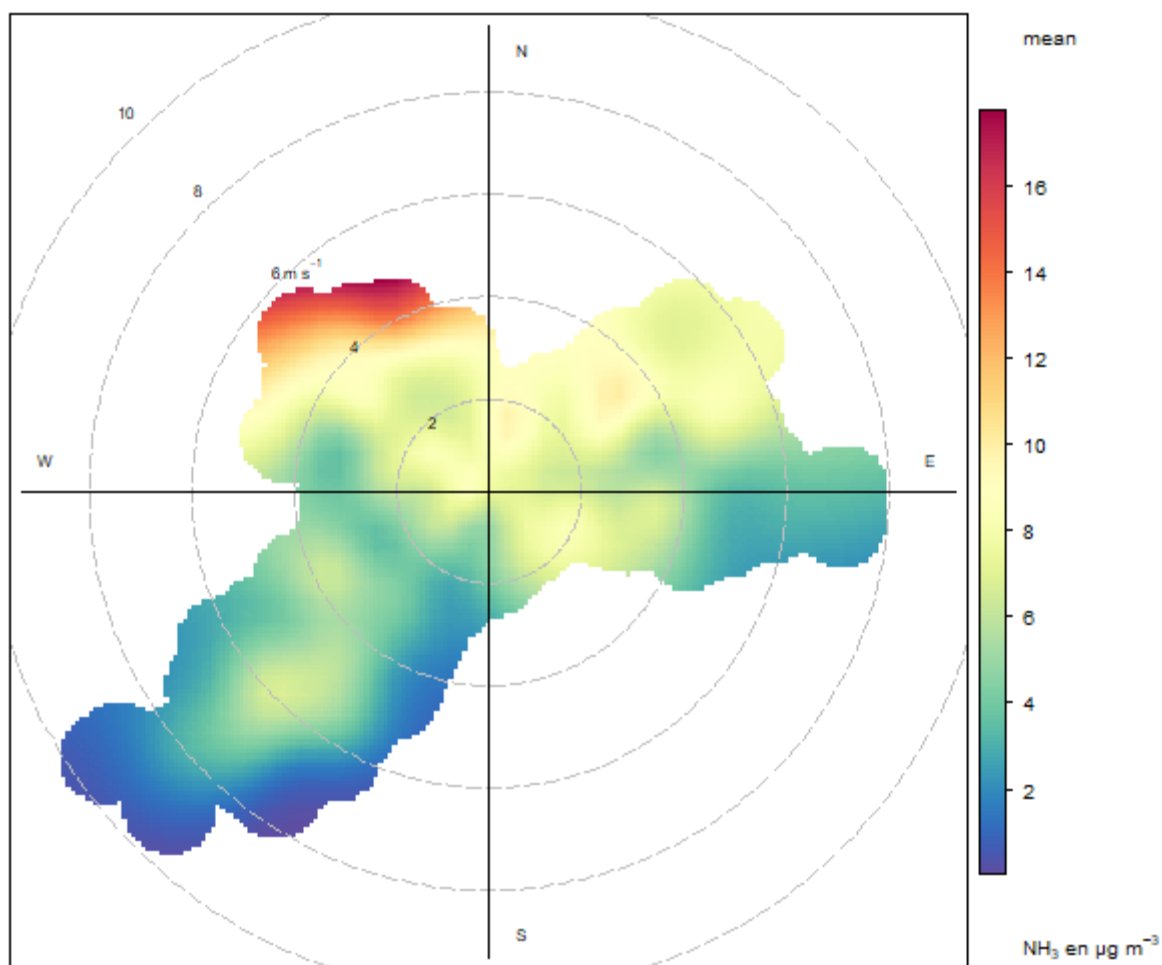


Figure 7: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac autour de la station de Jonville-en-Woëvre en 2021

Lyon-centre :

L'occupation du sol et les émissions communales montrent une faible exposition aux sources d'ammoniac en zone urbaine. Les émissions augmentent progressivement sur l'Est du territoire et plus communément en dehors de l'agglomération lyonnaise. Les vents principaux suivent l'orientation du sillon rhodanien avec un axe Nord-Sud très prépondérant. La station de Lyon-centre n'est donc pas immédiatement influencée par une source locale. Les plus fortes concentrations observées seront logiquement issues d'un transport de masse d'air provenant des zones agricoles à plus de 15km. L'orientation du vent et le relief local peuvent induire des nuances dans les mesures futures. Les Figure 8, Figure 9 et Figure 10 illustrent ce constat. La Figure 8 propose un positionnement des 6 points de mesures.

Emissions communales et positionnement des tubes par rapport à l'analyseur de Lyon-centre

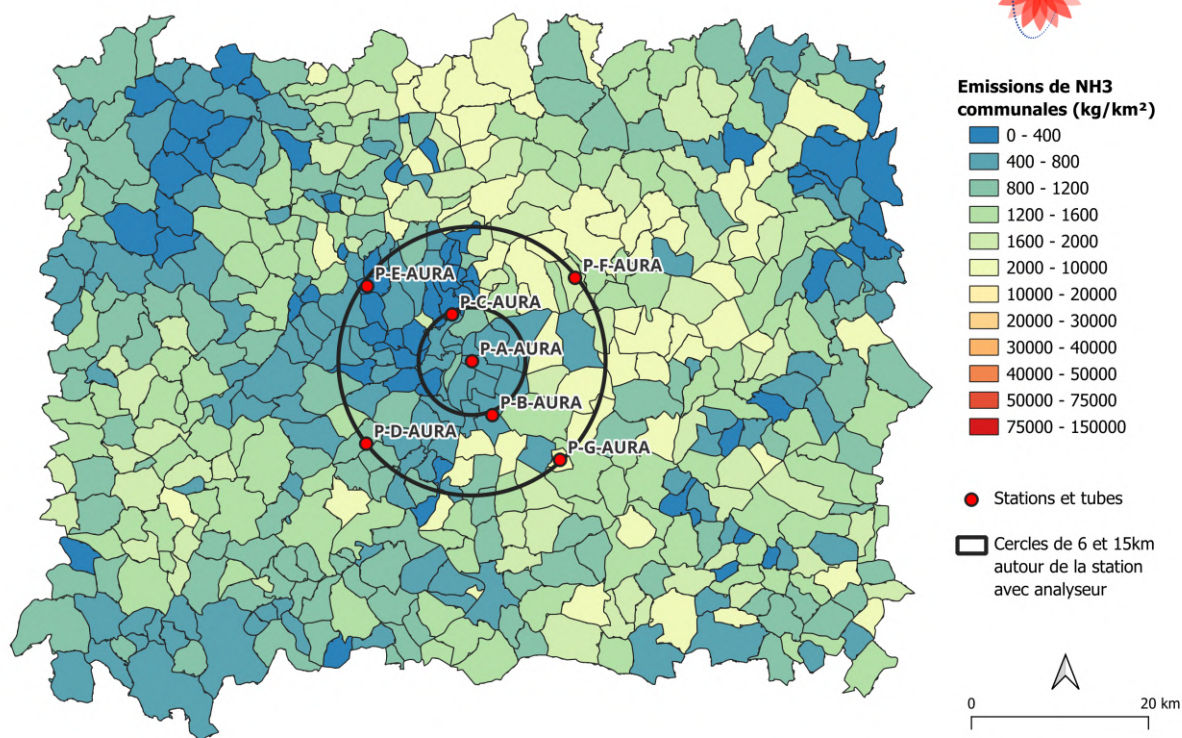


Figure 8: émissions annuelles d'ammoniac et positions des tubes autour de la station de Lyon-centre

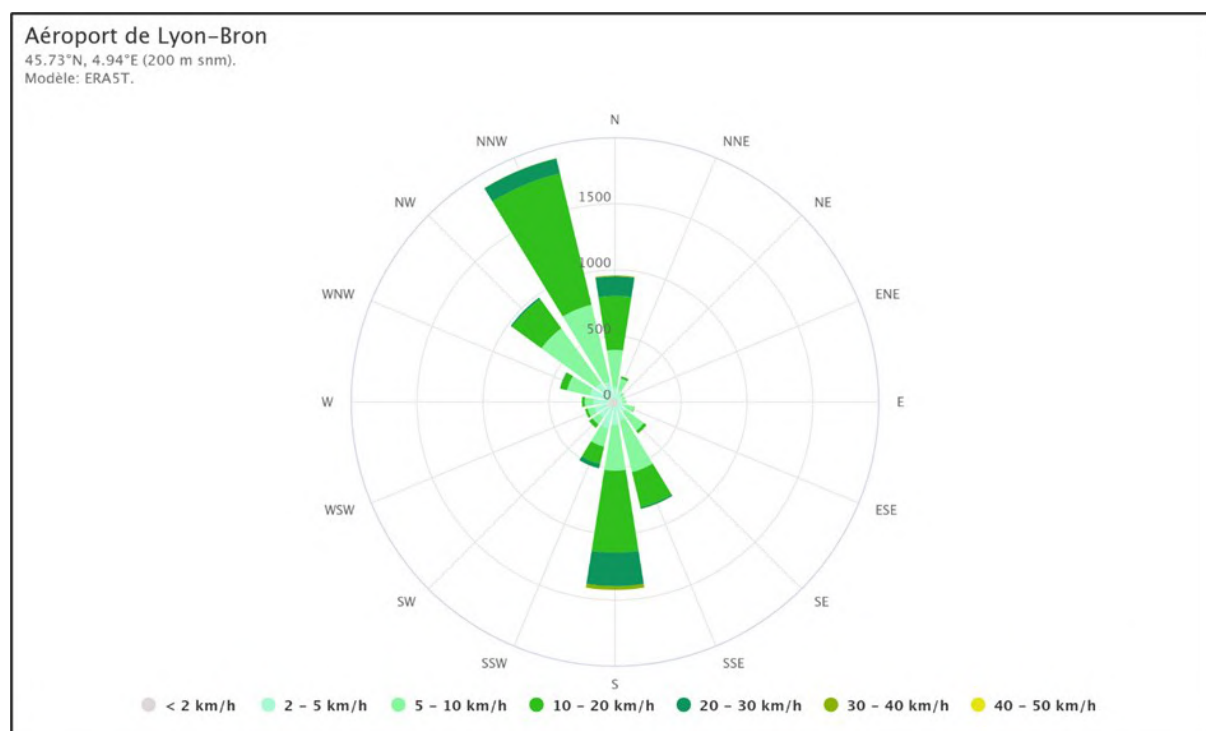


Figure 9: rose des vents issue des modélisations climatologiques ERA5T pour Lyon-centre

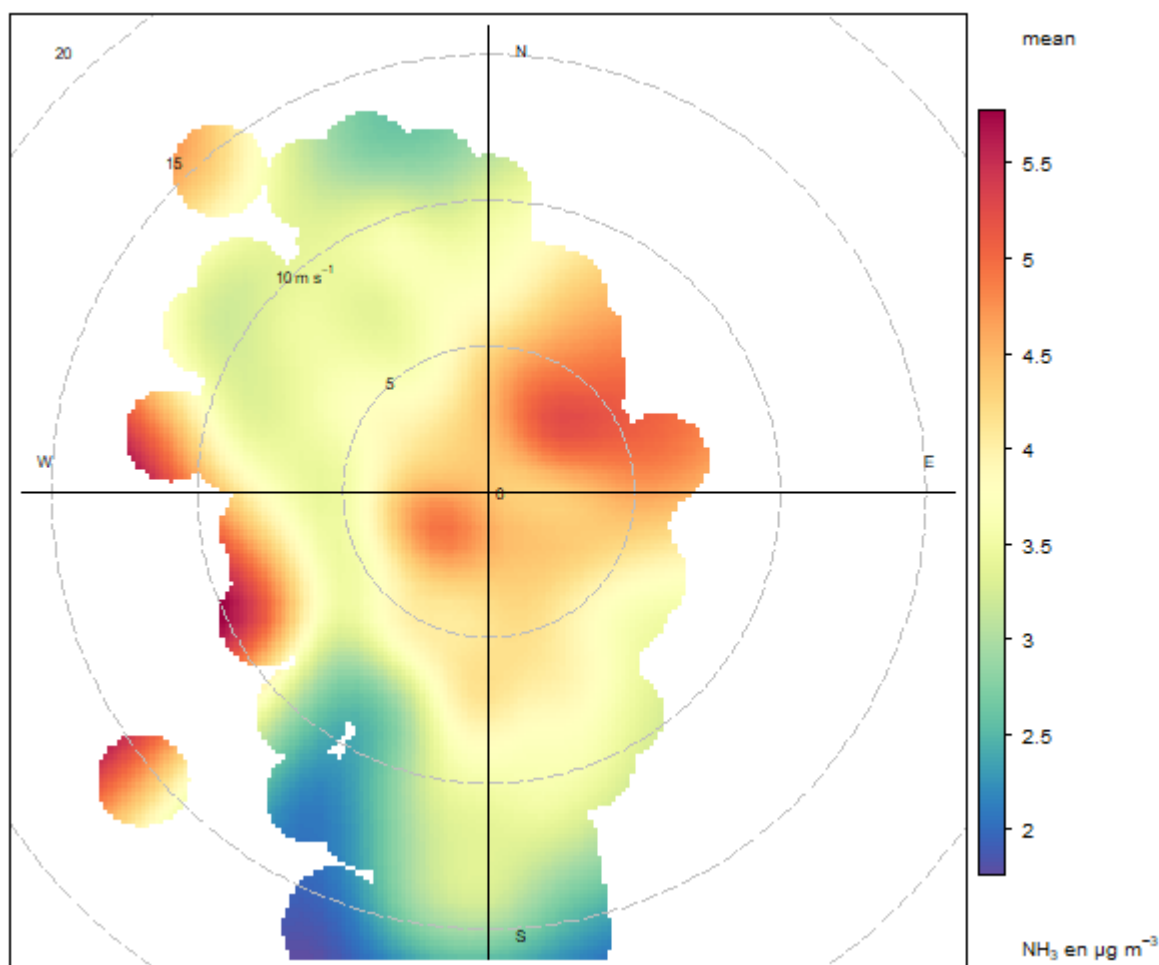


Figure 10: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac autour de la station de Lyon-centre en 2020

2.2. Jeux de données disponibles pour l'étude

Mise en place d'un serveur FTP pour le projet ROSAS

Dans le cadre du projet ROSAS, un serveur FTP sécurisé a été mis en place afin de permettre le partage et le stockage des données entre les différents acteurs impliqués. Un FTP (File Transfer Protocol) est un protocole de communication utilisé pour transférer des fichiers entre un client et un serveur sur un réseau, notamment Internet ou un réseau local. Il permet d'envoyer, de télécharger et de gérer des fichiers stockés sur un serveur distant.

Ce FTP est hébergé par Air Breizh, il facilite l'accès et le partage des données essentielles au bon déroulement du projet. Sur ce FTP, sont centralisées les données issues des inventaires, mesures, données météorologiques et satellites.

Ce FTP est accessible avec à un mot de passe permettant la sécurisation des données. L'espace alloué à ce FTP est de 150 GO. Ce serveur permet une gestion optimisée des fichiers et un accès contrôlé aux informations essentielles du projet ROSAS.

2.2.1. Inventaire des données de mesure NH3 au sol

L'objectif de cette sous-action est de rassembler les différentes données issues des mesures de NH3 aux stations et des tubes passifs provenant de campagne. Cet inventaire des données de mesures au sol sera comparé à la campagne de tubes passifs (cf. WP3).

Pour les 3 AASQAS, les données de mesure de 2018 à 2024 ont été exportées et stockées dans un FTP commun. Les courbes sur la Figure 11 ci-dessous indiquent les mesures d'ammoniac réalisées sur chaque site (Lyon-centre, Kergoff, Jonville) entre 2020 et 2024.

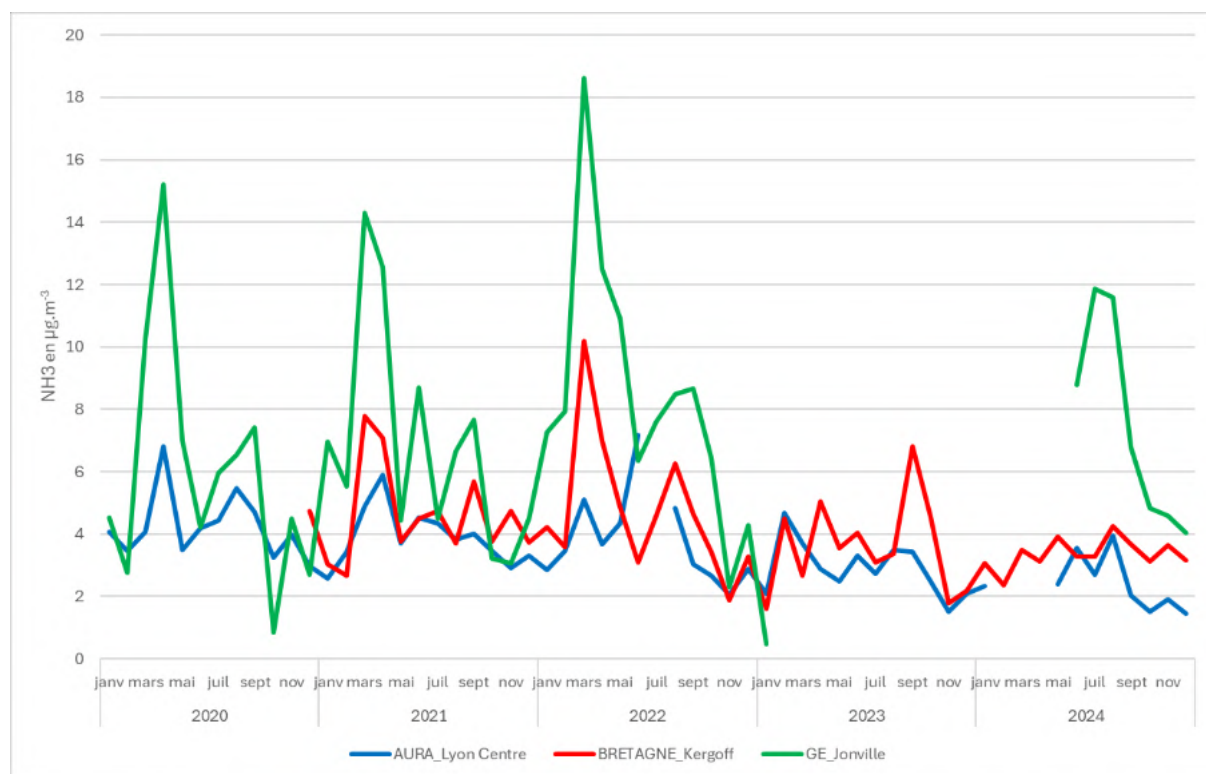


Figure 11: données de mesures NH₃ au sol par analyseurs "Picarro" disponibles sur la période 2020-2024

2.2.2. Inventaire des émissions NH₃

Les objectifs de cette sous-action sont les suivants :

- Élaboration d'une carte des émissions de NH₃ pour les 3 régions. L'objectif initial était de créer une légende harmonisée pour permettre une comparaison entre les 3 régions. Cette carte est présentée sur la Figure 12
- Création de cartes spécifiques pour les cultures et les cheptels couvrant les trois régions. Au vu des écarts entre les régions, une analyse comparative a été réalisée à l'échelle d'un rayon de 500m autour des sites des tubes passifs.
- Analyse et rédaction d'un état des lieux interrégional des observations de NH₃ (T0 + 12 mois), incluant un inventaire des données disponibles.

Comparaison des observations avec les résultats de la campagne TP, prévue dans le cadre du WP3 et 4.

Chaque AASQA a déposé sur le serveur FTP les fichiers suivants :

- Un fichier .csv contenant les émissions agricoles de NH₃ par commune et par code SNAP (niveau 3) en octobre 2024, couvrant les années 2020 et 2022 de l'inventaire.
- Un fichier Shapefile .shp contenant les communes classées par région.

Les cartes sur la Figure 12 illustrent les émissions de NH₃ (ammoniac) en tonne/km² pour l'année 2020 dans les trois régions : Bretagne, Auvergne-Rhône-Alpes et Grand Est. Ces émissions sont principalement issues de l'agriculture, notamment des pratiques d'épandage d'engrais et de gestion des effluents d'élevage. Les cartes expriment les émissions en kilogrammes par km² afin de comparer objectivement les territoires, de mieux visualiser l'intensité des émissions et d'éviter les biais liés à la taille des communes. Le tableau ci-dessous regroupe les informations concernant les émissions régionales pour l'année 2020.

Tableau 2: Inventaire des émissions régionales 2020 par ordre d'importance.

Année 2020	Bretagne	Grand-Est	Auvergne Rhône-Alpes
Emissions totales NH ₃	100 665 t	66 809 t	63 308 t
Superficie	27 208 km ²	57 441 km ²	69 711 km ²
Emission surfacique moyenne	55,4 t/km ²	1,17 t/km ²	1,02 t/km ²
Emission surfacique maximale	1514 t/km ²	12 t/km ²	17 t/km ²

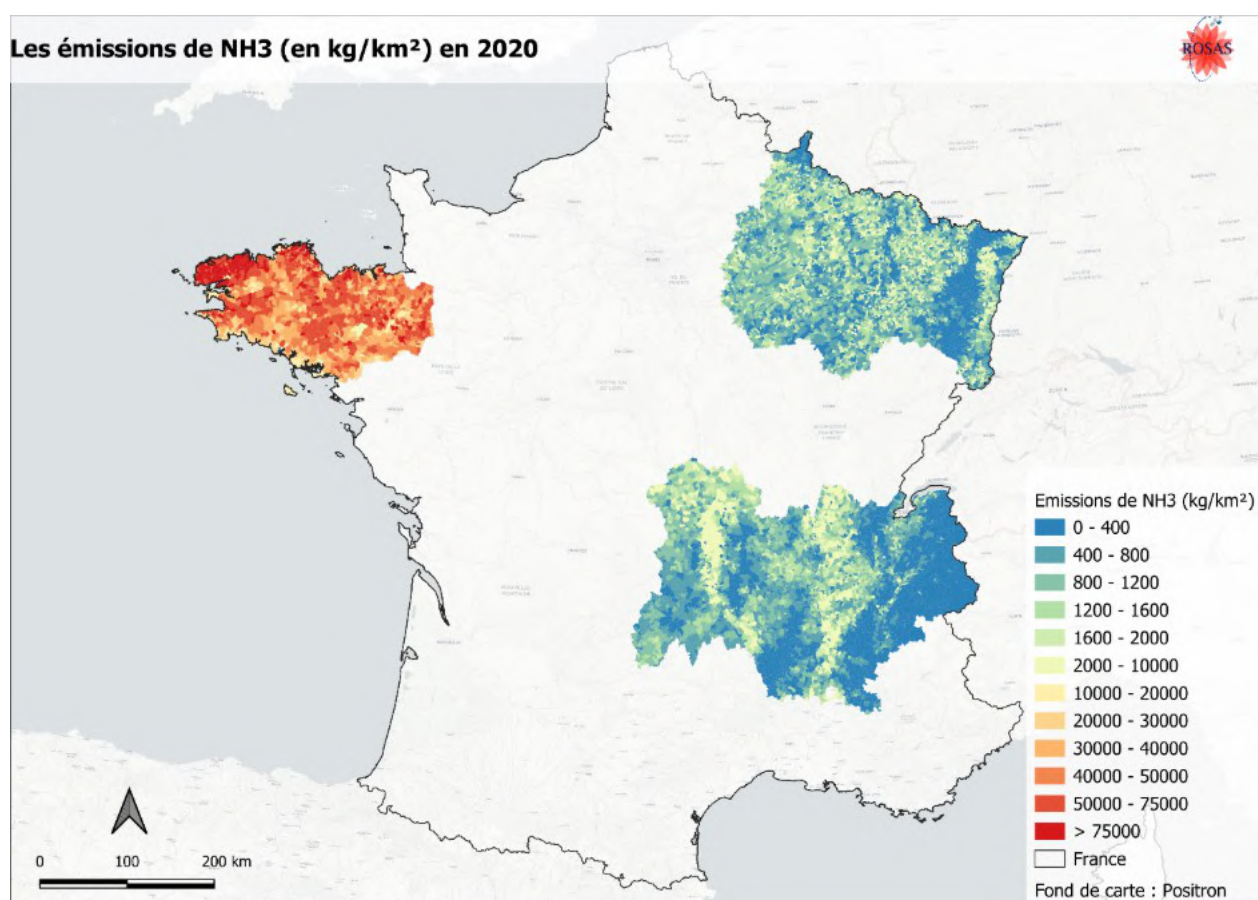


Figure 12: Carte présentant les émissions de NH₃ pour les 3 régions en kilogramme par kilomètre carré, en 2020.

Bretagne : des émissions très élevées et contrastées

La carte de la Bretagne, réalisée par Air Breizh, présente les émissions issues de l'Inventaire Spatialisé des Émissions Atmosphériques (ISEA). Elle met en évidence des émissions de NH_3 particulièrement élevées, avec une valeur maximale atteignant 1513 t/km² dans la commune de Ploubazlanec (22210). L'intensité des émissions est concentrée dans certaines zones où l'élevage intensif est prédominant, notamment en Ille-et-Vilaine, dans le Finistère Nord et les Côtes-d'Armor.

La forte présence d'exploitations agricoles spécialisées dans l'élevage porcin et avicole, grandes sources d'émissions d'ammoniac, expliquent ce phénomène.

Grand Est : une situation intermédiaire

La carte du Grand Est, réalisée à partir des données de l'inventaire d'Atmo Grand Est, montre des émissions intermédiaires entre celles de la Bretagne et de l'Auvergne-Rhône-Alpes, avec une valeur maximale atteignant 12,73 t/km².

Certaines zones, notamment en Lorraine et en Champagne-Ardenne, affichent des niveaux d'émissions plus élevés, probablement liés à la présence de cultures nécessitant des apports en engrais azotés.

Auvergne-Rhône-Alpes : des émissions bien plus faibles et homogènes

La carte de l'Auvergne-Rhône-Alpes, réalisée à partir des données de l'inventaire d'Atmo AURA, présente des niveaux d'émissions bien inférieurs à ceux observés en Bretagne, avec une valeur maximale de 17,6 t/km². La différence avec la Bretagne s'explique par un élevage plus extensif et des pratiques d'épandage moins intensives en Auvergne-Rhône-Alpes.

Comparaison et analyse globale

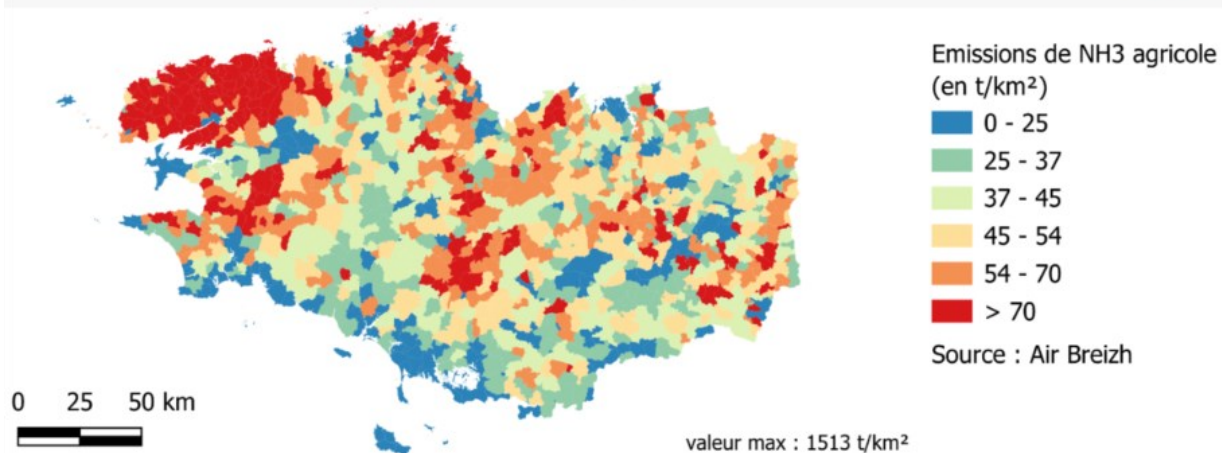
Ces trois cartes mettent en évidence des disparités très marquées entre les régions, tant en termes d'ordres de grandeur des émissions que de leur répartition spatiale.

La Bretagne se distingue par des émissions exceptionnellement élevées, dues à un modèle agricole intensif. Le Grand Est présente un niveau intermédiaire, avec des secteurs agricoles mixtes où l'élevage et les grandes cultures coexistent. L'Auvergne-Rhône-Alpes, en revanche, affiche des émissions très faibles, illustrant un modèle d'élevage moins intensif et plus extensif.

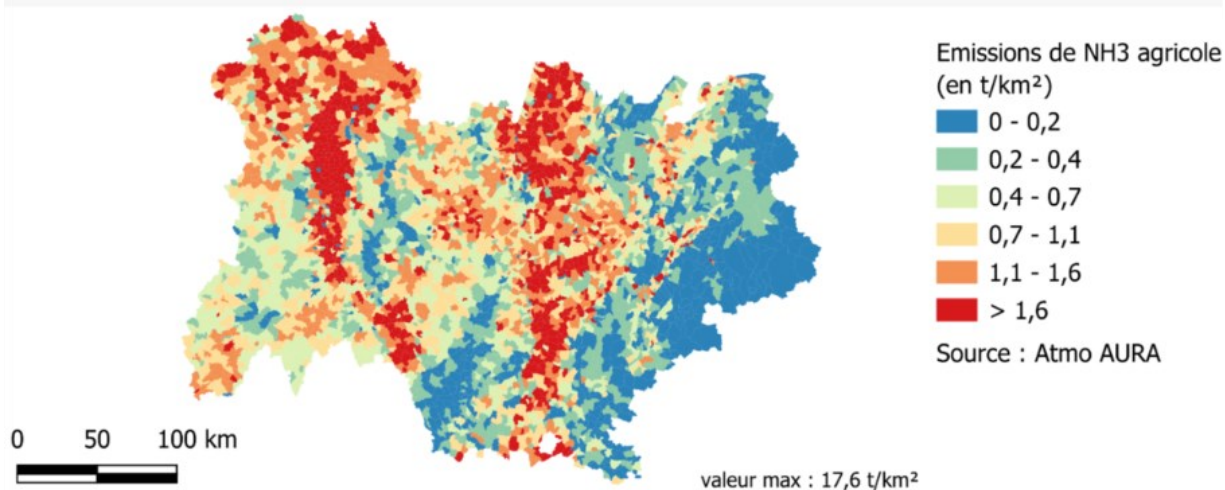
Les émissions de NH₃ (en t/km²) en 2020



Bretagne



Auvergne-Rhône-Alpes



Grand Est

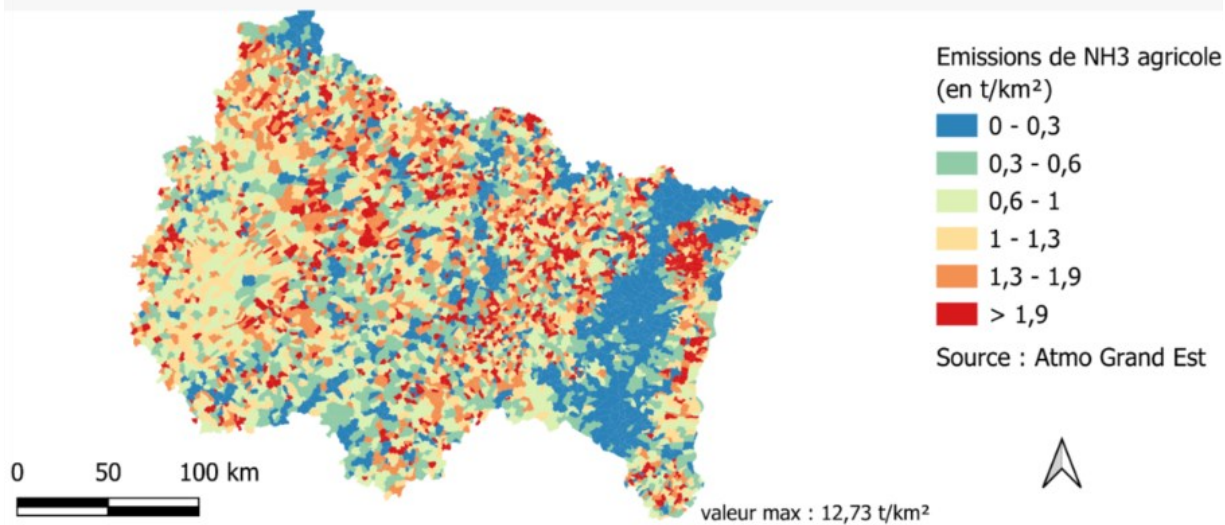


Figure 12: Carte présentant les émissions régionales de NH₃ en tonne par kilomètre carré, en 2020. Les valeurs maximales sont affichées à titre comparatif.

