POLITIQUES D'AMELIORATION DE LA QUALITE DE L'AIR GRACE AUX PRATIQUES AGRICOLES (POLQA)

Mars 2021

RAPPORT FINAL

INERIS maîtriser le risque pour un développement durable | INRAE | AGRICULTURES & TERRITOIRES CHAMBRES D'AGRICULTURE | AgroParisTech | CITEPA | ARVALIS Institut du végétal

REMERCIEMENTS

Consortium de recherche
Sophie Agasse (APCA puis UNIFA)
Bertrand Bessagnet (Ineris puis Citepa puis JRC)
Augustin Colette (Ineris)
Florian Couvidat (INERIS)
Anaïs Durand (Citepa)
Karine Dufossé (INRAE)
Sophie Génermont (INRAE)
Jean-Marc Gilliot (AgroParisTech)
Hélène Lagrange (Arvalis)
Gwenaelle Leborgne (Citepa)
Etienne Mathias (Citepa)
Frederik Meleux (INERIS)
Palmira-Valentina Messina (INERIS)
Maharavo Marie Julie Ramanantenasoa (INRAE)
Elsa Real (INERIS)
Simone Schucht (INERIS)
François Taulemesse (Arvalis)
Robert Trochard (Arvalis)

Comité de pilotage
Isabelle Coll (LISA)
Guillaume Gay (MTES)
Nathalie Poisson (ADEME)

CITATION DE CE RAPPORT

MELEUX Frédérik, GENERMONT Sophie, MATHIAS Etienne, TAULEMESSE François, GILLIOT Jean-Marc, MESSINA Palmira, COUVIDAT Florian, SCHUCHT Simone, AGASSE Sophie, COLETTE Augustin, DURAND Anaïs, DUFOSSE Karine, LAGRANGE Hélène, LEBORGNE Gwenaelle, RAMANANTENASOA Maharavo Marie Julie , REAL Elsa, TROCHARD Robert, BESSAGNET Bertrand, 2021. POLQA : POLITIQUES D'AMELIORATION DE LA QUALITE DE L'AIR GRACE AUX PRATIQUES AGRICOLES. 108 pages.

Si le rapport est en ligne ajouter :
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'oeuvre 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 est diffusé par l'ADEME
ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01
Numéro de contrat : 1662C0023

Projet de recherche coordonné par : Frédérik Meleux (INERIS)
Appel à projet de recherche : APR PRIMEQUAL Agriculture et Qualité de l'Air 2016

Coordination technique - ADEME : Poisson Nathalie ingénieur
Direction/Service : XXXXX

SOMMAIRE

RÉSUMÉ 6

ABSTRACT 7

1. POURQUOI REDUIRE LES EMISSIONS D'AMMONIAC VERS L'ATMOSPHERE ? 8

2. COMMENT DETERMINER DES REDUCTIONS D'EMISSIONS D'AMMONIAC DANS L'AIR ET EVALUER LES EFFETS ? 13

2.1. Définition des scénarios d'émission 13
2.1.1. Situations de référence 14
2.1.1.1.1. Scénario "BASE" 15
2.1.1.2. Scénario « REF » 18
2.1.2. Emissions d'ammoniac issues de mesures court terme 20
2.1.2.1. Analyse préliminaire 21
2.1.2.2. Scenarios de suspension retenus 21
2.1.3. Emissions d'ammoniac issues de mesures long terme 22
2.1.3.1. Scénario « meilleures pratiques d'épandage » pour les engrais minéraux 27
2.1.3.1.1. Scénario de substitution de 60% de l'urée par l'ammonitrate 27
2.1.3.1.2. Scénario d'incorporation de l'urée dans les 24 h après l'apport 28
2.1.3.2. Scénarios « meilleures pratiques d'épandage » pour les PRO 28
2.1.3.3. Scénarios maximal fictif « meilleures pratiques d'épandage » pour tous les engrais 29
2.1.4. Récapitulatif des scenarios évalués et de leur modalité d'évaluation 30

