

# Amélioration des connaissances sur les concentrations d'ammoniac en Auvergne-Rhône-Alpes

---



Diffusion : Septembre 2018

---

Siège social :  
3 allée des Sorbiers 69500 BRON  
Tel. 09 72 26 48 90  
[contact@atmo-aura.fr](mailto:contact@atmo-aura.fr)

# Conditions de diffusion

Dans le cadre de la réforme des régions introduite par la Nouvelle Organisation Territoriale de la République (loi NOTRe du 16 juillet 2015), les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l’Air de l’Auvergne (ATMO Auvergne) et de Rhône-Alpes (Air Rhône-Alpes) ont fusionné le 1er juillet 2016 pour former Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes est une association de type « loi 1901 » agréée par le Ministère de l’Ecologie, du Développement Durable et de l’Energie (décret 98-361 du 6 mai 1998) au même titre que l’ensemble des structures chargées de la surveillance de la qualité de l’air, formant le réseau national ATMO.

Ses missions s’exercent dans le cadre de la loi sur l’air du 30 décembre 1996. La structure agit dans l’esprit de la charte de l’environnement de 2004 adossée à la constitution de l’Etat français et de l’article L.220-1 du Code de l’environnement. Elle gère un observatoire environnemental relatif à l’air et à la pollution atmosphérique au sens de l’article L.220-2 du Code de l’Environnement.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes communique publiquement sur les informations issues de ses différents travaux et garantit la transparence de l’information sur le résultat de ses travaux.

A ce titre, les rapports d’études sont librement disponibles sur les sites [www.air-rhonealpes.fr](http://www.air-rhonealpes.fr) et <http://www.atmoauvergne.asso.fr/>

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle d’Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

Toute utilisation partielle ou totale de ce document (extrait de texte, graphiques, tableaux, ...) doit faire référence à l’observatoire dans les termes suivants : © **Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (2018) Amélioration des connaissances sur les concentrations d’ammoniac en Auvergne-Rhône-Alpes**

Les données ne sont pas rediffusées en cas de modification ultérieure.

Par ailleurs, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes n’est en aucune façon responsable des interprétations et travaux intellectuels, publications diverses résultant de ses travaux et pour lesquels aucun accord préalable n’aurait été donné.

En cas de remarques sur les informations ou leurs conditions d’utilisation, prenez contact avec Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

- depuis le [formulaire de contact](#)
- par mail : [contact@atmo-aura.fr](mailto:contact@atmo-aura.fr)
- par téléphone : 09 72 26 48 90

# Financement

Cette étude d'amélioration de connaissances a été rendue possible grâce à l'aide financière particulière des membres suivants :



Toutefois, elle n'aurait pas pu être exploitée sans les données générales de l'observatoire, financé par l'ensemble des membres d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

# Résumé

La région Auvergne-Rhône-Alpes est régulièrement touchée par des **épisodes de pollution aux particules, notamment en fin d'hiver/début de printemps**. Lors de ces épisodes, le **nitrate d'ammonium** formé principalement à partir des émissions agricoles d'ammoniac (NH<sub>3</sub>) et des oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) émis majoritairement par le trafic routier représente une part importante des particules PM10.

Afin de compléter les travaux déjà réalisés, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes a réalisé en 2017 une étude ayant pour objet :

- L'acquisition de mesures complémentaires d'ammoniac dans différents secteurs de la région afin de mieux connaître la dynamique atmosphérique de ce polluant et d'étoffer les comparaisons avec le modèle.
- L'estimation de l'impact des émissions de NH<sub>3</sub> sur les concentrations modélisées de PM10 en testant un scénario de coupure.

**Douze sites** ont donc fait l'objet de mesures sur la région Auvergne-Rhône-Alpes, avec des typologies différentes (urbain/rural/trafic). Sur les bassins de Lyon et Valence, trois points ont été disposés de typologie trafic, urbain et périurbain ou rural. Par ailleurs, les deux **appareils de mesure en continu PICARRO** ont été disposés en parallèle sur les sites de **Lyon Centre** (site urbain de référence) et **Plateau de Bonnevaux** (site rural en Isère). Les mesures ont été réalisées sur **un pas de temps hebdomadaire sur une durée de 8 semaines du 13 février au 10 avril 2017**. Cette période est habituellement la plus favorable à un épisode de pollution lié au nitrate d'ammonium.

Les mesures ont permis de mettre en évidence les points suivants :

- Des concentrations d'ammoniac plus élevées en juin sur le site de référence.
- Des niveaux sur les sites ruraux, généralement plus élevés sur un même secteur.
- Les taux d'ammoniac en proximité d'épandage pouvant être beaucoup plus élevés que le niveau de fond, avec un impact semblant limité dans le temps.
- Les concentrations d'ammoniac et d'ammonium sur Lyon Centre présentant des dynamiques différentes.
- Le site trafic de Lyon Périphérique présentant la concentration moyenne maximale, toutefois sur le secteur de Valence le site trafic ne présente pas de concentrations supérieures aux autres.

**La mise en œuvre du modèle régional a porté sur deux aspects**, d'une part les comparaisons modèle-mesures sur le polluant ammoniac, d'autre part sur l'impact d'un scénario de coupure des émissions d'ammoniac des épandages agricoles pendant quelques jours sur les concentrations de PM10 modélisées.

Les comparaisons modèle-mesures mettent en évidence **une surestimation du modèle par rapport aux concentrations mesurées**. Cette surestimation est la plus forte sur les territoires ruraux. L'hypothèse privilégiée pour expliquer la surestimation des concentrations modélisées réside **dans une surestimation des émissions au mois de février et mars**. La comparaison modèle-mesures a également montré des évolutions horaires très différentes entre les concentrations modélisées et les concentrations mesurées, le profil d'émission constant serait probablement à revoir également.

Le scénario de coupure testé montre bien un impact sur les concentrations de PM10 lié à la réduction des émissions d'ammoniac, avec des écarts pouvant être importants sur les concentrations. Sur la période testée, il y a peu d'impact sur les dépassements.

Malgré les mesures réalisées et les tests de modélisation effectués, de nombreuses interrogations persistent sur l'évolution temporelle et spatiale des concentrations d'ammoniac. Dans la poursuite de ce travail, l'appareil de mesures en continu situé sur le plateau de Bonnevaux a été déplacé sur la station de Lyon périphérique afin d'obtenir des mesures en continu en parallèle en sites urbain et trafic de l'agglomération lyonnaise.

Concernant les profils temporels d'émission et la modélisation, une nouvelle révision des profils temporels semble un préalable indispensable, en prenant mieux en compte les paramètres pouvant influencer les émissions tels que la température et le pH du sol notamment.

# Sommaire

<b>1. Contexte et introduction</b> .....	<b>8</b>
<b>2. Les mesures d'ammoniac</b> .....	<b>9</b>
<b>2.1. Méthodologie</b> .....	<b>9</b>
<b>2.2. Résultats</b> .....	<b>10</b>
2.2.1 Qualité de l'air pendant la période février-mars 2017 .....	10
2.2.2 Résultats des mesures .....	10
2.2.3. Mesures en continu .....	13
2.2.4 Synthèse des mesures .....	17
<b>3. Modélisation</b> .....	<b>18</b>
<b>3.1 Principes de modélisation</b> .....	<b>18</b>
<b>3.2 Résultats</b> .....	<b>19</b>
3.2.1 Répartition spatiale des concentrations de NH <sub>3</sub> du 1er janvier au 30 juin 2017 .....	19
3.2.2 Comparaison modèle-mesures.....	20
3.2.3 Configuration du scénario de coupure des émissions d'épandages agricoles.....	34
<b>4. Conclusions et perspectives</b> .....	<b>38</b>



## Illustrations

<b>Figure 1 Concentrations de PM10 de janvier à avril 2017 sur quelques stations de référence</b> .....	<b>10</b>
<b>Figure 2 Comparaison des concentrations obtenues par tubes à diffusion passive et à l'aide de l'analyseur PICARRO</b> .....	<b>11</b>
<b>Figure 3 Moyenne de NH<sub>3</sub> par site pendant la période de février à avril 2017</b> .....	<b>11</b>
<b>Figure 4 Evolution des concentrations moyennes d'ammoniac et de PM10 sur les stations de mesure</b> .....	<b>12</b>
<b>Figure 5 Comparaison des concentrations d'ammoniac sur le bassin lyonnais</b> .....	<b>12</b>
<b>Figure 6 Comparaison des concentrations d'ammoniac Bassin de Valence</b> .....	<b>12</b>
<b>Figure 7 Comparaison des concentrations d'ammoniac sur le secteur de Bourg-en-Bresse</b> .....	<b>13</b>
<b>Figure 8 Comparaison des concentrations d'ammoniac sur le secteur d'Auvergne</b> .....	<b>13</b>
<b>Figure 9 Evolution temporelle de janvier à juillet 2017</b> .....	<b>14</b>
<b>Figure 10 Evolution des concentrations d'ammoniac sur le site Plateau de Bonnevaux du 18 au 27 avril 2017</b> .....	<b>15</b>
<b>Figure 11 Evolution des concentrations d'ammoniac sur le site plateau de Bonnevaux du 11 au 21 mars 2017</b> .....	<b>16</b>
<b>Figure 12 Evolution de NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sur la station de Lyon centre sur la période d'étude</b> .....	<b>17</b>
<b>Figure 13 Evolution NH<sub>3</sub> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de mi-février à mi-mars</b> .....	<b>17</b>
<b>Figure 14 : Schéma de couplage des modèles WRF et CHIMERE mis en œuvre par Atmo Auvergne-Rhône-Alpes pour la modélisation à échelle régionale</b> .....	<b>19</b>

Figure 15 - Concentration moyenne d'ammoniac modélisée par CHIMERE du 1er janvier au 30 juin 2017.....	20
Figure 16 – Comparaison modèle CHIMERE et mesures tubes des concentrations d’ammoniac (moyenne hebdomadaire en $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) .....	22
Figure 17- Carte de la moyenne des écarts model mesures de NH3 (stations fixe + tubes) sur la moyenne jour (station) et moyenne hebdomadaire pour les tubes .....	23
Figure 18 – Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaire des concentrations d’ammoniac mesurées et issus du modèle Chimère à Lyon Centre (du 1 <sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017) .....	24
Figure 19- Concentration moyenne jour d’ammoniac mesurée et modélisées à Lyon Centre .....	24
Figure 20 – Concentration d’ammoniac en moyenne journalière mesurée et modélisée par CHIMERE du 1 <sup>er</sup> janvier 2017 au 30 juin 2017 au Plateau de Bonneveaux .....	25
Figure 21 - Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaires des concentrations d’ammoniac mesurées et issus du modèle Chimère au Plateau de Bonneveaux (du 1 <sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017) .....	25
Figure 22 - Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaire des concentrations d’ammonium mesurées et concentrations en équivalent ammonium du modèle Chimère à Lyon Centre sur la partie PM1 (du 1 <sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017) .....	27
Figure 23 – Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaires des concentrations de nitrate mesurées et concentrations en équivalent nitrate du modèle Chimère à Lyon Centre sur la partie PM1 (du 1 <sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017) .....	27
Figure 24 - Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaires des concentrations de sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) mesurées et concentrations en équivalent sulfate du modèle Chimère à Lyon Centre sur la partie PM1 (du 1 <sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017) .....	28
Figure 25 – Profils moyen horaire des concentrations modélisées CHIMERE des espèces NH3, HNO3, pH2SO4, pNH3, pHNO3, des phases aqueuses H2SO4AQ, NH3AQ, HNO3AQ et des dépôts deptot_H2SO4, deptot_NH3, deptot_HNO3 du 1 <sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017 à Lyon Centre.....	29
Figure 26 – Profils moyens horaire par mois de la masse des concentrations de l’espèce BCAR (1 <sup>ère</sup> couche du modèle), des émissions (BCAR_fin sur tout le volume du domaine), de la phase aqueuse (BCAR AQ) et du dépôt (deptot_BCAR). Profils du 1 <sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017. ....	30
Figure 27 - Profils moyens horaire de la masse des concentrations de l’espèce BCAR (1 <sup>ère</sup> couche du modèle), des émissions (BCAR_fin sur tout le volume du domaine), de la phase aqueuse (BCAR AQ) et du dépôt (deptot_BCAR) .....	30
Figure 28 – Profil moyen horaire de la vitesse du vent à 10 m modélisée et observée et hauteur de la couche limite du modèle WRF pour la période du 1 <sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017. Moyenne sur toutes les stations d’observations météo de Rhône Alpes (46 stations Météo France) .....	31
Figure 29 - Masse des concentrations de l’espèce BCAR (1 <sup>ère</sup> couche du modèle), des émissions (BCAR_fin sur tout le volume du domaine), de la phase aqueuse (BCAR AQ) et du dépôt (deptot_BCAR) du 13 au 16 janvier 2017 .....	32
Figure 30 - Vitesse du vent à 10 m modélisée et observée et hauteur de la couche limite du modèle WRF pour la période du 13 au 16 janvier 2017. Moyenne sur toutes les stations d’observations météo de Rhône Alpes (46 stations Météo France) .....	32
Figure 31- Profils moyens horaire de la masse des concentrations des espèces NH3, pNH3, HNO3, pHNO3, pH2SO4 (1 <sup>ère</sup> couche du modèle), des émissions (NH3, H2SO4_fin) sur tout le volume du domaine, la phase aqueuse (NH3AQ, H2SO4AQ, HNO3AQ) et du dépôt (deptot_NH3, deptot_H2SO4, deptot_HNO3) du 1 <sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017.....	33
Figure 32 – Concentration moyenne journalière d’ammoniac à Lyon Centre entre le scénario de référence, le scénario avec coupure des émissions liées aux épandages et les mesures.....	35

**Figure 33- Concentration moyenne horaire de PM10 à Lyon Centre entre le scénario de référence, le scénario avec coupure des émissions liées aux épandages et les mesures .....35**

**Figure 34 – Carte des différences de concentrations sur la moyenne horaire des PM10 entre le calcul référence et le scénario de coupure des émissions de NH<sub>3</sub> pour la période du 12 au 22 mars 2017 ..36**

**Figure 35 – Nombre de jours de dépassement des concentrations de PM10 (seuil à 50 µg.m<sup>-3</sup>) du calcul référence (haut à gauche), scénario (haut à droite) et différence entre le calcul référence et scénario.....37**

# 1. Contexte et introduction

La région Auvergne-Rhône-Alpes est régulièrement touchée par des **épisodes de pollution aux particules, notamment en fin d'hiver et au début du printemps**. Lors de ces épisodes, le **nitrate d'ammonium** formé principalement à partir des émissions agricoles d'ammoniac et des oxydes d'azote émis majoritairement par le trafic routier représente une part importante des particules PM10.

Depuis 2015, les travaux se sont renforcés en Auvergne-Rhône-Alpes pour améliorer les connaissances sur l'ammoniac à plusieurs niveaux :

- **Mesure des concentrations** dans l'air grâce à l'acquisition de deux appareils de mesure en continu<sup>1</sup>.
- Raffinement de l'**estimation des émissions et de leur répartition temporelle**<sup>2 3</sup>.

L'intégration des nouveaux profils temporels dans le modèle de prévision de la qualité de l'air sur le domaine Auvergne-Rhône-Alpes avait **montré un impact positif de ces modifications**, allant dans le sens attendu : augmentation des concentrations modélisées de NH<sub>3</sub> et de particules PM10 au printemps<sup>2</sup>.

Afin de compléter ces premiers travaux, la présente étude avait pour objet :

- L'acquisition de mesures complémentaires d'ammoniac dans différents secteurs de la région afin de mieux connaître la dynamique atmosphérique de ce polluant et d'étoffer les comparaisons avec le modèle.
- L'estimation de l'impact des émissions de NH<sub>3</sub> sur les concentrations modélisées de PM10 en testant un scénario de coupure.

Ce rapport présente en première partie les mesures complémentaires mises en place, puis en deuxième partie les travaux réalisés en modélisation.

---

<sup>1</sup> Air Rhône-Alpes (2016) Mesure de l'ammoniac dans l'air

<sup>2</sup> Atmo Auvergne Rhône-Alpes (2017) Amélioration des connaissances sur la répartition temporelle des émissions d'ammoniac

<sup>3</sup> Air Rhône-Alpes (2016) Amélioration de l'estimation des émissions agricoles



## 2. Les mesures d'ammoniac

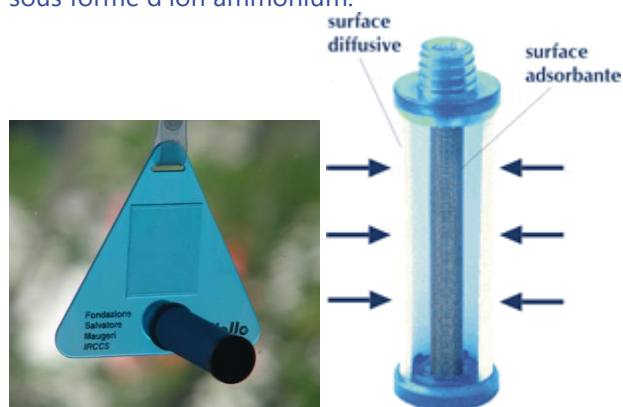
### 2.1. Méthodologie

Les premières mesures d'ammoniac en région Auvergne-Rhône-Alpes ont été réalisées à partir d'avril 2015 à l'aide d'un analyseur en continu sur la station de Saint Exupéry<sup>1</sup>. En 2016, des mesures par tubes à diffusion passive ont été réalisées sur quelques points de la région, en lien avec une étude menée par Airparif.

Pour réaliser cette étude visant notamment à augmenter le nombre de points de comparaison modèle-mesures, le dispositif principal de mesures était fondé sur la métrologie par tubes à diffusion passive afin de pouvoir disposer d'un plus grand nombre de points de mesures simultanés.

#### ***Focus sur le principe de mesure***

Les tubes à diffusion passive de marque Radiello pour le NH<sub>3</sub> sont constitués d'une cartouche en polyéthylène microporeux imprégné d'acide phosphorique (surface adsorbante) et d'un corps diffusif. L'ammoniac est piégé sous forme d'ion ammonium.



Les tubes sont exposés pendant une période d'une semaine puis envoyés pour analyse en laboratoire.

Douze sites ont fait l'objet de mesures sur la région Auvergne-Rhône-Alpes (cf. annexe1), avec des typologies différentes (urbain/rural/trafic). Sur les bassins de Lyon et Valence, trois points ont été disposés de typologie trafic, urbain et périurbain ou rural.