2.2.3. Données satellites NH3

Nous utilisons les données satellites de IASI (Interféromètre Atmosphérique de Sondage Infrarouge), qui est un instrument développé par le CNES en coopération avec EUMETSAT, lancé à bord des satellites météorologiques européens de la série MetOp. Sa force, outre la température et l'humidité de l'atmosphère, IASI mesure les concentrations intégrées de plus de 30 composants atmosphériques depuis 2008 et participe à la surveillance de la pollution et du climat.

Dans le cadre de l'analyse des données satellitaires IASI, un ensemble de traitements a été mis en place afin d'optimiser l'exploitation des observations IASI issues des satellites MetOp-B et MetOp-C.

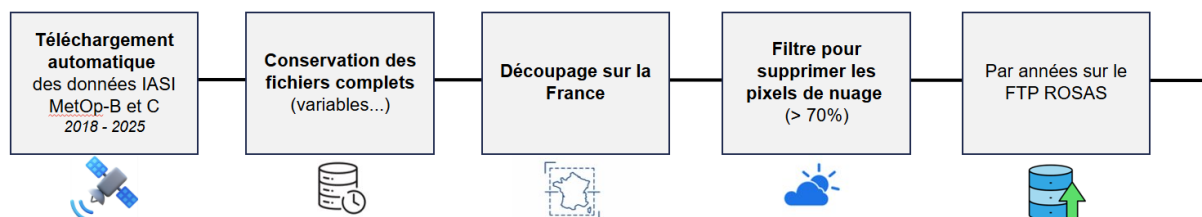


Figure 13: représentation du traitement des données satellites

Le téléchargement des données IASI de 2018 à 2025 pour MetOp-B et MetOp-C a été réalisé. Ces prétraitements en amont du stockage sur le FTP permettent d'optimiser la place sur le FTP (à titre d'exemple, une année d'image peut atteindre 23 Go). Ils se traduisent par :

- Développement d'un package Python dédié ;
- Conservation des fichiers complets : variables (cloud coverage...);
- Création du package pysat, incluant un script iasi.py permettant de traiter les images déposées sur le FTP ;
- Ce script intègre plusieurs fonctionnalités d'analyse et de prétraitement des données ;
- Ne pas prendre en compte l'incertitude, car cela pourrait biaiser les données.

2.2.4. Données météorologiques

Dans le cadre du projet ROSAS, une analyse croisée entre les mesures au sols (tubes passifs et analyseurs), les mesures satellitaires et les données météorologiques est nécessaire. Cette comparaison permet d'identifier l'influence des conditions atmosphériques sur la concentration de NH₃, par exemple lors d'un pic de vent, qui pourrait favoriser la dispersion des émissions.

Afin d'affiner cette analyse, les 3 régions ont déposés les données météo sur le FTP.

Paramètres météorologiques retenus :

- Température (T°C) : impact sur la volatilisation de NH₃.
- Direction du vent : permet d'identifier l'origine des masses d'air transportant les émissions.
- Vitesse du vent : influence la dispersion des polluants.
- Humidité relative (HR) : joue un rôle dans la transformation et la persistance de NH₃ dans l'atmosphère.
- Précipitations : favorisent le dépôt et le lessivage de l'ammoniac.

L'objectif est d'exploiter ces données pour affiner l'interprétation des mesures NH₃ et mieux comprendre les phénomènes de dispersion et de concentration en fonction des conditions météorologiques locales.

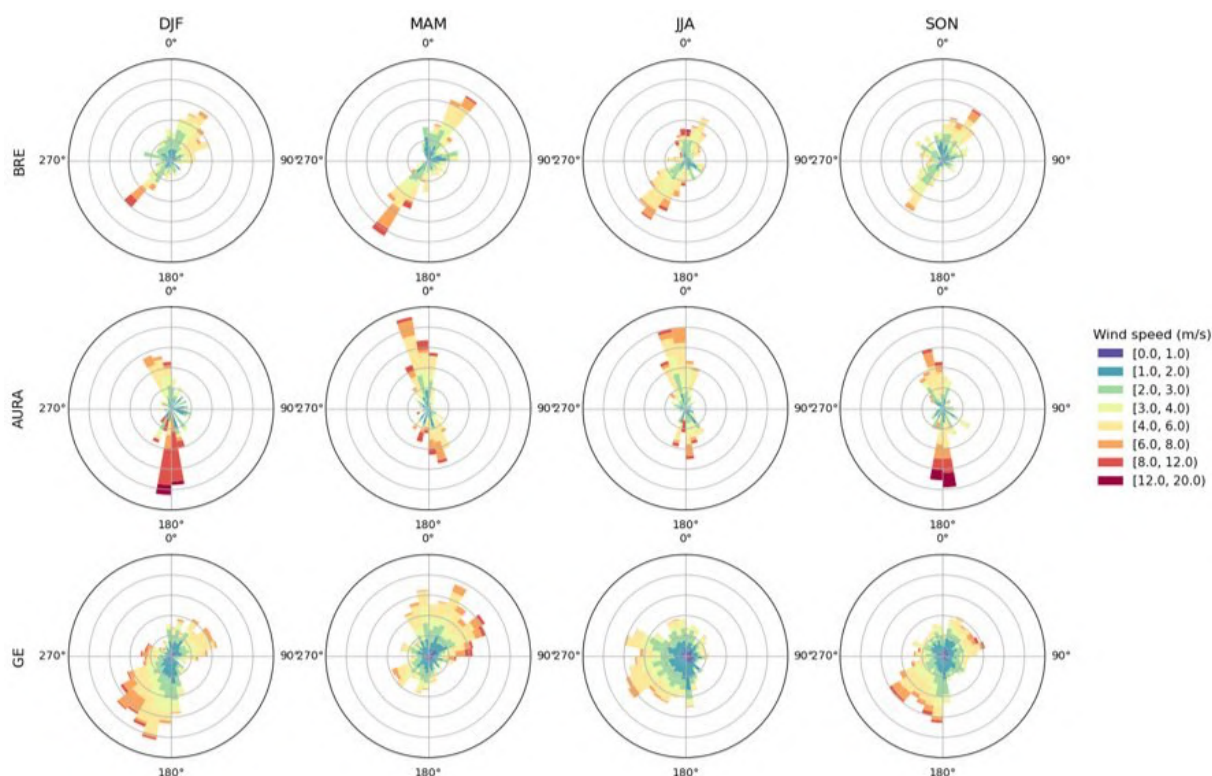


Figure 14: Affichage de la direction et de la vitesse des vents pour les 3 régions, source : MétéoFrance.

2.2.5. Etat des lieux des observations inter-régionales de NH₃

Un travail a été mené afin de faire un bilan des mesures NH₃ à l'échelle nationale entre 2018 et 2025. A ce titre, chaque AASQA de France a été contactée. Les AASQAs volontaires ont fourni le contact d'une personne référente, les coordonnées, les dates des campagnes, le type de mesure utilisée (analyseur vs tube passif), la typologie du site de mesure, etc. La carte ci-après a également été réalisée afin de cartographier l'inventaire national des mesures d'ammoniac. Cet inventaire non-exhaustif constitue une première étape vers un catalogue national complet des mesures de NH₃ au sol.

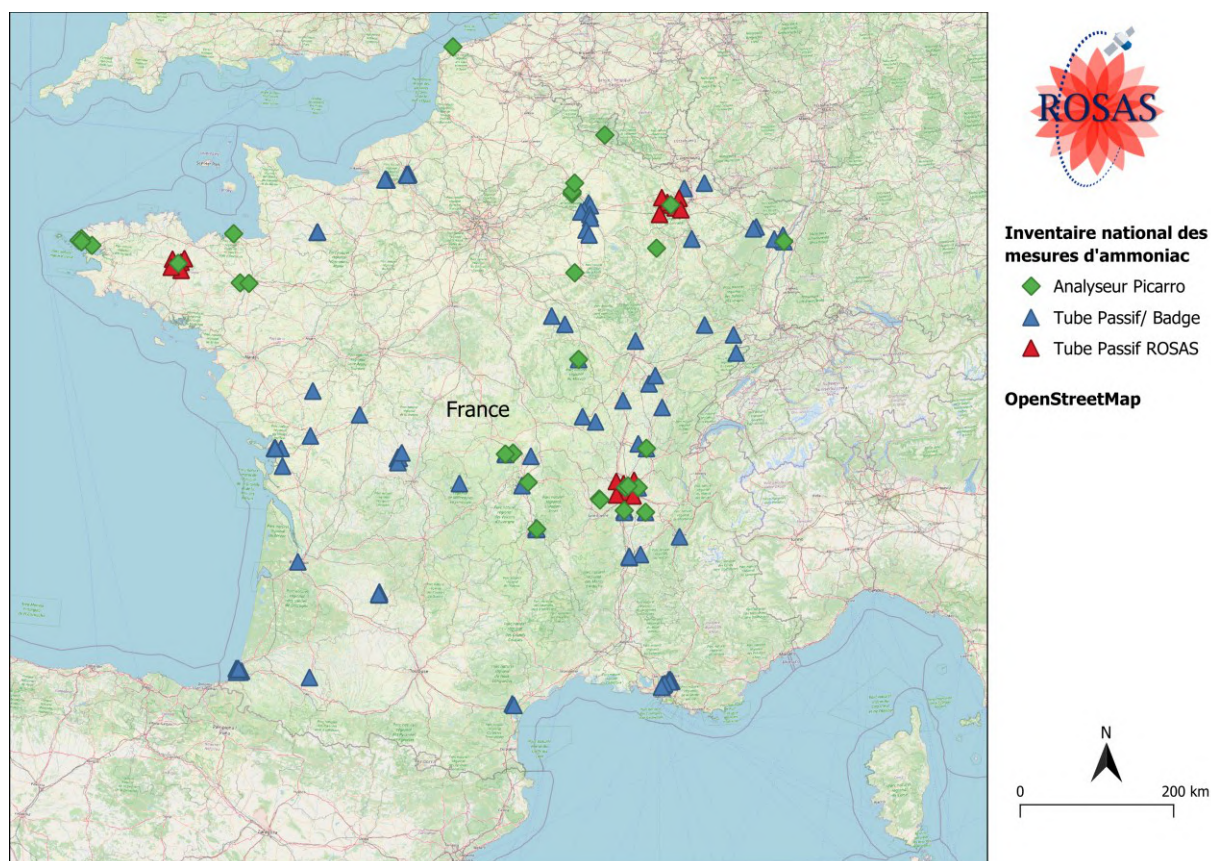


Figure 15: Affichage des différentes mesures d'ammoniac fournies par les AASQA en France métropolitaine classées par méthode de prélèvement (forme) et positions des sites ROSAS (en rouge)

2.2.6. Données agricoles

Données d'occupation des sols – RPG (IGN, 2024)

Les données d'occupation des sols sont issues du Registre Parcellaire Graphique (RPG) 2024, produit par l'IGN. Ce jeu de données permet de décrire finement les cultures déclarées à l'échelle parcellaire.

Afin de caractériser l'environnement agricole autour des tubes passifs (TP), les étapes suivantes ont été mises en œuvre :

- Définition de deux zones tampons de 500 m et de 1km autour de chaque site de mesure ;
- Extraction des parcelles RPG intersectant cette zone ;
- Regroupement des cultures en grandes catégories homogènes (ex : blé tendre, prairies permanentes, maïs grain, etc.) ;
- Calcul de la part relative (%) de chaque type de culture au sein de la zone tampon ;
- Identification des cultures dominantes pour chaque site.

Cette approche permet de qualifier l'influence des pratiques culturales locales, notamment en lien avec les émissions d'ammoniac (épandage, fertilisation).

La carte ci-dessous indique l'occupation locale des sols pour chaque site ROSAS en Région Bretagne. Les cartes des RPG par région sont présentées en annexe 4.

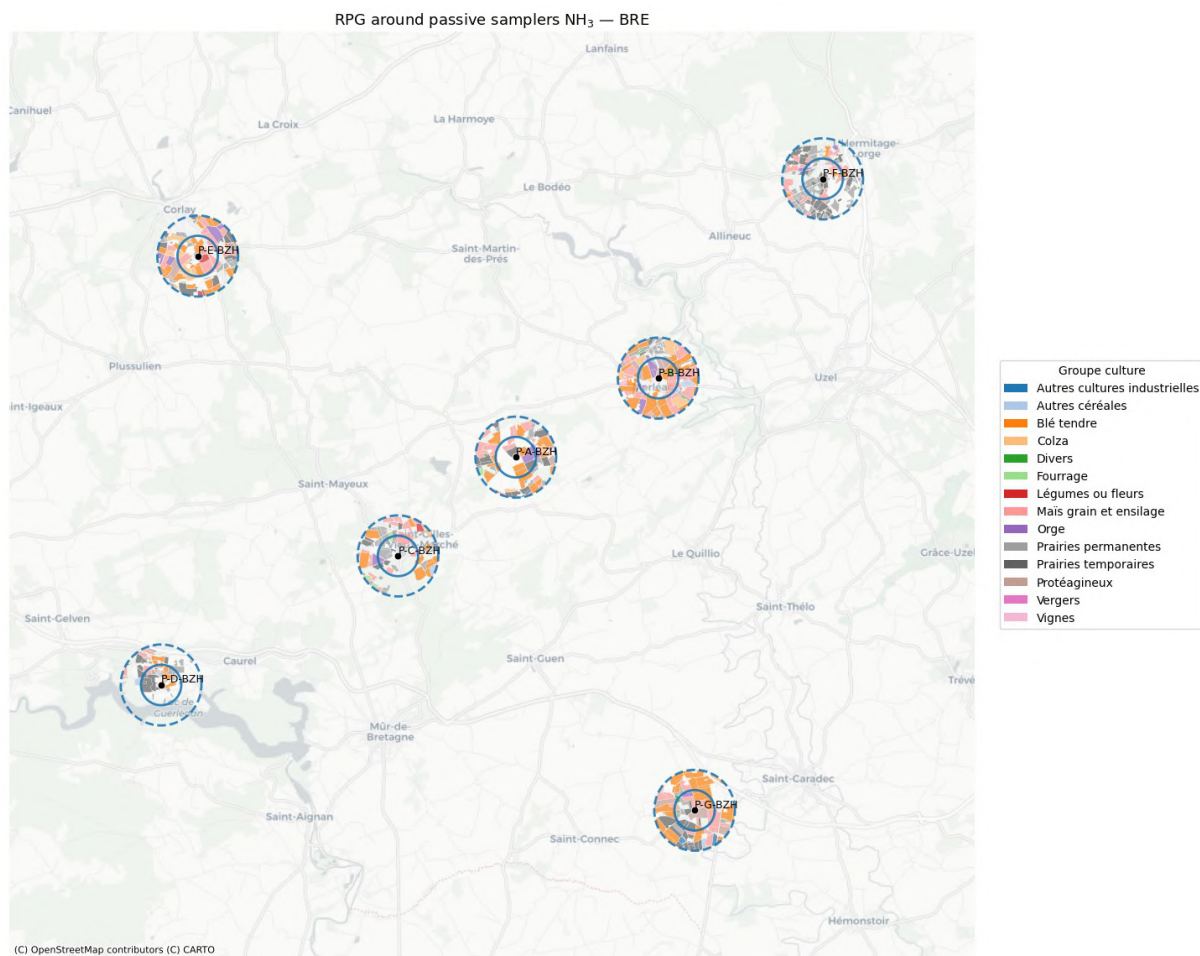


Figure 16: Etude du RPG pour les sites de Bretagne

Données agricoles – Statistique Agricole Annuelle (SAA)

Les données relatives à l'élevage sont issues de la Statistique Agricole Annuelle (SAA), diffusée par le réseau Atmo France via l'outil national PRISME.

Les traitements appliqués sont les suivants :

- Extraction des effectifs de cheptels à l'échelle communale ;
- Conversion en Unités Gros Bétail (UGB) afin d'homogénéiser les différentes espèces ;
- Calcul des parts relatives (%) de chaque type de cheptel par commune ;
- Spatialisation des données pour les sites de mesure (approche communale ou croisement spatial) ;
- Identification du type d'élevage dominant à proximité de chaque tube passif.

Ces données permettent d'évaluer la pression locale d'élevages, principale source d'émissions de NH₃.

Classification des tubes passifs

Le croisement des informations issues du RPG, des données de cheptels (SAA) et de la connaissance terrain (visites, contexte local) a permis d'établir une classification des tubes passifs selon leur environnement et leur influence dominante.

Deux niveaux de classification ont été définis :

- Typologie des sites : description de l'environnement (fond, rural, trafic etc) ;
- Incidence dominante : identification de la source principale influençant les concentrations mesurées (élevage, cultures, fond régional, trafic).

Cette classification constitue une étape clé pour interpréter les niveaux de concentrations observés, analyser les écarts entre sites, et évaluer la représentativité des stations vis-à-vis des différentes sources d'émissions.

Un tableau présentant les caractéristiques des sites, avec la typologie et l'incidence, est présenté en annexe 3.

3. Bilans principaux / Résultats obtenus

3.1. Campagne de mesure

3.1.1. Validation de données

Avant toute exploitation, un ensemble de validations est appliqué. Ces dernières s'appuient sur les pratiques et les recommandations détaillées dans le guide NH3 2021 pour l'encadrement des prélèvements de ce polluant (Guide méthodologique pour la mesure des concentrations en ammoniac dans l'air ambiant - Version finale 2021 pour mise en application au 01/01/2022 – LCSQA). La procédure se déclinera ici en plusieurs temps et s'appliquera à chaque moyen de mesures :

- Analyseurs :
 - o Une 1^{ère} validation, dite technique, est effectuée en se basant sur le suivi des paramètres techniques et l'absence de défaut au niveau de l'appareil ou de sa chambre de mesure mais aussi en vérifiant la cohérence des données vis-à-vis des niveaux déjà mesurés.
 - o S'ensuit une validation environnementale comparant les mesures des différents appareils présents en région, croisant les paramètres météorologiques, vérifiant la continuité historique des séries de mesures et analysant les pics de concentration.
- Tubes passifs :
 - o Une 1^{ère} validation s'applique à l'étape des prélèvements en vérifiant la bonne conservation des échantillons (températures adéquates notamment), la préemption des tubes et enfin en signalant toute influence locale ou situation particulière pouvant impacter fortement la mesure (travaux, corps humide...).
 - o Une 2^{de} vérification, dite analytique, compare les blancs, les triplicats et prend en compte tout doute sur l'analyse laboratoire.
 - o Enfin une expertise environnementale croise les différentes mesures entre elles et invalide toute mesure s'écartant trop des seuils indiqués dans les guides de référence.

3.1.2. Résultats de la campagne de mesure

Conformément aux recommandations établies dans la littérature et à la stratégie établie, les données de mesures ont fait l'objet de plusieurs analyses successives harmonisées. Les conclusions de celles-ci vont être détaillées par site et par type de mesures ci-dessous :

Bretagne - Kergoff :

Plusieurs tubes ont été retrouvés au sol à cause d'une météorologie très perturbée. Sinon aucun autre aléa particulier n'est venu perturber la campagne de mesures en Bretagne. On notera quelques valeurs élevées suspectes très probablement liées aux activités agricoles très proches et pour lesquelles des épandages récents ont été observés au moment des poses et déposes des tubes.

Tableau 3: Aléas campagne tubes passifs Kergoff

Prélèvement	Aléas
03/09/2024 – S7	1 tube retrouvé à terre à Kergoff (P-A-BZH)
12/11/2024 – S12	2 tubes du triplicat envolé avec la tempête à Kergoff (P-A-BZH)
20/12/2024 – S14	1 triangle retrouvé au sol à Kergoff (P-A-BZH)
21/01/2025 – S16	Tube retrouvé au sol à Kergoff (tempête)

- **Analyse des données PICARRO :**

Le profil général des mesures d'ammoniac obéit au profil moyen déjà connu pour ce site breton. Les niveaux sont généralement inférieurs à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tout au long de l'année excepté au moment du printemps où ces derniers s'envolent et forment des oscillations s'étalant sur des périodes de 2 à 3 semaines. Ces variations associées à l'activité agricole locale et principalement à la recharge des sols en fertilisant peuvent dépasser temporairement et nettement les 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La Figure 17 présente ce profil annuel et ses caractéristiques de juin 2024 à juin 2025.

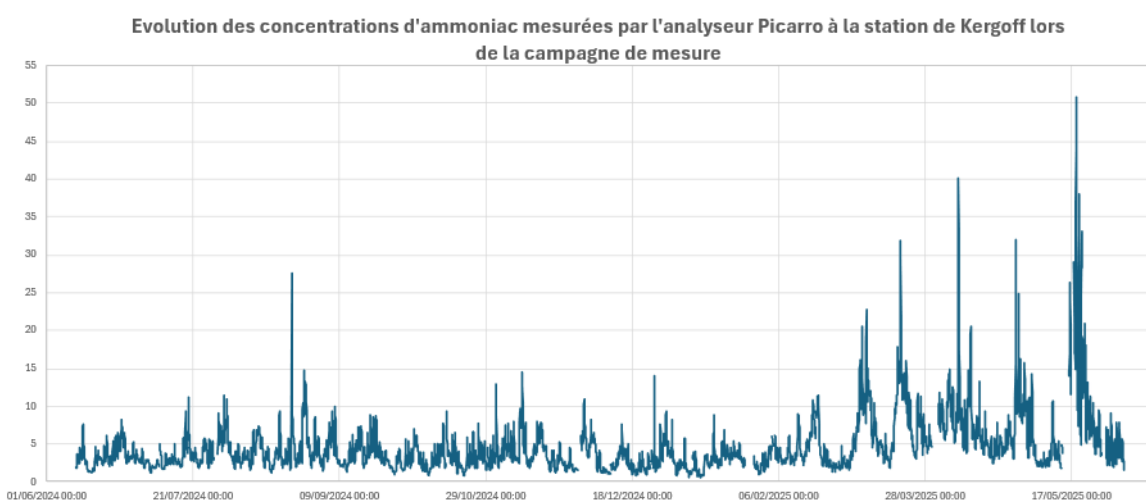


Figure 17: Evolution des concentrations horaires d'ammoniac à Kergoff de juin 2024 à juin 2025 (campagne de mesure)

- **Analyse des tubes passifs :**

Par rapport au calendrier prévu initialement, des triplicats ont été ajoutés voire décalés. Pour la validation des données, plusieurs valeurs de tubes ont dû être écartées car trop divergentes par rapport aux 2 autres tubes du même groupe. Cette action touche 5 séries au total et se retrouve en hachuré sur la Figure 18. Une fois ces valeurs isolées, l'écart relatif maximal de valeurs reste inférieur au seuil réglementaire de 15% à l'exception du triplicat de la série 15 où les valeurs mesurées sont inférieures à 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans ce cas particulier, c'est l'écart moyen absolu qui fait foi et doit être inférieur à 0.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ici, l'écart moyen vaut 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La série est donc validée.

Enfin, le laboratoire d'analyse nous indique aussi que la limite de quantification (LQ) est bien respectée.

La validation technique ne fait remonter aucun autre problème.

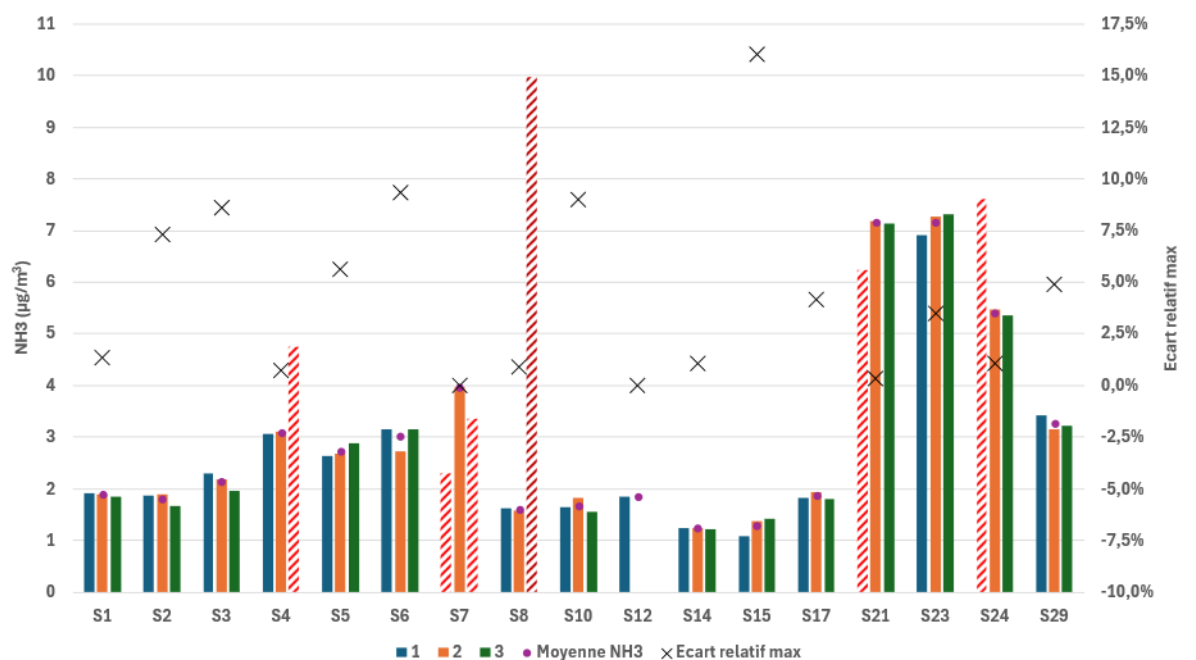


Figure 18: Analyse qualité des triplicats de Kergoff

Pour rappel, la validation environnementale met en œuvre plusieurs comparaisons afin d'identifier toute potentielle incohérence. Elle croise les différents types de mesures et de grandeurs relevées lors de la campagne. Dans un 1er temps, les mesures par tubes et par analyseur PICARRO, moyennées sur chaque période d'exposition, vont être confrontées. Les Figure 19 et Figure 20 montrent une corrélation relativement bonne. Les valeurs de l'analyseur sont plus fortes que celles des tubes. Ce phénomène de sous-estimation des tubes passifs a déjà été observé sur les autres sites de mesures dont ceux de la région Grand Est mais cela ne constitue en aucun cas une raison d'invalidation. Néanmoins, des séries ont été altérées ou invalidées sur avis technique. Il s'agit des séries S11 et S28. La première invalidation repose sur un problème technique survenu sur l'environnement de mesure de l'analyseur PICARRO rendant sa moyenne anormalement basse. En S28, un épandage à proximité a été signalé et l'équipe de validation a fait le choix de retirer les pics de valeurs. Néanmoins, les valeurs brutes sur cette série particulière ne dégradent pas le score de corrélation. Sur les 29 couples de données, le coefficient de détermination affiche un score très correct de 90%.

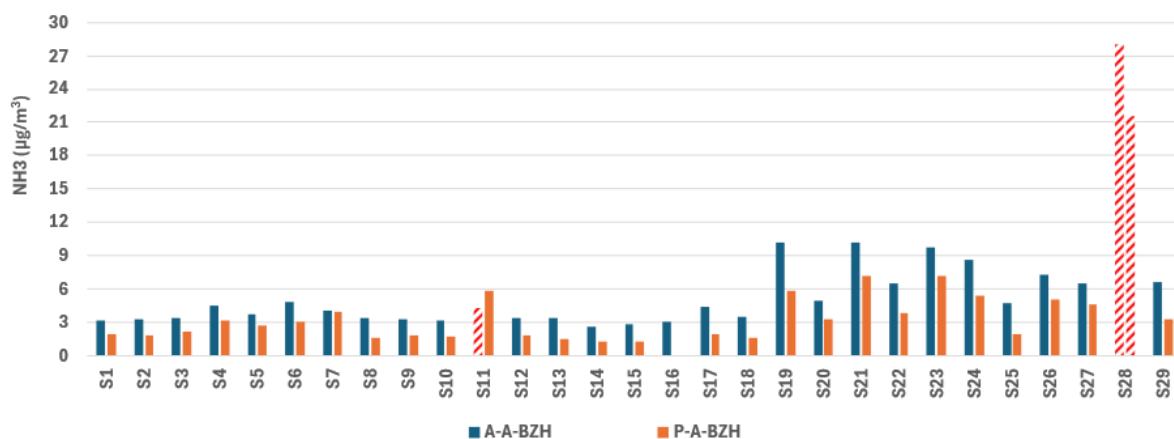


Figure 19: concentrations moyennes d'ammoniac mesurées par analyseur (bleu) et par tube passif (orange) sur chaque période d'échantillonnage à Kergoff

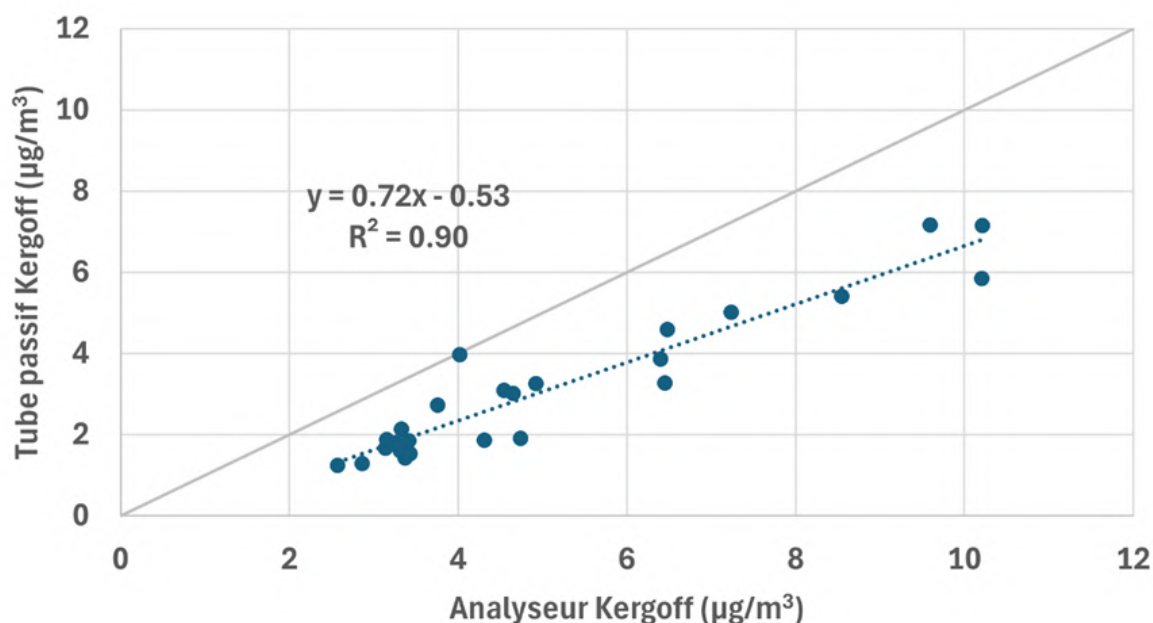


Figure 20: étude de corrélation entre les données PICARRO et RADIELLO modulo la mesure n°28 (point rouge)

Dans un 2nd temps, les sites de mesures Radiello sont intercomparés. De manière générale, chaque site affiche le même profil annuel avec des valeurs très basses entre novembre et février et des niveaux qui augmentent nettement au printemps pour diminuer au cours de l'été et de l'automne (cf. Figure 22). La variabilité des valeurs peut être très importante en fonction du site et cela se retrouve sur la longueur de moustaches ou encore l'écart entre la moyenne et la médiane sur la Figure 21. Néanmoins, cela permet de classer chaque lieu et de former des groupes par similarités statistiques. Par ordre croissant, le site P-C-BZH présente en moyenne les plus faibles valeurs. Il est suivi de peu par le site P-D-BZH. Ces deux points de mesure affichent les plus faibles variances et leurs valeurs maximales ne dépassent pas les 5 µg/m³. Suivent ensuite les sites P-E-BZH et P-G-BZH qui présentent une variance relativement faible mais des écarts entre extremum assez importants. Le site de Kergoff (P-A-BZH) se situe en moyenne au même niveau que le site P-G-BZH mais il se distingue de par sa variance plus importante qui se trouve relativement équivalente à celles des 2 sites les plus exposés en moyenne, les sites P-B-BZH et P-F-BZH. La Figure 21 reprend ces éléments et affiche en couleurs les incidences principales définies dans le RPG (Registre Parcellaire Graphique). On notera que cette classification suit une certaine répartition géographique avec des valeurs faibles au Sud-Ouest et, a contrario, des valeurs plus fortes en moyenne au Nord-Est. L'axe complémentaire, allant du Nord-Ouest au Sud-Est, est plus partagé et semble montrer un état intermédiaire reprenant des caractéristiques de chaque « extrême » : des valeurs maximales élevées mais une variance relativement faible.