2.2. Moyens d'estimation des impacts des mesures de réductions d'émissions d'ammoniac 32
2.2.1. Impacts des scénarios sur la qualité de l'air 32
2.2.1.1. *Scénarios court terme* 32
2.2.1.2. Scénarios long terme 34
2.2.2. Effets de la suspension sur le potentiel de production Agricole 35
2.2.2.1. Modèle de culture 35
2.2.2.2. Situations agro-climatiques 35
2.2.2.3. Stratégies de fertilisation azotée 36
2.2.2.4. Modalités d'évaluation des impacts agronomiques 36
2.2.3. Analyse coûts/bénéfices 36
2.2.3.1. Evaluation des coûts 37
2.2.3.2. Evaluation des bénéfices sanitaires 40

2.3. Synthèse des moyens mobilisés pour étudier les scénarios de réduction de l'ammoniac dans l'air 41

3. APPLICATION DES MESURES DE REDUCTION D'AMMONIAC : QUELS EFFETS ? 43

3.1. Suspension des épandages en situation d'épisode 43
3.1.1. Effet global de la durée et de la position des fenêtres de suspension sur les émissions d'ammoniac 43
3.1.2. Emissions d'ammoniac pour les différents scenarios de suspension retenus 45
3.1.3. Impacts sur la qualité de l'air 45
3.1.4. Impacts sur le potentiel de productivité agricole 47
3.1.5. Conclusions et recommandations 51

3.2. Scénarios de long terme 51
3.2.1. Incidences sur les émissions d'ammoniac 51
3.2.1.1. Pratiques actuelles – émissions de référence 51
3.2.1.2. Scénario « meilleures pratiques d'épandage » pour les engrais minéraux 52
3.2.1.2.1. Scénario de substitution de 60% de l'urée par l'ammonitrate 52
3.2.1.2.2. Scénario d'incorporation de l'urée dans les 24 h après l'apport 54
3.2.1.3. Scénarios « meilleures pratiques d'épandage » pour les PRO 54
3.2.1.3.1. Injection des PRO liquides 54
3.2.1.3.2. Incorporations post-application des PRO 55
3.2.1.4. Scénario maximal fictif « meilleures pratiques d'épandage » pour tous les engrais 58
3.2.2. Impacts sur la qualité de l'air de la substitution de l'urée par de l'ammonitrate 61
3.2.3. Analyse coûts-bénéfices 71
3.2.3.1. Coûts des mesures additionnelles 71
3.2.3.2. Effets sanitaires évités grâce aux mesures additionnelles 72
3.2.3.3. Ratios coûts bénéfice ou bénéfices nets 73
3.2.4. Conclusions et recommandations 74

4. CONCLUSION / PERSPECTIVES 76

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 78

INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES 83

RÉSUMÉ

Un des problèmes majeurs en qualité de l'air est la persistance de concentrations élevées en particules (PM) en particulier dans les zones urbaines. La France est régulièrement soumise à de pics de particules fines (PM10) notamment à la fin de l'hiver et au début du printemps, période où la fréquence des situations météorologiques favorables à l'accumulation des polluants se conjugue à des épandages agricoles soutenus. Le rôle de l'agriculture est souvent souligné pour ces pics de PM_{10}, et ce même pour les concentrations observées en villes. Les aérosols incriminés dans ces pics de pollution sont des particules secondaires inorganiques de nitrate d'ammonium formées dans l'atmosphère à partir d'émissions anthropiques de gaz : oxides d'azote (NOx) et ammoniac (NH_3). Les émissions d'ammoniac attribuées à l'agriculture ne sont pas seules responsables car les particules concernées ne seraient pas formées en l'absence des oxydes d'azote (NOx) émis par les secteurs routier, industriel ou résidentiel. Néanmoins leur contribution sur la hausse des concentrations de particules à cette période est suffisamment importante pour inciter les pouvoir publics à prendre des dispositions pour limiter son influence sur la qualité de l'air. Par ailleurs, si des mesures de réductions d'émission ont déjà été prises pour les autres secteurs d'activité, on peut noter que les précurseurs de particules fines du secteur agricole ont été moins visés.