Par ailleurs, les deux **appareils de mesure en continu PICARRO** ont été disposés en parallèle sur les sites de :

- **Lyon Centre** : site urbain de référence, disposant également de la mesure de l'ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup> par ACSM.
- **Plateau de Bonnevaux** : site rural en Isère.

Les mesures ont été réalisées sur **un pas de temps hebdomadaire sur une durée de 8 semaines du 13 février au 10 avril 2017**. Cette période de l'année est habituellement la plus favorable à un épisode de pollution lié au nitrate d'ammonium.

## 2.2. Résultats

### 2.2.1 Qualité de l'air pendant la période février-mars 2017

La période de mesures de février à avril 2017 n'a pas été marquée par un épisode de pollution majeur, contrairement au mois de janvier où des concentrations élevées de PM10 ont été observées, avec une part non négligeable de nitrate d'ammonium (à noter que cet épisode de janvier 2017 a surpris par sa précocité). Pendant la période de mesures, une hausse des concentrations de particules PM10 a cependant été observée pendant la semaine du 13 février puis pendant la semaine du 13 mars où quelques dépassements du seuil d'information de  $50 \mu\text{g.m}^{-3}$  ont été constatés.

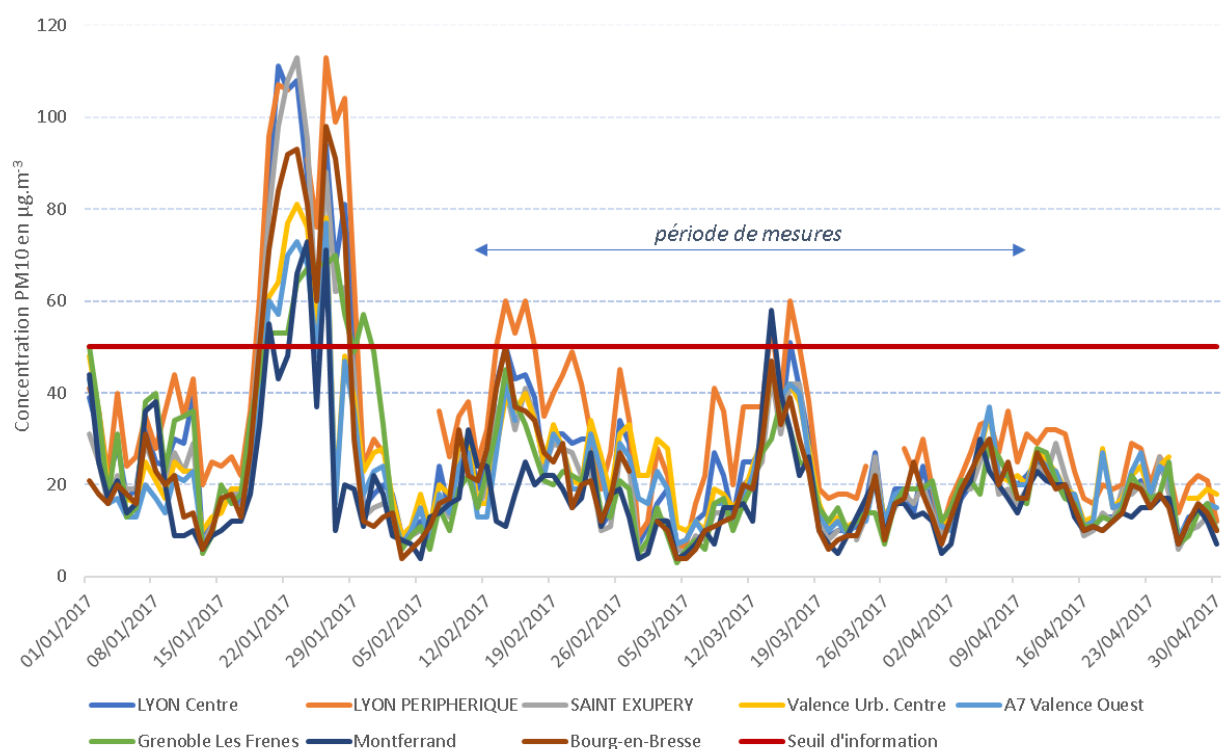


Figure 1 Concentrations de PM10 de janvier à avril 2017 sur quelques stations de référence

### 2.2.2 Résultats des mesures

#### Comparaison analyseurs-tubes

La réalisation en parallèle sur deux sites de mesures par tubes à diffusion passive et à l'aide d'un analyseur en continu permet de comparer les concentrations obtenues avec les deux méthodes.

La Figure 2 montre que **les tubes à diffusion passive utilisés sous-estiment les concentrations de  $\text{NH}_3$  par rapport à l'analyseur PICARRO**. La corrélation entre les deux méthodes dans la gamme de mesures est de 0,78.

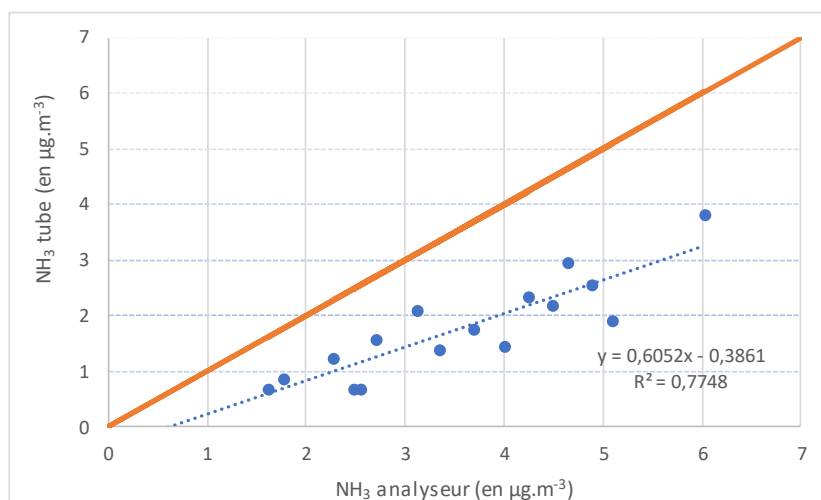


Figure 2 Comparaison des concentrations obtenues par tubes à diffusion passive et à l'aide de l'analyseur PICARRO

## Mesures hebdomadaires

→ La Figure 3 présente **les concentrations moyennes** obtenues sur les 12 sites de mesure.

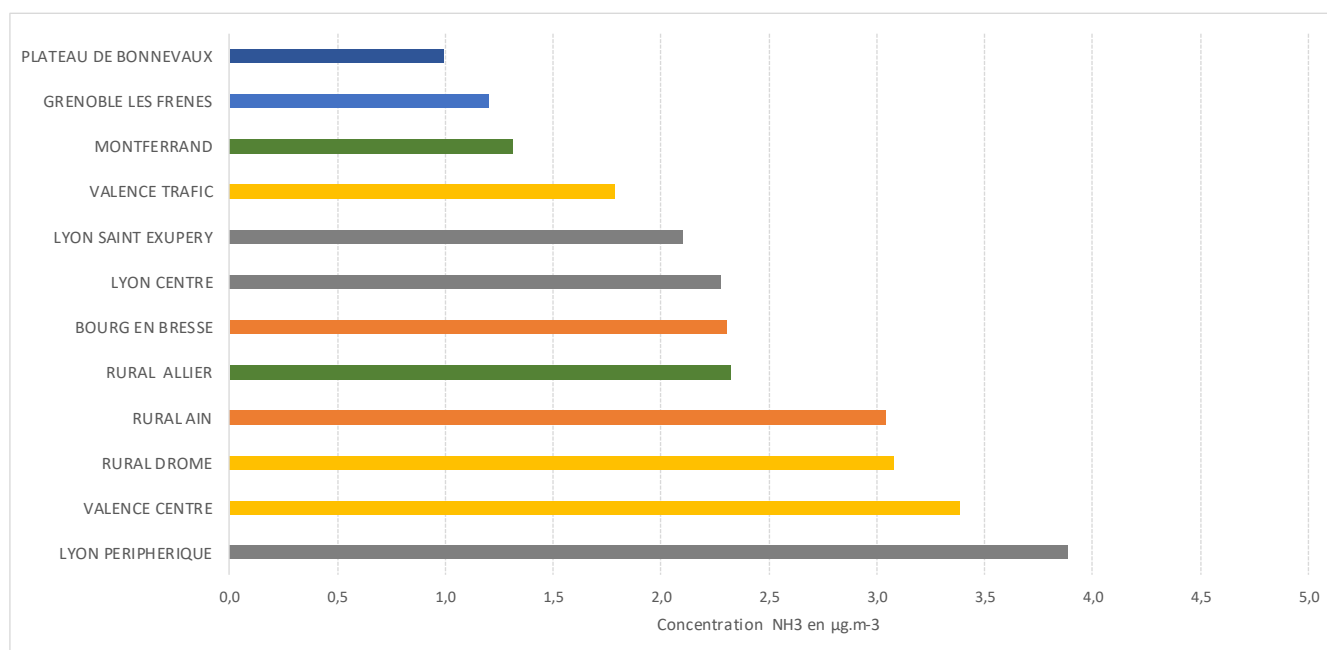


Figure 3 Moyenne de NH<sub>3</sub> par site pendant la période de février à avril 2017

Les moyennes mesurées sur la période pour l'ammoniac **varient d'environ 1 µg.m<sup>-3</sup> à environ 4 µg.m<sup>-3</sup>**. La moyenne obtenue sur la station trafic « Lyon Périphérique » est la plus élevée. Ce résultat n'était pas attendu a priori, l'inventaire d'émissions d'ammoniac d'Auvergne-Rhône-Alpes indiquant 98% de contribution du secteur agriculture et seulement 0,7% du transport routier. Suite à cette étude, l'analyseur PICARRO situé à Plateau de Bonnevaux a été déplacé à Lyon Périphérique afin de mieux comprendre les variations sur ce site.

→ La Figure 4 présente l'évolution temporelle des concentrations moyennes d'ammoniac et de PM10 sur la période de février à avril. Sur cette période, les niveaux moyens de ces polluants semblent évoluer de manière assez similaire globalement, traduisant probablement l'impact des conditions météorologiques. Toutefois, la semaine du 13 mars pour laquelle les niveaux d'ammoniac sont les plus élevés, présentent des concentrations de PM10 inférieures à début février.

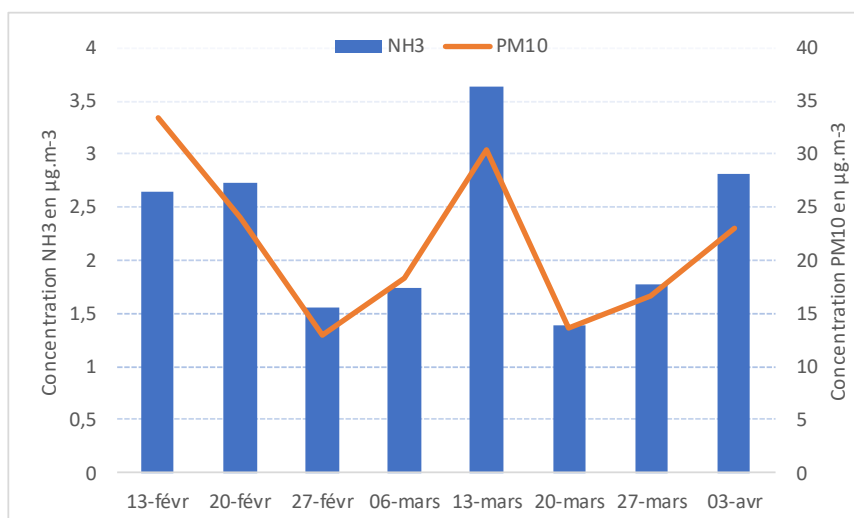


Figure 4 Evolution des concentrations moyennes d'ammoniac et de PM10 sur les stations de mesure

### → Comparaison des niveaux de NH<sub>3</sub> par secteur

Sur les agglomérations de Valence et Lyon, les mesures ont été réalisées sur des sites de typologies différentes (urbain – trafic – périurbain/rural).

Sur le secteur du bassin lyonnais, les résultats issus de la station trafic en bordure du périphérique sont systématiquement plus élevés que ceux des 2 autres stations qui présentent des niveaux similaires (cf. Figure 5). Sur le bassin de Valence au contraire, les données de la station trafic sont systématiquement inférieures à celles des 2 autres (cf. Figure 6).

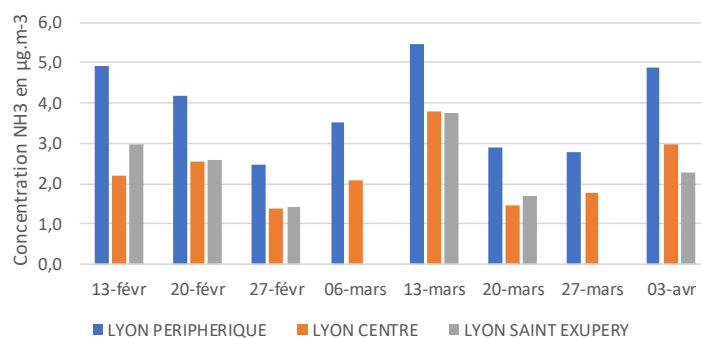


Figure 5 Comparaison des concentrations d'ammoniac sur le bassin lyonnais

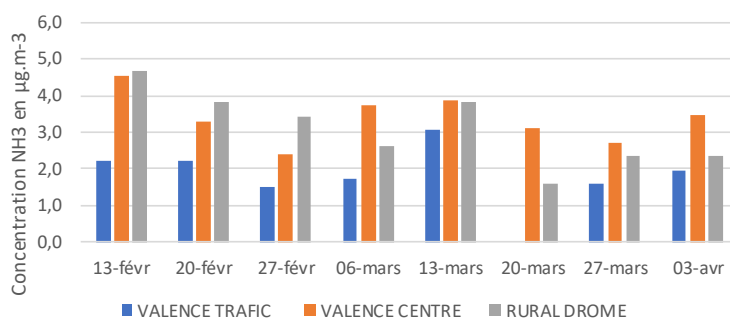


Figure 6 Comparaison des concentrations d'ammoniac Bassin de Valence

Sur le secteur de Bourg-en-Bresse, les 2 stations rurale et urbaine semblent présenter des niveaux similaires sur les 3 premières semaines, puis la station rurale enregistre des taux supérieurs à celle de Bourg-en-Bresse, à partir de début mars (cf. Figure 7).

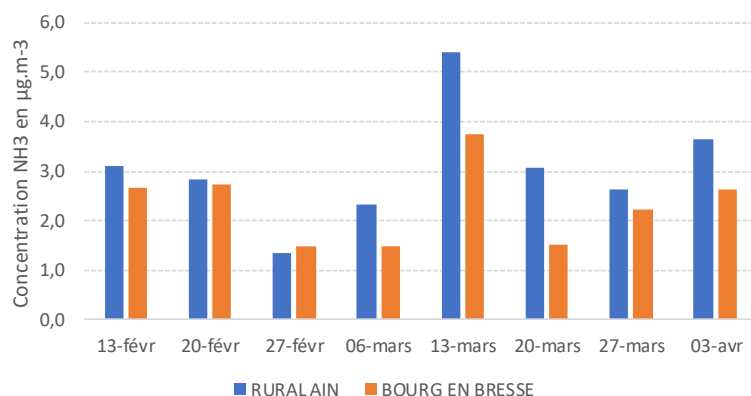


Figure 7 Comparaison des concentrations d'ammoniac sur le secteur de Bourg-en-Bresse

Le site rural dans l'Allier présente des concentrations supérieures ou environ égales au site urbain auvergnat.

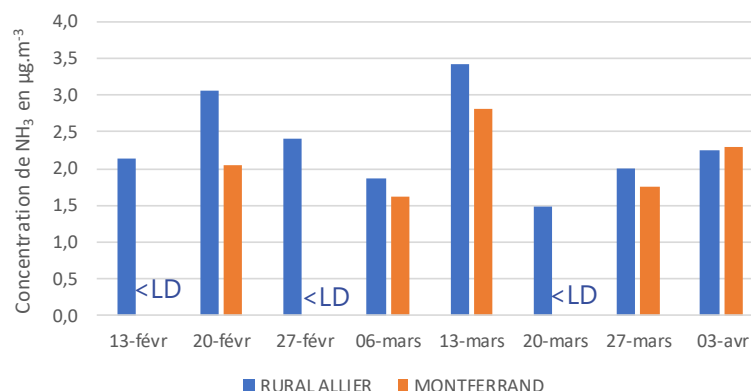


Figure 8 Comparaison des concentrations d'ammoniac sur le secteur d'Auvergne

### 2.2.3. Mesures en continu

Les mesures réalisées avec les deux appareils en continu permettent d'obtenir des informations complémentaires aux mesures par tubes, sur les évolutions horaires et sur une période plus longue que les mesures par tubes à diffusion passive.

#### Evolution temporelle sur le 1<sup>er</sup> semestre 2017

Sur le site de Lyon Centre, l'analyseur PICARRO a été installé fin 2015. Pour la seconde partie de l'étude, la période du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017 est retenue.

La Figure 9 présente l'évolution temporelle des concentrations d'ammoniac obtenues grâce aux analyseurs en continu installés sur la station de Lyon Centre et sur la station rurale du Plateau de Bonnevaux. Les résultats de Lyon Saint Exupéry en début d'année 2017 sont également présentés en complément.

A Lyon Centre, **les concentrations les plus élevées d'ammoniac sont observées en juin**, ces résultats rejoignent ceux observés l'année précédente à Lyon Saint Exupéry. Ce phénomène pourrait être lié aux apports d'engrais sur les cultures de maïs.