L'occupation du sol montre un secteur Sud-Ouest plus boisé et probablement moins soumis à l'élevage ou aux épandages agricoles dans les champs environnants. A la différence des autres régions, une certaine corrélation lie les données d'émissions communales aux valeurs relevées (cf. Figure 2 et Figure 44 de corrélation émissions vs concentration).

L'étude de l'occupation du sol et le diagramme polaire de pollution de la Figure 23 semblent indiquer que les pratiques d'épandage sont soit peu impactantes par rapport à d'autres activités locales, soit techniquement mises en œuvre différemment à travers le territoire observé. Dans l'hypothèse de pratiques agricoles homogènes géographiquement, le diagramme polaire met en évidence une importante source à l'Est de la station sans effet de proximité immédiate. En effet, le vent d'Est doit être bien établi (supérieur à 10km/h) pour que l'ammoniac ambiant soit transporté et capté par l'analyseur. D'autres sources se situeraient à une distance relativement équivalente dans la frange Sud-Est ainsi qu'au

Nord. Tous les secteurs à composantes Ouest ne mettent pas en évidence d'autre source notable et notons que cet état est partagé par les mesures par tubes passifs.

Pour synthétiser, ce site rural de proximité agricole montre une hétérogénéité marquée à certaines périodes de l'année. Les niveaux de fond restent relativement faibles et homogènes à l'automne et en hiver mais ils peuvent vite augmenter dès que le printemps arrive avec ses épandages et enrichissements des sols. C'est au cours de cette période que les plus fortes disparités apparaissent entre chaque site de mesures, comme le démontre la Figure 22.

Enfin, les conditions météorologiques, pilotant généralement l'évolution des niveaux de pollution, sont prises en compte pour étudier la sensibilité des différents relevés. La température est généralement la variable météorologique ayant la meilleure corrélation avec les niveaux d'ammoniac mais ce score reste très faible sur le site de Kergoff (P-A-BZH). Le vent et les précipitations ne semblent pas avoir, non plus, un effet majeur sur les valeurs mesurées par tube. Ces dernières sont donc plus fortement influencées par certaines activités ou pratiques agricoles voisines telles que l'élevage ou les épandages. Néanmoins, les paramètres météorologiques affichent mieux leurs impacts sur des données plus fines temporellement comme les mesures par analyseur. L'effet moyennant des tubes ne permet pas de repérer facilement des événements météorologiquement brefs.

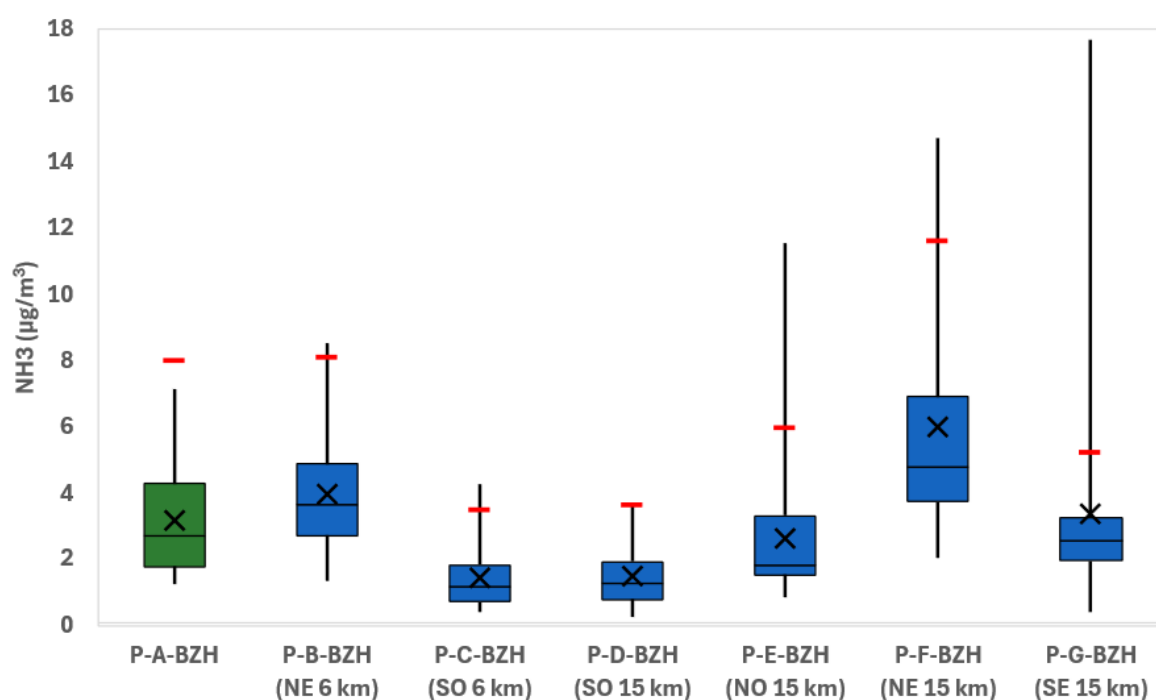


Figure 21: dispersion statistique des valeurs mesurées par tubes passifs en fonction des sites, de leur distance à Kergoff et de leur influence principale (vert : rural ; bleu : élevage)

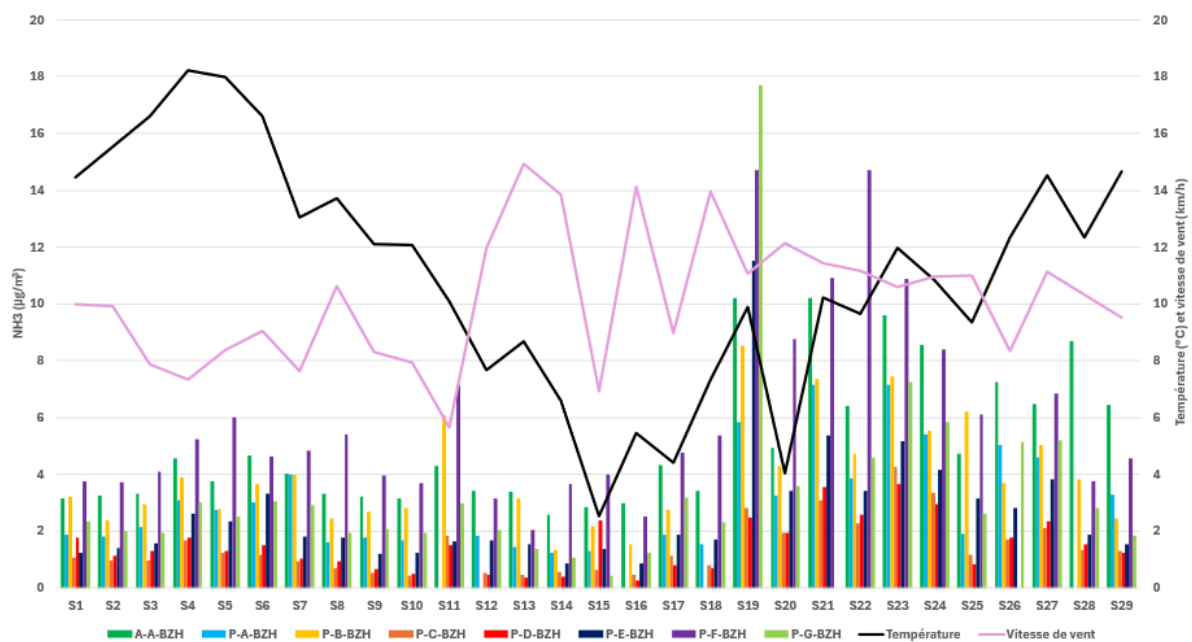


Figure 22: Comparaison des niveaux d'ammoniac par site de prélèvement autour de Kergoff et évolution des températures et vitesses de vent

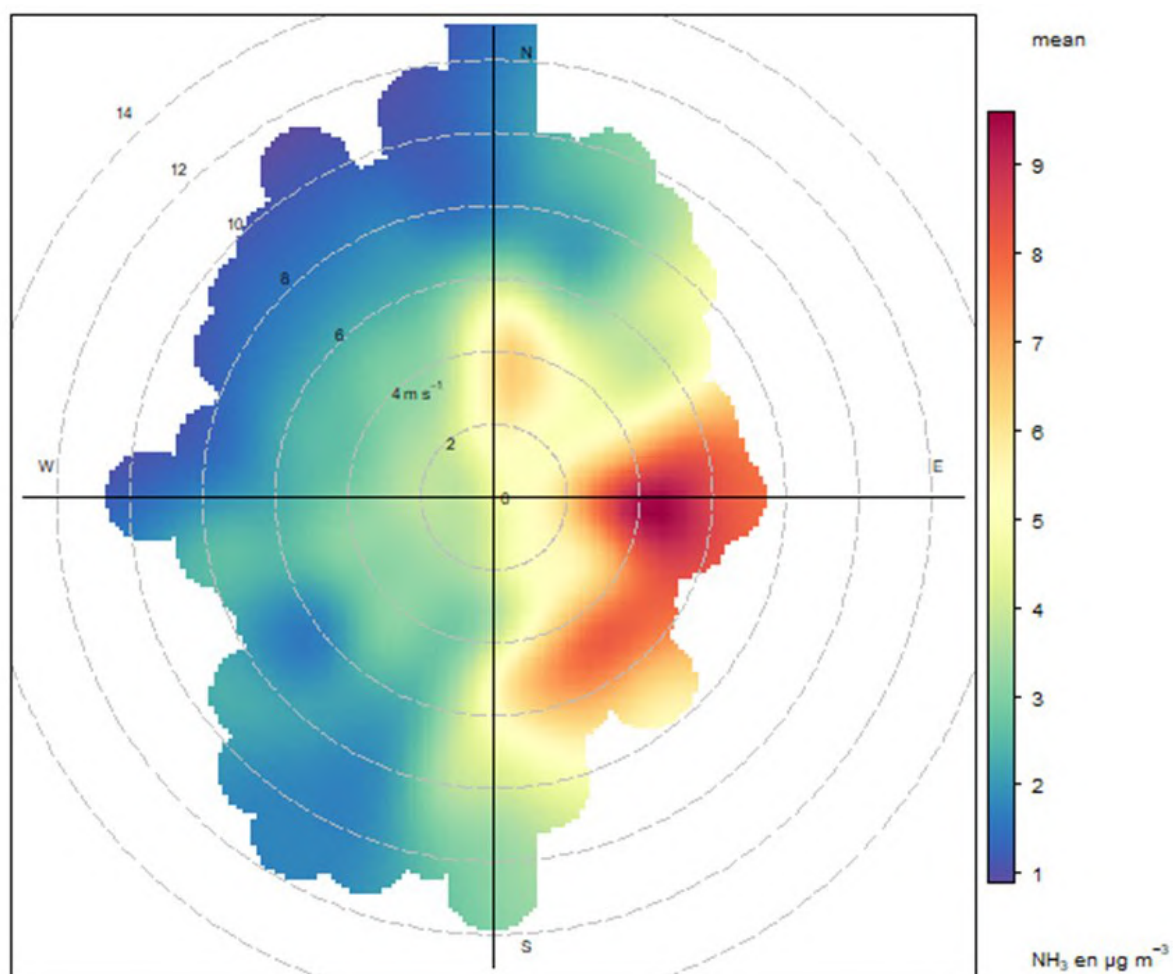


Figure 23: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac de l'analyseur PICARRO de Kergoff au cours de la campagne ROSAS

Grand-Est - Jonville-en-Woèvre :

Avant toute analyse des mesures, signalons la présence de quelques aléas qui sont venus perturber la campagne. Ces derniers sont rassemblés dans le tableau suivant :

Tableau 4: Aléas campagne tubes passifs Jonville

Prélèvement	Aléas
Juin 2024 – S1 & S2	Remontée automatique des données PICARRO interrompue et perte de plusieurs heures de mesures
Juillet 2024 – S2	Période de triplicat avancé d’une période
15/10/2024 – S10	Tube d’Hagéville mal conditionné lors de son stockage (non réfrigéré)

Ces limites dans l’exercice sont rares et ne représentent pas en l’état une gêne pour les travaux à venir.

• Analyse des données PICARRO :

Le site de Jonville-en-Woèvre présente une évolution des mesures horaires d’ammoniac très « typée ». En effet, une source locale vient régulièrement perturber le signal de mesure en faisant apparaître des maximums et cela notamment en présence de conditions météorologiques calmes. La Figure 24 illustre cette forte et soudaine variabilité des concentrations d’ammoniac mesurées à Jonville-en-Woèvre (bleu) par rapport à la station de Reims-Jean d’Aulan (orange) et cela en période de faibles concentrations (automne).

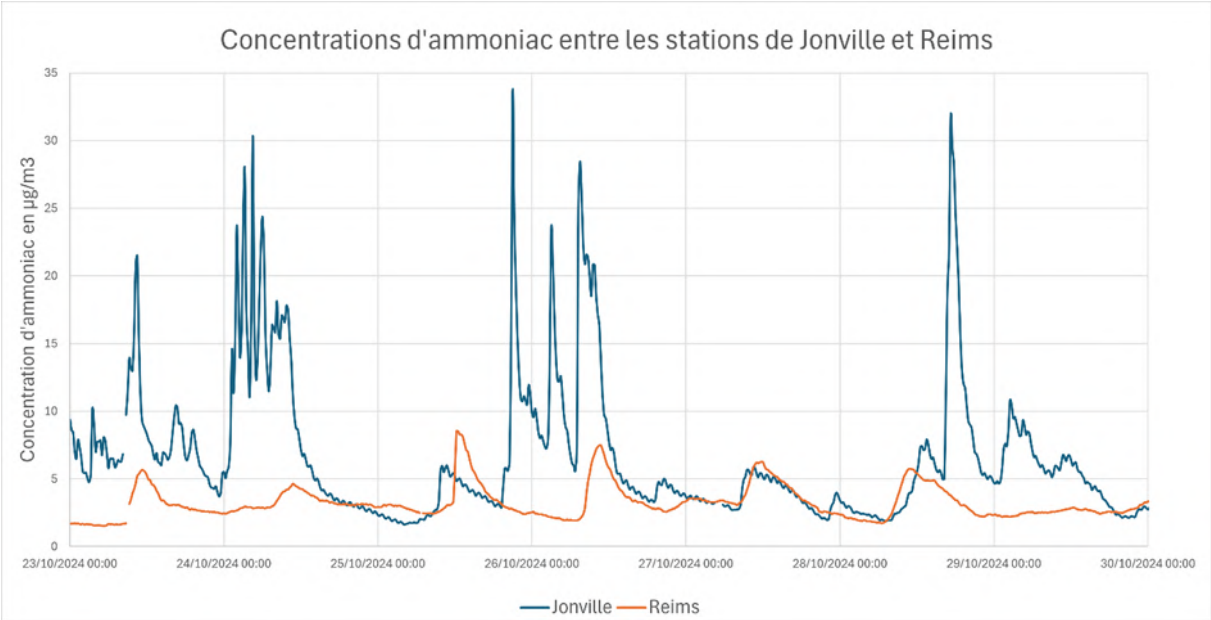


Figure 24: Comparaison des niveaux de concentrations horaires en NH3 et de leurs vitesses d’évolution entre les stations de Jonville-en-Woèvre et de Reims-Jean d’Aulan

Par crainte au départ d’un défaut d’analyseur, un second PICARRO a été spécialement installé sur ce site, sur près d’un mois, pour corroborer l’observation du 1er. A l’exception de ce phénomène local, les validations technique et environnementale n’ont remonté aucun défaut particulier.

- **Analyse des tubes passifs :**

La validation technique sur cette campagne a redémontré l'avantage d'utiliser des triplicats pour le contrôle et le suivi de la qualité. En effet, au cours de ces 12 mois de mesures, 1 tube a présenté une altération (groupe 4) mais cette redondance a permis de conserver le suivi qualité.

Sur les données conservées, l'écart relatif maximal de valeurs est resté inférieur au seuil réglementaire de 15%. La Figure 25 présente l'analyse de ces triplicats avec la concentration mesurée en histogramme, sa valeur moyenne pour les tubes conservés sous forme de point, l'écart relatif max propre à chaque groupe symbolisé par une croix et le tube écarté en hachuré (série S8). Pour ce dernier, si sa valeur avait été conservée l'écart relatif maximal aurait dépassé les 15% réglementaires pour atteindre 62%. Les 2 autres tubes de ce triplicat présentent en revanche des valeurs très proches. Par ailleurs, l'évolution des valeurs moyennes reprend correctement le profil annuel de l'ammoniac connu sur le Grand-Est. Enfin et comme rappelé dans le tableau ci-dessus, l'un des tubes du triplicat de la série S21 a été invalidé en laboratoire.

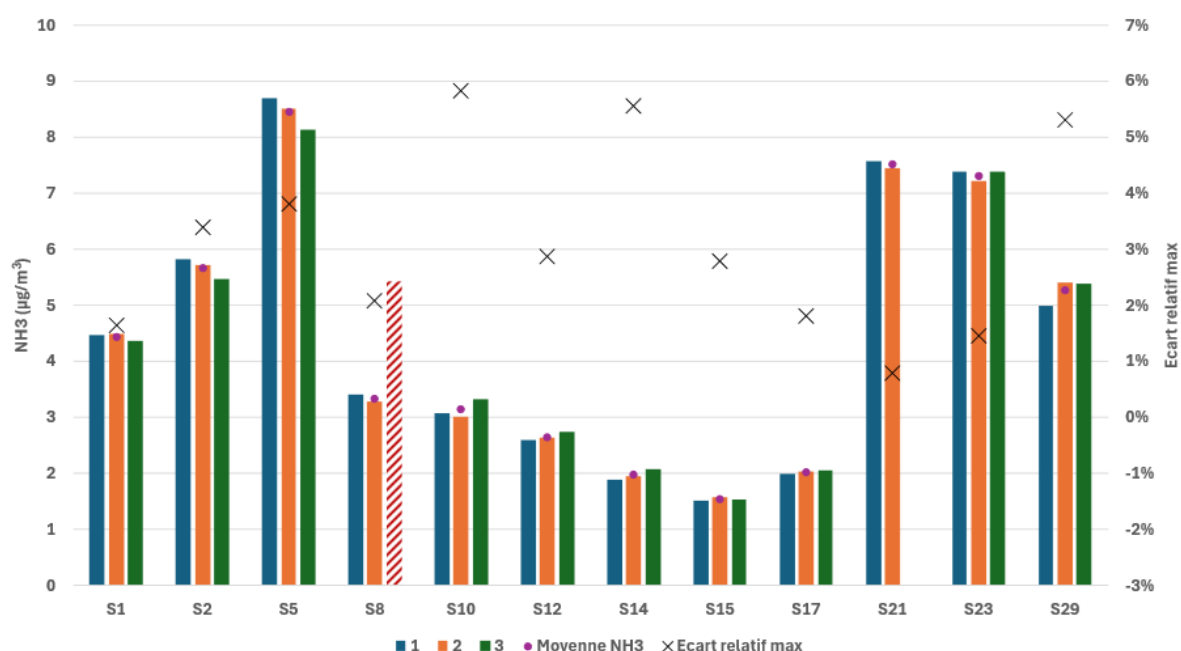


Figure 25: Analyse qualité des triplicats de Jonville-en-Woëvre

La limite de quantification (LQ) est également respectée et tous les blancs présentent des valeurs comprises entre 0.1 et 0.2 µg/m³ comme l'illustre la Figure 26.

La validation technique ne fait remonter aucun autre problème.

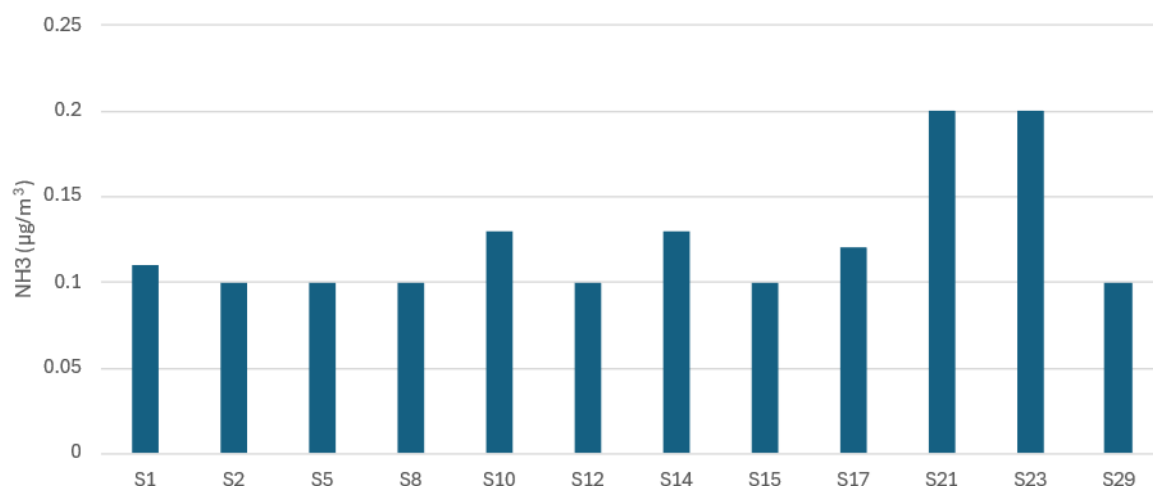


Figure 26: Evolution des concentrations mesurées sur les blancs à Jonville-en-Woëvre

Pour rappel, la validation environnementale met en œuvre plusieurs comparaisons afin d'identifier toute incohérence potentielle. Elle croise les différents types de mesures et de grandeurs relevés lors de la campagne. La 1ère comparaison, présentée ici, va confronter les mesures par tubes à celles de l'analyseur PICARRO moyennées sur chaque période d'exposition. Les Figure 27 et Figure 28 montrent une très bonne corrélation où les valeurs de l'analyseur sont plus fortes que celles des tubes. Ce phénomène de sous-estimation des tubes passifs avait déjà été observé lors d'inter-comparaisons de plusieurs procédés de mesures de l'ammoniac à Atmo Grand Est et ne constitue en aucun cas une raison d'invalidation. Sur les 29 couples de données, le coefficient de détermination affiche un très bon score de 95%.

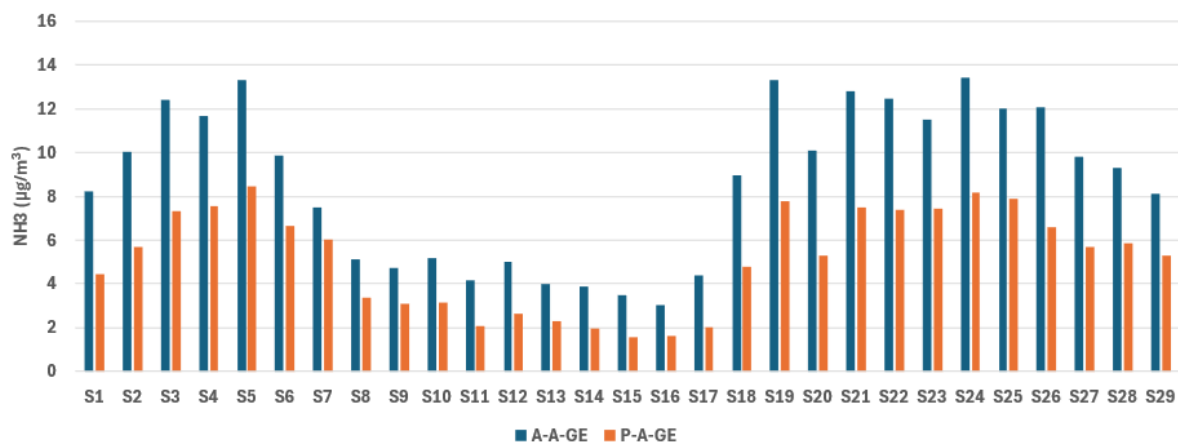


Figure 27: Concentrations moyennes d'ammoniac mesurées par analyseur (bleu) et par tube passif (orange) sur chaque période d'échantillonnage à Jonville-en-Woëvre

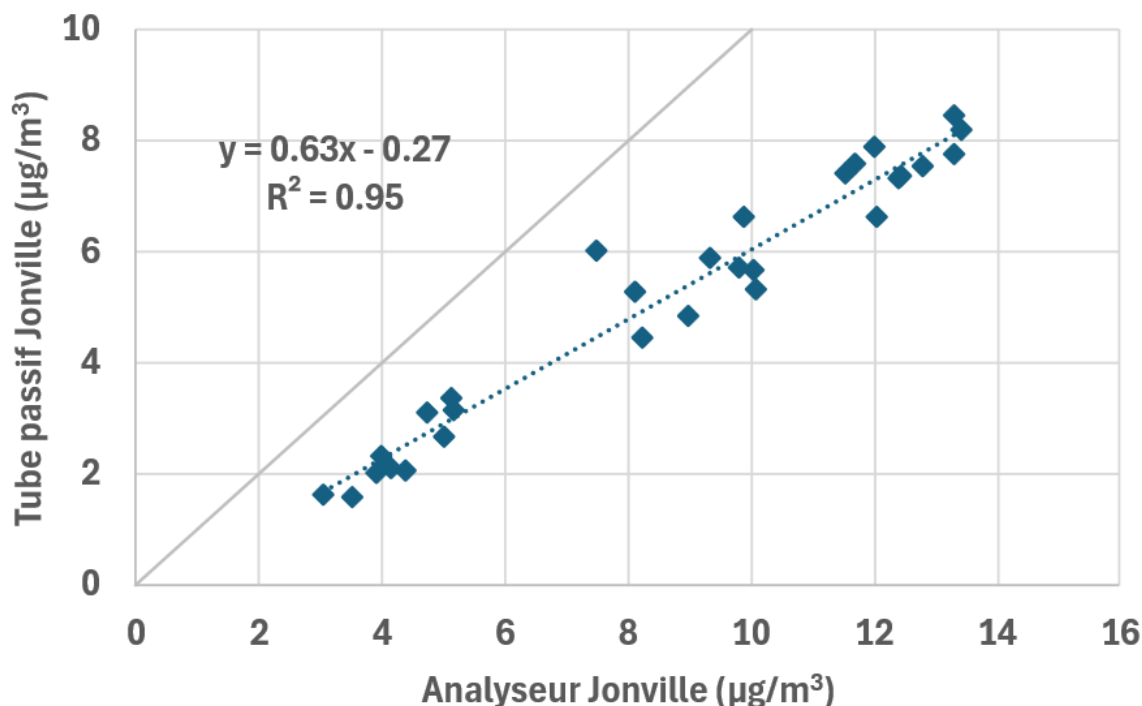


Figure 28: étude de corrélation entre les données PICARRO et RADIELLO à Jonville

La 2nde comparaison va opposer tous les sites entre eux et va chercher à les classer par ordre de grandeur. D'un point de vue global, tous les sites présentent un profil annuel commun avec des niveaux faibles en hiver et plus élevés au printemps et en fin d'été. A l'exception de quelques pics attribués à des hausses locales, une tendance se dégage pour définir un classement des sites de mesure. Par ordre croissant : Villecey-sur-Mad (P-G-GE) affiche les concentrations les plus faibles, s'ensuit Hagéville (P-B-GE) et Doncourt-lès-Conflans (P-F-GE) puis Braquis (P-E-GE), Harville (P-C-GE), Lamorville (P-D-GE) et enfin Jonville (P-A-GE) qui possède nettement les niveaux les plus hauts.

Ces statistiques moyennes sont à considérer au regard de leurs incertitudes de l'ordre de 15% à 20%, soit une incertitude pouvant grimper jusqu'à 2 µg/m³ pour les mesures les plus élevées. Sur les 7 points de mesures, il est possible de remarquer (cf. Figure 29) un certain déséquilibre des sites de Jonville (P-A-GE), Lamorville (P-D-GE) et Villecey (P-G-GE). L'étude de l'occupation du sol et du diagramme polaire de pollution a montré que la présence immédiate ou l'absence de fermes pratiquant l'élevage, et modulo l'orientation des vents dominants, influe sur la quantité d'ammoniac relevée. Tels que l'illustre la Figure 30, l'analyseur et les tubes passifs de Jonville ont subi plusieurs influences locales, plus ou moins directes. En effet, une majorité des valeurs fortes a été détectée par vent faible provenant du secteur Ouest – Nord-Ouest de la station. 2 autres secteurs plus diffus mais affichant de valeurs relativement fortes sont identifiés dans le quart Nord-Est et au Sud-Est. L'analyse de l'occupation du sol a montré la présence de 2 fermes à bovins et probablement une pisciculture dans le 1^{er} kilomètre autour. Par analogie, le site de Lamorville (P-D-GE) affiche une ferme à moins de 50m au Sud du lieu de mesure. A contrario, les environs de Villecey (P-G-GE) ne présentent aucune ferme et uniquement quelques champs. De plus, pour ce dernier site, un possible effet orographique associé à un cadastre d'émissions faibles (cf. Figure 5) serait à prendre en compte. Ces disparités prouvent que les pratiques agricoles locales ont une incidence non-négligeable et dans une certaine mesure, elles ont été identifiées pour chaque commune accueillant un site de prélèvement. Pour cela, une coloration a été appliquée aux boîtes à moustaches et le dernier site présente une absence d'élevage. L'étude des valeurs extrêmes croisée aux pratiques agricoles locales et à la temporalité peut suggérer des épandages mieux perçus à proximité de Lamorville. En effet, un prélèvement à 9.46 µg/m³ dépasse le seuil de distance de 1.5 fois l'écart interquartile par rapport au 3^{ème} quartile - méthode utilisée ici pour identifier les valeurs pseudo-aberrantes symbolisée par un trait rouge sur la Figure 29 - évalué à 9.06 µg/m³. Ce dépassement a lieu sur la série S21 c'est-à-dire sur la 2nde moitié du mois de mars, période propice aux enrichissements des sols.