Dans ce contexte, le projet POLQA a été conçu pour explorer des scénarios de mesure de réductions des émissions d'ammoniac concernant à la fois la gestion de situation d'urgence, à savoir prise de mesure dans l'optique d'agir vite et efficacement sur un épisode de pollution annoncé ou en cours, et la gestion sur le long terme qui est la plus efficace pour diminuer l'exposition de la population à la pollution chronique.

La mise en œuvre de ces mesures qu'elles soient sur le long terme ou sur le court terme s'avère assez concluantes en termes d'effet sur les concentrations d'ammoniac dans l'air mais avec une implication limitée sur la diminution des particules du fait d'un excès d'ammoniac ambient dans les régimes de formation des particules inorganiques.

Les actions court termes certainement difficiles à mettre en œuvre pourraient également perturber le rendement agricole rendant l'acceptabilité de la mesure complexe auprès de la profession.

L'effet des mesures de long-terme testées dans POLQA bien que limité sur les concentrations en particules est bénéfique sur le plan sanitaire du fait de la baisse d'exposition de la population aux particules, bénéfices qui en conversion monétaire absorbent nettement les coûts d'application des mesures. Cette conclusion est très encourageante car les mesures testées ne sont pas les plus ambitieuses et donc pas les plus atténuatives de la volatilisation d'ammoniac.

ABSTRACT

One of the major air quality problems is the persistence of high concentrations of particulate matter (PM), particularly in urban areas. France is regularly affected by pollution episode of fine particles (PM10) especially in late winter and early spring, when favourable meteorological conditions and intensive agricultural spreading occurred. The role of agriculture is often spotlighted for contributing to these PM10 peaks, even for concentrations observed in cities. Aerosols involved in these pollution peaks are secondary inorganic ammonium nitrate particles formed in the atmosphere from anthropogenic emissions of nitrogen oxides (NOx) and ammonia (NH3). Ammonia emissions attributed to agriculture are not solely responsible because the particles concerned would not be formed without nitrogen oxides (NOx) emitted by the road, industrial or residential sectors. Nevertheless, their contribution to the increase in particulate matter concentrations during this period is sufficiently important to encourage public authorities to take measures to limit their influence on air quality. Moreover, if emission reduction measures have already been taken for the other sectors of activity, it's worth noting that the precursors of fine particles from the agricultural sector have been less targeted.

In this context, the POLQA project was designed to explore scenarios of ammonia emission reduction abatement concerning both emergency management, i.e. taking measures in order to act quickly and efficiently on an upcoming or ongoing pollution episode, and long-term management which is the most efficient way to reduce the population's exposure to chronic pollution.

The implementation of these measures, whether they are long or short term, is quite conclusive in terms of effect on ammonia concentrations in the air but limited in terms of reduction of particles concentrations due to an excess of ambient ammonia in the chemical process of formation of inorganic particles.

Short-term actions that are certainly difficult to implement could also disrupt agricultural yields, making the acceptability of the measure complex.

The effect of the long-term measures tested in POLQA, although limited, on particulate matter concentrations is beneficial from a health point of view because of the reduction in the population's exposure to particulate matter, benefits which in monetary conversion clearly absorb the costs of implementing the measures. This conclusion is very encouraging because the measures tested are not the most ambitious and therefore not the most mitigating ammonia volatilization.