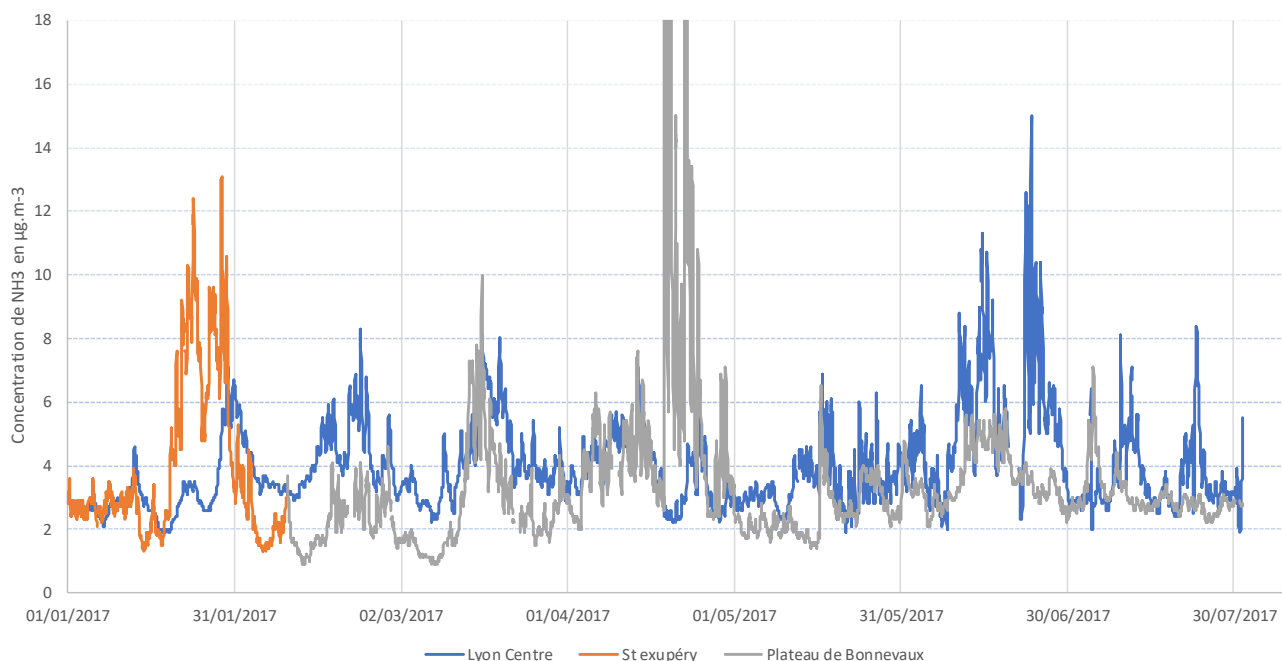


Figure 9 Evolution temporelle de janvier à juillet 2017

## Observations spécifiques sur le plateau de Bonnevaux

Les mesures réalisées sur le plateau de Bonnevaux en zone rurale de février à septembre 2017 présentent des niveaux assez faibles et de manière générale inférieurs à ceux observés sur le site de Lyon Centre en zone urbaine. Deux périodes particulières sont à remarquer :

### - Du 18 au 26 avril 2017

Lors de cette période, des niveaux très élevés par rapport à la moyenne sont observés sur le site du Plateau de Bonnevaux. Un pic à plus de  $200 \mu\text{g.m}^{-3}$  en moyenne horaire a été relevé le 18 avril dans l'après-midi, les 3 jours suivants de nouvelles augmentations sont observées, qui semblent corrélées à la température, puis à nouveau une nouvelle hausse brusque pendant la nuit du 22 avril, suivie de concentrations plus élevées évoluant de manière similaire à la température.

Cette étude ne comprenait pas d'enquêtes de terrain sur les épandages, toutefois un passage sur site permis de relever une odeur de fertilisants organiques le 19 avril.

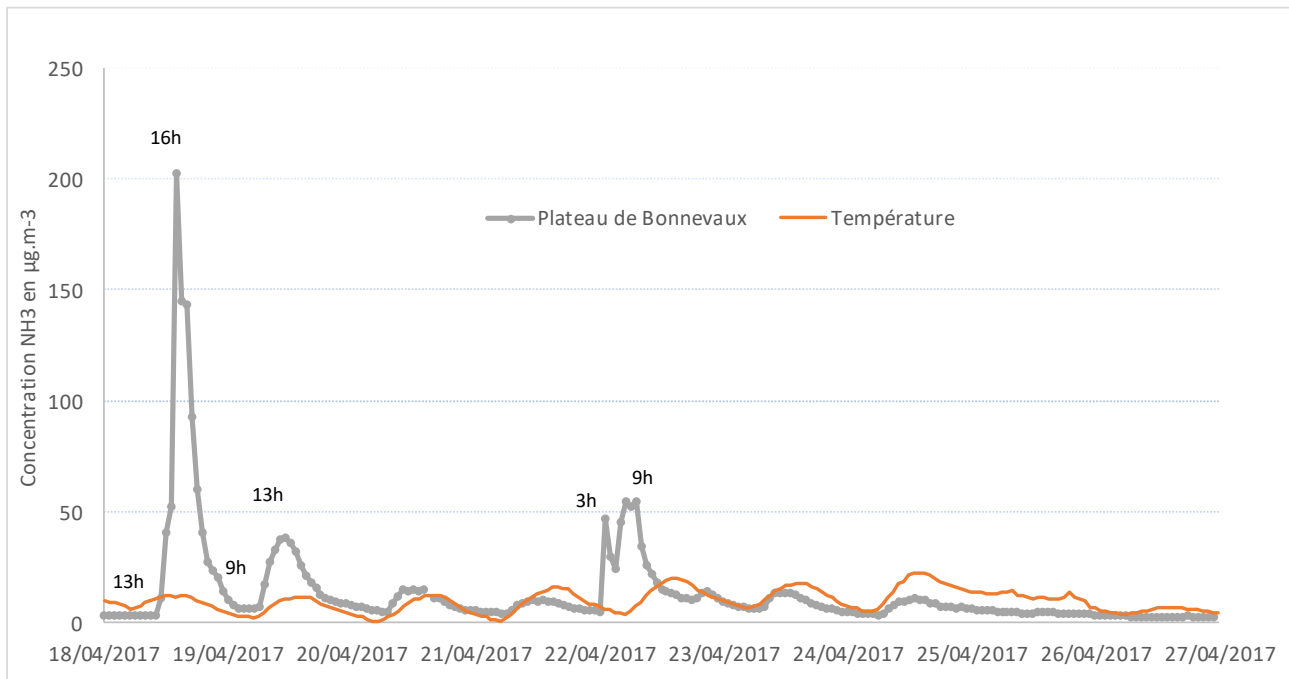


Figure 10 Evolution des concentrations d'ammoniac sur le site Plateau de Bonnevaux du 18 au 27 avril 2017

Ces observations montrent la variabilité des concentrations d'ammoniac à proximité d'épandages. La décroissance des concentrations tend à rejoindre les éléments du rapport sur la répartition temporelle des émissions faisant mention d'une durée de 48 h après épandage pour les émissions de fertilisants organiques. Cette variabilité est difficile à retranscrire dans les émissions injectées dans le modèle de dispersion puisque les émissions de  $\text{NH}_3$  théoriques sont réparties pour chaque mois, sans descendre à une échelle temporelle plus fine (cf. chapitre modélisation). En effet, la méthode utilisée pour l'établissement des profils temporels, basée sur des périodes théoriques d'épandage en fonction des cultures, ne permet pas de descendre en dessous du mois.

#### ➤ Du 11 au 21 mars 2017

La période du 13 au 20 mars est celle où les niveaux maximaux ont été relevés sur les mesures par tube à diffusion passive. A cette période, on observe une montée progressive des niveaux d'ammoniac sur le site Plateau de Bonnevaux puis une hausse plus marquée dans la nuit du 13 au 14 mars. Contrairement au cas présenté ci-dessus d'un impact d'émissions très locales, cette hausse pourrait traduire un import de polluant.

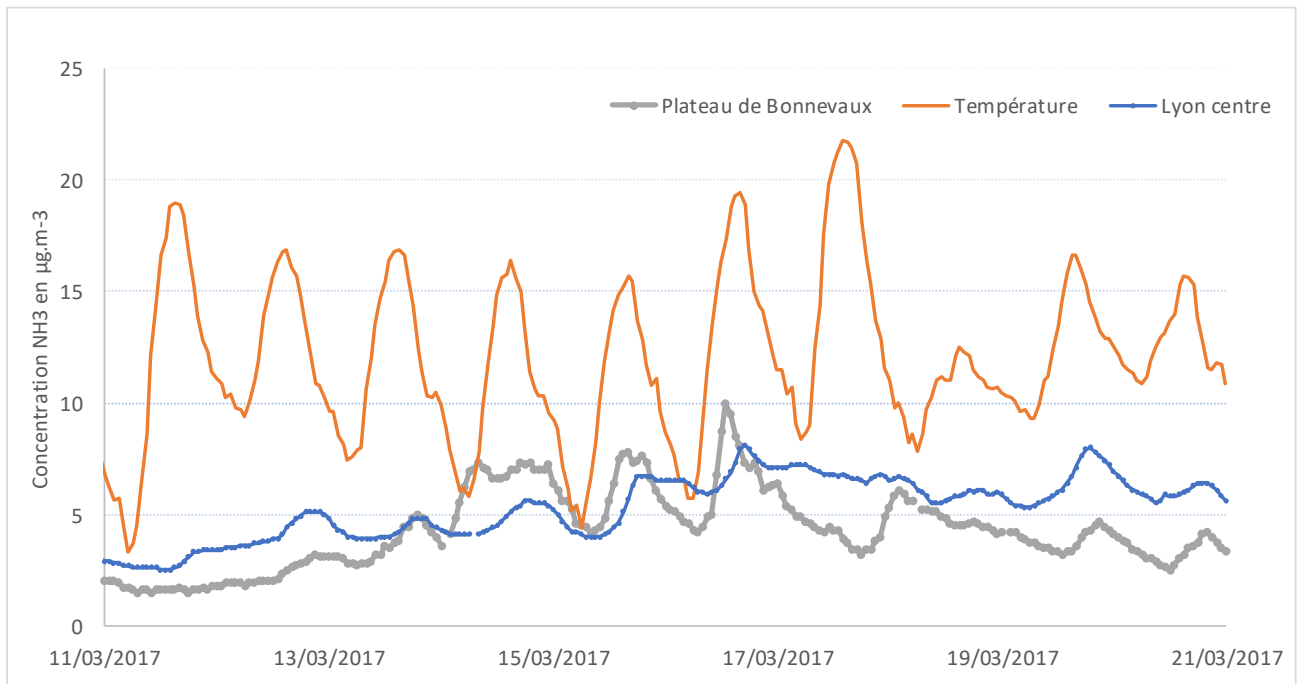


Figure 11 Evolution des concentrations d'ammoniac sur le site plateau de Bonnevaux du 11 au 21 mars 2017

## Comparaison avec le nitrate d'ammonium

Sur le site de Lyon Centre, un ACSM permet de mesurer les ions nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) et ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dans les particules PM1. Ces données sont utilisées pour estimer la part de nitrate d'ammonium dans les PM10.

**L'ACSM** (Aerosols Chemical Speciation Monitor) est un spectromètre de masse pour aérosol qui permet l'analyse en continu des composantes chimiques majeures des particules en PM1, c'est-à-dire d'un diamètre inférieur à 1  $\mu\text{m}$ . Cet instrument est fabriqué et commercialisé par Aerodyne Research situé près de Boston. Cet appareil permet de mesurer les espèces majoritaires entrant dans la composition chimique des particules : la matière organique (Org) et les principaux anions/cations : Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), Chlorures ( $\text{Cl}^-$ ).

L'aérosol est échantillonné à 3 litres/min au travers d'une tête PM2.5, puis coupé en PM1 à travers une lentille qui focalise le flux de particules submicroniques (200-400 nm) sous vide vers l'ioniseur chauffé à 600°C. Les particules non réfractaires sont vaporisées et ionisées. Les fragments obtenus sont séparés et les signaux électriques amplifiés. Une table de fragmentation est utilisée pour remonter aux espèces chimiques.

Les évolutions d'ammoniac et de nitrate d'ammonium sous forme particulaire peuvent être comparées (cf. Figure 12). Les concentrations d'ammoniac sur la période de mesures montrent une moins grande variabilité que les espèces nitrate et ammonium.



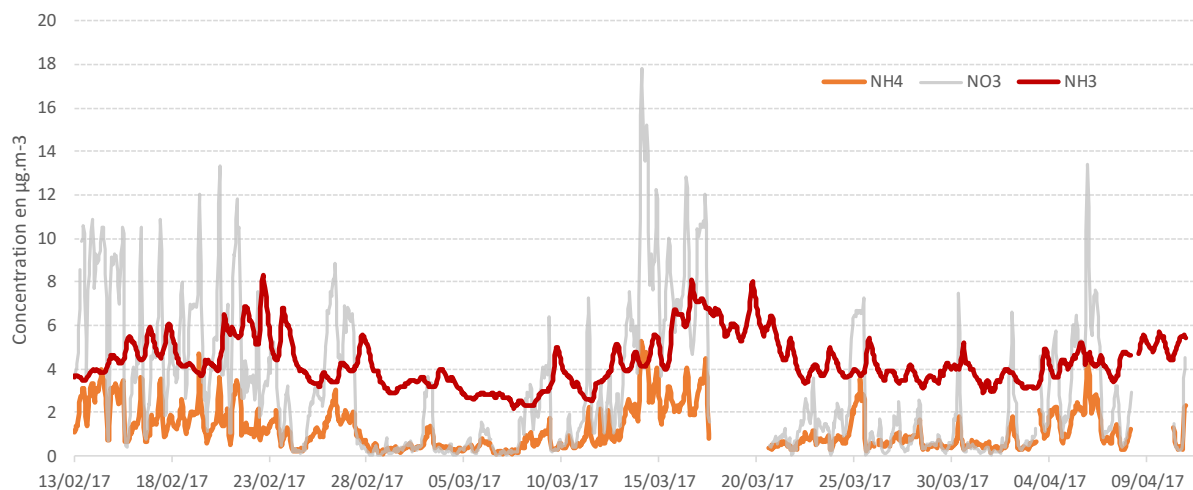


Figure 12 Evolution de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$  sur la station de Lyon centre sur la période d'étude

De mi-février à mi-mars, notamment les 15, 16 et 17 février, sur Lyon Centre, on peut observer un pic de  $\text{NH}_4^+$  en fin de matinée, alors que les concentrations d'ammoniac augmentent plus tard jusqu'à la fin de la soirée.

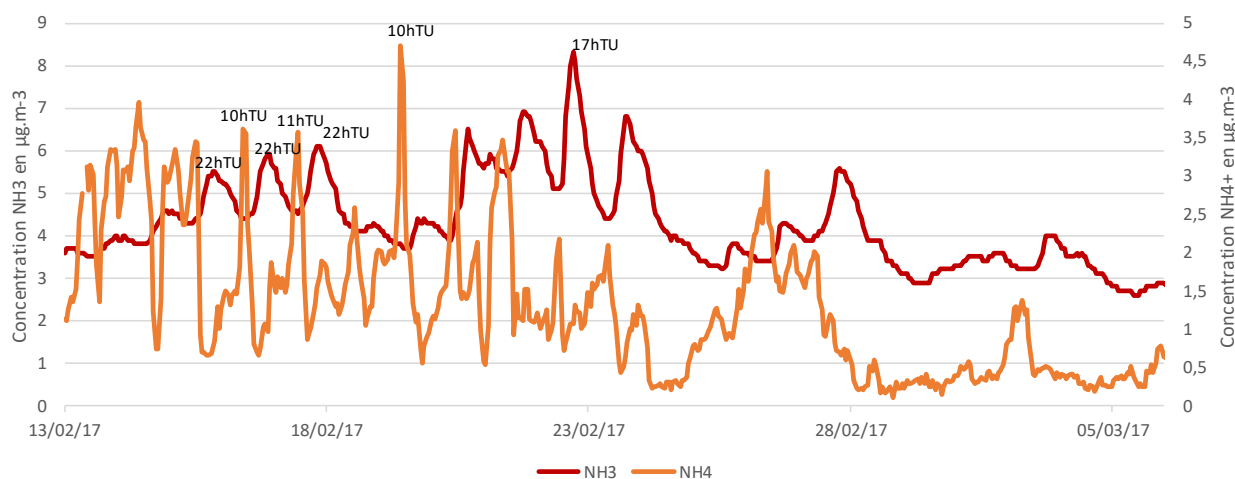


Figure 13 Evolution  $\text{NH}_3$  et  $\text{NH}_4^+$  de mi-février à mi-mars

## 2.2.4 Synthèse des mesures

Avant cette étude, peu de mesures étaient disponibles en région Auvergne-Rhône-Alpes sur le polluant ammoniac. La combinaison de deux méthodes de mesures, analyseurs en continu et tubes à diffusion passive, a permis d'améliorer les connaissances, tout en soulevant des interrogations.

Les mesures par tubes à diffusion passive ont permis de multiplier les points de mesure, toutefois la comparaison avec l'analyseur sur les deux sites disponibles fait apparaître une sous-estimation par cette méthode.

Les mesures en continu ont permis de montrer que :

- Sur Lyon Centre, la période présentant les concentrations d'ammoniac les plus élevées se situent en juin.
- Les concentrations d'ammoniac en proximité d'épandage peuvent être beaucoup plus élevées que le niveau de fond, cet impact semblant limité dans le temps.

- Les concentrations d'ammoniac et d'ammonium sur Lyon Centre présentent des dynamiques différentes.

Les mesures par tubes à diffusion passive permettent d'obtenir des indications sur la répartition spatiale des concentrations.

- Les concentrations moyennes les plus basses sont observées à Grenoble Les Frênes, Plateau de Bonnevaux et Montferrand.
- Sur un même secteur, le site rural présente généralement des concentrations plus élevées.
- Le site trafic de Lyon Périphérique présente la concentration moyenne maximale, alors que sur le secteur de Valence le site trafic ne présente pas de concentrations supérieures aux autres.

## 3. Modélisation

Comme indiqué en introduction, la présente étude avait pour objet :

- L'acquisition de mesures complémentaires d'ammoniac dans différents secteurs de la région afin d'une part de mieux connaître ce polluant, d'autre part de réaliser des comparaisons modèle-mesures non disponibles jusqu'alors.
- L'estimation de l'impact des émissions de NH<sub>3</sub> sur les concentrations modélisées en réalisant un scénario de « coupure ».

Ces éléments sont décrits successivement dans ce chapitre. Les principes de modélisation sont exposés dans le premier paragraphe.