L'ensemble de ces derniers éléments vient perturber la conclusion attendue pour ce site de typologie rurale. Néanmoins, en considérant les gammes d'incertitudes vis-à-vis des différences moyennes entre chaque site, l'ensemble reste homogène. Cette campagne aura permis de montrer le fort impact local et temporellement ponctuel des élevages par rapport à la volatilisation moyenne de l'ammoniac provenant de l'enrichissement des sols, épandages proches mis à part.

Enfin, les conditions météorologiques, pilotant généralement l'évolution des niveaux de pollution, sont prises en compte pour étudier la sensibilité des différents relevés. La température est la variable météorologique ayant la meilleure corrélation avec les niveaux d'ammoniac (cf. Figure 31). Le vent et les précipitations ne semblent pas avoir un effet majeur sur les valeurs mesurées par tube. Ces dernières sont donc plus fortement influencées par certaines activités ou pratiques agricoles voisines telles que l'élevage ou les épandages. Néanmoins, les paramètres météorologiques affichent mieux leurs impacts sur des données plus fines temporellement comme les mesures par analyseur. L'effet moyennant des tubes ne permet pas de repérer facilement des événements météorologiquement brefs.

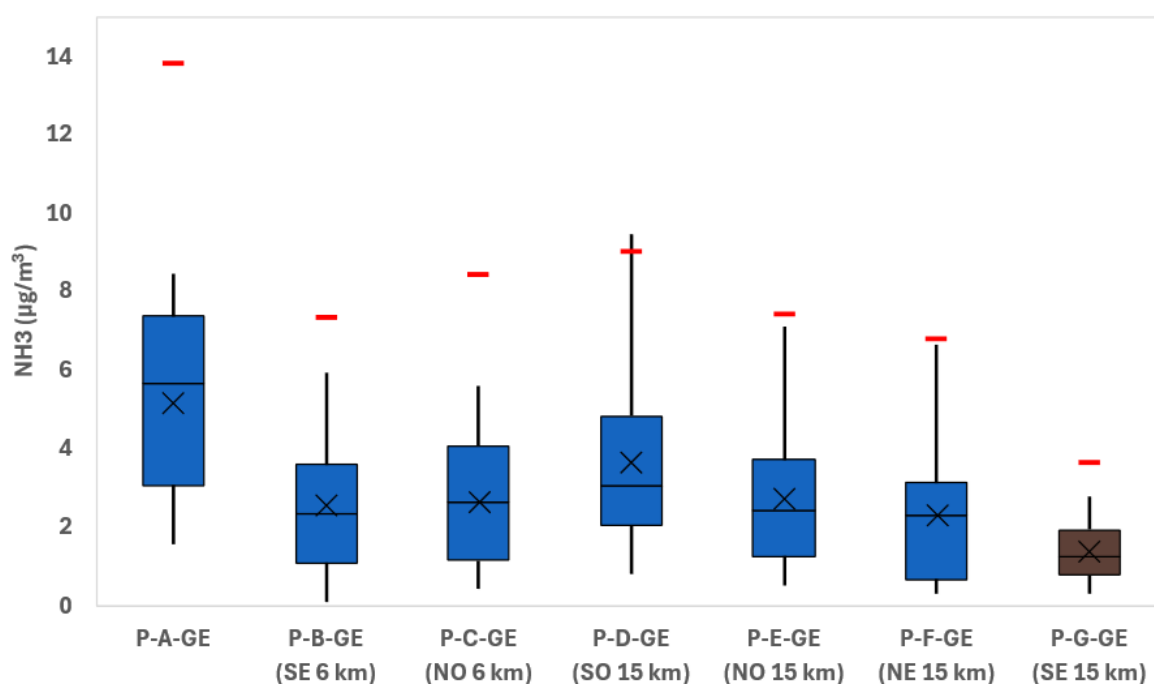


Figure 29: dispersion statistique des valeurs mesurées par tubes passifs en fonction des sites, de leur distance à Jonville et de leur influence agricole principale (bleu : élevage ; marron : cultures/terres arables)

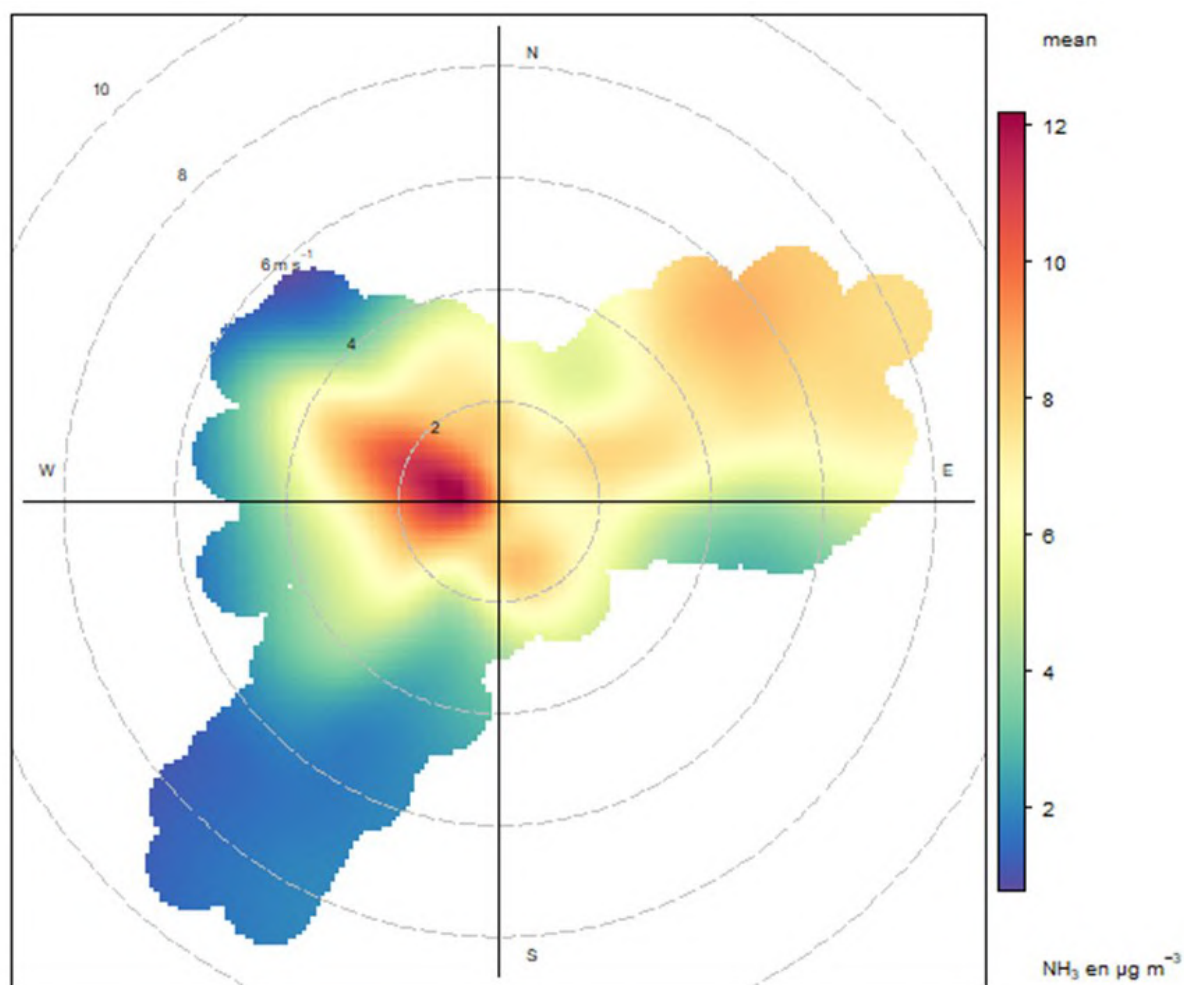


Figure 30: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac de l'analyseur PICARRO de Jonville au cours de la campagne ROSAS

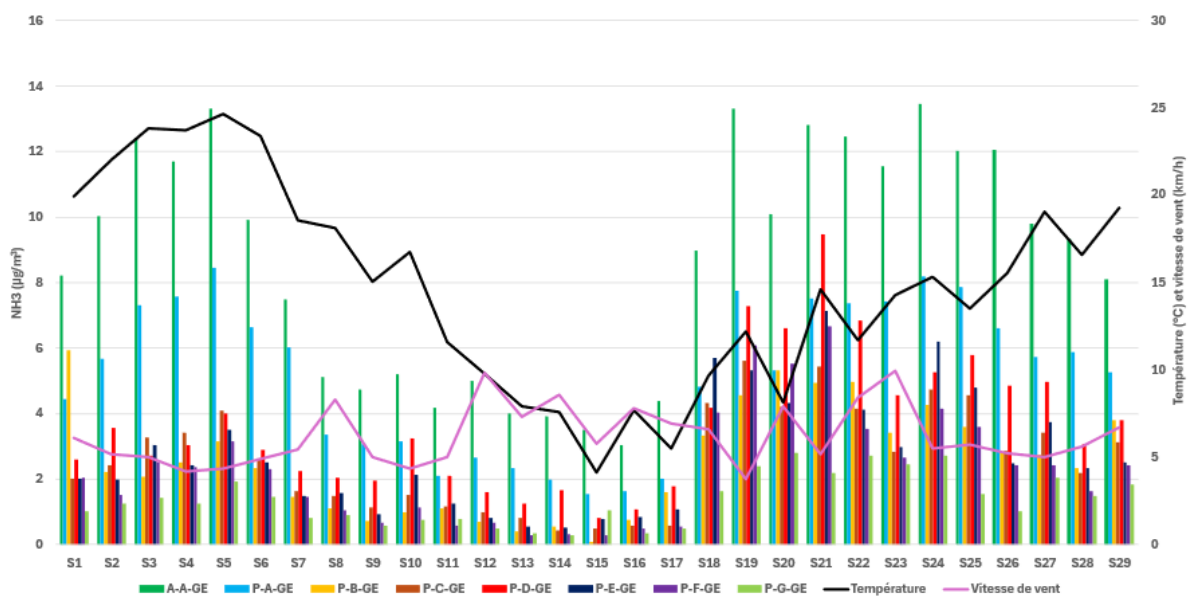


Figure 31: Evolution de la température et des vitesses de vent vis-à-vis des concentrations d'ammoniac aux environs de Jonville

Auvergne-Rhône-Alpes - Lyon-centre :

Avant toute analyse des mesures, signalons la présence de quelques aléas qui sont venus perturber la campagne. Ces derniers sont rassemblés dans le tableau suivant :

Tableau 5: Aléas campagne tubes passifs Lyon

Prélèvement	Aléas
11/06/2024 – S1	Tube mouillé à Vénissieux Village (P-B-AURA)
09/07/2024 – S3	Perte de triangle à Soucieu (P-D-AURA)
23/07/2024 – S4	Perte de tube à Dommartin (P-E-AURA)
17/09/2024 – S8	Prélèvement impacté par la pluie à Lyon-centre mais valeur cohérente (P-A-AURA)
17/09/2024 – S8	Prélèvement impacté par la pluie à Soucieu mais valeur cohérente (P-D-AURA)
S11	triplicat

Ces déconvenues dans l'exercice restent limitées et ne représentent pas en l'état une gêne pour les travaux à venir.

- **Analyse des données PICARRO :**

Le site de Lyon-centre représente un fond urbain et les mesures d'ammoniac confirment cet état. En effet, ces dernières sont relativement faibles. Elles sont à plus de 99% inférieures à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ depuis le début des mesures de l'analyseur fin 2015 et à plus de 99% inférieures à 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au cours de la campagne de mesure pour une moyenne de 2,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations et leur variabilité augmentent au printemps, se conservent pendant l'été et finissent par diminuer et stagner le restant de l'année. Quelques valeurs élevées viennent parfois perturber la variabilité relativement constante des séries de mesures. La Figure 32 ci-après illustre assez bien ce constat.

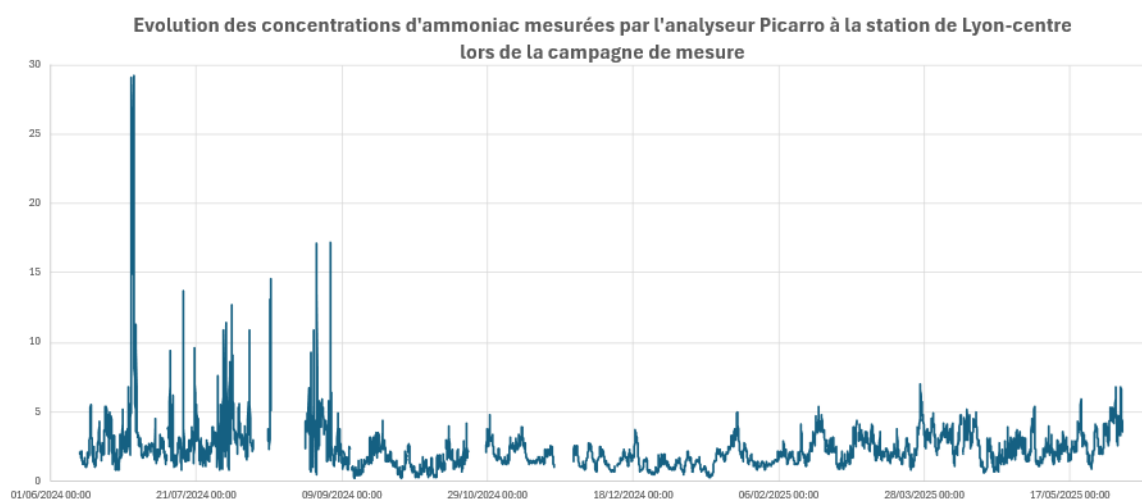


Figure 32: évolution des concentrations horaires d'ammoniac à Lyon-centre de juin 2024 à juin 2025 (campagne de mesure)

- **Analyse des tubes passifs :**

Sur le plan qualité, l'étude des triplicats montre que l'écart relatif maximal des valeurs est resté inférieur au seuil réglementaire de 15% avec une unique invalidation en série S11. L'étude des valeurs montre aussi que l'évolution de ces concentrations moyennes reprend correctement l'amplitude et le profil annuel de l'ammoniac connu à Lyon, comme présenté un peu plus haut et en Figure 33.

La limite de quantification (LQ) est également respectée d'après le laboratoire d'analyse.

La validation technique ne fait remonter aucun autre problème.

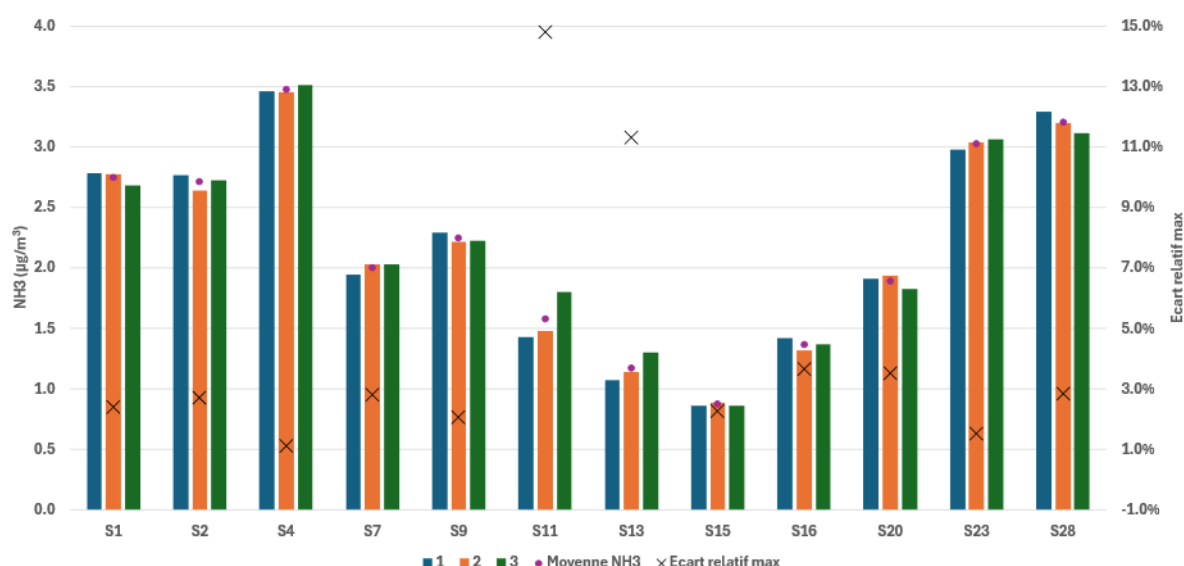


Figure 33: Analyse qualité des triplicats de Lyon-centre (S11??)

Pour rappel, la validation environnementale met en œuvre plusieurs comparaisons afin d'identifier toute potentielle incohérence. Elle croise les différents types de mesures et de grandeurs relevés lors de la campagne.

Tout d'abord, on notera que les mesures par tubes et celles de l'analyseur PICARRO, préalablement moyennées sur chaque période d'exposition, affichent une très bonne corrélation à près de 98%. Cette corrélation a été établie sur les 29 périodes de la campagne. Comme en témoignent les Figure 34 et Figure 35, les concentrations relevées par l'analyseur sont légèrement plus fortes que celles des tubes mais cela reste peu déterminant au vu des niveaux observés et de la corrélation associée.

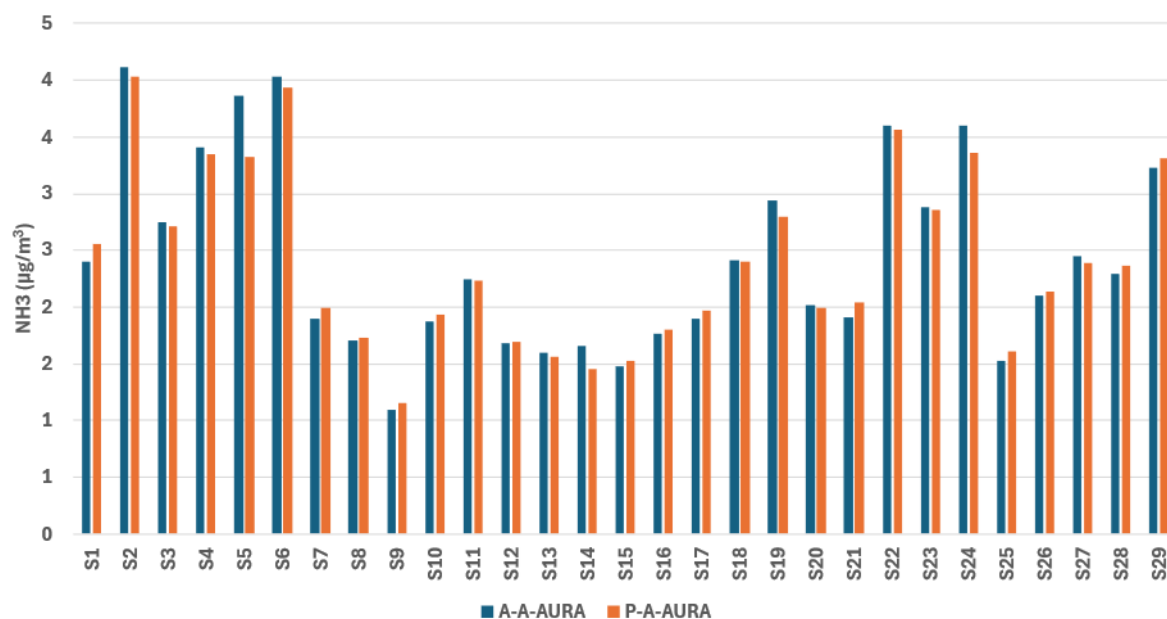


Figure 34: Concentrations moyennes d'ammoniac mesurées par analyseur (bleu) et par tube passif (orange) sur chaque période d'échantillonnage à Lyon-centre

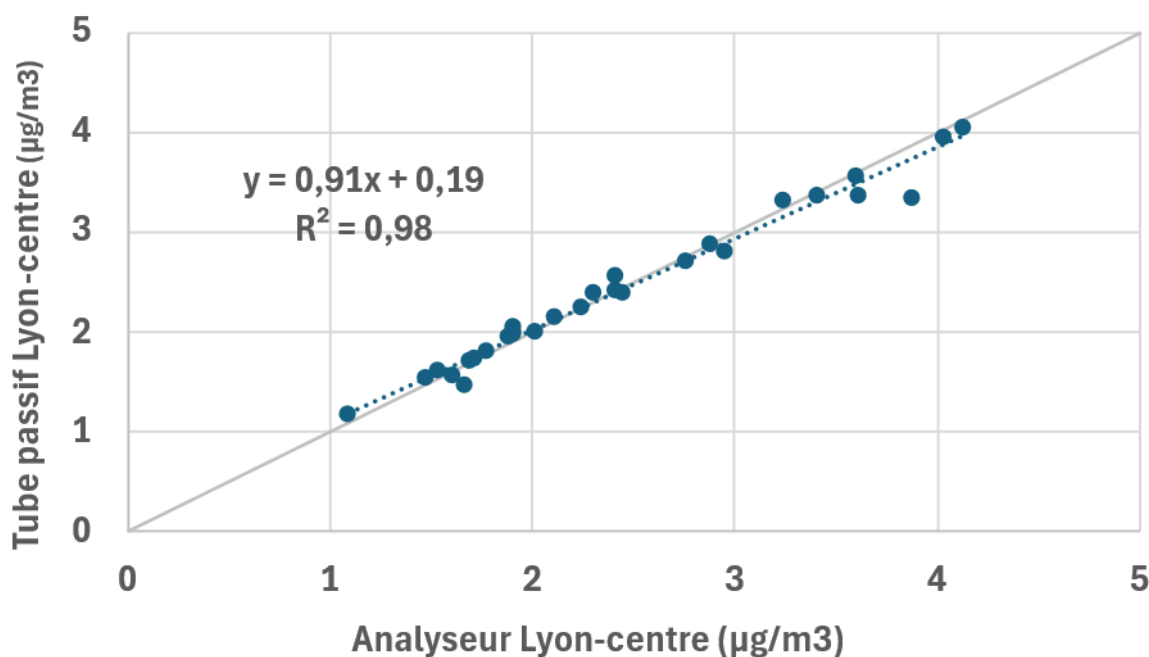


Figure 35: étude de corrélation entre les données PICARRO et RADIELLO à Lyon-centre

Globalement, tous les sites présentent un profil annuel commun avec des niveaux plus faibles en hiver et des maximums observés au printemps et en fin d'été. A l'exception de quelques pics attribués à des hausses locales, une tendance se dégage pour définir un classement des sites de mesure. Par ordre croissant : St Cyr au Mont d'Or (P-C-AURA) affiche les concentrations les plus faibles, s'ensuit Dommartin (P-E-AURA) puis Soucieu en Jarrest (P-D-AURA), Toussieu (P-G-AURA), Vénissieux (P-B-AURA), Beynost (P-F-AURA) et enfin Lyon-centre (P-A-AURA) qui possède nettement les niveaux les plus hauts. Les Figure 36 et Figure 38 viennent appuyer ce bilan.

L'amplitude limitée des valeurs, restant faible toute l'année en comparaison à d'autres sites de mesures en France, confirme la typologie de fond de la station de Lyon-centre. Par ailleurs, les niveaux plus élevés en centre-ville que dans la périphérie sont très probablement induits par l'accumulation d'ammoniac issu de l'activité routière plus présente. La Figure 37, qui représente les niveaux de concentrations horaires en fonction de la vitesse et de l'orientation du vent, indique que les niveaux les plus forts mesurés au cours de la campagne de mesure proviendraient du Sud-Est par vent modéré à fort. Tout le cadran Sud-Est affiche la participation des sources « éloignées » plus fortes, en opposition aux secteurs Ouest qui ne montrent que des sources faibles. Ce découpage se retrouve dans la Figure 36 avec les points de mesures à l'Ouest (P-C-AURA, P-D-AURA et P-E-AURA) et les points à l'Est (P-B-AURA, P-F-AURA et P-G-AURA).

L'occupation du sol joue un rôle non-négligeable et elle piloterait notamment les niveaux moyens et l'ordre du classement réalisé plus haut. En effet, St Cyr au Mont d'Or (P-C-AURA) correspond plutôt à une zone-dortoir relativement éloignée des activités agricoles et légèrement en hauteur. Cet état expliquerait principalement sa position dans le classement. Les autres sites s'avèrent plus soumis à la proximité d'une source agricole ou routière dense. On distinguera les vergers des grandes cultures céréalières où les pratiques d'enrichissement diffèrent. Cette variabilité des genres de cultures s'observe dans sa répartition sur le territoire et induit de ce fait une rupture entre les mesures du Sud-Ouest et de l'Est. Le tissu urbain vient également ponctuer cette analyse.

Enfin, les conditions météorologiques, pilotant généralement l'évolution des niveaux de pollution, sont prises en compte pour étudier la sensibilité des différents relevés. La température est la variable météorologique ayant la meilleure corrélation avec les niveaux d'ammoniac (cf. Figure 38). Le vent et les précipitations ne semblent pas avoir un effet majeur récurrent sur les valeurs mesurées par tube. Toutefois, ces paramètres météorologiques affichent mieux leurs impacts sur des données plus fines temporellement comme celles provenant d'un analyseur. L'effet moyennant des tubes ne permet pas de repérer facilement des événements météorologiquement brefs.

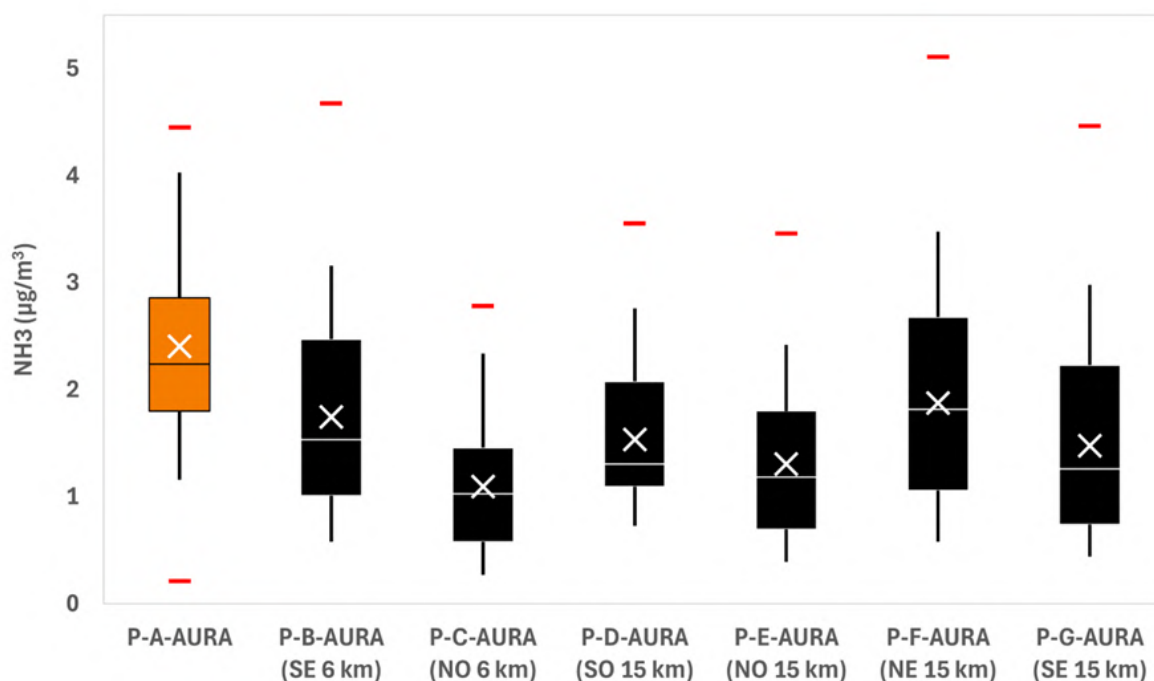


Figure 36: dispersion statistique des valeurs mesurées par tubes passifs en fonction des sites, de leur distance à Lyon-centre et de leur influence principale (orange : trafic ; noir : fond)

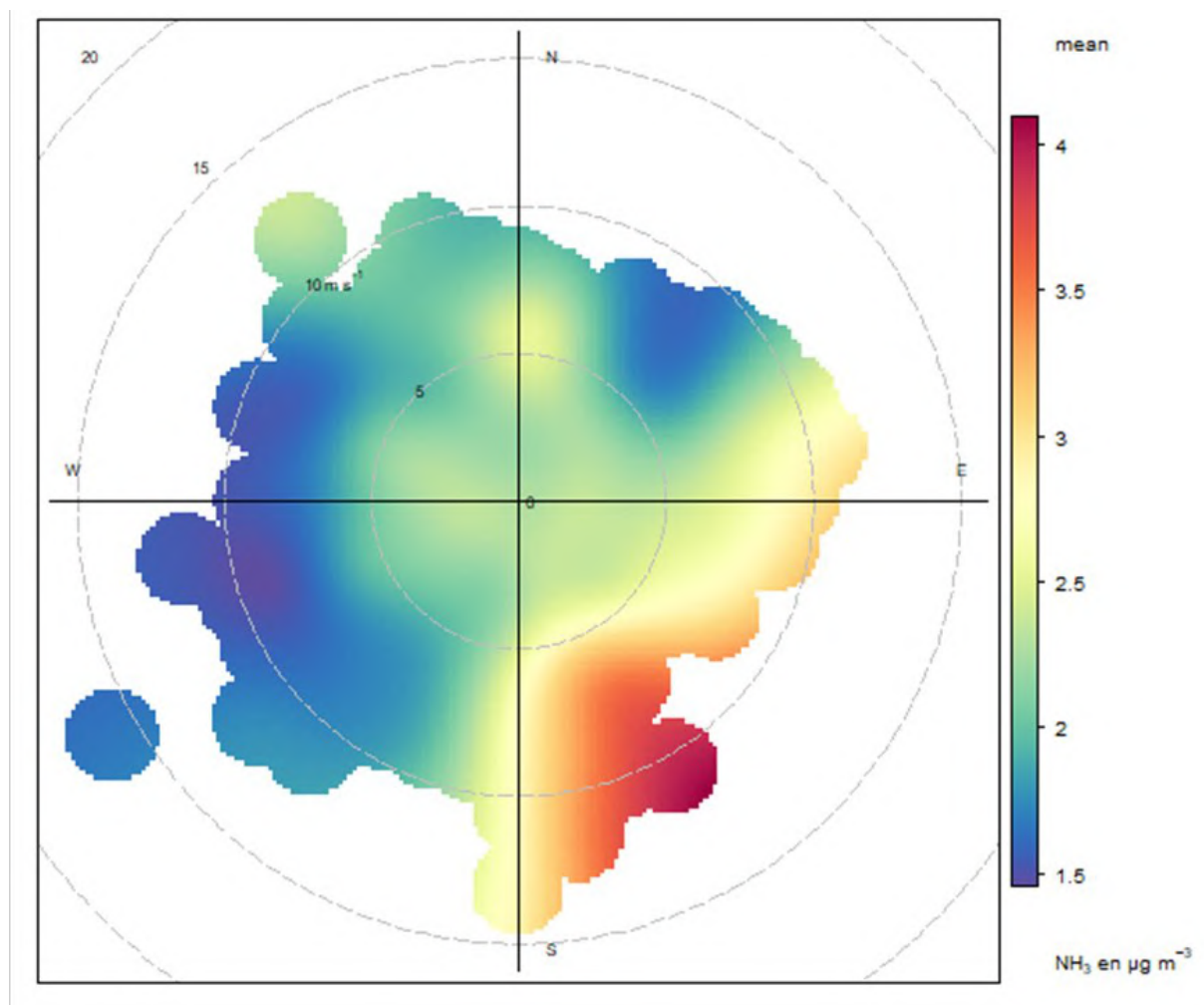


Figure 37: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac de l'analyseur PICARRO de Lyon-centre au cours de la campagne ROSAS

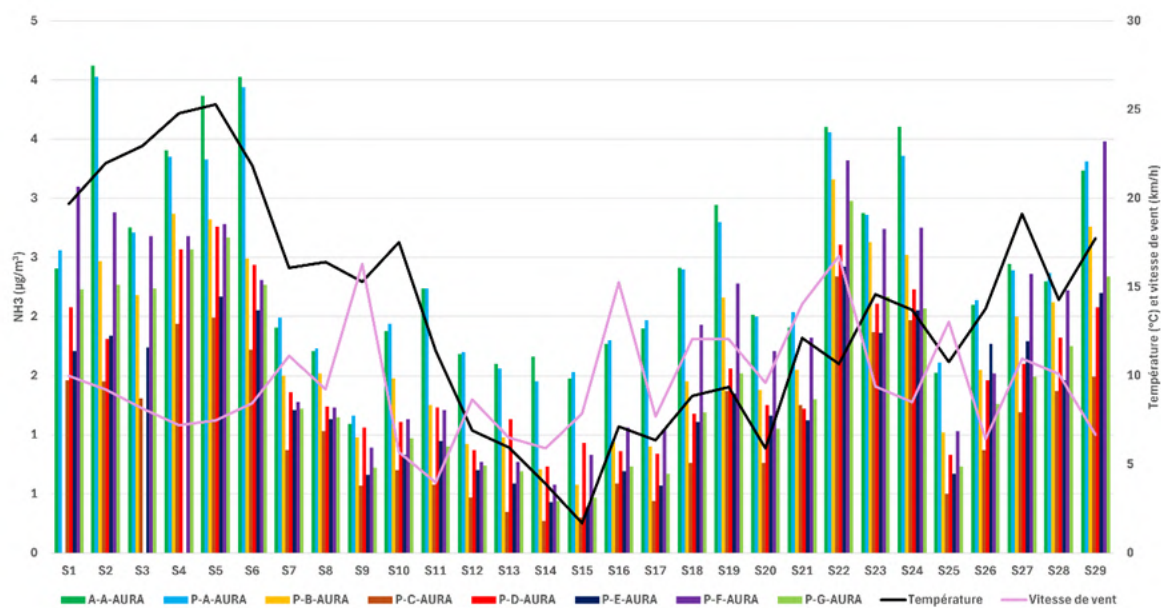


Figure 38: Evolution de la température et des vitesses de vent vis-à-vis des concentrations d'ammoniac aux environs de Lyon-centre

3.2. Représentativité au sol des mesures sur la campagne

3.2.1. Etude de la représentativité des mesures au sol en comparaison avec des mesures complémentaires au voisinage de ces stations

Les 3 sites étudiés appartiennent à des environnements différents et à des pratiques de cultures relativement hétérogènes. Les niveaux relevés et les profils annuels ne présentent donc pas les mêmes variations dans le temps. Les milieux ruraux marqués par l'élevage présentent généralement un printemps fort en ammoniac suivi d'un été pouvant montrer une seconde augmentation des niveaux de fond. A contrario, les milieux urbanisés, plus sensibles au secteur routier, montreront une augmentation plus forte en été qu'au printemps.