1. Pourquoi réduire les émissions d'ammoniac vers l'atmosphère ?

Alors que l'agriculture est mise en cause depuis déjà plusieurs décennies pour ses impacts sur la qualité des eaux (nitrate et pesticides) et pour sa contribution au changement climatique (émissions de protoxyde d'azote et de méthane), la question de sa contribution à la pollution atmosphérique a émergé plus récemment au cours des deux dernières décennies dans le débat public. En effet, la mise en évidence de la contribution des émissions atmosphériques d'ammoniac dans le développement des épisodes printaniers de pollution aux particules a conduit les pouvoirs publics à s'interroger sur les leviers d'action dans ce secteur afin de les réduire. L'ammoniac, gaz émis à 93% (en 2019[1]) par les activités agricoles en France, est impliqué dans la formation des particules secondaires de petite taille ($PM_{2.5}$ particules de taille inférieure à 2.5 µm) dont l'effet sanitaire est responsable de 40000 morts estimés par an en France dus à la pollution de l'air (Médina et al., 2021). La réduction de ses émissions est donc devenue un enjeu pour l'amélioration de la qualité de l'air en France. Les émissions d'ammoniac sont réglementées en Europe par l'intermédiaire du protocole de Göteborg de la Convention sur le Transport des Polluants à Longue distance (CLRTAP) de la Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies (1999 et révisé en 2012), et par la Directive européenne sur les Plafonds Nationaux d'Emission (Directive NEC 2001/81/CE du 23 Octobre 2001). La directive NEC (National Emission Ceilings) est transposée en droit français et a fait l'objet d'une révision adoptée en Décembre 2016 afin de définir de nouveaux objectifs à l'horizon 2030. Elle conduit à des plafonds plus sévères pour les émissions d'ammoniac dans les Etats Membres. La France s'engage à réduire ses émissions de NH3 de 13 % en 2030 par rapport au niveau d'émission de 2005.
Dans ce contexte, le projet Polqa a cherché à évaluer l'impact des stratégies de réduction des émissions sur la qualité de l'air, en analysant la faisabilité technique et économique de différentes mesures.
Le projet s'intéresse plus spécifiquement aux effets des mesures sur les épisodes de particules fines qui ont lieu au printemps, l'agriculture étant identifiée comme un contributeur significatif pour ces pics de pollution de l'année. Il a permis d'alimenter la réflexion sur la gestion de la pollution particulaire en France et de ses épisodes auxquels les citoyens sont particulièrement sensibilisés depuis l'épisode de Mars 2014 qui a abouti à la mise en place de la circulation alternée.

La pollution atmosphérique est l'un des enjeux environnementaux les plus préoccupants en France et en Europe, et en particulier la pollution particulaire. Les publications récentes de l'Organisation mondiale pour la Santé (http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/) sur son caractère cancérigène et celles issues de différents projets de recherche et études d'impact (CAFE[2], APHEKOM[3]) sur la réduction de l'espérance de vie des citoyens européens imputable aux particules ont renforcé cet intérêt. L'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) estime qu'au niveau global la pollution atmosphérique extérieure serait responsable de 4,2 millions de morts prématurées. Un rapport de l'Agence européenne de l'Environnement sur la pollution atmosphérique, publié en novembre 2020, faisait état de 420 000 morts prématurées en Europe encore imputable à la pollution atmosphérique[4]. Le projet APHEKOM (http://www.aphekom.org/web/aphekom.org/home) permettait d'estimer que le respect des valeurs guides de l'OMS en particulier pour ce qui concerne les niveaux de particules dans l'air ambiant, permettrait d'augmenter l'espérance de vie des habitants des villes européennes étudiées de 3,6 à 7,5 mois, induisant un bénéfice économique substantiel. En effet, l'étude d'impact du paquet « qualité de l'air » publiée en 2013 par la Commission Européenne faisait état d'une estimation des dommages sanitaires et environnementaux de la pollution atmosphérique de l'ordre de 23 milliards d'euros par an.

[1] Citepa, édition mars 2021. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France métropolitaine, format CEE-NU

[2] Clean Air For Europe

[3] Improving Knowledge and communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe

[4] http://www.eea.europa.eu/media/newsreleases/many-europeans-still-exposed-to-air-pollution-2015