### 3.1 Principes de modélisation

#### Configuration de calcul modélisation :

Le principe de modélisation de transport atmosphérique à l'échelle régionale repose sur une prise en compte séparée des phénomènes à l'échelle globale (>50km) et aux échelles régionales (entre 50km et 1km) appelées aussi méso-échelle. Pour ce faire, on utilise deux modèles que l'on couple : les données de sortie de l'un deviennent des données d'entrées de l'autre. Dans cette étude, le modèle WRF<sup>4</sup> a été utilisé pour calculer les champs météorologiques (vent, température, pression etc...). Les sorties du modèle WRF sont ensuite utilisées pour alimenter le modèle de dispersion atmosphérique CHIMERE<sup>5</sup>. **Les modèles WRF et CHIMERE (version 2017r4) ont été mis en œuvre à une résolution horaire et à l'échelle 3km sur tout le domaine de la région Auvergne-Rhône-Alpes pour la période du 1<sup>er</sup> janvier 2017 au 30 juin 2017.** La configuration des paramètres physiques et des grilles de calcul est identique à la configuration des cartographies annuelles réalisées chaque année par Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

---

<sup>4</sup> WRF : National Center for Atmospheric Research <http://www.wrf-model.org/>

<sup>5</sup> CHIMERE : Institut Pierre-Simon Laplace, INERIS, CNRS  
<http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/chimere.php>

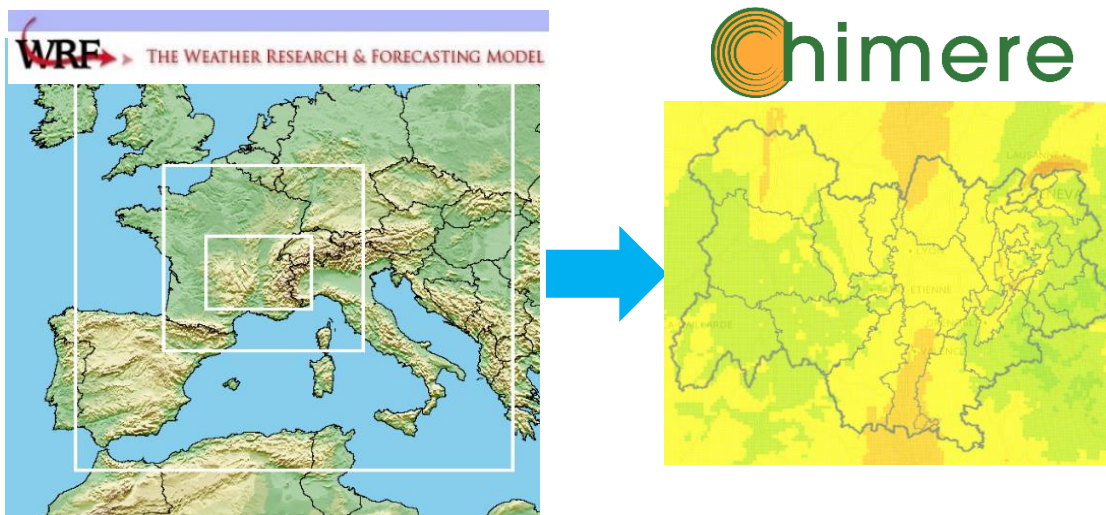


Figure 14 : Schéma de couplage des modèles WRF et CHIMERE mis en œuvre par Atmo Auvergne-Rhône-Alpes pour la modélisation à échelle régionale

En plus des conditions météorologiques, le modèle CHIMERE a besoin des quantités des émissions de polluant par maille et par heure de simulation. Pour moduler les quantités des émissions de manière horaire, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes utilise une méthode spécifique décrit dans le rapport publié en 2017<sup>6</sup>. Les simulations présentées utiliseront les dernières mises à jour des profils de modulation des émissions agricoles présentées dans ce rapport ainsi que le cadastre associé.

Dans un premier temps, **la modélisation du 1<sup>er</sup> janvier 2017 au 30 juin 2017 est comparée aux mesures disponibles sur la région Auvergne-Rhône-Alpes**. La comparaison modèle/mesures est focalisée sur toutes les mesures d'ammoniac (analyseur et tubes) disponibles pendant la période ainsi que sur les mesures de l'ACSM (éléments chimiques présents sur les particules) de la station Lyon Centre. Cette étape permet d'évaluer la pertinence, la qualité et les défauts des modélisations proposées.

Dans un second temps, **l'interprétation d'un scénario de coupure des émissions des épandages de fertilisants organiques et minéraux est présentée** et permet de montrer l'impact d'un tel scénario sur les concentrations de PM10. Seule cette catégorie d'émissions est supprimée car le dispositif préfectoral prévoit en cas de niveau d'alerte N2 l'interdiction de ces activités.

## 3.2 Résultats

### 3.2.1 Répartition spatiale des concentrations de NH<sub>3</sub> du 1er janvier au 30 juin 2017

La Figure 15 permet de visualiser la répartition spatiale moyenne des concentrations de NH<sub>3</sub> du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017. Cette figure montre que les concentrations sont plus importantes dans les zones rurales comme le département de l'Allier, du Puy-de-Dôme ou encore dans l'axe de la vallée du Rhône avec des niveaux plus importants dans l'Ain, la Drôme et l'Isère. Les concentrations aux bords du domaine sont relativement faibles. Ce contraste est expliqué par la source de données des émissions hors région Auvergne-Rhône-Alpes qui proviennent du modèle EMEP. En effet, le cadastre EMEP recense des émissions plusieurs ordres de grandeurs inférieures au cadastre interne à la région.

A noter aussi que **l'impact des émissions d'ammoniac n'est pas très étendu** puisque les concentrations passent en dessous de 1 µg.m<sup>-3</sup> dès que l'on s'éloigne des sources hors région.

<sup>6</sup> Atmo Auvergne Rhône-Alpes (2017) Amélioration des connaissances sur la répartition temporelle des émissions d'ammoniac

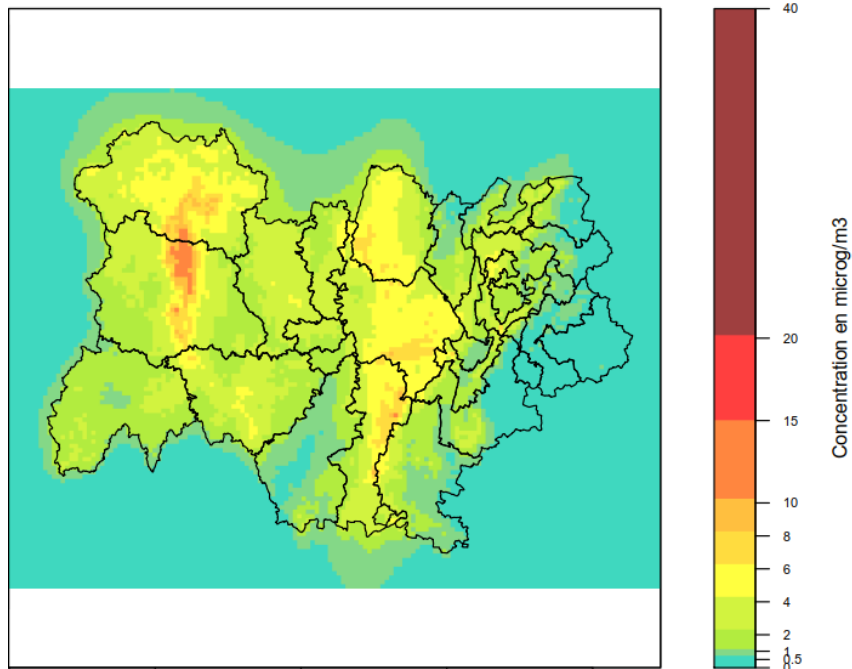


Figure 15 - Concentration moyenne d'ammoniac modélisée par CHIMERE du 1er janvier au 30 juin 2017

### 3.2.2 Comparaison modèle-mesures

#### Comparaison modèle-mesures NH<sub>3</sub> du 1er janvier 2017 au 30 juin 2017 :

Le Tableau 1 résume l'ensemble des résultats statistiques de la comparaison modèle-mesures établies sur les critères suivants :

- MB (Mean Bias) ou biais moyen défini par :

$$MB = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\text{Concentrations modélisées}_i - \text{Concentrations observées}_i)$$

- MGE (Mean Gross Error) ou biais moyen absolu défini par :

$$MGE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |\text{Concentrations modélisées}_i - \text{Concentrations observées}_i|$$

- RMSE (Root Mean Square Error) ou moyenne des écarts quadratiques défini par :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\text{Concentrations modélisées}_i - \text{Concentrations observées}_i)^2}$$

- r : coefficient de corrélation défini par :

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (C_{mod_i} - \overline{C_{mod}})(C_{obs_i} - \overline{C_{obs}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (C_{mod_i} - \overline{C_{mod}})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (C_{obs_i} - \overline{C_{obs}})^2}}$$

Site de mesures	Nb échantillons	MB	MGE	RMSE	r
TUBE NH3 GRENOBLE LES FRENES	8,0	0,3	0,9	1,1	-0,1
TUBE NH3 LYON PERIPHERIQUE	8,0	2,5	3,0	3,7	0,2
LYON-Centre	4274,0	-1,2	3,4	4,5	0,1
Plateau-de-Bonnevaux	3272,0	3,2	6,0	10,6	-0,1
TUBE NH3 BOURG EN BRESSE	8,0	2,7	2,8	3,4	0,2
TUBE NH3 LYON CENTRE	8,0	2,7	2,9	3,6	-0,2
TUBE NH3 RURAL AIN	8,0	7,2	7,2	8,7	0,0
TUBE NH3 VALENCE CENTRE	8,0	5,0	5,0	5,9	0,6
TUBE NH3 CLERMONT FERRAND	8,0	4,4	4,4	4,9	0,6
TUBE NH3 LYON SAINT EXUPERY	7,0	9,5	9,5	10,7	0,5
TUBE NH3 VALENCE TRAFIC	8,0	6,5	6,5	7,3	0,1
TUBE NH3 RURAL DROME	8,0	13,6	13,6	14,5	0,5
TUBE NH3 PLATEAU DE BONNEVAUX	8,0	8,4	8,4	9,4	-0,2
TUBE NH3 RURAL ALLIER	8,0	17,8	17,8	18,8	0,0
Moyenne	545,8	5,9	6,5	7,7	0,1

Tableau 1 – scores statistiques de comparaison modèle-mesures des concentrations d’ammoniac (analyseurs et tubes)

Ce tableau de résultats permet d’estimer la tendance générale du modèle par rapport aux mesures. Ces résultats montrent principalement que :

- Le **modèle surestime les concentrations de NH<sub>3</sub>** car le biais moyen est positif et du même ordre de grandeur que le biais absolu pour la majorité des sites de mesures
- La **corrélation est inférieure à 0,5 pour la plupart des sites de mesures** sauf pour Valence Centre, Clermont-Ferrand, Saint-Exupéry et Rural Drôme ce qui montre que la variation des concentrations n’est pas en bon accord entre la mesure et la modélisation.

Le modèle surestime les concentrations de NH<sub>3</sub> sur toutes les mesures tubes (voir Tableau 1 et Figure 16). Bien que les mesures par tubes passifs soient sous-estimées par rapport à l’analyseur PICARRO, la Figure 16 montre des surestimations beaucoup plus importantes (jusqu’à 28 µg.m<sup>-3</sup> en concentration modélisée pour environ 2 µg.m<sup>-3</sup> en concentration mesurée) qui dépassent l’effet « méthode de mesure ».

Pour des sites de mesures proches (Valence Centre et Valence Trafic) les écarts sont similaires respectivement 5 et 6,5 µg.m<sup>-3</sup>. Ces sites sont de typologie urbaine. En revanche, pour le site non loin « Rural Drôme » mais de typologie différente, l’écart modèle-mesures est plus important (13 µg.m<sup>-3</sup>). La même tendance est observable entre le site de Bourg-en-Bresse (2,7 µg.m<sup>-3</sup>) et Rural Ain (7,2 µg.m<sup>-3</sup>).

Les sites Rural Allier et Rural Drôme qui ressortent comme élevés dans la cartographie modélisée des concentrations d’ammoniac (cf. Figure 15) sont également ceux qui présentent la plus forte surestimation par rapport aux tubes.

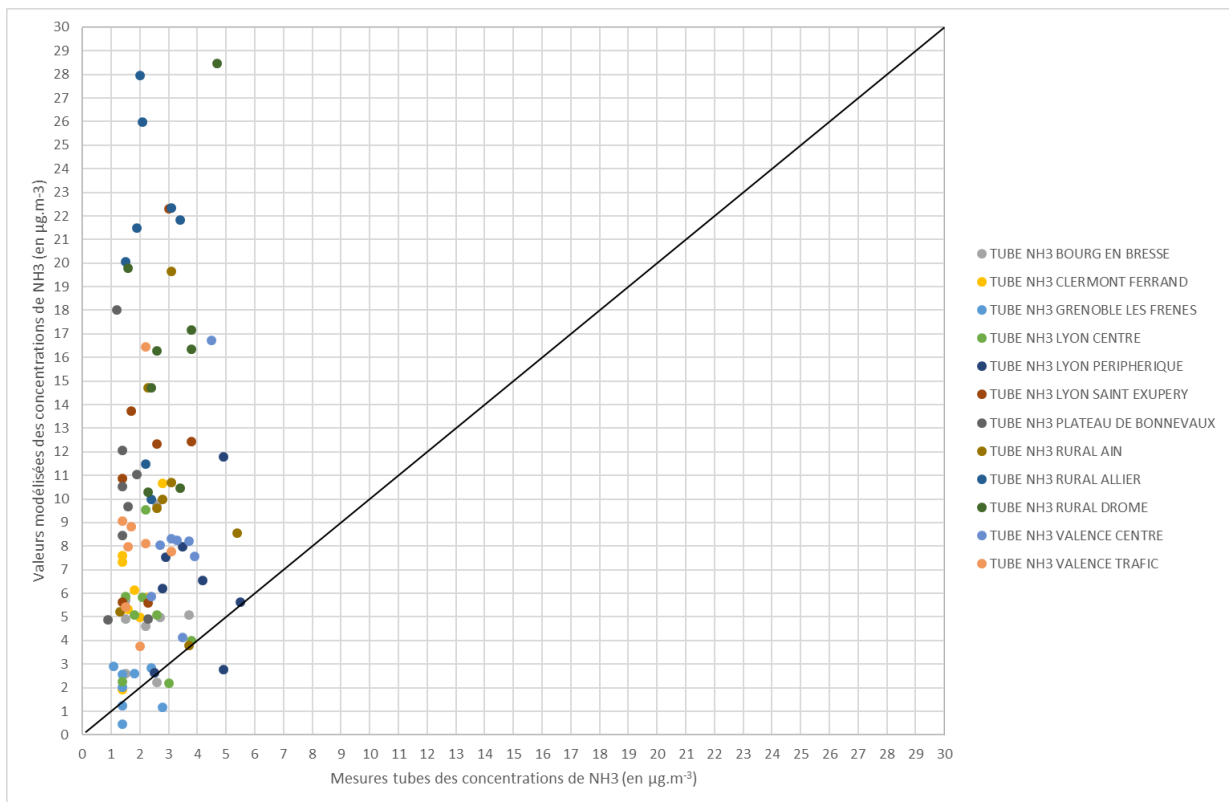


Figure 16 – Comparaison modèle CHIMERE et mesures tubes des concentrations d’ammoniac (moyenne hebdomadaire en  $\mu\text{g.m}^{-3}$ )

Comme le montre la Figure 17, la répartition des écarts moyens entre le modèle et la mesure (sur la moyenne jour des concentrations mesurées par les analyseurs et la moyenne hebdomadaire pour les concentrations mesurées par les prélèvements tubes) n’est pas géographiquement particulière. Il n’y a pas de zones liées à des bassins d’air présentant une tendance différente d’une autre. En revanche, comme vu précédemment, les écarts peuvent être importants pour des mesures relativement proches (cas des tubes proche sur Valence ou encore ceux de Bourg en Bresse) et relève plus d’une différence liée à la typologie. **Cette différence des écarts montre que le modèle ou les émissions ne sont pas dans la même variabilité que les concentrations mesurées.**

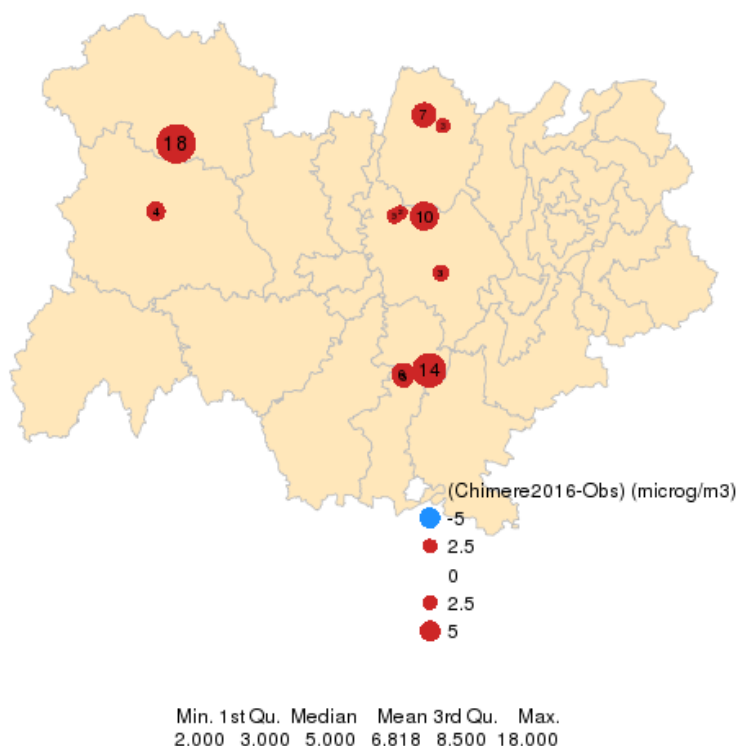


Figure 17- Carte présentant la moyenne des écarts modèle mesures de NH<sub>3</sub> (stations fixe + tubes) sur la moyenne jour (station) et moyenne hebdomadaire pour les tubes

Afin de comprendre les erreurs possibles commises par le modèle, il est important aussi de regarder les évolutions temporelles plus fines. Dans un premier temps, les analyseurs des stations fixes de Lyon Centre et du Plateau de Bonnevaux sont utilisés pour comprendre plus en détail les écarts constatés. Dans un second temps, un bilan de masse des espèces modélisées permet d'apporter des explications sur l'origine des différences entre les valeurs modélisées et mesurées.