Enfin, l'exercice d'étude de l'occupation des sols s'avère un élément déterminant dans la compréhension des possibles pics et contrastes mesurables sur le territoire d'étude. La météorologie, bien qu'efficace sur les niveaux de pollution, ne pilote pas notablement les niveaux moyens d'ammoniac à l'échelle d'une semaine ou de 15 jours.

Une grande variabilité des roses de pollution d'une année sur l'autre est à noter et une étude des origines de pollution de ce type serait à mener sur plusieurs années afin de multiplier les situations de fortes émissions par direction et force de vent différentes.

Des émissions fortes ne sont pas forcément corrélées à des concentrations moyennes élevées. Ce lien semble plus apparent sur les valeurs maximales relevées. Dans ce contexte, les analyseurs montrent un écart souvent plus important par rapport aux valeurs des tubes.

Sur le plan de l'homogénéité géographique des concentrations d'ammoniac, les régions fortement agricoles utilisant des fertilisants issus de l'élevage semblent très hétérogènes notamment au cours des périodes d'enrichissement des sols. Réaliser une mesure représentative du fond dans ce genre de milieu paraît donc hasardeux au printemps. Le constat est nettement moins problématique sur le reste de l'année où les niveaux sont généralement plus faibles et homogènes, modulo quelques effets locaux. En dépit de cet avis contrasté, on notera que les profils annuels propres à chaque type de milieu sont cohérents sur le point évolutif et cela quel que soit le site de mesure. Seule l'amplitude maximale varie.

Pour les futures études et expertises qui se baseront sur cette campagne, la distance de représentativité dépendra principalement du territoire traité et de son homogénéité en termes d'occupation du sol et de pratiques agricoles.

3.2.2. Etude de la représentativité spatiale des stations avec analyseurs NH₃

Comme expliqué dans le chapitre 2.2, une classification de chaque site a été réalisée en fonction de l'occupation du sol (RPG, SAA) et de la connaissance des sites.

Les sites ont été classés selon deux approches complémentaires :

- une **typologie**, qui décrit leur environnement (urbain, rural, agricole etc),
- et une **incidence**, qui identifie la source dominante influençant les concentrations mesurées en NH₃ (élevage, cultures, fond, trafic, etc.).

Cette classification repose sur le croisement des données agricoles, du contexte local et des observations terrain, afin d'attribuer à chaque site une influence principale.

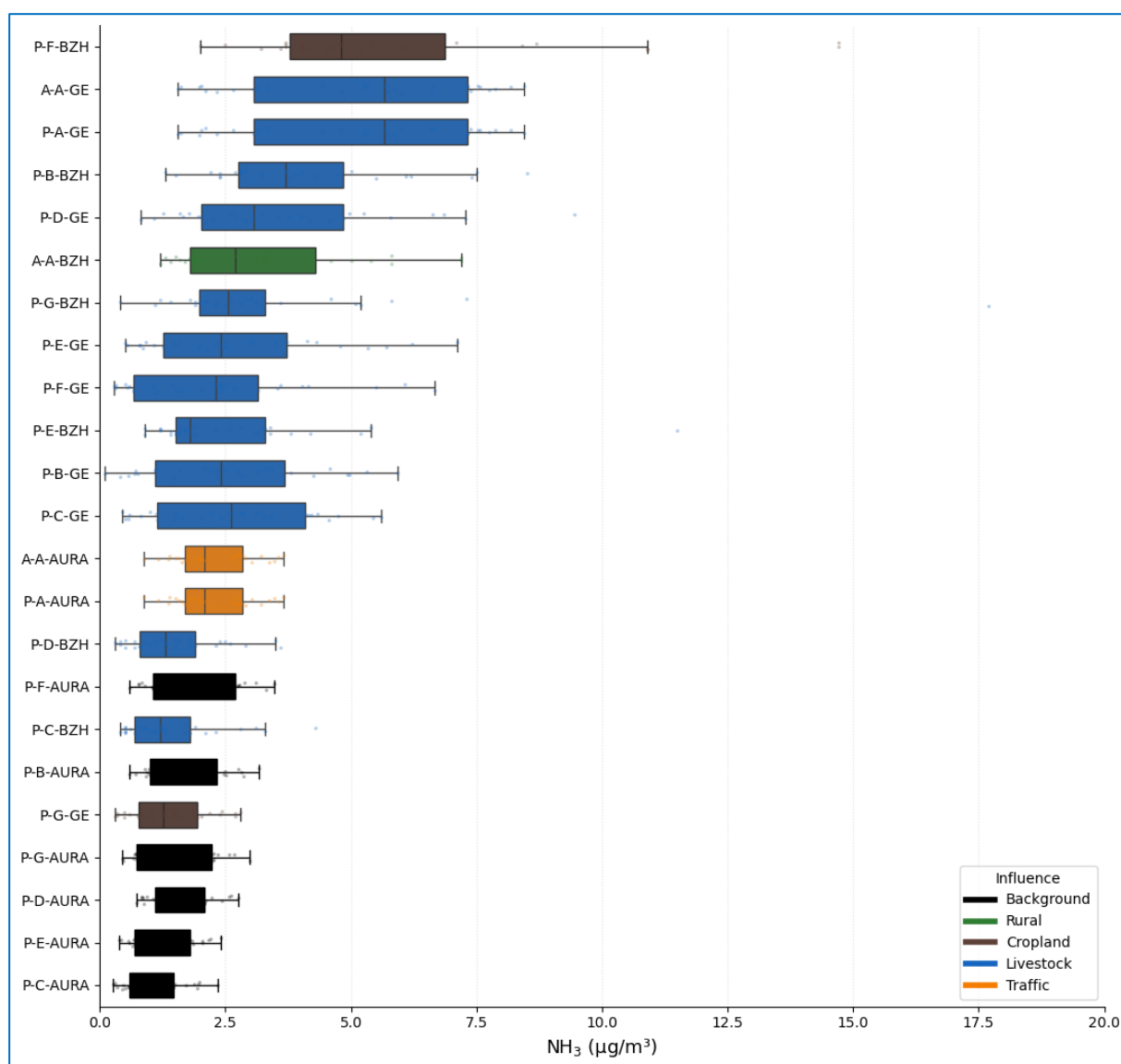


Figure 39: graphique présentant les mesures annuelles issues des TP, classés par médiane, pour l'ensemble des sites du projet ROSAS.

En moyenne sur un an d'observations de NH₃ à la surface, les sites sous influence directe d'activités agricoles (animaux d'élevage, épandages d'engrais et ruraux) présentent des concentrations de NH₃ plus élevées que les sites de fond. Le site à proximité du trafic routier (Lyon centre : A-A-AURA et P-A-AURA) enregistre des concentrations intermédiaires. Les conclusions sont similaires pour le printemps ou les stations de fond (en AURA notamment) enregistrent les concentrations les plus faibles inférieures à 2 µg/m³. Cela confirme que, sur l'échelle de temps annuelle, les activités agricoles, qui s'intensifient au printemps, contrôlent la variabilité des concentrations de NH₃ à la surface dans ces 3 régions.

Nous avons également étudié la variabilité des sites par saisons.

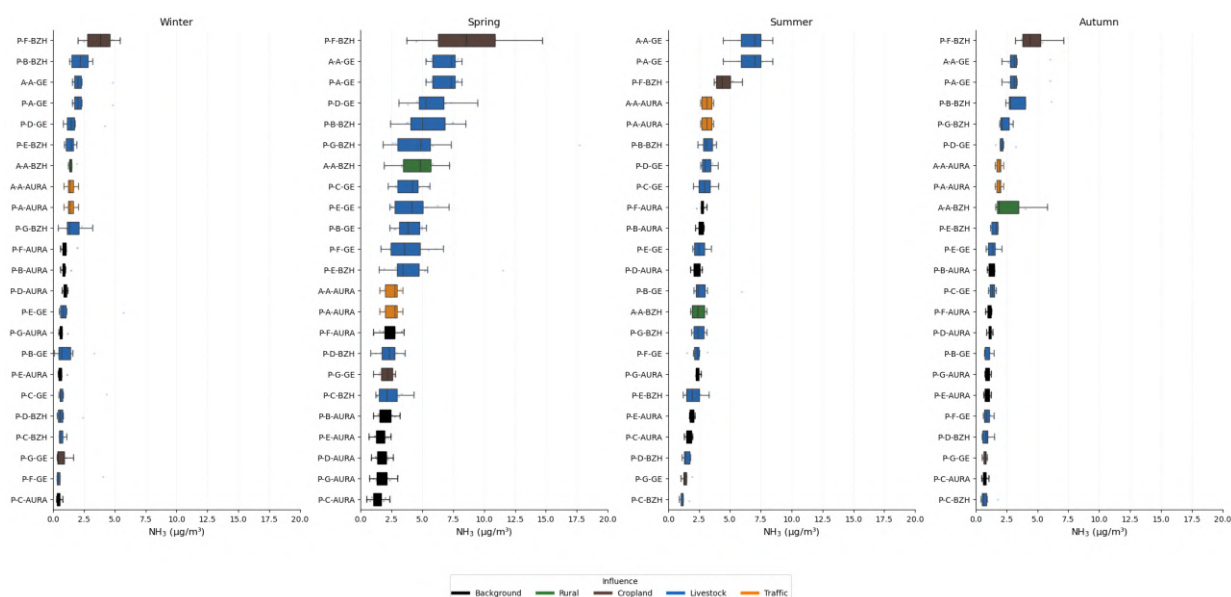


Figure 40: graphique présentant les mesures saisonnières issues des TP, classés par médiane, pour l'ensemble des sites du projet ROSAS.

L'analyse des distributions saisonnières des concentrations d'ammoniac (NH_3) met en évidence une variabilité marquée à la fois selon les saisons et selon les types d'influence environnementale. De manière générale, les niveaux les plus élevés sont observés au printemps, tandis que les concentrations diminuent en été et restent modérées en automne. L'hiver présente des niveaux intermédiaires, avec une variabilité plus importante.

Le signal est dominé par les sites sous influence agricole, en particulier ceux associés aux zones de cultures (« cropland »), qui présentent systématiquement les concentrations les plus élevées quelle que soit la saison. Ce phénomène est particulièrement prononcé au printemps, période durant laquelle les distributions montrent des médianes élevées et une dispersion importante, traduisant des épisodes ponctuels d'émissions intenses. Les sites influencés par l'élevage (« livestock ») présentent également des concentrations élevées, bien que généralement inférieures à celles des zones de cultures, confirmant le rôle majeur des activités agricoles dans les émissions de NH_3 .

Les sites ruraux montrent des niveaux intermédiaires, avec une variabilité saisonnière modérée, tandis que les sites influencés par le trafic présentent des concentrations plus faibles et relativement stables au cours de l'année. Les niveaux les plus faibles sont observés pour les sites de fond (« background »), caractérisés par des distributions resserrées et peu variables, reflétant le niveau de fond régional.

D'un point de vue saisonnier, le printemps est une période clé pour les émissions de NH_3 , en lien avec les pratiques agricoles telles que les épandages. Cette saison se distingue non seulement par des concentrations plus élevées, mais également par une plus grande dispersion des valeurs, indiquant une forte hétérogénéité temporelle et spatiale de sources ponctuelles d'émissions. À l'inverse, l'été est caractérisé par des concentrations plus faibles et plus homogènes, probablement en lien avec une réduction des activités d'épandage.

Toutefois, une particularité est observée pour deux sites classés sous influence trafic dans la région lyonnaise. Contrairement à la tendance générale, ces sites présentent des concentrations de NH_3 plus élevées en dehors de la période printanière, notamment en été et en automne. Ce comportement atypique peut s'expliquer par une influence locale du trafic routier, liée à la proximité d'un axe autoroutier majeur (A7) situé à environ 2 km. Cette configuration suggère une contribution non négligeable des émissions liées au trafic, en particulier en dehors des périodes d'émissions agricoles intenses, et souligne l'importance des sources locales dans certains contextes spécifiques.

En synthèse, ces résultats confirment le rôle prépondérant des sources agricoles dans la variabilité des concentrations de NH_3 , ainsi que l'importance de la saisonnalité, en particulier au printemps. Ils

soulignent également la faible contribution relative des sources liées au trafic et l'existence d'un niveau de fond stable, caractéristique des environnements peu influencés.

La classification des sites permet d'expliquer directement les niveaux mesurés : plus l'influence agricole, et notamment l'élevage, est forte, plus les concentrations en NH_3 sont élevées.

Les roses des vents ont été comparées aux moyennes mesurées par TP par saisons.

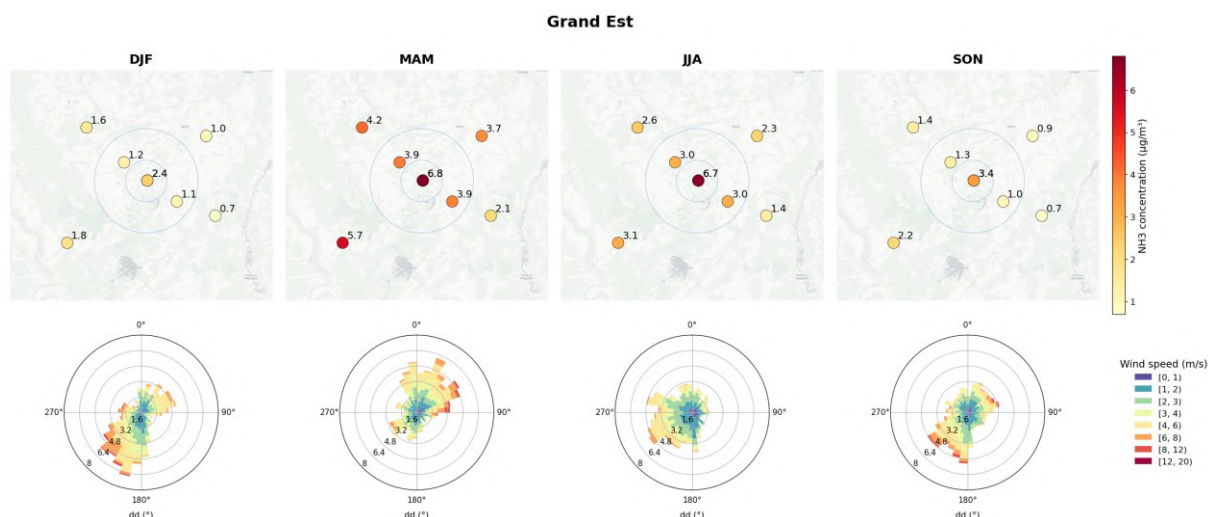


Figure 41: comparaisons des roses des vents de Grand-Est et des moyennes saisonnières mesurées par

Dans la région de Grand-Est, la station au centre (A-A-GE et P-A-GE) enregistre des concentrations de NH_3 systématiquement plus élevées dans toutes les saisons, reflétant une possible source locale à proximité de la station. En général, la direction dominante des vents ne semble pas affecter les variabilités des concentrations de NH_3 car les gradients spatiaux de concentrations de NH_3 ne correspondent pas aux sens des vents dominants. Au mois de mars, lors de la période d'épandage d'engrais, les concentrations de NH_3 mesurées à toutes les stations ont doublées par rapport à celles mesurées en février. Cela pourrait indiquer l'influence régionale et locale des activités agricoles d'épandage dans la région Grand-Est.

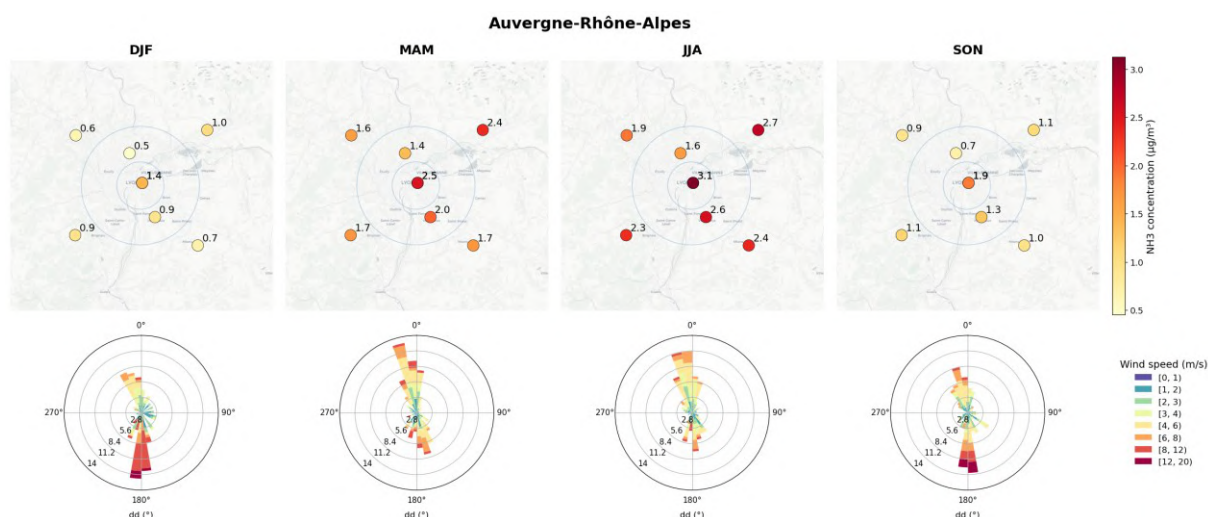


Figure 42: comparaisons des roses des vents de Auvergne-Rhône-Alpes et des moyennes saisonnières mesurées par les TP par sites.

En Auvergne-Rhône-Alpes, les différences spatiales de concentrations de NH_3 sont faibles (max $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en toutes saisons, avec des vents dominants dans l'axe N-S. Ces faibles gradients de concentrations reflètent l'impact régional sur les variabilités des concentrations de NH_3 dans cette région. Les concentrations de NH_3 observées au centre du domaine, à la station Lyon centre (A-A-AURA et P-A-AURA) sont systématiquement supérieures aux concentrations observées aux autres stations, surtout en été,

reflétant l'importance du trafic routier dans les budgets de NH₃ atmosphérique dans des régions moins agricoles.

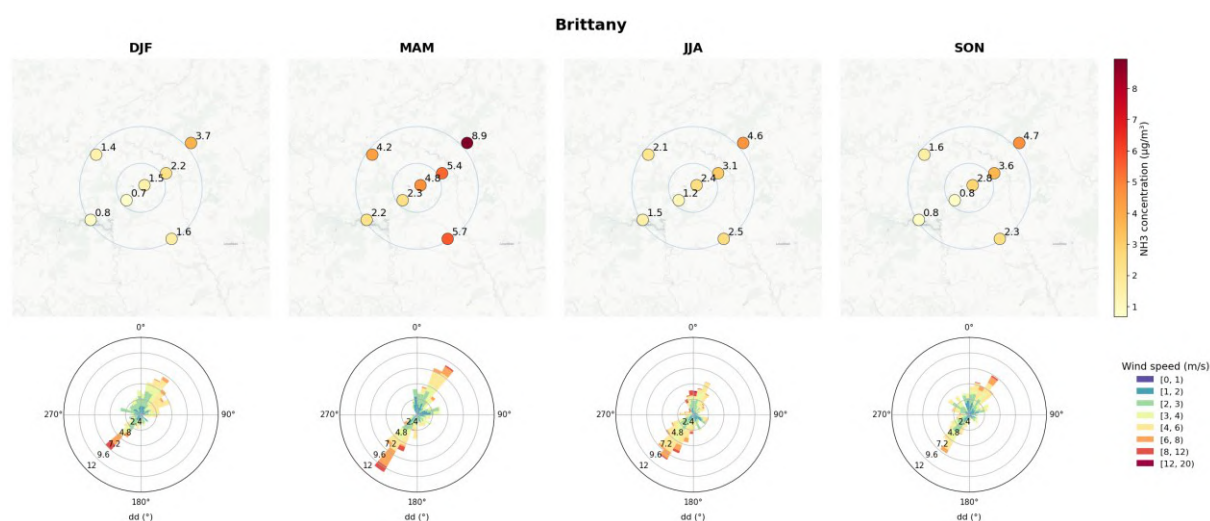


Figure 43: comparaisons des roses des vents de Bretagne et des moyennes saisonnières mesurées par les TP par sites.

En Bretagne, Il y a un gradient de concentrations NH₃ à la surface entre le SO et le NE pour toutes les saisons, correspondant aux directions privilégiées du vent, avec un écart allant de 3 à 4 µg/m³ en hiver, été et automne, et jusqu'à 7 µg/m³ au printemps. Cette plus grande hétérogénéité des concentrations mesurées au printemps en Bretagne indique la présence de source locale à proximité stations de mesures, notamment celle de P-F-BZH qui enregistre des concentrations saisonnières au printemps 2025 de 8.9µg/m³.

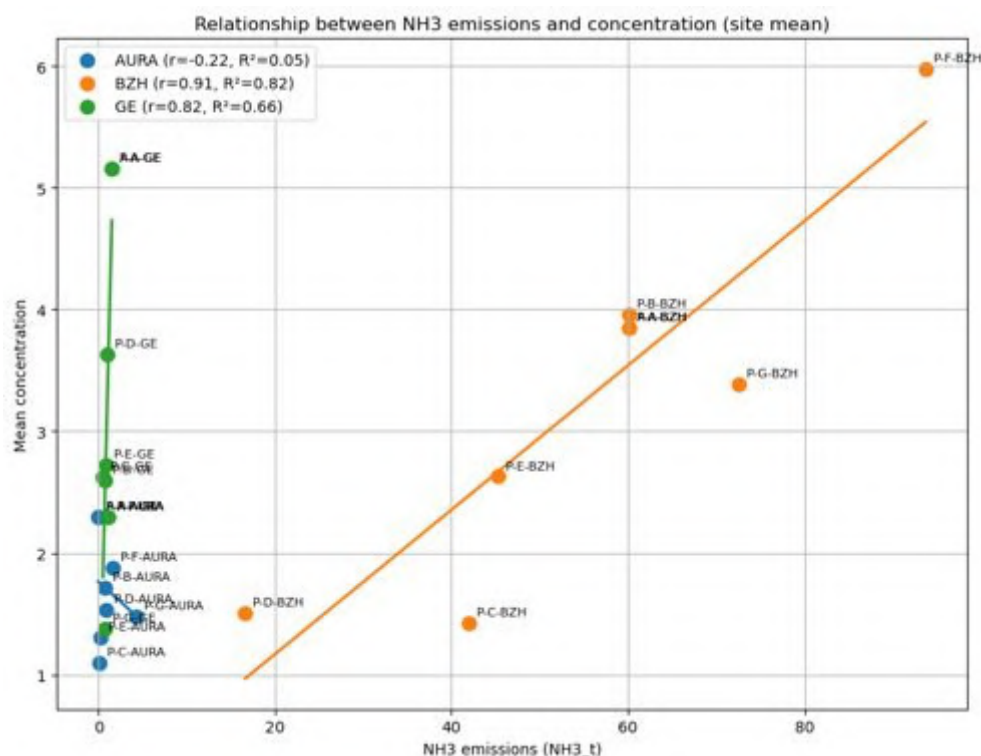


Figure 44: Corrélation entre émissions et mesures au sol

En Bretagne, la corrélation est la plus forte avec un R² de 0,82. Cela s'explique par un poids beaucoup plus important des émissions locales, liées notamment à l'élevage. Les concentrations mesurées sont donc directement pilotées par ces émissions, ce qui renforce la relation observée.

Dans les autres régions, et en particulier dans le Grand Est, le signal de fond régional joue un rôle plus important. Les émissions locales étant plus faibles ou moins structurantes, les concentrations mesurées dépendent davantage du transport et du fond atmosphérique, ce qui atténue la corrélation avec les émissions locales.

En Auvergne-Rhône-Alpes, cette logique est également présente, avec des émissions plus diffuses et un lien moins direct entre émissions et concentrations.

3.3. Etude de la représentativité des mesures au sol en comparaison aux données satellites

Les données satellites IASI mesurent les colonnes totales de NH_3 , avec une sensibilité optimale le matin, ce qui justifie l'usage exclusif des observations matinales dans l'étude. La comparaison avec les mesures au sol repose sur trois volets : analyse statistique, étude de la variabilité temporelle et corrélation spatio-temporelle entre colonnes satellitaires et concentrations de surface.

Les observations satellitaires utilisées dans cette étude proviennent de l'instrument IASI (Infrared Atmospheric Sounding Interferometer) embarqué à bord des satellites MetOp. Cet instrument mesure les colonnes totales de différents gaz traces, dont l'ammoniac (NH_3), à partir de mesures dans l'infrarouge thermique. La colonne totale de NH_3 correspond à la quantité totale d'ammoniac présente dans toute la colonne atmosphérique au-dessus d'une surface donnée, intégrée de la surface jusqu'au sommet de l'atmosphère et généralement exprimée en $\text{molec}\cdot\text{cm}^{-2}$.

La détection du NH_3 par IASI dépend fortement du contraste thermique (différence entre température de surface et température dans la couche atmosphérique au-dessus), qui conditionne la sensibilité de l'instrument aux concentrations proches de la surface. Les satellites MetOp réalisent deux passages quotidiens au-dessus d'une même région, vers 09h30 et 21h30 heure solaire locale. Toutefois, les observations du matin présentent généralement une meilleure sensibilité à l'ammoniac dans les basses couches atmosphériques, tandis que celles du soir sont associées à des incertitudes plus importantes (Viatte et al., 2020 ; Van Damme et al., 2022; Clarisse et al., 2023). Pour cette raison, seules les observations matinales sont considérées dans cette étude.

Afin d'évaluer la représentativité des mesures au sol par rapport aux observations satellitaires, trois analyses complémentaires sont réalisées : une analyse statistique des colonnes satellitaires, une étude de leur variabilité temporelle et enfin une analyse de la corrélation spatio-temporelle entre les mesures satellites et les observations au sol.

3.3.1. Etude préliminaire des colonnes d'ammoniac observées sur chaque région étudiée

Les colonnes totales de NH_3 mesurées par IASI présentent des distributions similaires entre régions, avec une variabilité plus forte en Bretagne liée aux émissions agricoles, tandis que les incertitudes restent comparables et légèrement plus faibles en AURA. Le nombre de pixels disponibles varie selon les régions, mais l'ensemble des observations satellitaires apparaît représentatif de la variabilité interannuelle, constituant une base solide pour comparer mesures au sol et données satellites.

Dans un premier temps, une analyse statistique des colonnes totales d'ammoniac issues de l'instrument IASI a été réalisée sur les trois régions étudiées. La distribution des valeurs de colonne totale de NH_3 , ainsi que les incertitudes associées et le nombre de pixels disponibles quotidiennement, sont présentées sous forme de boxplots sur la période de la campagne de mesure du 01/06/2024 au 30/06/2025 (Figure 36).