La nécessité de développer des politiques ambitieuses de gestion de la pollution particulaire par la réduction des émissions des particules et de leurs précurseurs ne fait donc pas débat.
En France comme ailleurs en Europe, les niveaux de particules restent encore trop élevés, par rapport à la réglementation, notamment les seuils de concentrations établis dans la Directive qualité de l'air 2008/50/CE du 21 mai 2008, et a fortiori aux valeurs guides de l'OMS. On enregistre encore des dépassements de la valeur limite journalière pour les PM_{10}, (50 $\mu g/m^3$ à ne pas dépasser plus de 35 jours par an) voire de la valeur limite annuelle (40 $\mu g/m^3$) dans plusieurs villes françaises (en dehors de la situation particulière de l'année 2020). L'objectif de qualité de 20 $\mu g/m^3$ pour les particules fines $PM_{2.5}$ est encore dépassé en plusieurs points du territoire. Face à ce constat, la France a été condamnée par la cour européenne de justice et par le conseil d'état pour ne pas être parvenue à se mettre en conformité avec les obligations fixées par la directive européenne de la qualité de l'air.
Les causes de ces dépassements sont multiples et répondent à différents types de situations assez bien connues. On distingue généralement les pics de pollution particulaire hivernaux dûs à des conditions atmosphériques très froides et stables qui plaquent les polluants au sol et empêche leur dispersion, les émissions étant favorisées par un usage plus intensif des moyens de chauffage, notamment au bois dans certaines régions. Les épisodes printaniers se développent fin février et en mars avril, lorsque les températures commencent à se radoucir, favorisant certaines réactions chimiques de fabrication de composés s'agglomérant dans les particules, tels que le nitrate d'ammonium. Ces produits sont générés en plus grande quantités, si la période coïncide avec celle des épandages agricoles propices aux émissions d'ammoniac. Ces processus ont été mis en évidence en France notamment à l'occasion de plusieurs épisodes de pollution particulaire étudiés par l'INERIS dans le cadre de ses travaux pour le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air depuis 2007.

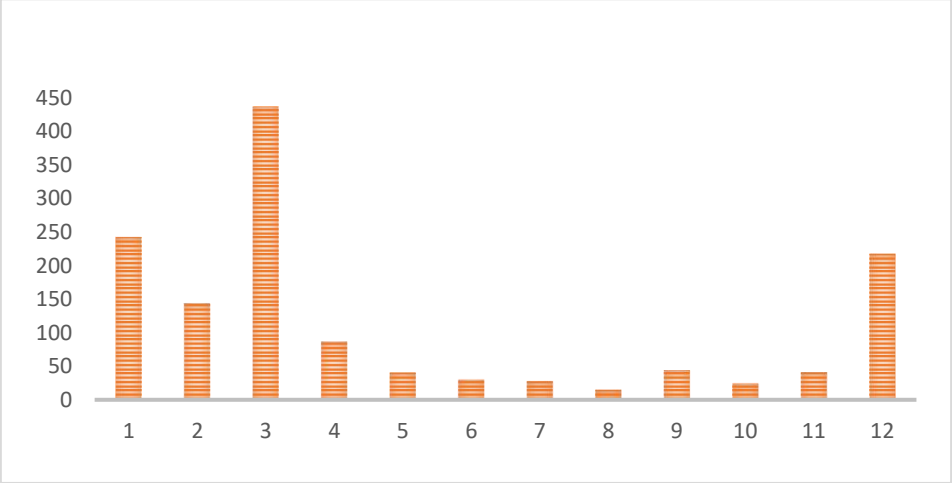


*Figure 1 : Nombre moyen de dépassements mensuels de la valeur limite journalière PM_{10} (50 $\mu g/m^3$) sur la période 2013-2018. **Source** : GEOd'air/LCSQA*

Les observations de surface attestent (Figure 1) de l'importance des épisodes de pollution en PM_{10} survenant au mois de mars, avec une forte variabilité interannuelles dépendant en partie des conditions météorologiques (Figure 2).