### Lyon Centre

#### Concentration d'ammoniac :

Dans la configuration de données d'entrée et de paramètres choisis pour ces simulations, le modèle CHIMERE surestime les concentrations de moyenne mensuelle NH<sub>3</sub> pendant la période de février à mars au niveau de la station de Lyon Centre (Figure 18). En dehors de ces périodes, le modèle est en sous-estimation. Le comportement du modèle en profil horaire moyen n'est pas en accord avec la mesure. La diminution des concentrations pendant la journée modélisée ne correspond pas à la variation observée. Dans le détail, le profil moyen horaire mesuré est constant de 0 à 12h et augmente dans l'après-midi alors qu'on observe une diminution relativement importante dans le modèle de 6h à 12h. Ces écarts peuvent provenir de multiples sources mais sachant que l'on injecte des émissions avec un profil horaire constant (pour le secteur agricole) seul l'aspect chimique ou physique peut altérer ce profil.

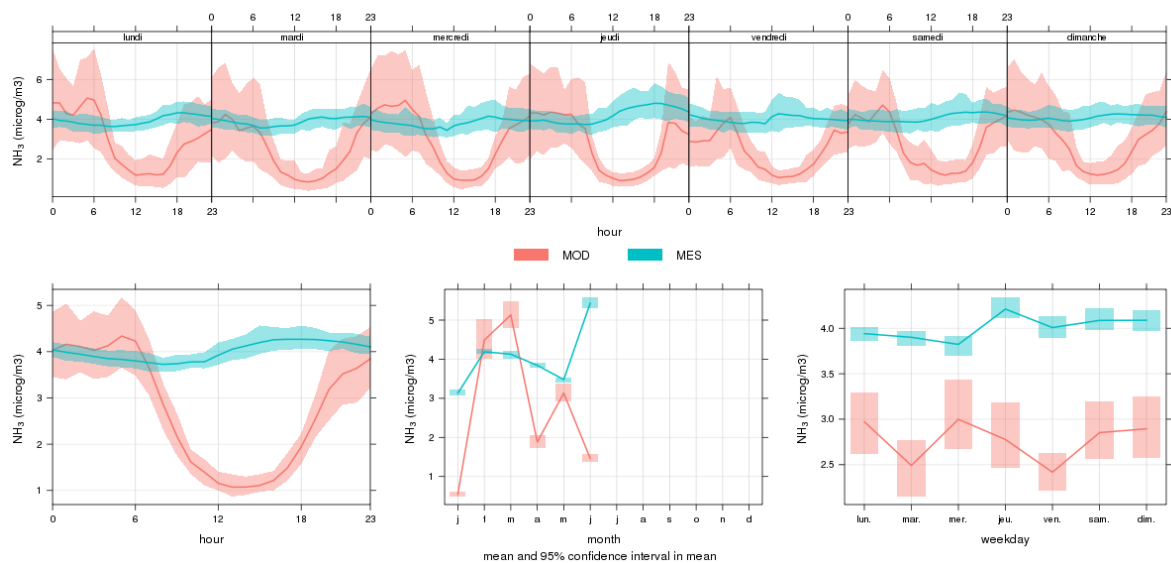


Figure 18 – Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaire des concentrations d'ammoniac mesurées et issus du modèle Chimère à Lyon Centre (du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017)

L'observation des concentrations en moyenne jour de NH<sub>3</sub> mesurées à Lyon Centre (Figure 19) montre que pour l'année 2017, le mois de juin enregistre les concentrations les plus élevées. Le niveau de fond peut être estimé aux alentours des 2 µg.m<sup>-3</sup>. Le modèle CHIMERE en revanche possède un niveau de fond beaucoup plus bas mais avec des variations journalières plus importantes.

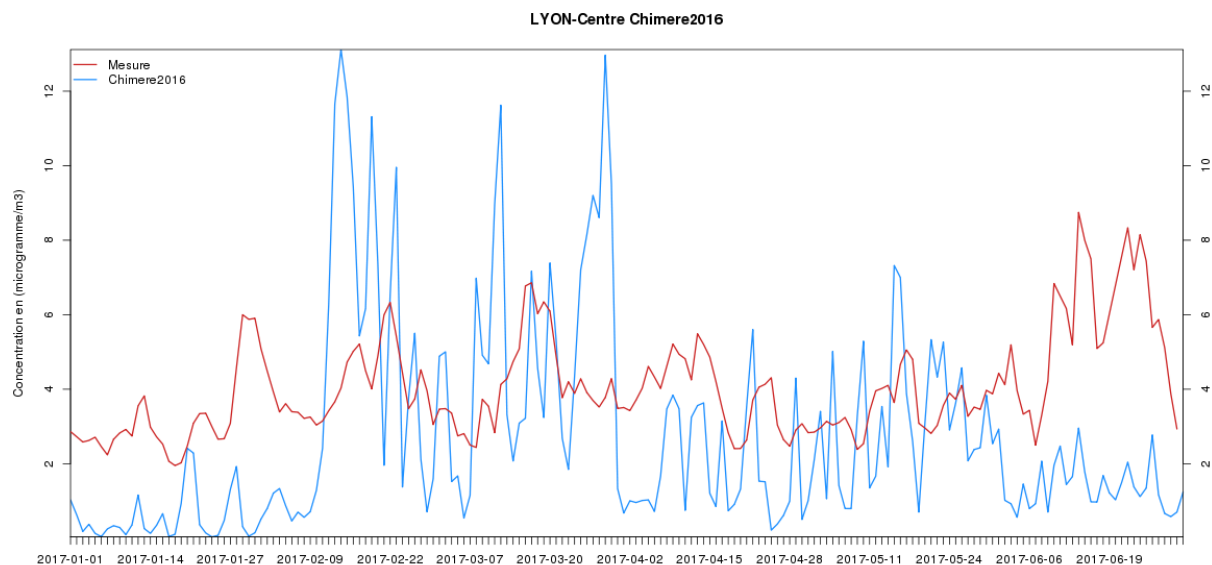


Figure 19- Concentration moyenne jour d'ammoniac mesurée et modélisées à Lyon Centre

### **Plateau de Bonnevaux :**

Le modèle est en surestimation sur toute la période sauf pour les deux événements à + 35 µg.m<sup>-3</sup> en moyenne jour (dans le détail il s'agit de pics horaires importants entre 50 et 200 µg.m<sup>-3</sup> pendant cette période). Un contrôle environnemental lors de ces pics a été réalisé et a confirmé qu'un épandage de fertilisants organiques était en cours pendant cette période, proche de la station. Cet événement local montre la difficulté de représentation des épandages qui peuvent intervenir ponctuellement au cours de l'année alors que les profils utilisés sont plus lisses avec une répartition mensuelle.



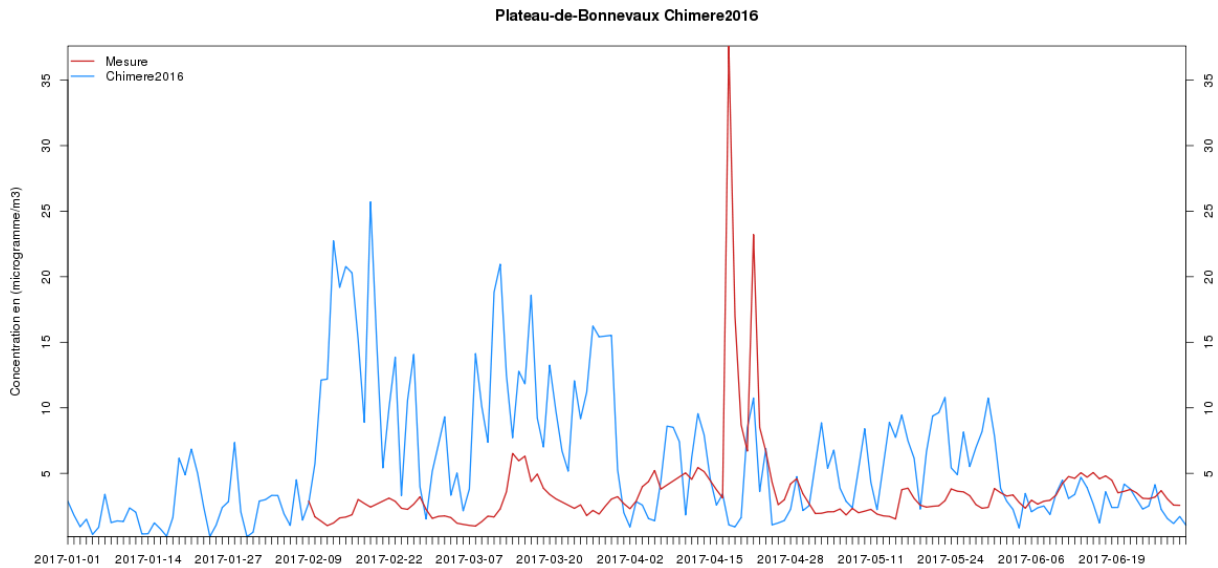


Figure 20 – Concentration d'ammoniac en moyenne journalière mesurée et modélisée par CHIMERE du 1<sup>er</sup> janvier 2017 au 30 juin 2017 au Plateau de Bonnevaux

Comme pour la station Lyon Centre le profil horaire moyen mesuré (Figure 21) est relativement constant au cours de la journée alors que le modèle prévoit des concentrations en baisse de 6h à 12h.

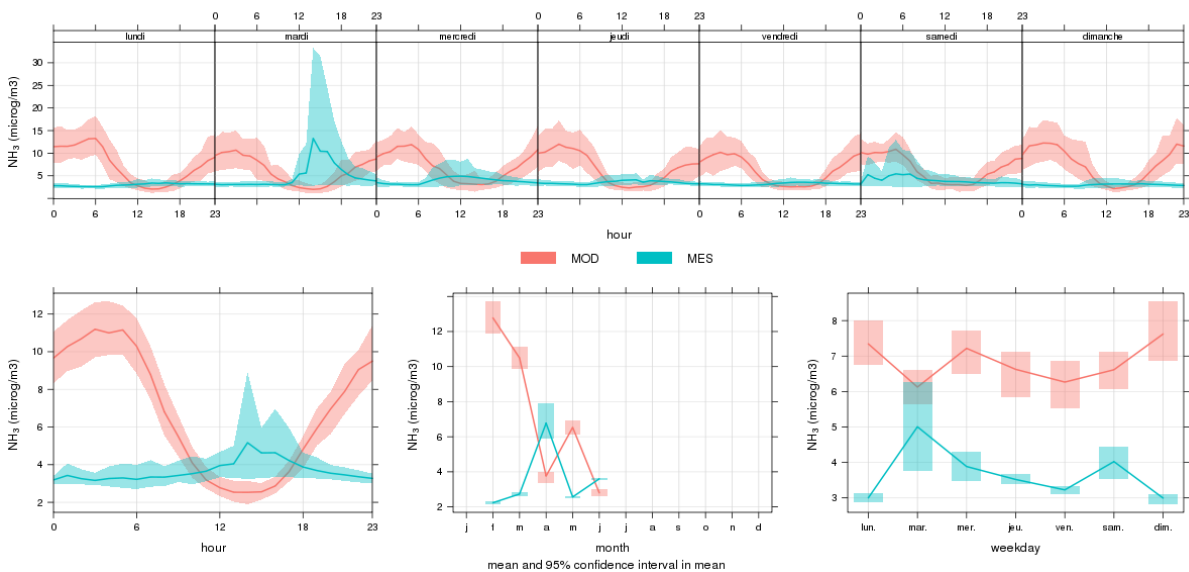


Figure 21 - Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaires des concentrations d'ammoniac mesurées et issus du modèle Chimère au Plateau de Bonnevaux (du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017)

**Le profil temporel des émissions est ici remis en question sur l'ensemble des niveaux** car le fond modélisé n'est pas raccord avec la mesure (par exemple de l'ordre de 1  $\mu\text{g.m}^{-3}$  pour Lyon Centre au lieu des 2  $\mu\text{g.m}^{-3}$  mesurés) et les variations non plus. L'origine de ces écarts peut provenir :

- Des profils temporels retenus, adaptés aux plannings d'épandage mais ne prenant pas en compte l'ensemble des processus chimiques et physiques entre l'ammoniac et le type de sol et les conditions météorologiques plus ou moins favorables à la volatilisation.
- Des niveaux d'imports extérieurs à la région négligeables dans cette modélisation. Le cadastre des émissions EMEP n'est pas du même ordre de grandeur avec le cadastre régional (facteur 10 à 100 inférieur par rapport au cadastre régional).

## Comparaison modèle-mesures entre des mesures de spéciation des particules de l'ACSM de la station de LYON Centre et le modèle CHIMERE :

L'ammoniac subit de nombreuses transformations chimiques et thermodynamiques. Il participe notamment à la formation des particules dites secondaires inorganiques. Ces dernières sont formées par la présence de divers composés comme les oxydes d'azote dont la principale source est le trafic routier. L'ammoniac participe principalement à la formation du nitrate d'ammonium et intervient aussi dans la neutralisation des sulfates sous forme de gaz. La composition des particules est donc constamment en évolution au cours du temps. Pour évaluer cette composition, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes dispose de moyens d'estimation :

- D'un côté **la mesure ACSM de la station de Lyon Centre** qui permet d'analyser sur des périodes horaires la composition chimique des particules et ainsi suivre en temps réel la présence de :
  - Ammonium mesuré sous forme d'ions  $\text{NH}_4^+$  dans les particules de section  $< 1\mu\text{m}$
  - Nitrate mesuré sous forme d'ions  $\text{NO}_3^-$  dans les particules de section  $< 1\mu\text{m}$
  - Sulfate mesuré sous forme d'ions  $\text{SO}_4^{2-}$  dans les particules de section  $< 1\mu\text{m}$
- D'un autre côté **la mise en œuvre du modèle CHIMERE** qui permet de cartographier les différentes espèces de particules.

L'approche du modèle CHIMERE pour la formation des particules secondaires inorganiques est assurée par le modèle ISORROPIA<sup>7</sup>. Ce dernier permet de calculer l'équilibre thermodynamique et de modéliser le transfert de l'espèce gazeuse vers la phase particulaire (et inversement) des particules inorganiques semi volatiles. D'après la documentation CHIMERE, l'ammoniac issu des émissions peut être transformé en phase particulaire et inversement via le module Isoropia. Dans ce processus thermodynamique, sa transformation alimentera les espèces comme l'ammonium, les nitrates, les sulfates ainsi que l'ensemble de ces espèces sous forme aqueuse et sous forme de dépôt. Ce module de calcul spécifique détermine en premier lieu le régime de transfert en fonction des conditions de température et d'humidité. Ensuite, selon les régimes chimiques, c'est-à-dire en fonction de la prédominance de certaines espèces comme les sulfates ou l'acide nitrique, le module Isoropia calcule le changement de phase ainsi que la répartition dans les particules secondaires :

- **Ammonium** : nommé  $\text{pNH}_3$  dans CHIMERE, cette espèce est un équivalent des espèces d'ammonium (comme le  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_4\text{SO}_4$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  etc...) sous forme particulaire.
- **Nitrate** : nommé  $\text{pHNO}_3$  dans CHIMERE, cette espèce particulaire est un équivalent des espèces de nitrate (comme le  $\text{NO}_3$ ,  $\text{HNO}_3$  etc..) sous forme particulaire.
- **Sulfate** : nommé  $\text{pH}_2\text{SO}_4$  dans CHIMERE, cette espèce est un équivalent des espèces de sulfates présentes (comme le  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) sous forme particulaire.

A noter que la transformation et la formation des particules secondaires organiques sont assurées par des équations chimiques spécifiques.

Bien que les espèces modèle et celles mesurées soient différentes dans leur composition (d'un côté des ions de l'autre des équivalents par famille), en première approche les espèces mesurées sont comparées aux espèces modèle. Seule la section des particules de diamètre inférieur à  $1\mu\text{m}$  est extraite du modèle afin d'être au plus proche de la mesure.

### **Concentration d'Ammonium :**

Les concentrations d'Ammonium représentées dans la Figure 22 correspondent à un équivalent d'Ammonium sous forme particulaire sélectionné ici sur la partie  $\text{PM}_{10}$ . Les profils moyens horaire, journalier, hebdomadaire et mensuel modélisés sont dans l'ensemble en bon accord avec la mesure (voir Figure 22). Le modèle a cependant tendance à montrer une augmentation des niveaux pendant la période de février et celle de mai alors que le signal mesuré est anti-corrélé.

---

<sup>7</sup> [http://www.isorropia.eas.gatech.edu/index.php?title=Main\\_Page](http://www.isorropia.eas.gatech.edu/index.php?title=Main_Page)

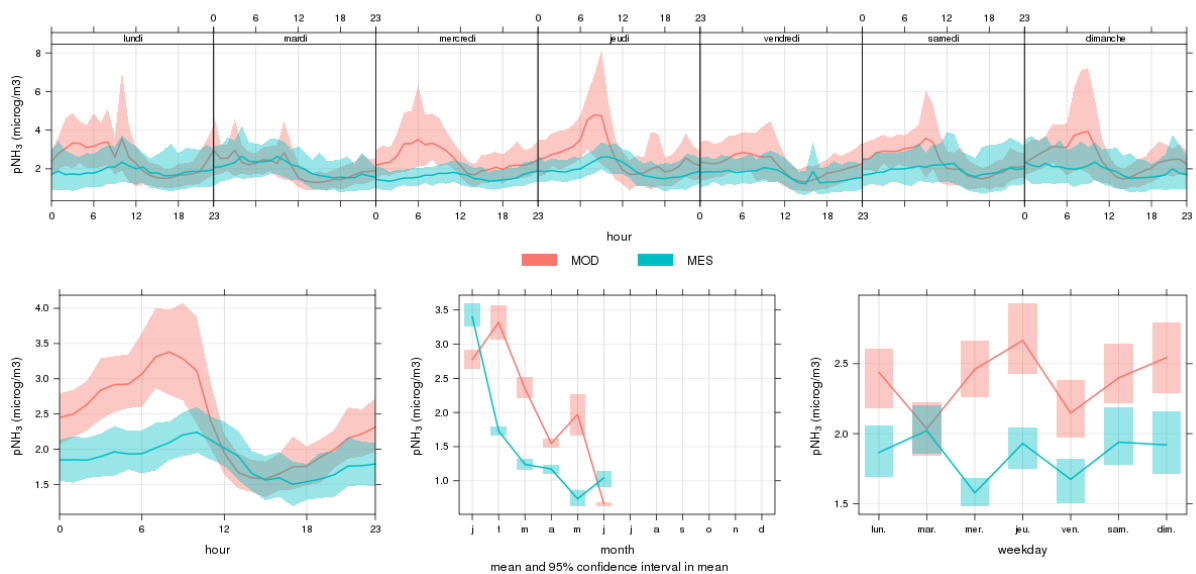


Figure 22 - Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaire des concentrations d'ammonium mesurées et concentrations en équivalent ammonium du modèle Chimère à Lyon Centre sur la partie PM1 (du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017)

### Concentration de Nitrate :

La comparaison modèle mesure pour la partie Nitrate (équivalent Nitrate sur la partie PM1 dans le modèle et ions Nitrate dans la mesure sur des particules PM1) montre que la dynamique des signaux est dans un bon ordre de grandeur, pics et diminutions sont synchrones. Les temps de transformation chimique et le moteur de résolution sont cohérents dans cette partie.