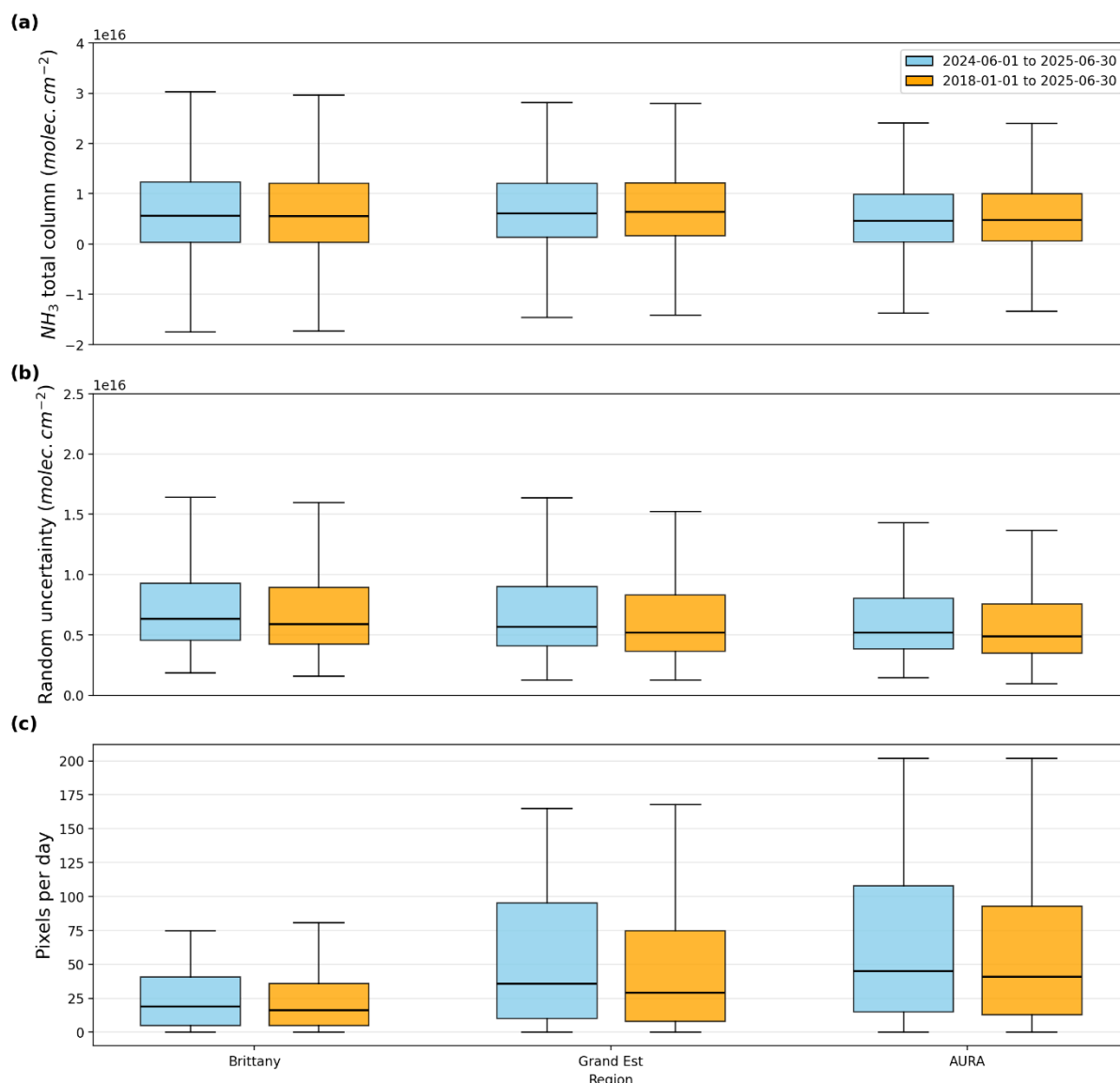


Figure 45: Représentation des distributions des valeurs de colonnes totales de NH_3 (a) de IASI, des valeurs d'incertitude aléatoire associées (b) et de nombre de pixel (c) sur les 3 régions sur la période de mesure (en bleu) et du 01/01/2018 au 30/06/2025 (en orange).

Nous pouvons observer que les valeurs de colonnes totales peuvent être légèrement négatives. Ces valeurs ne correspondent pas à des concentrations physiques de NH_3 négatives mais résultent des incertitudes de l'algorithme de restitution lorsque le signal de NH_3 est proche du bruit instrumental. Elles traduisent donc la variabilité statistique de la mesure plutôt qu'une absence réelle d'ammoniac dans l'atmosphère.

Les distributions des colonnes de NH_3 lors de la période de la campagne montrent des valeurs comparables entre les régions comprises entre 2×10^{16} et 3×10^{16} molec. cm^{-2} . La comparaison entre la période de la campagne et la période longue indique des distributions relativement similaires, suggérant que les observations réalisées durant la campagne sont représentatives de la variabilité observée sur plusieurs années. Les distributions des colonnes de NH_3 montrent des valeurs globalement comparables entre les régions. La région Bretagne présente une dispersion plus importante des valeurs de colonnes totales avec une médiane proche de 7×10^{15} molec. cm^{-2} sur la période de mesure. La région Grand-Est présente une variabilité intermédiaire ($\sim 6 \times 10^{15}$ molec. cm^{-2}), tandis que la région AURA montre une distribution légèrement plus resserrée autour de la médiane ($\sim 5 \times 10^{15}$ molec. cm^{-2}). Ces différences peuvent s'expliquer par des contrastes dans les sources d'émission de NH_3 , notamment liées aux activités agricoles plus fortes en Bretagne, ainsi que par les conditions météorologiques et la structure spatiale des émissions.

L'analyse des incertitudes aléatoires associées aux observations satellitaires indique des niveaux comparables entre les régions. Les distributions montrent qu'en région AURA les incertitudes sont plus faibles que sur les autres régions.

Enfin, le nombre de pixels disponibles par jour diffère sensiblement entre les régions. Les régions Grand Est et AURA présentent en moyenne un nombre de pixels plus élevé que la région Bretagne. Cette observation peut s'expliquer par la taille des régions étudiées ainsi que par les conditions d'observation satellitaire, qui influencent la quantité des pixels.

Cette première analyse permet ainsi de caractériser les distributions des observations satellitaires sur chaque région et constitue une étape préalable à l'étude de la représentativité des mesures au sol.

3.3.2. Etude de la variabilité temporelle de la mesure satellite

Les colonnes de NH_3 mesurées par satellite montrent une forte saisonnalité, avec des valeurs maximales en été et au printemps, cohérentes avec les cycles d'émissions agricoles, et des minima en hiver. Les analyseurs au sol présentent une évolution similaire, et malgré des différences régionales et de couverture satellitaire, les deux types d'observations montrent une cohérence temporelle globale, préalable à l'étude de leur corrélation spatio-temporelle.

La variabilité temporelle des colonnes d'ammoniac observées par satellite a été analysée à partir des moyennes mensuelles calculées sur la période de la campagne de mesure (juin 2024 – juin 2025). La figure 46 présente la variabilité mensuelle des colonnes totales de NH_3 issues de l'instrument IASI pour les trois régions étudiées et des moyennes mensuelles des concentrations mesurées par les analyseurs au sol. Le nombre moyen de pixels IASI disponibles par mois est également présenté afin d'évaluer la couverture des observations.

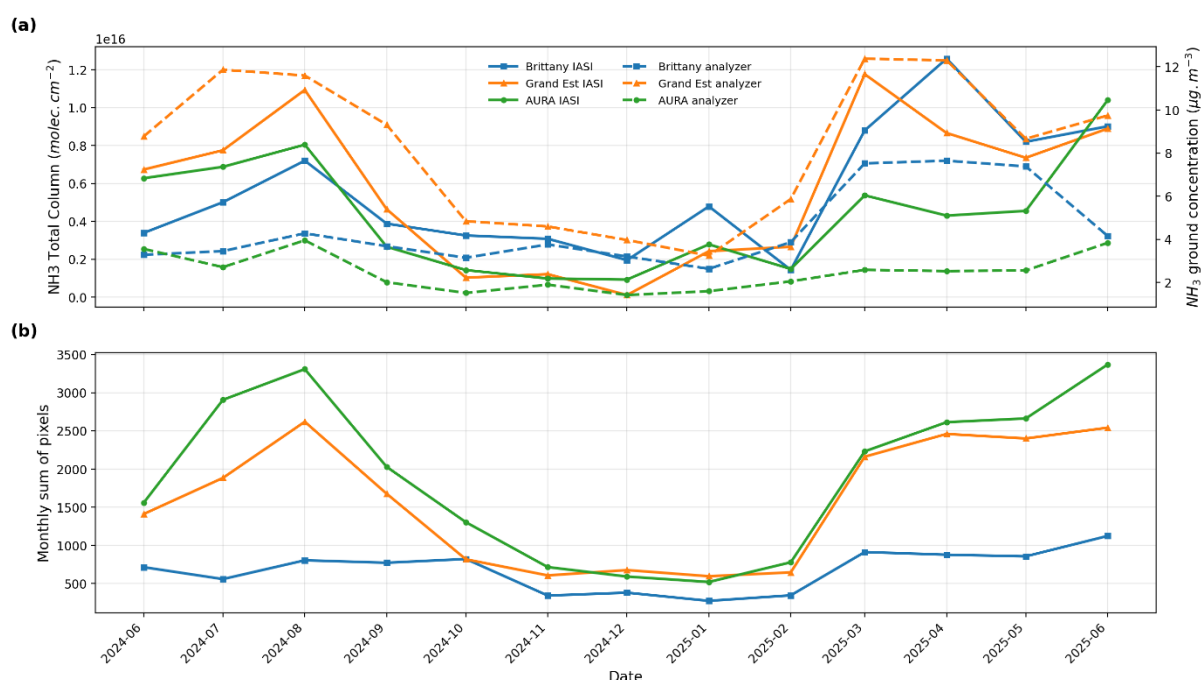


Figure 46: Evolution temporelle des moyennes mensuelles des colonnes totales de NH_3 mesurées par IASI sur les trois régions (en traits pleins) et des moyennes mensuelles de concentrations de NH_3 mesurées par les analyseurs lors de la campagne (en pointillé) (a) et la somme mensuelle du nombre de pixels (b).

Les observations satellitaires mettent en évidence une variabilité saisonnière marquée des colonnes de NH_3 . Des valeurs plus élevées sont observées durant la période estivale (juin-août 2024), suivies d'une diminution progressive à l'automne et en hiver. Les colonnes atteignent ainsi leurs valeurs minimales entre novembre et janvier. Une augmentation des concentrations est ensuite observée à partir de la fin de l'hiver et au printemps 2025, avec des valeurs élevées notamment en mars et avril. Cette évolution

saisonnaire est cohérente avec les cycles d'émission de NH_3 , principalement associés aux activités agricoles et aux périodes d'épandage.

Les moyennes mensuelles issues des analyseurs au sol présentent également une variabilité saisonnière comparable, avec des concentrations plus élevées durant les périodes estivales et printanières et plus faibles en hiver. Cependant, les amplitudes et les variations observées peuvent différer selon les régions, ce qui reflète les différences locales de sources d'émission, de conditions météorologiques et de dispersion atmosphérique.

Par ailleurs, le nombre moyen de pixels satellitaires disponibles varie au cours du temps et entre les régions. Les régions GE et AURA présentent généralement un nombre de pixels plus élevé que la région Bretagne. Cette variabilité peut s'expliquer par la taille des régions étudiées ainsi que par les conditions d'observation satellitaire.

Cette analyse temporelle met ainsi en évidence une cohérence générale dans les variations saisonnières observées entre les mesures satellitaires et les observations au sol. Elle constitue une première étape avant l'analyse quantitative de la corrélation spatio-temporelle entre ces deux types de mesures, présentée dans la section suivante.

3.3.3. Etude de la corrélation spatio-temporelle entre mesures satellites et mesures au sol

La comparaison sol-satellite est limitée par la différence d'échelle spatiale, ce qui nécessite d'associer les mesures IASI soit au pixel couvrant la station, soit à un ensemble de pixels dans un rayon donné. Les corrélations restent faibles aux échelles horaires mais deviennent relativement fortes ($\approx 0,7$) pour des agrégations d'environ deux semaines et des rayons ≥ 20 km, montrant une meilleure cohérence spatiotemporelle à grande échelle.

La comparaison entre les observations satellitaires et les mesures au sol d'ammoniac est rendue complexe par la différence d'échelle spatiale entre ces deux types de données. Les analyseurs ou les tubes passifs mesurent la concentration de NH_3 en un point précis, tandis que les observations satellitaires correspondent à des colonnes atmosphériques moyennées sur des pixels de plusieurs kilomètres.

Deux approches peuvent être utilisées pour associer les observations satellitaires aux mesures au sol. La première consiste à comparer directement la mesure au sol avec le pixel IASI lorsque ce dernier-ci englobe la localisation de la station au sol. La seconde consiste à sélectionner l'ensemble des pixels situés dans un rayon défini autour du site afin d'obtenir une estimation plus représentative de la zone environnante. La figure 47 illustre la distribution spatiale des pixels IASI autour des stations de mesure pour une journée représentative.

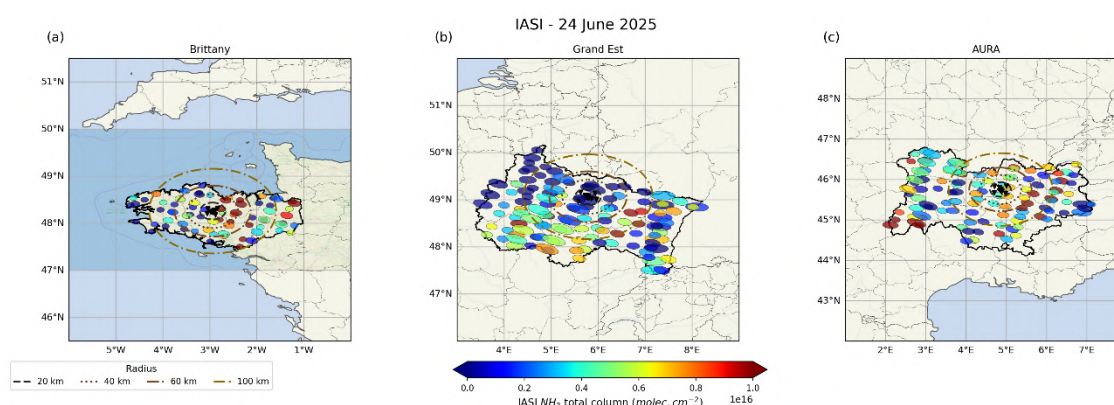


Figure 47: Cartographies des pixels IASI du matin sur la journée du 24 juin 2025. Les localisations des tubes passifs et analyseurs sont données par des markers noirs.

Les cercles indiquent les différents rayons utilisés dans l'analyse (20, 40, 60 et 100 km), permettant de visualiser les pixels IASI pris en compte dans le calcul des corrélations. De plus, dans la section précédente la variabilité temporelle montre que les colonnes totales IASI et les mesures au sol peuvent être cohérentes. Afin d'évaluer plus précisément leur représentativité, il est nécessaire d'analyser les

coefficients de corrélation en tenant compte également la variabilité spatiale. La figure 48 présente les coefficients de corrélation pondérés par l'incertitude aléatoire entre les colonnes de NH_3 mesurées par IASI et les observations au sol pour différentes échelles spatiales (pixel à 100 km) et temporelles (de 1 h à saisonnier) dans les trois régions étudiées.

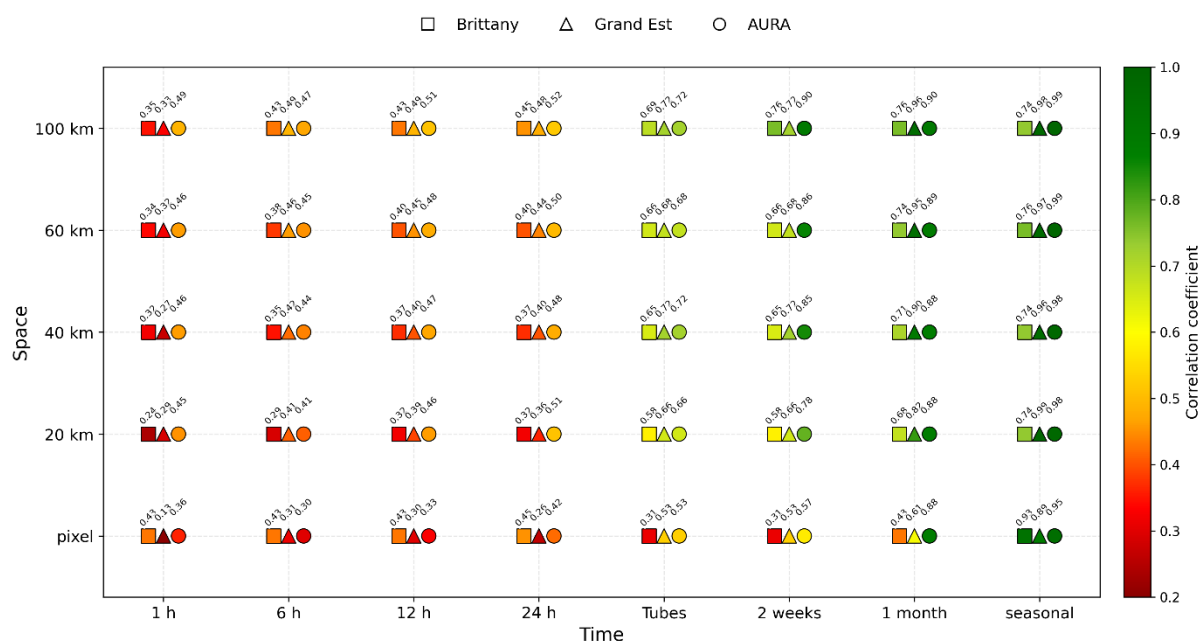


Figure 48: Coefficients de corrélation entre les colonnes de NH_3 mesurées par IASI et les concentrations mesurées au sol pour les régions Bretagne, Grand Est et AURA, en fonction des échelles spatiales (pixel à 100 km) et temporelles (1 h à saisonnier). Les couleurs indiquent l'intensité du coefficient de corrélation.

Les résultats montrent que les corrélations sont faibles aux échelles temporelles courtes (1 h à 24 h), avec des coefficients généralement compris entre 0.2 et 0.5. Nous observons que les corrélations augmentent lorsque l'agrégation temporelle augmente, atteignant des valeurs élevées à l'échelle mensuelle ou saisonnière.

Toutefois, l'interprétation de ces coefficients de corrélation doit être considérée avec précaution. En effet, la significativité des corrélations dépend du nombre de points disponible pour leur calcul. Dans ce contexte, les corrélations obtenues pour les analyses saisonnières seront analysées dans un futur proche en considérant un filtre sur le nombre de points d'observations.

Des coefficients de corrélation autour de 0.7 sont généralement retrouvés dans les travaux de corrélation entre observations satellitaires et mesures au sol du NH_3 (Yamanouchi et al., 2021; Viatte et al., 2023; Wang et al., 2023). Dans cette étude, de telles valeurs sont notamment atteintes pour des agrégations temporelles de l'ordre de deux semaines et pour des cercles de rayons supérieurs à 20 km.

3.4. Conversions des colonnes satellites totales de NH_3 en concentration de surface

L'objectif principal de cette étude est d'estimer les concentrations d'ammoniac (NH_3) au niveau du sol en exploitant les mesures de colonnes totales du satellite IASI. Ce processus vise à établir une méthodologie de conversion permettant de lier les observations satellitaires aux données de surface. La zone d'étude se concentre sur 11 stations de surveillance à travers la France, classées par région : Auvergne-Rhône-Alpes (Lyon), Bretagne (Kergoff, Karamaze, Saint Guyomard, Mordelles, Rocabey) et Grand-Est (Jonville, Revin, Reims, Bure, Strasbourg).

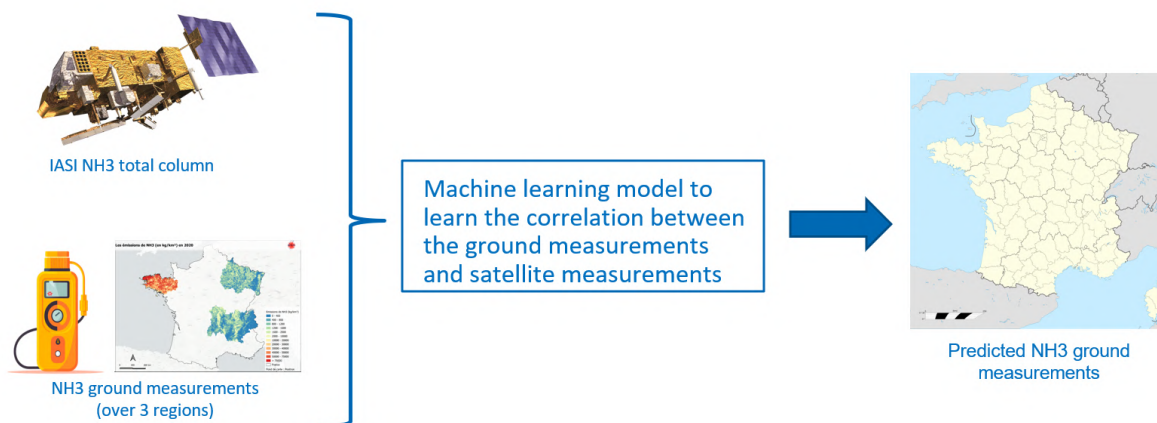


Figure 49: représentation schématique

En faisant correspondre spatialement et temporellement les pixels satellites avec les mesures au sol entre 2018 et 2025, un ensemble de données primaires de 3823 échantillons a été établi. Cet ensemble de données a ensuite été partitionné pour évaluer l'impact de l'heure de passage du satellite (AM/PM), des variations régionales et de la dynamique spécifique à chaque station.

3.4.1.Méthodologie initiale utilisée

Les expériences initiales ont employé diverses architectures d'apprentissage automatique validées par une validation croisée à 5 blocs (procédure de rééchantillonnage où l'ensemble de données est divisé en cinq groupes, chaque groupe servant de base de validation exactement une fois tandis que les autres sont utilisés pour l'entraînement). Afin d'identifier le cadre prédictif le plus robuste, nous avons effectué une analyse comparative approfondie de plusieurs catégories de modèles, notamment la régression linéaire et régularisée (Ridge, Lasso), les ensembles basés sur les arbres (Random Forest, XGBoost, LightGBM, CatBoost) et les réseaux de neurones (perceptrons multicouches). Chaque architecture a fait l'objet d'une optimisation rigoureuse des hyperparamètres — ajustant des paramètres tels que les taux d'apprentissage, la profondeur des arbres et les configurations des couches cachées — parallèlement à l'évaluation de méthodes d'ensemble telles que le voting et le stacking pour garantir des performances optimales sur l'ensemble des caractéristiques initiales.

Les premiers résultats utilisant uniquement la colonne totale satellite comme prédicteur étaient sous-optimaux ; un perceptron multicouche (MLP) peu profond avec une seule couche cachée est apparu comme le modèle de référence le plus performant, produisant une erreur quadratique moyenne (RMSE) de 4,7, une corrélation de Pearson (r) de 0,35 et un R^2 de 0,122 (Figure 50).

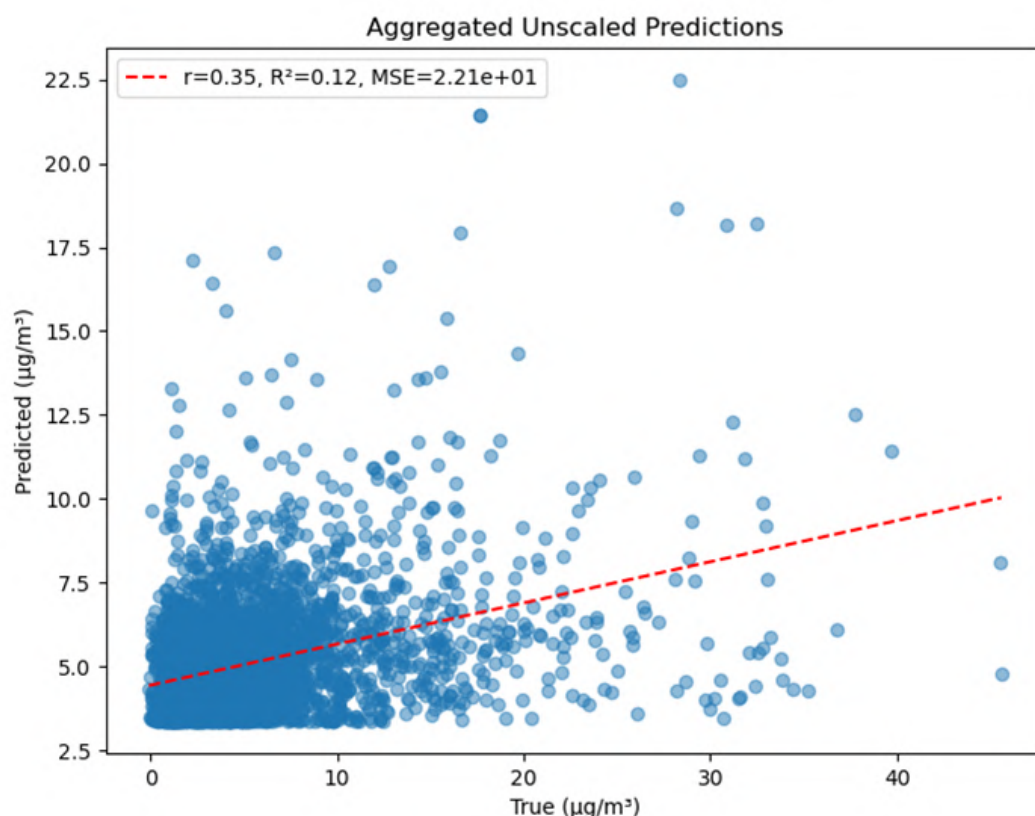


Figure 50: Concentrations de NH₃ au sol prédites vs. observées pour le baseline MLP

Pour tenir compte du bruit de restitution (retrieval noise), nous avons mis en œuvre un schéma d'entraînement pondéré basé sur l'incertitude aléatoire de la colonne totale de NH₃ d'IASI (σ). Les poids (w) ont été attribués comme l'inverse de la variance de l'incertitude, puis normalisés :

$$w_i = \frac{1/\sigma^2}{\sum (1/\sigma^2)}$$

Bien que cette pondération ait légèrement amélioré la stabilité du modèle, la puissance prédictive est demeurée insuffisante pour une surveillance robuste.

3.4.2. Paramètres physiques testés

Afin d'atténuer le bruit local et d'augmenter la corrélation entre les données satellites et les données au sol, nous avons testé un moyennage spatial utilisant des zones tampons (buffers) circulaires de rayons de 20, 40, 60 et 100 km. Le rayon de 20 km a offert le meilleur équilibre entre la représentativité spatiale et la densité des données.

Pour améliorer davantage les performances du modèle, le vecteur d'entrée a été élargi pour inclure des variables auxiliaires météorologiques, géographiques et chimiques :

- **Distribution verticale** : La hauteur de la couche limite planétaire (PBL) issue de la réanalyse ERA5 a été utilisée pour déduire une densité volumique estimée (rapport entre la colonne totale et la hauteur de la PBL).
- **Occupation du sol** : Les données d'occupation du sol MODIS (résolution de 0,5°) ont été traitées en indicateurs binaires pour les zones agricoles, forestières et urbaines.
- **Facteurs météorologiques** : Température au niveau de la station, précipitations (valeur et indicateur binaire) et vecteurs de vent. La direction du vent a été décomposée en composantes sinus et cosinus afin de préserver la continuité cyclique.

- **Dynamique chimique** : Un indice de volatilisation a été calculé comme $T \times (\sin(month) + 1)$ pour servir de proxy à la libération d'ammoniac dépendante de la température pendant les saisons agricoles.
- **Profils temporels et d'émissions** : La saisonnalité a été capturée via un encodage cyclique des mois. De plus, les données annuelles d'émissions de NH_3 , classées par codes SNAP (Selected Nomenclature for Sources of Air Pollution), ont été intégrées pour tenir compte des variations des sources sectorielles.

3.4.3. Résultats, Limites de l'étude et perspectives

En s'appuyant sur l'ensemble de données enrichi en caractéristiques, trois architectures d'apprentissage automatique — le perceptron multicouche (MLP), la forêt d'arbres décisionnels (Random Forest, RF) et l'XGBoost — ont été optimisées pour évaluer leurs capacités prédictives. L'inclusion de variables auxiliaires météorologiques et physiques a entraîné une amélioration marquée de tous les indicateurs de performance par rapport aux modèles de référence basés uniquement sur les données satellites.

Le MLP optimisé a montré des gains significatifs, atteignant une RMSE de 3,79, une corrélation de Pearson (r) de 0,66 et un R^2 de 0,44. Cependant, le régresseur Random Forest a fourni la performance la plus robuste, affichant la précision la plus élevée avec une RMSE de 3,35, $r = 0,76$ et $R^2 = 0,56$ (Figure 51).

Tableau 6 : modèles utilisées et résultats

Model	RMSE	Pearson (r)	R^2
Baseline (Satellite-only MLP)	4.70	0.35	0.12
Optimized MLP	3.79	0.66	0.44
Optimized Random Forest	3.35	0.76	0.56

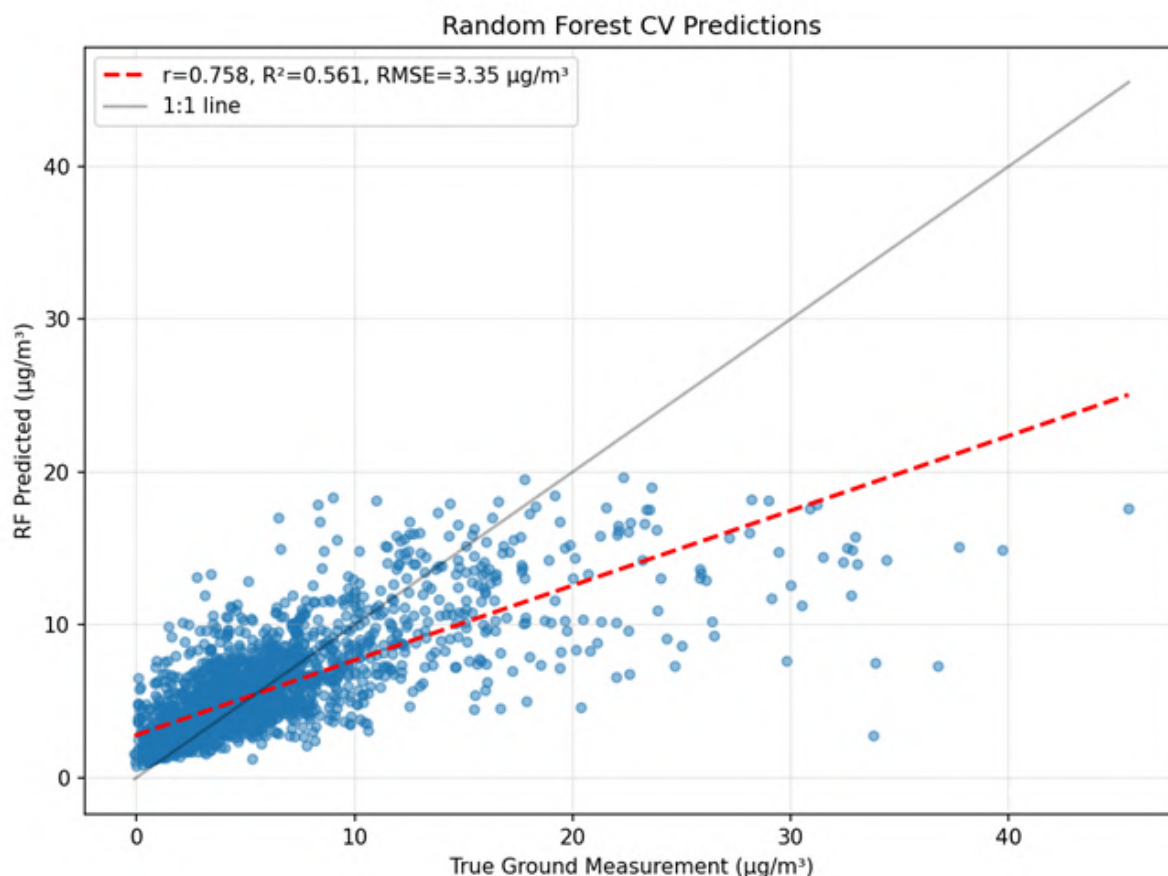


Figure 51: Concentrations de NH_3 au sol prédites vs. observées pour la forêt d'arbres décisionnels (Random Forest) optimisée

Afin d'examiner la cohérence physique des modèles, nous avons évalué l'importance des caractéristiques (Feature Importance) pour le MLP ainsi que pour le Random Forest (et ultérieurement pour le modèle XGBoost). Cette analyse comparative permet de vérifier si les variables sélectionnées par les modèles pour construire leurs prédictions sont en accord avec les processus physiques connus.