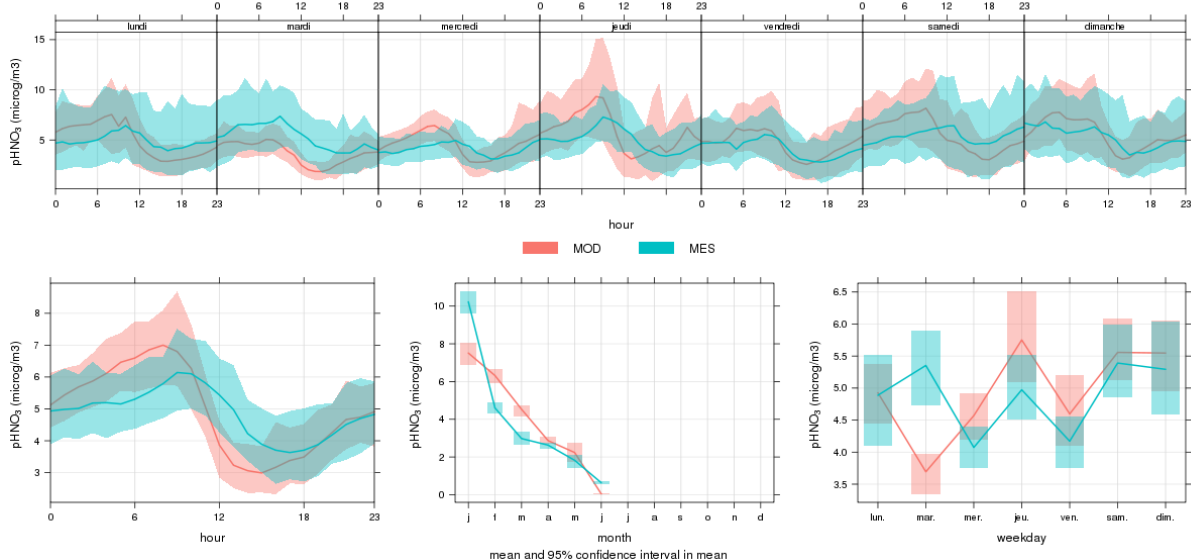


Figure 23 – Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaires des concentrations de nitrate mesurées et concentrations en équivalent nitrate du modèle Chimère à Lyon Centre sur la partie PM1 (du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017)

### Concentration de Sulfate :

Concernant la partie des aérosols inorganiques contenant du sulfate, la variation des concentrations modélisées n'est pas dans un bon ordre de grandeur par rapport à la mesure. Les variations de concentrations modélisées sont anti-corrélées à la mesure dans le profil moyen mensuel. Les profils moyens horaires modélisés montrent une augmentation relativement importante de 0h à 12h alors que la mesure varie relativement moins.

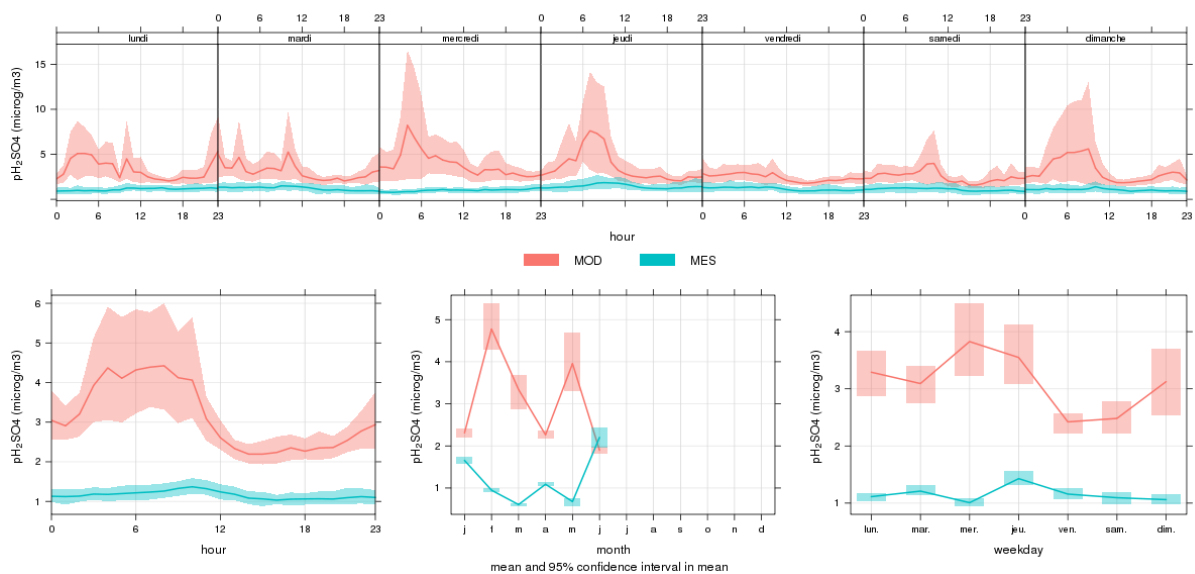


Figure 24 - Profils moyens mensuel, hebdomadaire et horaires des concentrations de sulfate ( $SO_4^{2-}$ ) mesurées et concentrations en équivalent sulfate du modèle Chimère à Lyon Centre sur la partie PM1 (du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017)

L'ensemble de ces résultats montrent que la composition des particules inorganiques est globalement dans les bonnes dynamiques (augmentation et diminution) par rapport à la mesure à l'exception des sulfates qui présentent une variation sensiblement différente. Cette espèce étant aussi générée par les émissions en données d'entrée dans CHIMERE, seul un scénario de coupure peut déterminer l'impact du profil utilisé.

### Discussion sur l'origine des écarts sur les profils moyens horaires d'ammoniac :

D'après ces premiers résultats, un certain nombre de différences entre le modèle et la mesure montre que d'un point de vue horaire de 6h à 12h la concentration modélisée de  $NH_3$  diminue de manière trop importante par rapport aux mesures.

La Figure 25 présente l'ensemble des profils moyens horaires des :

- Concentrations d'ammoniac ( $NH_3$ ) et ammoniac aqueux ( $NH_3AQ$ )
- Concentrations de nitrate ( $pHNO_3$ ), acide nitrique ( $HNO_3$ ) et sa phase aqueuse ( $HNO_3AQ$ )
- Concentration de sulfate ( $pH_2SO_4$ ) et de sulfate aqueux ( $H_2SO_4AQ$ )
- Concentrations de l'ammonium ( $pNH_3$ )
- Dépôts d'acide nitrique (depot\_  $HNO_3$ )
- Dépôts d'ammoniac (depot\_  $NH_3$ )
- Dépôts du sulfate (depot\_  $H_2SO_4$ )

Toutes les concentrations sont précédées du préfixe « C\_ » et les dépôts du préfixe « DEP\_ ».

Pour le créneau horaire de 6h à 12h l'ensemble des espèces ( $NH_3$ ,  $pH_2SO_4$ ,  $NH_3AQ$ ,  $pHNO_3$ ,  $HNO_3$ ,  $pNH_3$ ) sont en diminution montrant qu'il n'y a pas de transformation thermodynamique ou chimique locale de l'ammoniac vers d'autres espèces. En revanche, les dépôts sont en augmentation pendant cette période et pourraient expliquer la diminution.

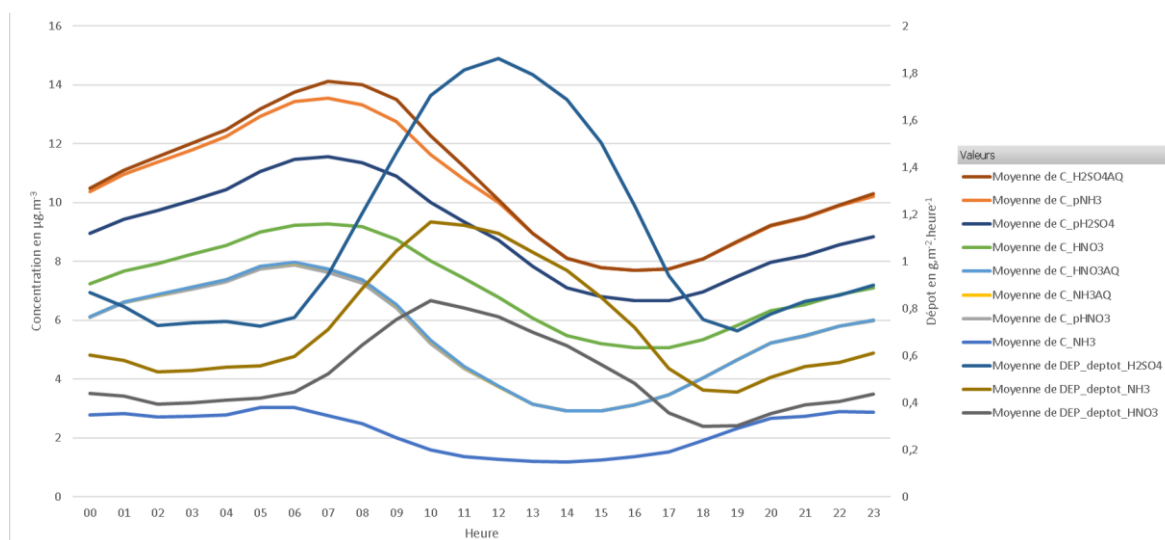


Figure 25 – Profils moyen horaire des concentrations modélisées CHIMERE des espèces NH<sub>3</sub>, HNO<sub>3</sub>, pH<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, pNH<sub>3</sub>, pHNO<sub>3</sub>, des phases aqueuses H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>AQ, NH<sub>3</sub>AQ, HNO<sub>3</sub>AQ et des dépôts deptot\_H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, deptot\_NH<sub>3</sub>, deptot\_HNO<sub>3</sub> du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017 à Lyon Centre

Un bilan de masse sur le domaine de modélisation permettrait cependant de trancher de manière plus générale sur l'origine de cette diminution et de conclure sur une tendance du modèle vers une diminution de la masse liée à une dispersion ou des dépôts plus importants.

Dans un premier temps, pour estimer la diminution de la masse due au transport, une intégration volumique des concentrations, émission et dépôt d'une espèce particulière sans interaction chimique a été réalisée. Le même calcul a été entrepris sur les espèces liées à l'ammoniac NH<sub>3</sub> dans un second temps. Cette étape permet de comprendre la production ou transformation de l'espèce NH<sub>3</sub> dans le modèle CHIMERE.

L'ensemble des bilans réalisés sont calculés en sommant tout le domaine de modélisation :

- La masse injectée sous forme d'émissions (dénommé par le préfixe « EMI\_ »)
- La masse que l'on peut retrouver dans les concentrations des espèces chimiques, particulières, aqueuses (dénommé par le préfixe « C\_ »)
- Les masses sous forme de dépôt (dénommé par le préfixe « DEP\_ »)

Afin de rendre compte de l'impact sur les concentrations au sol, seule la masse totale contenue dans les concentrations de la première couche de l'ensemble du domaine sera tracée. En revanche l'ensemble des émissions sur le domaine sera sommé. A noter que la masse injectée en termes d'émissions représente une quantité que l'on a intégrée mais que la masse calculée à partir des concentrations du modèle n'est qu'une masse à un instant donné. Les deux variables ne sont donc pas comparables en termes de quantité mais permettent d'observer les différentes réponses du modèle en fonction des niveaux d'émissions.

### Bilan de masse d'une espèce inerte :

Le premier bilan de masse choisi concerne l'espèce BCAR. Cette espèce est aussi communément appelée carbone élémentaire. Dans le modèle CHIMERE, cette espèce particulière est considérée comme inerte, elle ne réagit pas chimiquement avec d'autres composés et ne fait pas partie des espèces prises en compte dans le module thermodynamique Isoropia. Elle peut cependant se déposer dans l'espèce nommée « deptot\_BCAR » et passer en phase aqueuse sous l'espèce « BCARAQ ». Les conditions aux limites sont négligeables pour cette espèce (ordre de grandeur 10<sup>6</sup> entre les concentrations du grand domaine et du domaine régional).

La Figure 26 représente le profil moyen horaire par mois de ces espèces. L'injection de masse issue des émissions suit un profil horaire avec un palier prononcé de 4h à 18h. D'un point de vue global, la masse moyenne horaire issue des concentrations (pBCAR) suit l'évolution temporelle des émissions. Cependant de 7h à 13h, une diminution de la masse dans le volume est observable. Comme pour les concentrations de NH<sub>3</sub>, malgré un palier constant des émissions pendant cette période une diminution de la masse est observable pour l'espèce pBCAR. Cette dernière est synchrone avec l'augmentation de la masse du dépôt total et celle de la phase aqueuse (deptot\_BCAR et BCARAQ).

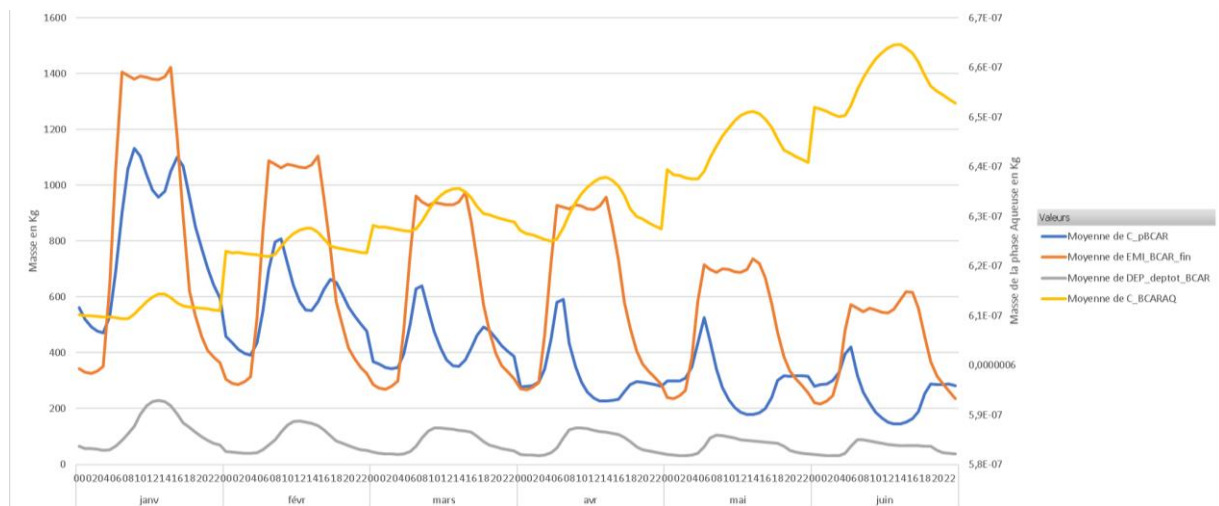


Figure 26 – Profils moyens horaires par mois de la masse des concentrations de l'espèce BCAR (1<sup>ère</sup> couche du modèle), des émissions (BCAR\_fin sur tout le volume du domaine), de la phase aqueuse (BCARAQ) et du dépôt (deptot\_BCAR). Profils du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017.

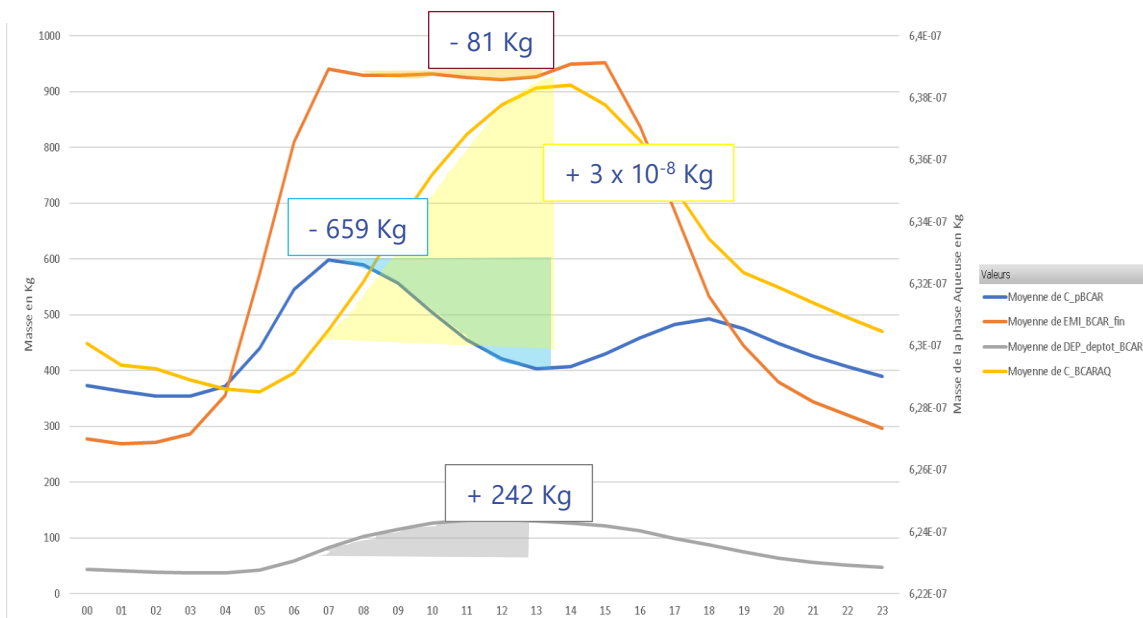


Figure 27 - Profils moyens horaires de la masse des concentrations de l'espèce BCAR (1<sup>ère</sup> couche du modèle), des émissions (BCAR\_fin sur tout le volume du domaine), de la phase aqueuse (BCARAQ) et du dépôt (deptot\_BCAR)

Sur un profil moyen horaire de masse pour la période du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017 (Figure 27), en intégrant la masse de chaque espèce de 7h à 13h (Tableau 2) :

- La masse de dépôt augmente de 242 kg alors que la masse perdue dans les concentrations est de l'ordre de 659 kg
- La masse de la phase aqueuse augmente aussi mais reste plusieurs ordres de grandeur en dessous des autres quantités (facteur de l'ordre de 10<sup>-8</sup>)
- La masse sous forme d'émissions est aussi en diminution pendant cette période mais reste dans un ordre de grandeur bien inférieur par rapport aux diminutions dans les concentrations (81Kg).

	Emissions BCAR_fin	pBCAR	DEP_depot_BCAR	BCARAQ
<b>Augmentation (+) ou Diminution (-) intégrée de la masse en Kg de 7h à 13h</b>	-81	-659	242	$3 \times 10^{-8}$

Tableau 2 – Augmentation et diminution de masse intégrées de 7h à 13h sur le profil horaire moyen de masse des émissions (BCAR\_fin), des concentrations (pBCAR), du dépôt (depot\_BCAR) et de l'espèce aqueuse (BCARAQ)

L'augmentation du dépôt total ne permet pas d'expliquer la totalité de la diminution de masse de l'espèce pBCAR dans les concentrations car elle ne représente qu'environ 36% de cette baisse. L'explication la plus probable est donc liée à la dispersion et au transport atmosphérique dans le domaine plus important sur cette tranche horaire.

Les profils horaires moyens du vent modélisé (VV10\_MOD) et observé (VV10\_OBS) de la Figure 28 permettent d'appuyer cette hypothèse. En effet, la courbe de profil de vitesse est en augmentation significative de 6h à 12h.

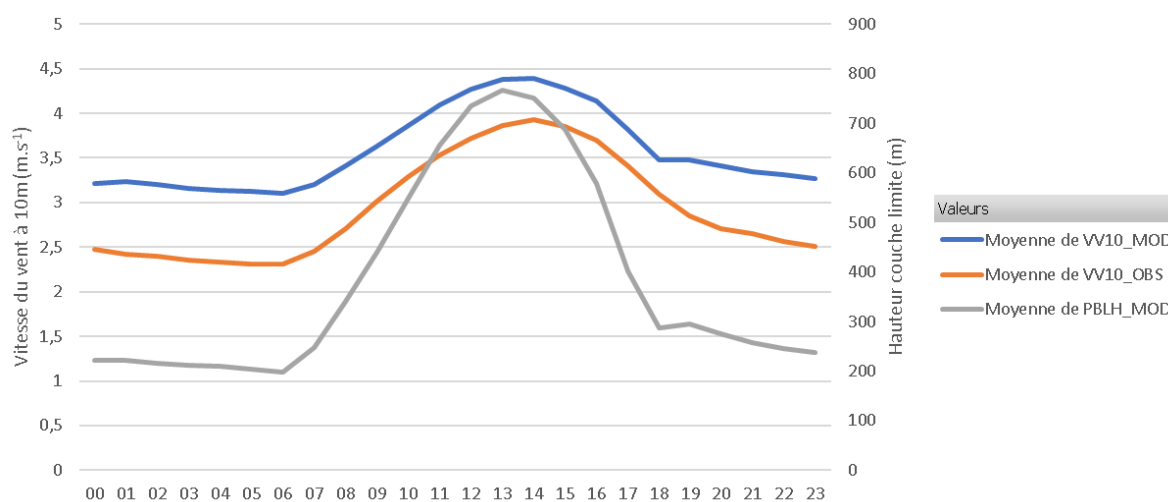


Figure 28 – Profil moyen horaire de la vitesse du vent à 10 m modélisée et observée et hauteur de la couche limite du modèle WRF pour la période du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017. Moyenne sur toutes les stations d'observations météo de Rhône Alpes (46 stations Météo France)

La plupart des sites de mesures présentent aussi ce type de profil moyen (exceptions de quelques sites en vallées alpines). Le modèle WRF a d'ailleurs tendance à surestimer les vitesses de vents. Ce biais est visible sur les profils moyens de la Figure 28 (de l'ordre de 0.5 à 1 m.s<sup>-1</sup>). Une autre explication peut aussi venir d'une diffusion verticale et horizontale plus importante de 6h à 12h. Le profil moyen horaire de la hauteur de la couche limite peut aussi étayer ce propos. Cette dernière représente l'altitude caractéristique de la couche en interaction avec les phénomènes liés à la surface du sol. Elle est généralement caractérisée par des processus turbulents de plus petite échelle (de l'ordre du cm au mètre) et d'intensité plus importante que l'atmosphère libre. De 0h à 6h, la moyenne horaire est d'environ 200m mais augmente jusqu'à 13h jusqu'à environ 700m. L'augmentation de la hauteur de la couche limite peut se traduire par un mélange entre les niveaux verticaux plus important d'où un mélange entre la première couche de 0 à environ 24m dans le modèle CHIMERE et les couches supérieures.

Le bilan de masse de l'espèce particulaire inerte BCAR permet de constater que les profils horaires moyens de masse dépendent en premier lieu principalement de la quantité horaire injectée. La partie aqueuse est négligeable par rapport aux autres quantités. La diminution de la masse dans le volume de la première couche de 7h à 13h pour le BCAR est principalement expliquée par :

- Un dépôt plus important pendant cette période (36% de la masse perdue)

- Un transport vertical et horizontal plus important (estimé à 64 % de la masse perdue) attesté par des vitesses de vent et une hauteur de couche limite en augmentation.

Cette approche permet aussi de diagnostiquer des périodes où le transport est plus ou moins important. Un exemple sur une période précise (du 13 au 16 janvier 2017) peut ainsi montrer une dynamique différente de la tendance moyenne (Figure 29). En effet, sur cet exemple, le 13 janvier, la masse de concentration suit beaucoup plus le profil horaire des émissions avec une augmentation sous forme de palier synchrone. Sur les 3 premiers jours modélisés, la quantité de masse des émissions est globalement identique. Pourtant, la masse de la concentration augmente de jour en jour montrant un processus d'accumulation plus important. La journée du 16 janvier, la masse de la concentration diminue et malgré des niveaux d'émissions plus importants le 16 janvier, la masse reste en diminution jusqu'à retrouver des niveaux identiques à ceux du début de la période. Conjointement (Figure 30), la vitesse du vent moyenne et la hauteur de la couche limite du modèle météo WRF diminuent pendant la période du 14 au 15 janvier de manière synchrone avec l'augmentation de masses des concentrations. Dès la remontée des vitesses et la hauteur de la couche limite, la masse des concentrations diminue le 16 janvier de 12h à 22h.

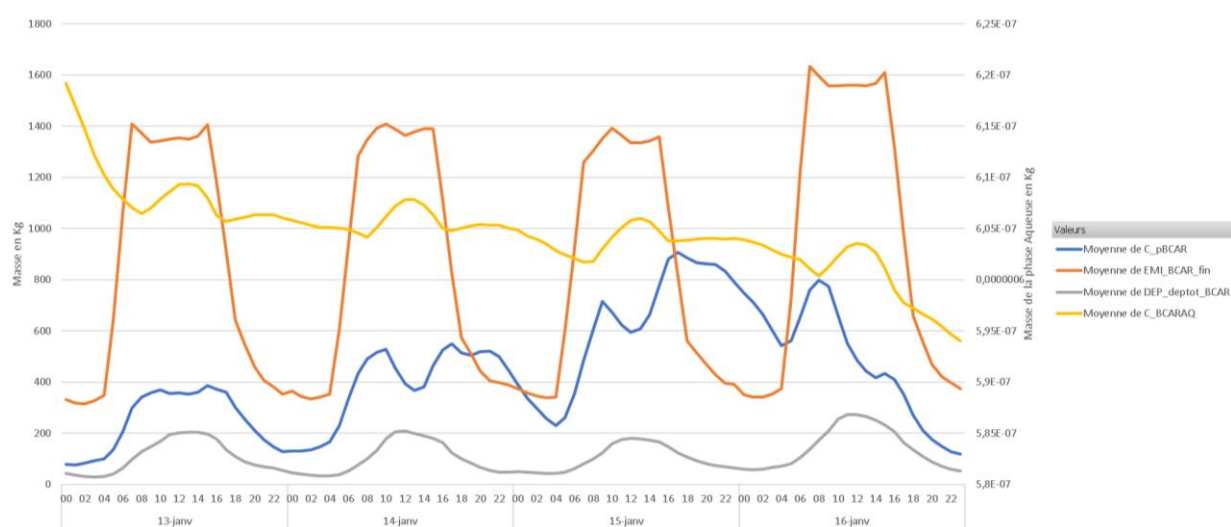


Figure 29 - Masse des concentrations de l'espèce BCAR (1<sup>ère</sup> couche du modèle), des émissions (BCAR\_fin sur tout le volume du domaine), de la phase aqueuse (BCARAQ) et du dépôt (depot\_BCAR) du 13 au 16 janvier 2017

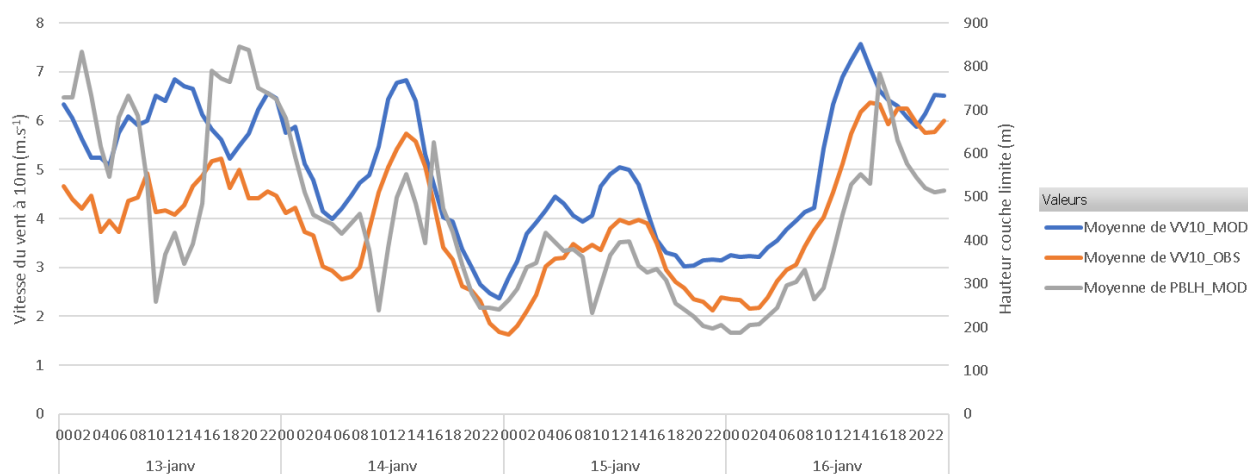


Figure 30 - Vitesse du vent à 10 m modélisée et observée et hauteur de la couche limite du modèle WRF pour la période du 13 au 16 janvier 2017. Moyenne sur toutes les stations d'observations météo de Rhône Alpes (46 stations Météo France)



Dans le cadre de la prévision quotidienne, l'utilisation de ce type de bilan sur tout le domaine ou encore un bilan des bassins d'airs (comme les zones de l'AIP<sup>8</sup>) peut amener à estimer les processus de transport en jeu dans une journée et donner un indicateur sur la persistance de la masse des espèces dans le modèle de jour en jour.

### Bilan de masse de l'ammoniac (NH<sub>3</sub>)

Le bilan de masse des concentrations des espèces (NH<sub>3</sub>, HNO<sub>3</sub>, pNH<sub>3</sub>, pHNO<sub>3</sub>, NH<sub>3</sub>AQ, HNO<sub>3</sub>AQ) des émissions de NH<sub>3</sub> et du dépôt est présenté sous forme de profil moyen horaire pour la période du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017 sur la Figure 31. La masse injectée d'ammoniac dans les émissions est quasiment constante d'un point de vue horaire. A noter que la variation des émissions est plus importante mensuellement avec des différences relatives de 2 à 3 pour certaines périodes (non présenté ici). L'ordre de grandeur des conditions aux limites sur le polluant NH<sub>3</sub> est négligeable (ordre de grandeur de 10 à 100 entre les concentrations du grand domaine et le domaine régional).

La réponse du modèle dans le volume du domaine ne suit pas l'évolution horaire des émissions. Le NH<sub>3</sub>, pNH<sub>3</sub> et pHNO<sub>3</sub> diminuent et ne suivent pas le palier des émissions de 6h à 13h. Comme vu précédemment pour l'espèce BCAR, cette évolution est expliquée par une augmentation conjointe du transport vertical et horizontal ainsi que des dépôts (voir Dep\_deptot\_NH<sub>3</sub>) mais pas seulement puisqu'une autre espèce liée au NH<sub>3</sub> est en augmentation pendant ce créneau. Il s'agit de l'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>). Son origine peut venir du module Isoropia mais aussi des diverses réactions chimiques de ce gaz avec d'autres espèces comme le dioxyde d'azote ou les nitrates (NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>).

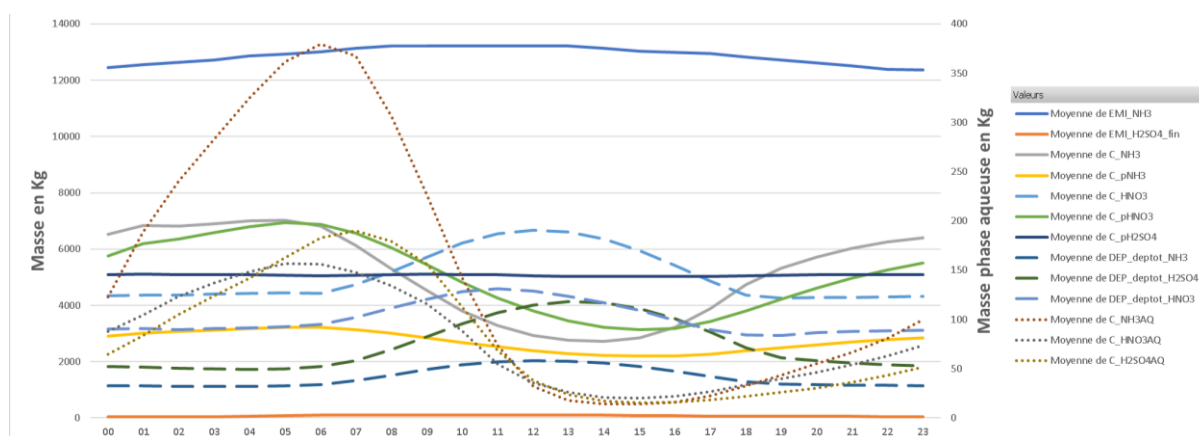


Figure 31- Profils moyens horaires de la masse des concentrations des espèces NH<sub>3</sub>, pNH<sub>3</sub>, HNO<sub>3</sub>, pHNO<sub>3</sub>, pH<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (1<sup>ère</sup> couche du modèle), des émissions (NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>\_fin) sur tout le volume du domaine, la phase aqueuse (NH<sub>3</sub>AQ, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>AQ, HNO<sub>3</sub>AQ) et du dépôt (deptot\_NH<sub>3</sub>, deptot, H<sub>2</sub>O<sub>54</sub>, deptot\_HNO<sub>3</sub>) du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017.

Sans scénario de coupure spécifique des espèces produisant de l'acide nitrique il reste difficile de conclure sur la proportion de chaque phénomène. La masse du dépôt représente 15% de la diminution du NH<sub>3</sub>, celle de l'espèce de HNO<sub>3</sub> représente 16% et le pH<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 7%. Le transport et mélange de la masse paraît encore une fois l'hypothèse la plus cohérente.

Augmentation ou diminution de masse intégrée sur le profil horaire moyen de 6h à 13h	Masse en kg	Relative à la masse de C_NH <sub>3</sub>
EMI_NH <sub>3</sub>	1441	X
EMI_H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> _fin	63	X
C_NH <sub>3</sub>	-18941	X
C_pNH <sub>3</sub>	-3604	X
C_HNO <sub>3</sub>	10675	16%
C_pHNO <sub>3</sub>	-13778	X
C_pH <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	178	0.67%

<sup>8</sup> Arrêté Inter-Préfectoral

C_NH3AQ	-1489	X
C_HNO3AQ	-489	X
C_H2SO4AQ	-511	X
DEP_deptot_NH3	4160	15%
DEP_deptot_H2SO4	9866	X
DEP_deptot_HNO3	6279	X

Tableau 3- Bilan de masse du profil moyen horaire de 6h à 13h (pour la période du 1<sup>er</sup> janvier au 30 juin 2017) des espèces liées au NH<sub>3</sub> dans le modèle CHIMERE

## Conclusion pour la simulation de référence

La représentation moyenne des profils d'émissions tend à surestimer les valeurs de fond des concentrations d'ammoniac au cours de l'année. **La surestimation des concentrations moyennes de NH<sub>3</sub> par rapport à la mesure est sans doute principalement due à la modulation des émissions pendant les périodes de février et mars.** La mesure très locale et non généralisable de pics de concentrations de NH<sub>3</sub> proche de la station « Plateau de Bonnevaux » montre que les épandages agricoles sont particulièrement difficiles à prédire et que sans doute le profil moyen est à revoir. D'autres points de mesure continue pourraient confirmer ce point de vue. Ces mesures en continu permettraient aussi de reconstituer de nouveaux profils avec en complément un travail sur la relation des sources avec les récepteurs. Ce travail est une piste intéressante pour tenter une correction de ces profils.

Les différences observées entre la mesure et le modèle ont aussi amené à comprendre l'origine des diminutions de masse du modèle dans un créneau horaire de 6h à 13h dans la première couche. Cette partie a montré que la principale explication de la baisse des concentrations de 6h à 13h est liée au transport atmosphérique et certainement au mélange vertical. L'augmentation des vitesses de vent et de la hauteur de la couche limite permettent de confirmer cette hypothèse de diminution de masse observée dans la première couche. En second lieu vient la quantité déposée pendant cette période qui augmente conjointement. Ces deux processus sont observés lors d'une injection de masse dans les émissions presque constante pour une espèce particulière inerte et pour le NH<sub>3</sub>. Cette étude ne remet pas forcément en question le modèle d'advection et de diffusion de CHIMERE car il peut aussi exister un autre phénomène non pris en compte dans le modèle d'émissions venant compenser la baisse constatée. **L'utilisation d'un modèle d'émissions horaires plus approprié** prenant en compte l'interaction de l'ammoniac avec la nature et le pH du sol (références AirParif - INRA) **amènerait sans doute une nouvelle approche.**

### 3.2.3 Configuration du scénario de coupure des émissions d'épandages agricoles

L'objectif du scénario est d'estimer l'impact d'une coupure des émissions des épandages agricoles sur les concentrations de PM<sub>10</sub>. La modulation des émissions et les profils temporels constitués montrent que cette situation est la plus favorable aux épisodes de pollutions avec épandages agricoles dans le modèle pour la période de février à mars. La période du 12 au 21 mars a été choisie car elle correspond à un moment où les valeurs du modèle en concentration de PM<sub>10</sub> dépassent les valeurs réglementaires en moyenne jour (>50 µg.m<sup>-3</sup>). Cette période recense un maximum local de 4 dépassements et constitue un bon créneau temporel pour ce test de sensibilité. La coupure est réalisée du 13 au 20 mars 2017. Le choix de commencer la coupure 24h après et de finir 24h avant la fin de la simulation permet d'initialiser le modèle de manière identique entre le calcul référence et le scénario mais aussi de voir comment les concentrations se comportent une fois la coupure terminée. Les secteurs d'émissions coupés sur toute la région Auvergne-Rhône-Alpes pendant cette période concernent toutes les snaps de niveau 3, 100105 et 100109 spécifiques à l'activité d'épandage<sup>9</sup>.