Pour le modèle Random Forest (Figure 52), dont les résultats sont ici détaillés, l'analyse montre que les sources mobiles (SNAP 08) et la colonne totale satellite sont les deux variables les plus déterminantes. Elles sont suivies par la densité de volume estimée et l'indice de volatilisation. L'importance significative des variables météorologiques, telles que la température et les composantes du vent (direction et vitesse), est cohérente avec la chimie atmosphérique de l'ammoniac, notamment sa volatilisation thermique et sa dispersion spatiale.

En revanche, le modèle accorde une importance très faible aux précipitations et à l'occupation du sol (forêts ou cultures), suggérant que, dans ce jeu de données, les dynamiques d'émissions et les conditions de transport prédominent sur les processus de dépôt humide.

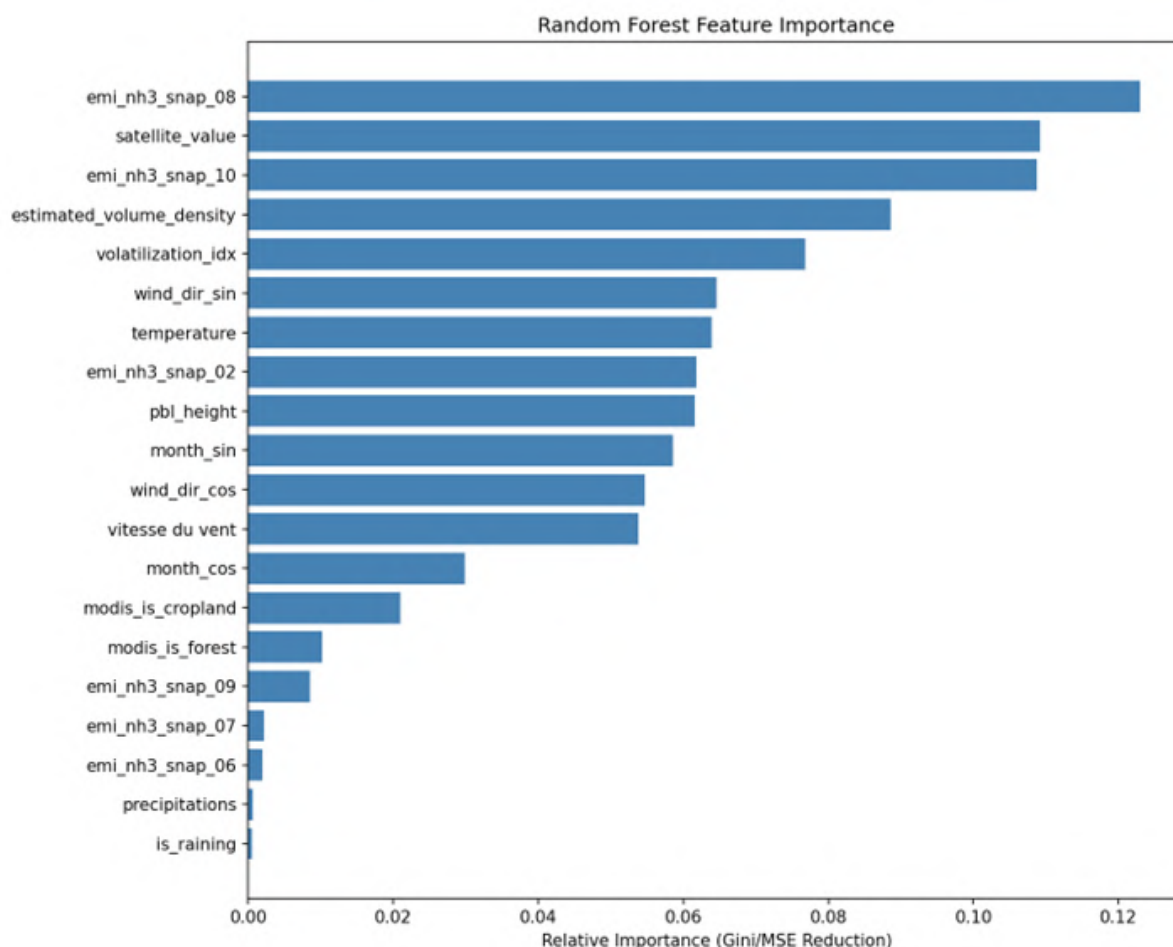


Figure 52: Importance relative des variables d'entrée pour le modèle Random Forest selon la réduction de l'indice de Gini/MSE

Bien que l'XGBoost ait atteint des indicateurs de performance comparables à ceux du Random Forest, l'analyse de l'importance de ses caractéristiques (Gain, Figure 53) soulève des inquiétudes quant à sa capacité de généralisation.

L'attribution des poids indique une dépendance disproportionnée aux caractéristiques d'émissions statiques. En particulier, les secteurs résidentiel (SNAP 02) et routier (SNAP 08) ainsi que l'occupation du sol (cropland) dominent largement le processus de décision. À l'inverse, la colonne totale satellite — qui constitue la principale observation physique dynamique — présente une importance nettement plus faible que dans les autres modèles.

Dans le cadre de cette étude, un modèle qui minimise le rôle des observations satellites directes au profit d'inventaires d'émissions statiques est moins souhaitable. Un tel biais suggère que l'XGBoost a tendance à « mémoriser » des profils d'émissions locaux (ancrés géographiquement) plutôt qu'à apprendre la relation dynamique entre les colonnes restituées par satellite et les concentrations au sol. Par conséquent, les architectures Random Forest et MLP sont considérées comme plus représentatives physiquement pour les applications de surveillance, où la capture des fluctuations temporelles et spatiales est critique.

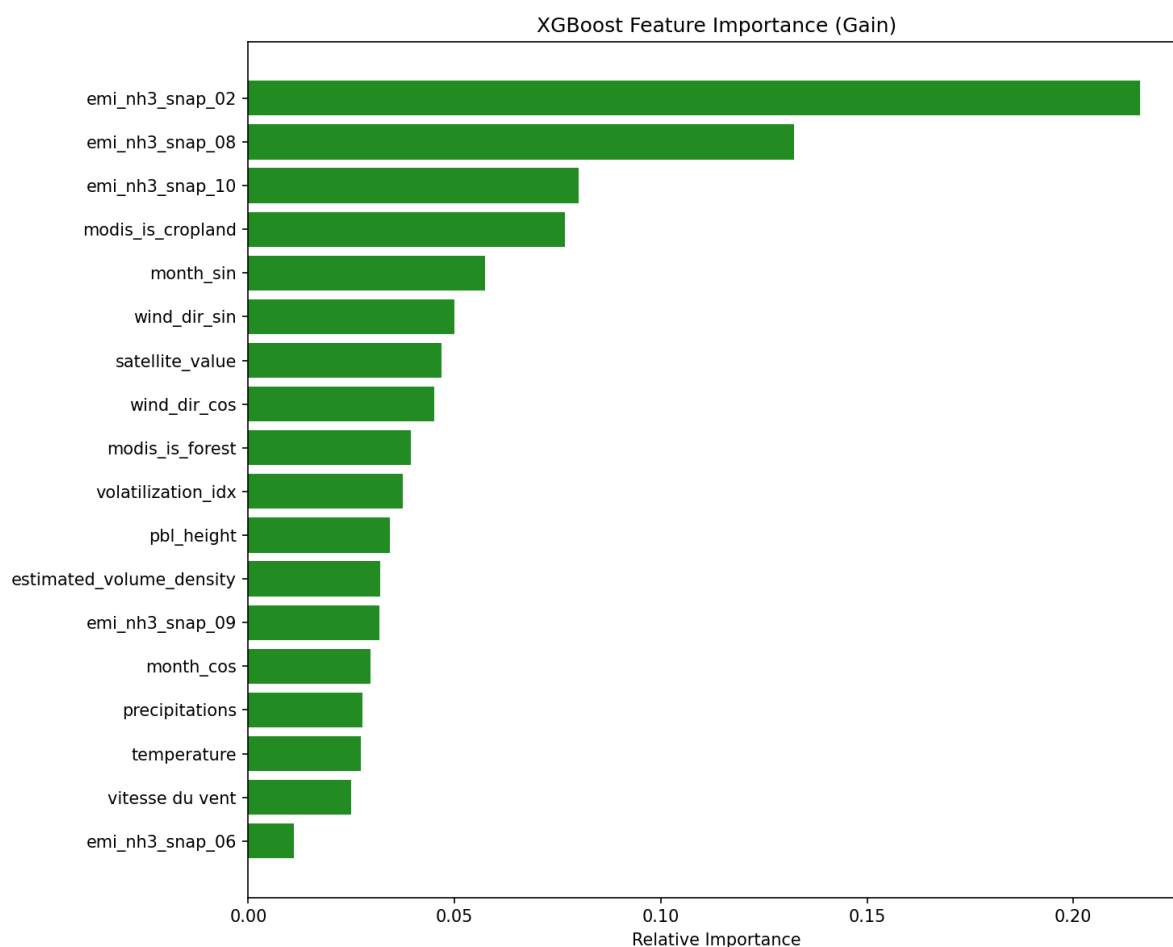


Figure 53: Importance relative des variables d'entrée pour le modèle XGBoost selon le Gain

Conclusion

Les résultats de cette étude démontrent que, bien que les mesures de colonnes totales d'ammoniac dérivées de satellites fournissent un indicateur (*proxy*) fondamental pour les concentrations au sol, elles sont insuffisantes en tant que prédicteur unique. En intégrant des données météorologiques, la dynamique de la couche limite planétaire et des inventaires d'émissions, nous avons réalisé un saut de performance significatif, le modèle de forêt d'arbres décisionnels (*Random Forest*) atteignant une corrélation de Pearson de 0,76 ($R^2 = 0,56$). Cela souligne la nécessité de prendre en compte la distribution verticale complexe et la volatilité chimique du NH_3 dans la troposphère.

Bien que ces modèles offrent un cadre fonctionnel pour la surveillance régionale, l'écart entre les observations satellites et les mesures au sol demeure un défi. Nos conclusions suggèrent que les architectures optimisées *Random Forest* et MLP offrent une représentation des processus physiques plus équilibrée que les méthodes de *boosting*, lesquelles ont tendance à s'appuyer excessivement sur des données d'émissions statiques.

Limites de l'étude

Atteindre une corrélation quasi parfaite dans les études comparant les mesures d'ammoniac par satellite et au sol est notoirement difficile en raison de plusieurs verrous physiques et techniques intrinsèques :

- **Découplage vertical** : L'instrument IASI mesure la colonne totale, tandis que les stations au sol mesurent les concentrations à environ 2 mètres de hauteur. L'ammoniac est souvent concentré dans la partie la plus basse de la couche limite ; cependant, si l'atmosphère est bien mélangée ou s'il existe une couche résiduelle en altitude, le satellite détecte un signal qui peut ne pas refléter les processus de surface.
- **Le problème « Point vs Pixel »** : Une station au sol est un point unique, souvent influencé par un champ ou une exploitation agricole à proximité. Un pixel satellite représente une moyenne

spatiale massive. Cette « erreur de représentativité » signifie que le satellite peut lisser les pics de haute concentration qu'une station au sol capture parfaitement.

- **Durée de vie chimique** : L'ammoniac a une durée de vie atmosphérique très courte (de quelques heures à quelques jours). En raison de sa disparition rapide, l'heure de passage du satellite (AM/PM) peut manquer les événements de « volatilisation » maximaux qui surviennent entre ces fenêtres temporelles.
- **Limites de sensibilité** : Les capteurs infrarouges thermiques d'IASI dépendent du contraste thermique entre la surface de la Terre et l'air. Dans des conditions froides ou lors de nuits à faible contraste thermique, la sensibilité du satellite aux couches les plus basses de l'atmosphère chute de manière significative, entraînant une incertitude plus élevée dans les poids d'« incertitude aléatoire » que nous avons appliqués.
- **Décalage des inventaires d'émissions** : Les données d'émissions SNAP utilisées sont annuelles et statiques. En réalité, les émissions d'ammoniac sont des événements « d'impulsion » (par exemple, une semaine spécifique d'épandage de lisier). Sans données d'activité agricole à haute résolution et en temps réel, le modèle manque de « déclencheur » temporel pour expliquer les pics soudains des mesures au sol.

Perspectives

- **Extension et Diversification du Jeu de Données** : Élargissement de l'étude à d'autres régions géographiques et périodes temporelles, ainsi que l'intégration de nouveaux instruments de mesure (sources de données complémentaires). Cette approche multi-sources vise à renforcer la robustesse statistique et la capacité de généralisation des modèles de conversion.
- **Optimisation et Évolution des Architectures** : Réalisation d'une étude approfondie du fine-tuning (ajustement des hyperparamètres) pour les modèles actuels afin d'en maximiser les performances. Ce volet inclura également l'exploration de nouvelles architectures pour affiner la précision spatio-temporelle de la conversion.

Ces axes de recherche feront l'objet de travaux complémentaires menés par Malo Mignard dans le cadre d'un stage de Master 2, afin d'approfondir les analyses et de consolider les premiers résultats obtenus.

4.Conclusions

4.1. Recommandations pour le choix de site lors de l'installation d'un analyseur NH3

Cette section a pour vocation d'accompagner, de manière rigoureuse et méthodique, le processus de sélection d'un site de mesure du polluant atmosphérique NH₃ par analyseur. Il s'appuie sur les enseignements de l'étude ROSAS et vise à formaliser les critères techniques, environnementaux et opérationnels permettant le déploiement d'un dispositif de surveillance représentatif et pertinent.

L'objectif principal est de garantir que le site retenu permette une mesure fiable, significative, représentative d'une large surface et conforme aux exigences scientifiques et réglementaires en matière de suivi de la qualité de l'air. Cette section vise à fournir des éléments de réponses aux questions suivantes :

- *Quelle durée de mesure par analyseur est nécessaire pour évaluer sa représentativité spatiale en comparaison avec la donnée satellite ?*
- *Quels types de stations de mesure : mesure de fond ou caractérisation d'une source ?*
- *Comment identifier des sites de mesures représentatifs d'une large échelle spatiale ?*
- *Comment l'information apportée par le déploiement de tubes autour de sites peut-elle aider cette identification ?*
- *Dans quelles conditions et pour quel site, l'apport de ces mesures au sol est complémentaire aux mesures satellites ?*

4.1.1. Ammoniac et mesures de référence

4.1.1.1. Normes européennes et françaises

Le NH₃ n'est pas encore soumis à des valeurs limites de concentration, il est seulement intégré dans les stratégies de réduction des émissions.

Tableau 7: liste des normes et directives NH3

Référence	Titre	Domaine	Méthode	Remarques
EN 17346:2020	Air ambiant – Détermination du NH ₃ par échantillonneurs passifs	Surveillance environnementale	Tubes à diffusion, badges	Norme de référence pour les mesures non continues
EN ISO 21877:2019	Émissions de sources fixes – Détermination du NH ₃	Rejets industriels	Prélèvement manuel + analyse chimique	Méthode de référence pour ICPE
Directive (UE) 2016/2284 (NEC)	Réduction des émissions nationales	Plafonds d'émissions pour chaque État membre		
Directive (UE) 2024/2881	Qualité de l'air	NH ₃ intégré dans les stratégies, mais sans valeur limite		
Protocole de Göteborg (UNECE)	Europe, Amérique du Nord, Asie centrale	Engagements de réduction des émissions de NH ₃		

Projets MetNH3 / EURAMET	Métrologie européenne	Développement de références et étalons pour NH ₃		
--------------------------	-----------------------	---	--	--

-
-

4.1.1.1. Mesure par analyseur picarro



Résumé des Bonnes pratiques

- o Utilisation du filtre Sartorius en téflon 47mm
- o Changement de filtre :

3 mois pour les sites de fond ruraux

3 semaines pour les sites de proximité

Recommandations de maintenance

Conformément aux recommandations du Groupe de Travail national inter-aasqa « GT NH₃ », ces analyseurs sont équipés de filtre en TEFLON plat de diamètre 47 mm, ces filtres sont changés régulièrement et les données sont invalidées pendant 2 heures après le changement de filtre. Cette homogénéisation des pratiques permet une certaine homogénéité dans les mesures pour tout travail d'inter-comparabilité entre les stations. Il existe aussi des analyseurs NH₃ DURAG pour lesquels ces recommandations restent valables.

4.1.2.Principes généraux issus du projet ROSAS

Les étapes méthodologiques reposent sur quatre constats clés du projet :

1. **La représentativité spatiale dépend fortement de la typologie du site.**
 - o Urbain : homogène, faible variabilité, influence trafic.
 - o Rural : variabilité modérée.
 - o Agricole : forte hétérogénéité, surtout au printemps.
2. **La distance de représentativité varie de 6 à 60 km selon le site**, les milieux agricoles étant les plus difficiles à caractériser.
3. **La corrélation avec les satellites IASI est optimale :**
 - o sur des moyennes mensuelles ou saisonnières,
 - o dans un rayon ≥ 20 km autour de la station,
 - o au printemps (période majeure d'émission).
4. **Les analyseurs Picarro présentent des artefacts connus**, nécessitant un environnement maîtrisé (humidité, proximité d'animaux ou activités humaines ponctuelles...).

4.1.3.Recommandations pour le choix d'un site d'installation d'un analyseur NH3.

Définition du LCSQA concernant la représentativité spatiale : La mesure d'un polluant en une station renseigne sur les concentrations atmosphériques de ce polluant au point de prélèvement mais également au-delà de ce point. La zone géographique à laquelle une mesure ponctuelle peut être étendue constitue la zone de représentativité de la station.

Les recommandations sont établies pour des sites de mesures appartenant à des milieux différents (typologie (urbain, péri-urbain, rural) et influence (fond)).

- Etudier l'occupation du sol (Registre Parcellaire Graphique), les émissions d'ammoniac déclarées sur ces périmètres caractéristiques, et les plans d'épandage pour localiser les sources les plus importantes (ex : bâtiment d'élevage agricole, stockage d'effluents, cultures);
- Le site envisagé pour l'installation de l'analyseur doit se trouver à plus 2 km de ces sources.
- Faire un bilan des vents dominants: Veiller à ne pas retenir un site sous le vent d'une source ponctuelle identifiée.
- Etudier les données satellites IASI sur une durée d'au moins un an pour observer l'homogénéité de la zone envisagée : calculer la moyenne trimestrielle des colonnes totales d'ammoniac sur des points dans un cercle de 20 km de rayon autour du site prospecté. Recenser les sources ponctuelles à éviter.
- Validation par tubes passifs : il est recommandé de réaliser des mesures par tubes passifs sur une durée totale de trois mois (par période de deux semaines) d'avril à juin sur au moins 4 sites situés sur les axes des vents dominants sur un cercle de 10 à 15 km de rayon autour du site envisagé afin d'appréhender la période des épandages agricoles, sources d'ammoniac atmosphérique (soit 5 sites au total). Si les données des tubes passifs positionnés sur le cercle sont « corrélées » aux mesures du tube passif situé sur le site envisagé pour l'analyseur alors le site est jugé représentatif de la zone étudiée.

Un Guide méthodologique a par ailleurs été rédigé et détaille l'ensemble du processus de sélection.

4.2. Perspectives pour la conversion des données satellites de NH3 en concentration de surface

La production de concentrations de surface à partir des données satellites, intégrées sur la verticale, fournira des données plus facilement assimilables par les chaînes de modélisation de chimie-transport employés par les AASQAs que les colonnes totales.

Cette assimilation des données pourrait aboutir à l'amélioration de la modélisation des particules fines, que ce soit par une correction des inventaires d'émission ou par une meilleure prise en compte des processus de production des aérosols inorganiques secondaires.

5. Conclusion / Perspectives

Le projet ROSAS constitue une étape structurante dans la surveillance de l'ammoniac en France. Le projet confirme que les mesures au sol restent indispensables pour contraindre les observations satellitaires et comprendre les dynamiques locales, tandis que les satellites apportent une vision régionale complémentaire. L'intégration des deux approches, enrichie par des modèles d'apprentissage automatique, ouvre la voie à une surveillance plus robuste, plus cohérente et mieux adaptée aux enjeux de qualité de l'air. Les outils produits par ROSAS permettront d'accompagner durablement les acteurs territoriaux dans la réduction des émissions d'ammoniac et l'amélioration de la qualité de l'air.

Le projet ROSAS a permis d'améliorer de manière significative la connaissance de la représentativité spatiale et temporelle des mesures d'ammoniac (NH_3) en France, en combinant pour la première fois un ensemble cohérent de **données au sol**, **observations satellitaires IASI**, **données météorologiques** et **analyses agricoles**. Dans un contexte où l'ammoniac, majoritairement émis par l'agriculture, constitue un précurseur majeur des particules fines, l'enjeu est essentiel tant pour la **qualité de l'air** que pour le **pilotage des politiques de réduction des émissions**.

Les enseignements majeurs peuvent être résumés en trois points :

- **Représentativité spatiale des mesures de surface**

Selon la typologie des sites, la portée d'une mesure au sol varie de **6 à 60 km**, reflet de l'hétérogénéité des environnements agricoles et urbains. Les **milieux agricoles**, fortement influencés par les épandages, présentent la variabilité la plus marquée, notamment au printemps. Les sites urbains montrent une signature plus régulière, dominée par les émissions routières, avec un gradient spatial faible.

- **Corrélation entre mesures au sol et données satellitaires**

Les meilleures corrélations sont obtenues avec des **agrégations temporelles de deux semaines à un mois**, particulièrement au **printemps**, lorsque les émissions régionales dominent. L'accord s'améliore pour des rayons de **20 km et plus**, confirmant que l'échelle satellite capte les tendances régionales plutôt que les variations locales. Certaines zones (ex. littoral breton) montrent des incertitudes satellitaires plus élevées, liées aux propriétés de surface.

- **Conversion des colonnes satellitaires en concentrations de surface**

Les modèles d'apprentissage automatique testés montrent que la colonne totale seule est un prédicteur insuffisant. L'intégration de paramètres météorologiques, d'émissions SNAP et de variables dynamiques (hauteur de la couche limite, vent, température) augmente nettement la performance prédictive. Le modèle **Random Forest** obtient les meilleurs résultats ($r \approx 0,76$), mais reste dépendant d'un jeu de données encore trop limité pour une application opérationnelle nationale.

Perspectives scientifiques et techniques

Les travaux mettent en évidence plusieurs pistes d'amélioration :

- **Renforcer le réseau de mesure NH_3** : le nombre de stations équipées d'analyseurs reste insuffisant pour construire des modèles généralisables à l'échelle nationale.
- **Développer une stratégie de suivi temporel de l'activité agricole** : les émissions d'ammoniac sont impulsionnelles, ce qui nécessite d'intégrer des données d'activité (épandages, pratiques culturales).
- **Exploiter les futures missions satellitaires (IRS, CrIS)** pour améliorer la résolution verticale et réduire les incertitudes de détection.
- **Étendre et consolider les travaux de conversion sol-satellite** via des jeux de données enrichis, qui feront l'objet de suites dans des travaux futurs (ex. stage M2).

Applications opérationnelles pour les AASQA

Les résultats du projet débouchent sur plusieurs outils et recommandations directement mobilisables :

Guide méthodologique d'implantation des stations NH_3 :

- analyse des vents, occupation du sol, inventaires d'émission,
- tests de représentativité par tubes passifs,
- méthodologie de validation d'un site sur 3 mois.

Base de données interrégionale harmonisée incluant mesures, inventaires, variables météo et colonnes IASI, utile pour la modélisation et la recherche.

- **Outil méthodologique pour l'exploitation des données satellites :**
- recommandations d'usage (rayon ≥ 20 km, agrégation mensuelle),
- filtres de qualité à appliquer,
- limites d'interprétation pour les zones côtières ou très hétérogènes.

Perspectives d'intégration en modélisation chimie-transport, notamment pour :

- ajuster les inventaires d'émission,
- améliorer la prévision du nitrate d'ammonium,
- mieux caractériser les épisodes particuliers.

Références bibliographiques

Adélaïde L, Medina S, Wagner V, de Crouy-Chanel P, Real E, Colette A, Couvidat F, Bessagnet B, Alter M, Durou A, Host S (2021) Impact de la pollution de l'air ambiant sur la mortalité en France métropolitaine : réduction en lien avec le confinement du printemps 2020 et impact à long terme pour la période 2016-2019. Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire 13:232-42. http://beh.santepubliquefrance.fr/beh/2021/13/2021_13_2.html

Air Rhône-Alpes (2016) Mesures de l'ammoniac dans l'atmosphère – Mesures réalisées en 2015. https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/sites/aura/files/content/migrated/atoms/files/mesures_de_lammoniac_dans_latmosphere.pdf

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (2018a) Amélioration des connaissances sur les concentrations d'ammoniac en Auvergne-Rhône-Alpes. https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/sites/aura/files/content/migrated/atoms/files/rapport_atmo_aura_2017_nh3_vf_040918.pdf

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (2018b) Etude de la qualité de l'air à Saint-Eloy-les-Mines. https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/sites/aura/files/content/migrated/atoms/files/rapport_atmo_rockwool_2017_v1.pdf

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (2021) La télédétection spatiale. Les données satellitaires comme outil complémentaire de surveillance au sol de la qualité de l'air.

Atmo Grand Est (2022a) Datavisualisation Observatoire ammoniac de la région Grand Est <https://portailsig.atmo-grandest.eu/portal/apps/storymaps/stories/e4e2360ff9a84aeca12e2c6659b7a07b>

Atmo Grand Est (2022b) Exploitation de données satellitaires Etude d'opportunité pour compléter le dispositif d'observation de la qualité de l'air en région Grand Est – Cas de l'ammoniac – MOD-EN-277

Bauer SE, Tsigaridis K, Miller R (2016) Significant atmospheric aerosol pollution caused by world food cultivation. Geophysical Research Letters 43:5394–5400. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/2016GL068354>

Bessagnet B, Beauchamp M, Guerreiro C, de Leeuw F, Tsyro S, Colette A, Meleux F, Rouïl L, Ruysenaars P, Sauter F, Velders GJM, Foltescu VL, van Aardenne J (2014) Can further mitigation of ammonia emissions reduce exceedances of particulate matter air quality standards? Environmental Science & Policy 44:149–163. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.07.011>

Cao H, Henze DK, Shephard MW, Dammers E, Cady-Pereira K, Alvarado M, Lonsdale C, Luo G, Yu F, Zhu L, Danielson CG, Edgerton ES (2020) Inverse modeling of NH₃ sources using CrIS remote sensing measurements. Environmental Research Letters 15:104082. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb5cc>

Chatain M, Chretien E, Crunire S, Jantzen E (2022) Road Traffic and Its Influence on Urban Ammonia Concentrations (France). Atmosphere 13. 2022, 13, 1032. <https://doi.org/10.3390/atmos13071032>

Citepa (2022). Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Format Secten. https://www.citepa.org/wp-content/uploads/Citepa_Rapport-Secten-2022_Rapport-complet_v1.8.pdf

Clarisse L, Clerbaux C, Dentener F, Hurtmans D, Coheur P-F (2009) Global ammonia distribution derived from infrared satellite observations. Nature Geoscience 2:479–483. <https://doi.org/10.1038/ngeo551>

Clarisse L, Shephard MW, Dentener F, Hurtmans D, Cady-Pereira K, Karagulian F, Van Damme M, Clerbaux C, Coheur P-F (2010) Satellite monitoring of ammonia: A case study of the San Joaquin Valley. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 115. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2009JD013291>

Clarisse L, Van Damme M, Clerbaux C, Coheur P-F (2019) Tracking down global NH₃ point sources with wind-adjusted superresolution. Atmospheric Measurement Techniques 12:5457–5473. <https://doi.org/10.5194/amt-12-5457-2019>

Clarisse, L., Franco, B., Van Damme, M., Di Gioacchino, T., Hadji-Lazaro, J., Whitburn, S., Noppen, L., Hurtmans, D., Clerbaux, C., and Coheur, P.-F. (2023), The IASI NH₃ version 4 product: averaging kernels and improved consistency, *Atmospheric Measurement Techniques*, 16, 5009–5028, <https://doi.org/10.5194/amt-16-5009-2023>

Crunire S (2021) Guide méthodologique pour la mesure des concentrations en ammoniac dans l'air ambiant. Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air. https://www.lcsqa.org/system/files/media/documents/LCSQA2019-Guide%20m%C3%A9thodologique%20ammoniac_vf_pour%20r%C3%A9f%C3%A9rentiel.pdf

Dammers E, McLinden CA, Griffin D, Shephard MW, Van Der Graaf S, Lutsch E, Schaap M, Gainairu-Matz Y, Fioletov V, Van Damme M, Whitburn S, Clarisse L, Cady-Pereira K, Clerbaux C, Coheur PF, Erisman JW (2019) NH₃ emissions from large point sources derived from CrIS and IASI satellite observations. Atmospheric Chemistry and Physics 19:12261–12293. <https://doi.org/10.5194/acp-19-12261-2019>

EEA (2020), European Environment Agency. Air quality in Europe – 2020 Report.