<sup>9</sup> Cf. rapport sur l'amélioration de la répartition temporelle

## Résultats du scénario de coupure

La Figure 32 présente les niveaux de concentrations d'ammoniac du calcul référence et du scénario au niveau de la station de Lyon Centre. La coupure des émissions liées aux épandages à partir du 13 mars est nettement identifiable après les premières heures. Le décrochage des concentrations d'ammoniac modélisées dans le scénario par rapport au calcul référence montre que la persistance dans le domaine de calcul de cette espèce est assez courte (estimé dans un ordre de 1h à 6h). Malgré le biais relativement important entre la modélisation et la mesure, l'analyse de l'impact de cette coupure reste intéressante si on le prend comme un scénario de sensibilité.

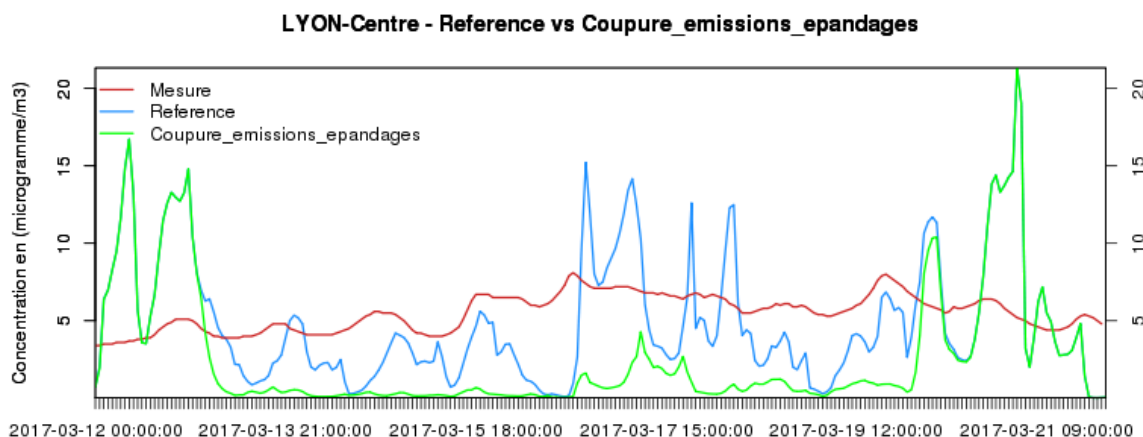


Figure 32 – Concentration moyenne journalière d'ammoniac à Lyon Centre entre le scénario de référence, le scénario avec coupure des émissions liées aux épandages et les mesures

Toujours sur la station de Lyon Centre, l'évolution des concentrations modélisées de PM10 avant et après coupure présentée sur la Figure 33 permet d'estimer l'impact local de ce scénario. Les écarts des concentrations horaires de PM10 entre les deux calculs peuvent être relativement importants notamment pendant la période du 13 au 15 mars 2017 et atteindre parfois des différences de  $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  sur des pics de  $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Les écarts ne sont cependant pas constants dans le temps. La coupure des émissions de  $\text{NH}_3$  est plus efficace dans certaines périodes pour réduire les concentrations de PM10 comme la période du 13 mars au 15 mars ou encore la journée du 16 mars.

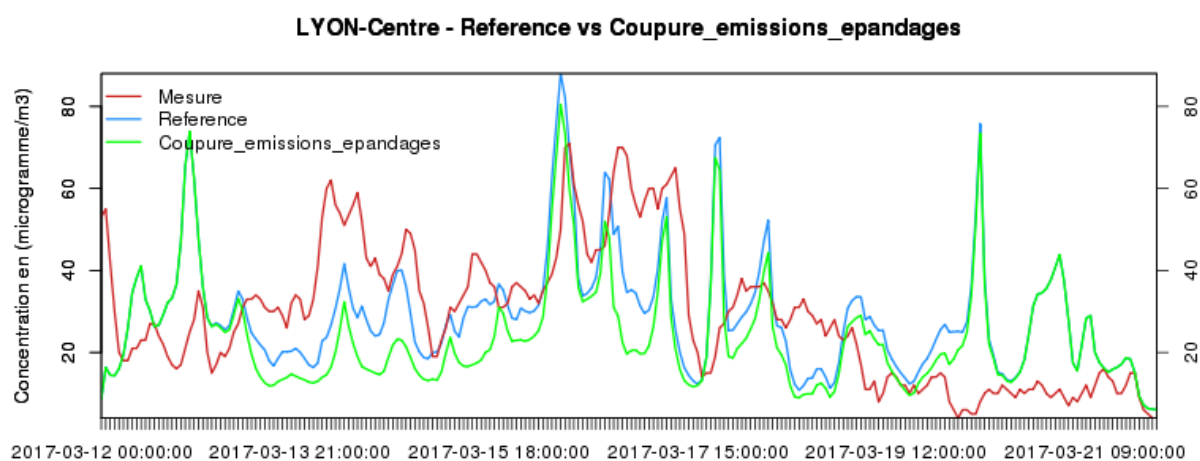
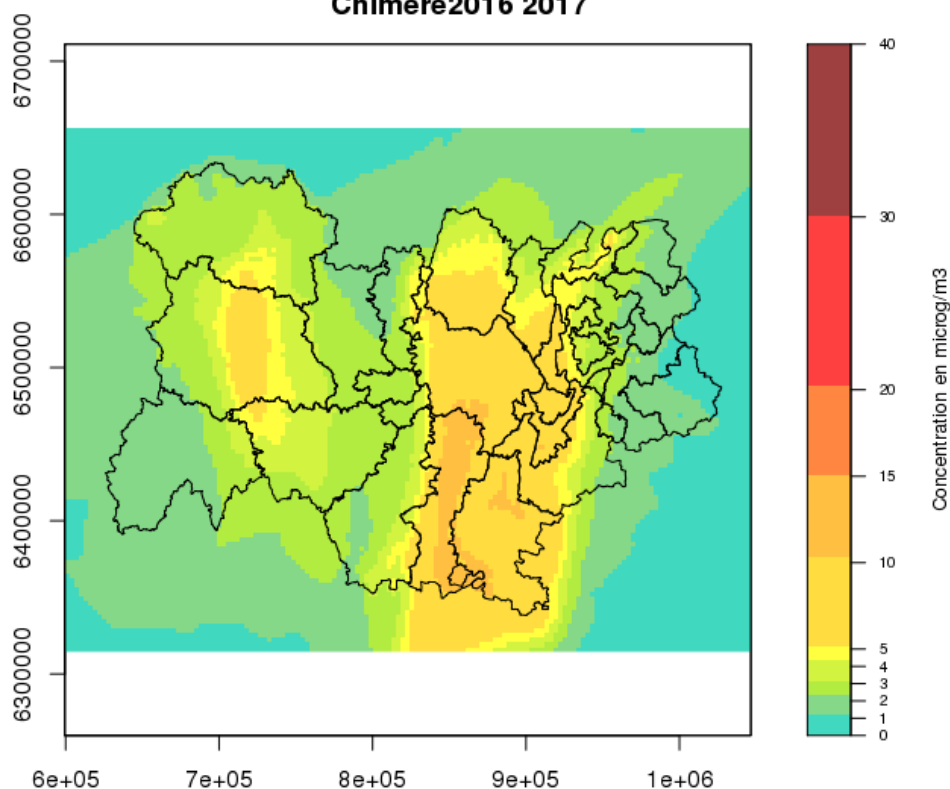


Figure 33- Concentration moyenne horaire de PM10 à Lyon Centre entre le scénario de référence, le scénario avec coupure des émissions liées aux épandages et les mesures

La coupure des émissions d'épandages agricoles permet de réduire la concentration moyenne journalière de la période de 0 à  $12 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Figure 34). L'impact de cette coupure influence principalement la vallée du Rhône et l'axe nord-sud entre le département de l'Allier et la Haute Loire. Cette situation n'est pas généralisable car elle dépend de l'écoulement de la période étudiée. Dans le cas du 12 au 22 mars, il s'agit d'une période de vent calme avec une bascule nord sud.

**Différence [REF-SCENARIO] sur la moyenne PM10  
Chimere2016 2017**



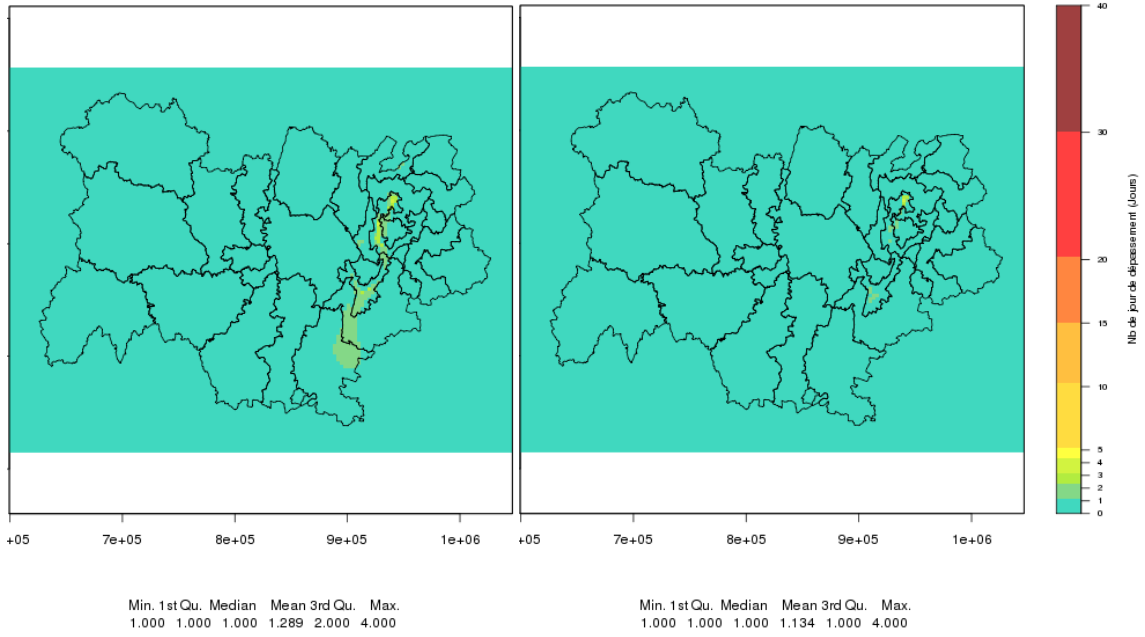
Min. 1st Qu. Median Mean 3rd Qu. Max.  
0.01807 1.16700 1.87100 2.74600 3.26000 12.30000

*Figure 34 – Carte des différences de concentrations sur la moyenne horaire des PM10 entre le calcul référence et le scénario de coupure des émissions de NH<sub>3</sub> pour la période du 12 au 22 mars 2017*

Au niveau des dépassements réglementaires journaliers du seuil de 50  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en PM10, la coupure des émissions permet d'éviter jusqu'à 3 dépassements (Figure 35). L'impact du scénario sans épandage est principalement visible dans la région Rhône-Alpes. Le maximum de 4 jours de dépassements visible dans une des mailles du modèle sur le calcul de référence est en revanche inchangé dans le scénario de coupure. La carte des différences en nombre de jours montre que l'amélioration est localisée sur les zones de l'est de la Drôme et du bassin grenoblois (cf. arrêté zonal relatif aux procédures préfectorales en cas d'épisode de pollution de l'air ambiant de juillet 2017).

Nombre de dépassements du calcul référence du PM10

Nombre de dépassements du calcul scénario du PM10



Différence du nombre de dépassements entre le calcul référence et scénario

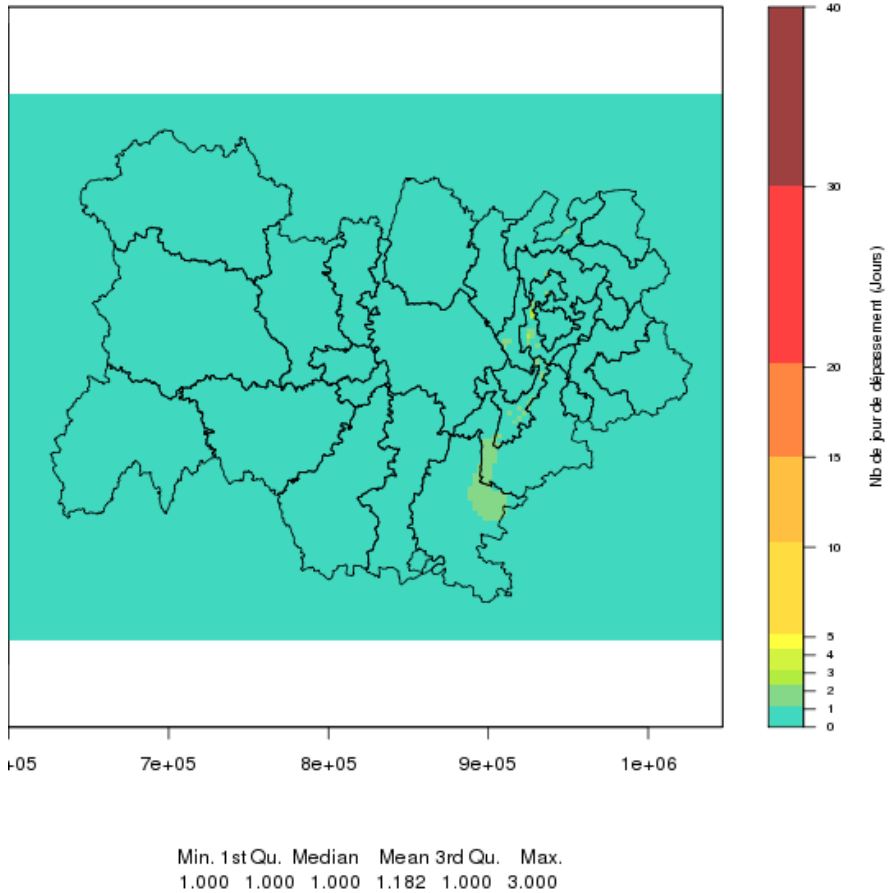


Figure 35 – Nombre de jours de dépassement des concentrations de PM10 (seuil à  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) du calcul référence (haut à gauche), scénario (haut à droite) et différence entre le calcul référence et scénario

## 4. Conclusions et perspectives

→ Cette étude a permis **d'améliorer les connaissances sur les niveaux d'ammoniac en multipliant les points de mesures en Auvergne-Rhône-Alpes** et grâce à deux appareils de mesures en continu.

Les mesures en continu ont permis de montrer que :

- Sur Lyon Centre, la période présentant les concentrations d'ammoniac les plus élevées se situent en juin,
- Les concentrations d'ammoniac en proximité d'épandage peuvent être beaucoup plus élevées que le niveau de fond, cet impact semblant limité dans le temps.
- Les concentrations d'ammoniac et d'ammonium sur Lyon Centre présentent des dynamiques différentes.

Les mesures par tubes à diffusion passive permettent d'obtenir des indications sur la répartition spatiale des concentrations.

- Les concentrations moyennes les plus basses sont observées à Grenoble Les Frênes, Plateau de Bonnevaux et Montferrand.
- Sur un même secteur, le site rural présente généralement des concentrations plus élevées.
- Le site trafic de Lyon Périphérique présente la concentration moyenne maximale, toutefois sur le secteur de Valence le site trafic ne présente pas de concentrations supérieures aux autres.

→ **La mise en œuvre du modèle régional a porté sur deux aspects**, d'une part sur les comparaisons modèle-mesures sur le polluant ammoniac, d'autre part sur l'impact d'un scénario de coupure des émissions d'ammoniac des épandages agricoles pendant quelques jours sur les concentrations de PM10 modélisées.

Les comparaisons modèle-mesures mettent en évidence **une surestimation du modèle par rapport aux concentrations mesurées**. Cette surestimation est la plus forte sur les territoires ruraux. Les mesures en continu sur Lyon Centre montrent que la surestimation est la plus forte en février-mars, période à laquelle les profils d'émissions mensuels utilisés sont les plus élevés. L'hypothèse privilégiée pour expliquer la surestimation des concentrations modélisées réside **dans une surestimation des émissions au mois de février et mars**.

La comparaison modèle-mesures a également montré des évolutions horaires très différentes entre les concentrations modélisées et les concentrations mesurées. Le profil horaire des émissions constant serait probablement à revoir, comme l'indiquent notamment les mesures réalisées sur le site « Plateau de Bonnevaux ». Les caractéristiques du modèle expliquent également en partie ce phénomène.

Le scénario de coupure testé montre bien un impact sur les concentrations de PM10 lié à la réduction des émissions d'ammoniac, avec des écarts pouvant être importants sur les concentrations. Cependant, sur la période testée, il y a peu d'impacts sur les dépassements en PM10. Toutefois, avant de pouvoir utiliser des scénarios, les efforts sont à poursuivre pour une meilleure cohérence modèle-mesures en affinant les émissions notamment.

→ Malgré les mesures réalisées et les tests de modélisation effectués, **de nombreuses interrogations persistent sur l'évolution temporelle et spatiale des concentrations d'ammoniac**. Dans la poursuite de ce travail, l'appareil de mesures en continu situé sur le plateau de Bonnevaux a été déplacé sur la station de Lyon périphérique afin d'obtenir des mesures en continu en parallèle en sites urbain et trafic de l'agglomération lyonnaise.

Concernant les profils temporels d'émission et la modélisation, une nouvelle révision des profils temporels semble un préalable indispensable, en prenant mieux en compte les paramètres pouvant influencer les émissions tels que la température et le ph du sol notamment.

# Annexe 1

## Emplacement des sites de mesures