Eurostat, 2022: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_air_emis/default/table?lang=en

Chrétien E., Atmo Grand Est, Terradata, Rapport ENJEM-EN-001, 2021

- Fortems-Cheiney A, Dufour G, Dufossé K, Couvidat F, Gilliot J-M, Siour G, Beekmann M, Foret G, Meleux F, Clarisse L, Coheur P-F, Van Damme M, Clerbaux C, Générmont S (2020) Do alternative inventories converge on the spatiotemporal representation of spring ammonia emissions in France? *Atmospheric Chemistry and Physics* 20:13481–13495. <https://doi.org/10.5194/acp-20-13481-2020>
- Générmont S, Arteta J, Couvidat F, Crunaire S, Dufosse K, Dufour G, El Msayryb A, Fortems-Cheiney A, Gilliot J-M, Meleux F (2022) Amp'Air: Amélioration de la représentation des émissions agricoles d'ammoniac pour une meilleure prévision de la qualité de l'air en France. Rapport final de projet, convention ADEME 16600C0013. <https://hal.inrae.fr/hal-03954119>
- Gros V., Sciare J., Baudic A., Rosso A., Sanchez O., Petetin H. (2014), FRANCIPOL: Impact of long-range transport on particles and their gaseous precursors in Paris and its region, Rapport PRIMEQUAL-2. http://www.rst.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Primequal_FRANCIPOL_cle0219e7.pdf
- Guo, X., Wang, R., Pan, D., Zondlo, M. A., Clarisse, L., Van Damme, M., et al. (2021). Validation of IASI satellite ammonia observations at the pixel scale using in situ vertical profiles. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 126, e2020JD033475. <https://doi.org/10.1029/2020JD033475>
- Joue (2016) Directive (EU) 2016/2284 du Parlement Européen et du Conseil du 14 décembre 2016 concernant la réduction des émissions nationales de certains polluants atmosphériques, modifiant la directive 2003/35/CE et abrogeant la directive 2001/81/CE. Journal officiel de l'Union Européenne. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016L2284&from=FR>
- Lelieveld J, Evans JS, Fnais M, Giannadaki D, Pozzer A (2015) The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* 525:367–371. <https://doi.org/10.1038/nature15371>
- Liu P, Ding J, Liu L, Xu W, Liu X (2022) Estimation of surface ammonia concentrations and emissions in China from the polar-orbiting Infrared Atmospheric Sounding Interferometer and the FY-4A Geostationary Interferometric Infrared Sounder. *Atmospheric Chemistry and Physics* 22:9099–9110. <https://doi.org/10.5194/acp-22-9099-2022>
- Marais EA, Pandey AK, Van Damme M, Clarisse L, Coheur P-F, Shephard MW, Cady-Pereira KE, Misselbrook T, Zhu L, Luo G, Yu F (2021) UK Ammonia Emissions Estimated With Satellite Observations and GEOS-Chem. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 126:e2021JD035237. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2021JD035237>
- Megaritis AG, Fountoukis C, Charalampidis PE, Pilinis C, Pandis SN (2013) Response of fine particulate matter concentrations to changes of emissions and temperature in Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13:3423–3443. <https://doi.org/10.5194/acp-13-3423-2013>
- Meleux F., Générmont S., Mathias E., Taulemesse F., Gilliot J.-M., Messina P., Couvidat F., Schucht S., Agasse S., Colette A., Durand A., Dufosse K., Lagrange H., Leborgne G., Ramanantenasoa M. M. J., Real E., Trochard R., Bessagnet B. (2022), POLQA : Politiques d'amélioration de la qualité de l'air grâce aux pratiques agricoles, <https://hal.inrae.fr/hal-03954168/document> Rapport technique final.
- Personne E., Abbou G., Joly L., Sanchez O., Cousin J., Decarpentrie T., Decuq C., Dumelie N., Esnault B., Fortineau A., Gueudet J.-C. (2019), Développement de nouveaux dispositifs de mesures pour les émissions d'ammoniac dans l'air en région parisienne – NUAGE : Test des Nouveaux dispositifs pour mieux évaluer les flux d'Ammoniac dans l'atmosphère depuis les agro-systèmes et Ecosystèmes et interprétation de la campagne de mesures à l'échelle de la région Île-de-France, Rapport ADEME. <https://bibliothèque.ademe.fr/air-et-bruit/239-developpement-de-nouveaux-dispositifs-de-mesures-pour-les-emissions-d-ammoniac-dans-l-air-en-region-parisienne.html>
- Pozzer A, Tsimpidi AP, Karydis VA, de Meij A, Lelieveld J (2017) Impact of agricultural emission reductions on fine-particulate matter and public health. *Atmospheric Chemistry and Physics* 17:12813–12826. <https://doi.org/10.5194/acp-17-12813-2017>
- Roustan Y, Rosso A, Sanchez O (2021). Étude de la contribution des émissions d'ammoniac aux concentrations de particules respirées en Île-de-France. 78 pages.
- Shephard MW, Cady-Pereira KE (2015) Cross-track Infrared Sounder (CrIS) satellite observations of tropospheric ammonia. *Atmospheric Measurement Techniques* 8:1323–1336. <https://doi.org/10.5194/amt-8-1323-2015>
- Shephard, M. W., Damers, E., Cady-Pereira, K. E., Kharol, S. K., Thompson, J., Gainariu-Matz, Y., Zhang, J., McLinden, C. A., Kovachik, A., Moran, M., Bittman, S., Sioris, C. E., Griffin, D., Alvarado, M. J., Lonsdale, C., Savic-Jovicic, V., & Zheng, Q. (2020). Ammonia measurements from space with the Cross-track Infrared Sounder: characteristics and applications. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(4), 2277–2302. <https://doi.org/10.5194/acp-20-2277-2020>
- Van Damme M, Clarisse L, Whitburn S, Hadji-Lazaro J, Hurtmans D, Clerbaux C, Coheur P-F (2018) Industrial and agricultural ammonia point sources exposed. *Nature* 564:99–103. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0747-1>
- Van Damme, M., Clarisse, L., Stavrakou, T., Wichink Kruit, R., Sellekaerts, L., Viatte, C., Clerbaux, C., and Coheur, P-F. (2022), On the weekly cycle of atmospheric ammonia over European agricultural hotspots, *Scientific Reports*, 12, 12327. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-15836-w>

Van der Graaf, S., Dammers, E., Segers, A., Kranenburg, R., Schaap, M., Shephard, M. W., and Erisman, J. W. (2022), Data assimilation of CrIS NH₃ satellite observations for improving spatiotemporal NH₃ distributions in LOTOS-EUROS, *Atmos. Chem. Phys.*, 22, 951–972, <https://doi.org/10.5194/acp-22-951-2022>.

Viatte, C., Petit, J.-E., Yamanouchi, S., Van Damme, M., Doucerain, C., Germain-Piaulenne, E., Gros, V., Favez, O., Clarisse, L., Coheur, P.-F., Strong, K., & Clerbaux, C. (2021). Ammonia and PM_{2.5} Air Pollution in Paris during the 2020 COVID Lockdown. *Atmosphere*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/atmos12020160>

Viatte, C., Wang, T., Van Damme, M., Dammers, E., Meleux, F., Clarisse, L., Shephard, M. W., Whitburn, S., Coheur, P. F., Cady-Pereira, K. E., and Clerbaux, C. (2020), Atmospheric ammonia variability and link with particulate matter formation: a case study over the Paris area, *Atmos. Chem. Phys.*, 20, 577–596, <https://doi.org/10.5194/acp-20-577-2020>.

Viatte, C., Guendouz, N., Dufaux, C., Hensen, A., Swart, D., Van Damme, M., Clarisse, L., Coheur, P.-F., and Clerbaux, C. (2023), Measurement report: Ammonia in Paris derived from ground-based open-path and satellite observations, *Atmos. Chem. Phys.*, 23, 15253–15267, <https://doi.org/10.5194/acp-23-15253-2023>

Wang, R., Pan, D., Guo, X., Sun, K., Clarisse, L., Van Damme, M., Coheur, P.-F., Clerbaux, C., Puchalski, M., and Zondlo, M. A. (2023), Bridging the spatial gaps of the Ammonia Monitoring Network using satellite ammonia measurements, *Atmos. Chem. Phys.*, 23, 13217–13234, <https://doi.org/10.5194/acp-23-13217-2023>

Warner JX, Wei Z, Strow LL, Dickerson RR, Nowak JB (2016) The global tropospheric ammonia distribution as seen in the 13-year AIRS measurement record. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16:5467–5479. <https://doi.org/10.5194/acp-16-5467-2016>

Wyer K., Kelleghan D., Blanes-Vidal V., Schaubberger G., Curran T. P. (2022), Ammonia emissions from agriculture and their contribution to fine particulate matter: A review of implications for human health, *Journal of Environmental Management*, Volume 323, 1 December 2022, 116285, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479722018588>

Yamanouchi, S., Viatte, C., Strong, K., Lutsch, E., Jones, D. B. A., Clerbaux, C., Van Damme, M., Clarisse, L., and Coheur, P.-F. (2021), Multiscale observations of NH₃ around Toronto, Canada, *Atmos. Meas. Tech.*, 14, 905–921, <https://doi.org/10.5194/amt-14-905-2021>

Index des tableaux et figures

TABLEAUX

Tableau 1: Gouvernance du projet	10
Tableau 2: Inventaire des émissions régionales 2020 par ordre d'importance.....	22
Tableau 3: Aléas campagne tubes passifs Kergoff.....	30
Tableau 4: Aléas campagne tubes passifs Jonville.....	36
Tableau 5: Aléas campagne tubes passifs Lyon.....	42
Tableau 6 : modèles utilisées et résultats	59
Tableau 7: liste des normes et directives NH3	64

FIGURES

Figure 1: calendrier élaboré dans le cadre de la campagne de tubes passifs.....	14
Figure 2 : émissions annuelles d'ammoniac et positions des tubes autour de la station de Kergoff	15
Figure 3: rose des vents issue des modélisations climatologiques ERA5T pour Kergoff	15
Figure 4: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac autour de la station de Kergoff en 2021	16
Figure 5: émissions annuelles d'ammoniac et positions des tubes autour de la station de Jonville-en-Woëvre.....	17
Figure 6: rose des vents issue des modélisations climatologiques ERA5T pour Jonville-en-Woëvre.....	17
Figure 7: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac autour de la station de Jonville-en-Woëvre en 2021.....	18
Figure 8: émissions annuelles d'ammoniac et positions des tubes autour de la station de Lyon-centre ...	19
Figure 9: rose des vents issue des modélisations climatologiques ERA5T pour Lyon-centre.....	19
Figure 10: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac autour de la station de Lyon-centre en 2020.....	20
Figure 11: données de mesures NH3 au sol par analyseurs "Picarro" disponibles sur la période 2020 -2024	21
Figure 12: Carte présentant les émissions régionales de NH3 en tonne par kilomètre carré, en 2020. Les valeurs maximales sont affichées à titre comparatif.....	24
Figure 13: représentation du traitement des données satellites	25
Figure 14: Affichage de la direction et de la vitesse des vents pour les 3 régions, source : MétéoFrance. 26	
Figure 15: Affichage des différentes mesures d'ammoniac en France classées par méthode de prélèvement (forme) et positions des sites ROSAS (en rouge)	27
Figure 16: Etude du RPG pour les sites de Grand-Est	28
Figure 17: Evolution des concentrations horaires d'ammoniac à Kergoff de juin 2024 à juin 2025 (campagne de mesure).....	31
Figure 18: Analyse qualité des triplicats de Kergoff	32
Figure 19: concentrations moyennes d'ammoniac mesurées par analyseur (bleu) et par tube passif (orange) sur chaque période d'échantillonnage à Kergoff.....	32
Figure 20: étude de corrélation entre les données PICARRO et RADIELLO modulo la mesure n°28 (point rouge)	33
Figure 21: dispersion statistique des valeurs mesurées par tubes passifs en fonction des sites, de leur distance à Kergoff et de leur influence principale (vert : rural ; bleu : élevage).....	34
Figure 22: Comparaison des niveaux d'ammoniac par site de prélèvement autour de Kergoff et évolution des températures et vitesses de vent.....	35
Figure 23: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac de l'analyseur PICARRO de Kergoff au cours de la campagne ROSAS.....	35
Figure 24: Comparaison des niveaux de concentrations horaires en NH3 et de leurs vitesses d'évolution entre les stations de Jonville-en-Woëvre et de Reims-Jean d'Aulan.....	36
Figure 25: Analyse qualité des triplicats de Jonville-en-Woëvre	37
Figure 26: Evolution des concentrations mesurées sur les blancs à Jonville-en-Woëvre.....	38

Figure 27: Concentrations moyennes d'ammoniac mesurées par analyseur (bleu) et par tube passif (orange) sur chaque période d'échantillonnage à Jonville-en-Woëvre.....	38
Figure 28: étude de corrélation entre les données PICARRO et RADIELLO à Jonville.....	39
Figure 29: dispersion statistique des valeurs mesurées par tubes passifs en fonction des sites, de leur distance à Jonville et de leur influence agricole principale (bleu : élevage ; marron : cultures/terres arables)	40
Figure 30: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac de l'analyseur PICARRO de Jonville au cours de la campagne ROSAS	41
Figure 31: Evolution de la température et des vitesses de vent vis-à-vis des concentrations d'ammoniac aux environs de Jonville.....	41
Figure 32: évolution des concentrations horaires d'ammoniac à Lyon-centre de juin 2024 à juin 2025 (campagne de mesure).....	42
Figure 33: Analyse qualité des triplicats de Lyon-centre (S11??).....	43
Figure 34: Concentrations moyennes d'ammoniac mesurées par analyseur (bleu) et par tube passif (orange) sur chaque période d'échantillonnage à Lyon-centre.....	44
Figure 35: étude de corrélation entre les données PICARRO et RADIELLO à Lyon-centre.....	44
Figure 36: dispersion statistique des valeurs mesurées par tubes passifs en fonction des sites, de leur distance à Lyon-centre et de leur influence principale (orange : trafic ; noir : fond).....	45
Figure 37: Diagramme polaire des concentrations horaires d'ammoniac de l'analyseur PICARRO de Lyon-centre au cours de la campagne ROSAS	46
Figure 38: Evolution de la température et des vitesses de vent vis-à-vis des concentrations d'ammoniac aux environs de Lyon-centre.....	46
Figure 39: graphique présentant les mesures annuelles issues des TP, classés par médiane, pour l'ensemble des sites du projet ROSAS.	48
Figure 40: graphique présentant les mesures saisonnières issues des TP, classés par médiane, pour l'ensemble des sites du projet ROSAS.....	49
Figure 41: comparaisons des roses des vents de Grand-Est et des moyennes saisonnières mesurées par	50
Figure 42: comparaisons des roses des vents de Auvergne-Rhône-Alpes et des moyennes saisonnières mesurées par les TP par sites.	50
Figure 43: comparaisons des roses des vents de Bretagne et des moyennes saisonnières mesurées par les TP par sites.	51
Figure 44: Corrélation entre émissions et mesures au sol.....	51
Figure 45: Représentation des distributions des valeurs de colonnes totales de NH_3 (a) de IASI, des valeurs d'incertitude aléatoire associées (b) et de nombre de pixel (c) sur les 3 régions sur la période de mesure (en bleu) et du 01/01/2018 au 30/06/2025 (en orange).	53
Figure 46: Evolution temporelle des moyennes mensuelles des colonnes totales de NH_3 mesurées par IASI sur les trois régions (en traits pleins) et des moyennes mensuelles de concentrations de NH_3 mesurées par les analyseurs lors de la campagne (en pointillé) (a) et la somme mensuelle du nombre de pixels (b).....	54
Figure 47: Cartographies des pixels IASI du matin sur la journée du 24 juin 2025. Les localisations des tubes passifs et analyseurs sont données par des markers noirs.	55
Figure 48: Coefficients de corrélation entre les colonnes de NH_3 mesurées par IASI et les concentrations mesurées au sol pour les régions Bretagne, Grand Est et AURA, en fonction des échelles spatiales (pixel à 100 km) et temporelles (1 h à saisonnier). Les couleurs indiquent l'intensité du coefficient de corrélation.	56
Figure 49: représentation schématique.....	57
Figure 50: Concentrations de NH_3 au sol prédites vs. observées pour le baseline MLP.....	58
Figure 51: Concentrations de NH_3 au sol prédites vs. observées pour la forêt d'arbres décisionnels (Random Forest) optimisée.....	60
Figure 52: Importance relative des variables d'entrée pour le modèle Random Forest selon la réduction de l'indice de Gini/MSE	61
Figure 53: Importance relative des variables d'entrée pour le modèle XGBoost selon le Gain	62

Sigles et acronymes

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie

AFPIA : Association pour la Formation Professionnelle dans les Industries de l'Ameublement

Annexe 1 : tableau des productions attendues

TABLEAU des PRODUCTIONS attendues			
Intitulé et nature des productions		Date de fourniture <i>nombre de mois à compter de T₀</i>	Partenaire responsable des productions attendues
Lot 0 : Coordination / suivi et gestion			
P1	Remise du rapport d'avancement du projet	12	ATMO AURA
P2	Remise du rapport (provisoire) final du projet	(24) 25,5	ATMO AURA
P3	Compte-rendu des réunions (suivi stratégique et suivi technique) : CT1 ; CS1 ; CT2 ; CT3 ; CT4 ; CS2 ; CT5 ; CT6 ; CT7 ; CT8 ; CS3	1 2 4 7 10 12 13 16 19 22 24	ATMO AURA
Lot 1 : Campagne de mesure par tube passif qualifiant la représentativité des stations avec analyseur NH₃			
P4	Rapport sur la campagne de mesure du NH ₃ autour des trois sites équipés d'analyseur	16	ATMO GE
Lot 2 : Préparation des jeux de données			
P5	Base de données interrégionale de mesure du NH ₃	18	AIR Breizh
P6	Rapport présentant un état des lieux des observations de NH ₃ à disposition pour le projet	15	AIR Breizh
Lot 3 : Étude de la représentativité spatiale des stations avec analyseur NH₃			
P7	Guide méthodologique de recommandation pour le choix de site lors de l'installation d'un analyseur NH ₃	24	ATMO AURA
Lot 4 : Estimation des concentrations de surface de NH₃ à partir de données satellites de colonnes totales atmosphériques			
P8	Rédaction d'un guide méthodologique de recommandation pour la conversion des colonnes satellites de NH ₃ en concentration de surface	24	ATMO GE
Lot 5 : Communication et valorisation			
P9	Article(s) scientifique(s)	24	LATMOS
P10	Présentation(s) orale(s) en colloque scientifique	24	LATMOS

(T₀ = date de démarrage du projet = 01/04/2024)

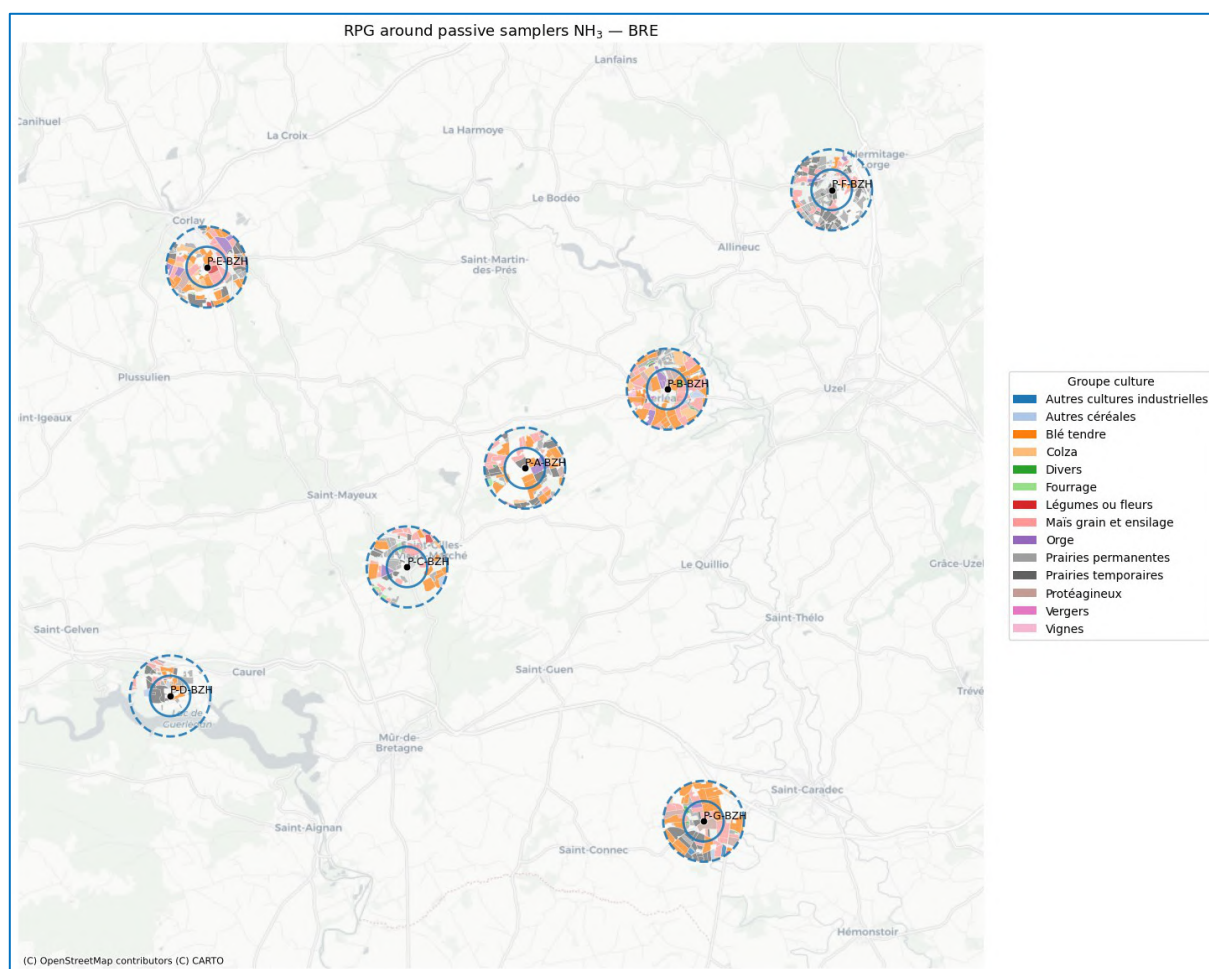
Annexe 2 : tableau des indicateurs de réussite

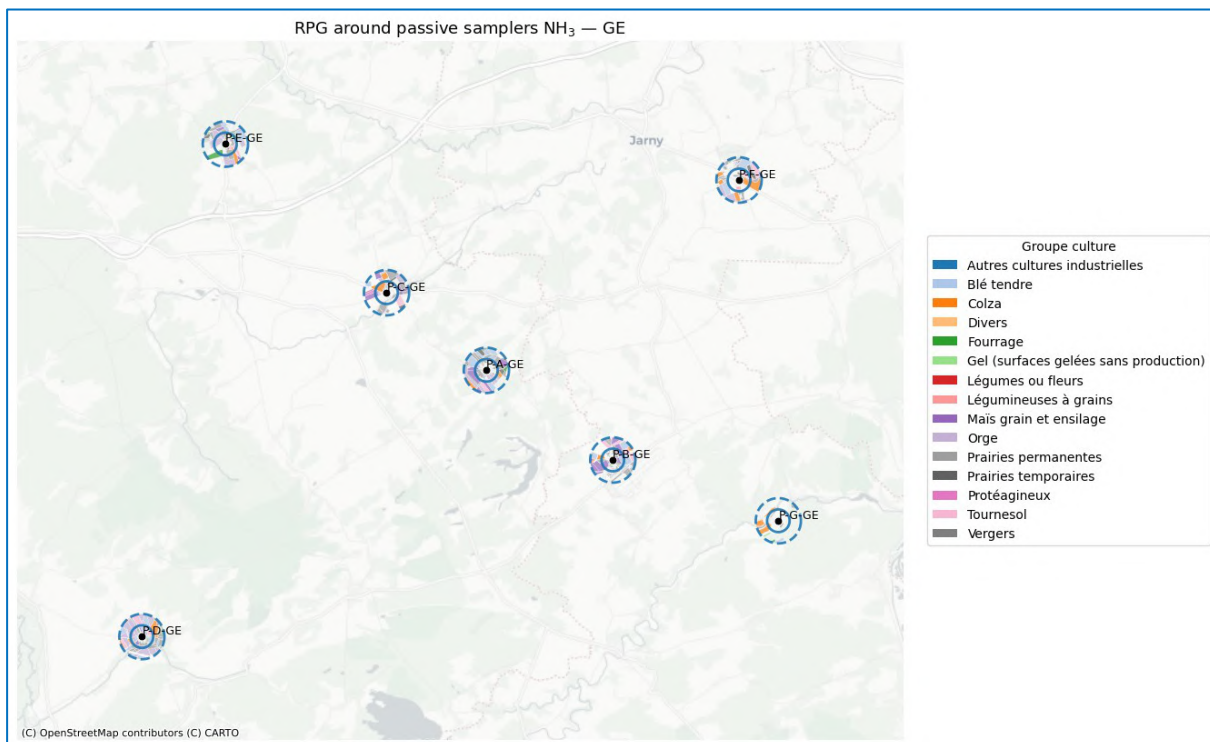
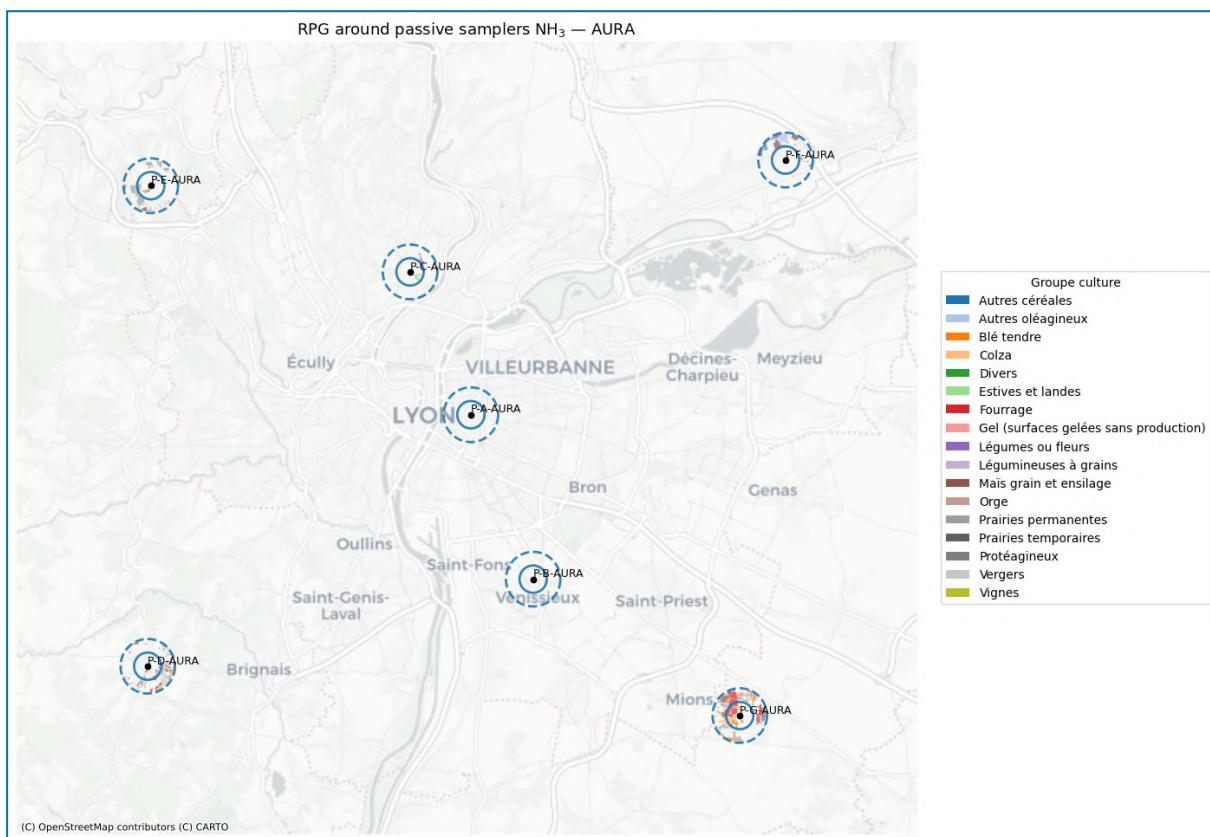
	<u>Lot 0</u>	<u>Lot 1</u>	<u>Lot 2</u>	<u>Lot 3</u>	<u>Lot 4</u>	<u>Lot 5</u>
Indicateurs de réussite	Nombre de CS (comité de suivi stratégique du projet) ; Nombre de CT (comité de suivi technique par lot) ; Nombre de compte-rendu de réunions Respect du calendrier.	Réalisation d'au moins 85 % de l'ensemble des prélèvements et analyses	Production des jeux de données nécessaires aux analyses du lot 3 Automatisation de la méthode d'extraction des données permettant un réemploi des codes externes au projet	Nouvelles connaissances acquises sur la représentativité spatiale des stations et les causes observées limitant cette représentativité	Production de cartes de concentrations de surface d'ammoniac sur la France métropolitaine à partir des colonnes totales NH3 issues de IASI et CrIS.	Présentation du projet et des résultats en conférences Articles scientifiques
Evaluation des indicateurs	3 CS 8 CT 10 Compte-rendu Calendrier respecté (sauf pour Production P8)	95 % de l'ensemble des prélèvements et analyses effectués	Jeux de données disponibles sur FTP. Pas de données Cris. Script d'automatisation sur GitHub	Nombreuses connaissances acquises. Guide Produit.	Nombreuses connaissances acquises. Pas de production de carte NH3. IA nécessite plus de données. P8 : Il n'est pas possible de rédiger des recommandations en l'état de la science	

Annexe 3 : tableau présentant les caractéristiques des sites, la typologie et l'incidence.

Region	Brittany							
Measurement type	passive sampler							analyzer
City	Kergoff	Merléac	Etang de Poulancré - Saint-Gilles-Vieux-Marché	Caurel	Le Haut-Corlay	Allineuc	Saint-Caradec	Kergoff
Latitude	-2.944	-2.896	-2.983	-3.062	-3.05	-2.842	-2.884	-2.944
Longitude	48.262	48.28	48.24	48.211	48.307	48.324	48.184	48.262
ID ROSAS	P-A-BZH	P-B-BZH	P-C-BZH	P-D-BZH	P-E-BZH	P-F-BZH	P-G-BZH	A-A-BZH
Incidence	Rural	Livestock	Livestock	Livestock	Livestock	Cropland	Livestock	Rural
Region	Grand Est							
Measurement type	passive sampler							analyzer
City	Jonville	Hagéville	Harville	Lamorville	Braquis	Doncourt-lès-Conflans	Villecey-sur-Mad	Jonville
Latitude	49.066	49.03	49.097	48.96	49.156	49.141	49.006	49.066
Longitude	5.786	5.862	5.725	5.577	5.628	5.938	5.962	5.786
ID ROSAS	P-A-GE	P-B-GE	P-C-GE	P-D-GE	P-E-GE	P-F-GE	P-G-GE	A-A-GE
Incidence	Livestock	Livestock	Livestock	Livestock	Livestock	Livestock	Cropland	Livestock
Region	Auvergne-Rhône-Alpes							
Measurement type	passive sampler							analyzer
City	Lyon	Vénissieux	Saint-Cyr au mont d'or	Soucieu	Dommartin	Beynost	Toussieu	Lyon
Latitude	4.854	4.884	4.826	4.702	4.703	5.003	4.981	4.854
Longitude	45.758	45.704	45.805	45.675	45.833	45.842	45.659	45.758
ID ROSAS	P-A-AURA	P-B-AURA	P-C-AURA	P-D-AURA	P-E-AURA	P-F-AURA	P-G-AURA	A-A-AURA
Incidence	Traffic	Background	Background	Background	Background	Background	Background	Traffic

Annexe 4 : RPG (Registre Parcellaire Graphique) des 3 régions





L'ADEME EN BREF

Au cœur des missions qui lui sont confiées par le ministère de la Transition écologique, le ministère en charge de l'Energie et le ministère en charge de la Recherche, l'ADEME - l'Agence de la transition écologique – partage ses expertises, assure le financement et l'accompagnement de projets de transformation dans des domaines variés : énergie, économie circulaire, décarbonation de l'industrie, mobilité, bâtiment, qualité de l'air, consommation et production responsables, alimentation durable, bioéconomie, gestion des sols, adaptation au changement climatique et transition juste.

L'ADEME mobilise les citoyens, les entreprises et les territoires pour les aider à progresser vers une société plus sobre en carbone et économe en ressources. Résolument engagée dans la lutte contre le changement climatique et la dégradation des ressources, elle conseille, facilite et soutient les initiatives, de la recherche à la diffusion des solutions.

Établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC), l'ADEME met également ses capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

www.ademe.fr

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

Liberté
Égalité
Fraternité



EXPERTISES

ROSAS: Représentativité des mesures d'ammoniac atmosphérique

L'ammoniac atmosphérique (NH_3), principalement émis par l'agriculture, contribue fortement aux particules fines. La France doit réduire ses émissions, mais l'évaluation reste limitée par des inventaires incertains et un manque d'observations fiables pour valider les données satellitaires. Les satellites comme IASI offrent une vision spatiale du NH_3 , mais nécessitent des mesures de surface robustes, encore trop rares et mal caractérisées.

Le projet ROSAS a étudié la représentativité spatiale de ces mesures en croisant observations au sol, données satellitaires et variables météorologiques. Il montre que la portée d'une mesure de surface varie de 6 à 60 km selon le type de site, la saison et la période de moyennage. Les meilleures corrélations avec les colonnes satellitaires sont observées au printemps, en moyennes mensuelles, surtout en zones rurales et urbaines.

Le projet propose un cadre méthodologique pour optimiser les futurs observatoires NH_3 et améliorer l'usage des données satellitaires. Toutefois, le réseau actuel reste trop limité pour développer des modèles prédictifs fiables basés sur l'apprentissage automatique.

Essentiel à retenir ou exergue ou discours marketing Abore doluptis isto te mil isse vendion sector? Ibusae vit quuntio rerunt.

Itias ma nateceatate perroratur, cus, te occatur?

Cessit qui nulparc hiliqui quodignis aut ante porerorion nit etusant utemolu pidelitibus.

Soloress imusanimin pro idero volectus molorpo.