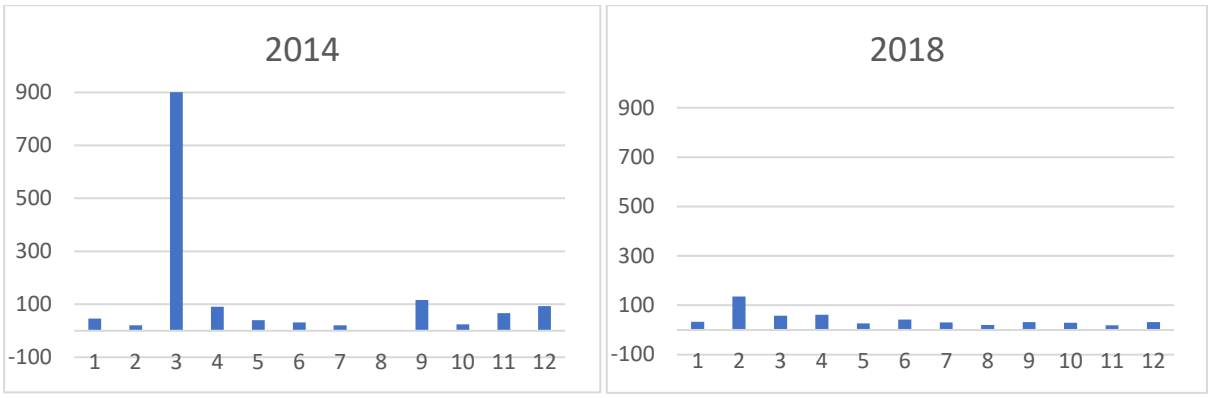


Figure 2 : Nombre moyen de dépassements mensuels de la valeur limite journalière PM_{10} (50 µg/m³) pour les années 2014 (à gauche) et 2018 (à droite). Source : GEOd'air/LCSQA

Sur ces épisodes, les mesures de composition du réseau CARA (Favez et al., 2021) montre une forte contribution du nitrate d'ammonium. Ce fut notamment le cas en 2010-2011 (Figure 3) où les principaux épisodes de pollution en PM_{10} ont tous montré une contribution importante de matière inorganique avec une forte prépondérance du nitrate d'ammonium.

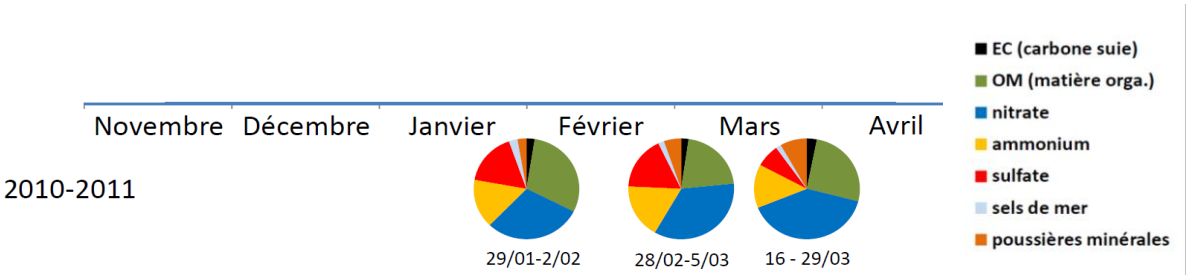


Figure 3 : Composition des particules PM_{10} à Petit-Quevilly en 2010-2011 lors des épisodes de pollution les plus marquants (période excédant 5 jours). Source CARA.

Ils justifient l'effort de réduction des émissions d'ammoniac qui doit être consenti comme celui de réduction des émissions d'autres polluants. Selon Erisman et Schaap (2004) les concentrations de la part inorganique des particules ne peuvent être efficacement réduites que si les trois gaz précurseurs que sont les NOx (oxydes d'azote) SOx (composés soufrés) et NHx (azote ammoniacal) sont réduits de la même ampleur. Néanmoins, le '' paysage chimique '' de l'Europe change; le potentiel impact de réduction de NH_3 dans la stratégie de diminution des concentrations de PM évolue. Le secteur agricole est responsable d'environ 96% du total des émissions anthropiques de NH_3 dans l'UE et également en France. Depuis les années 2000, les émissions de plusieurs polluants affichent une tendance à la baisse, du fait des différentes mesures prises par l'état (Figure 4)

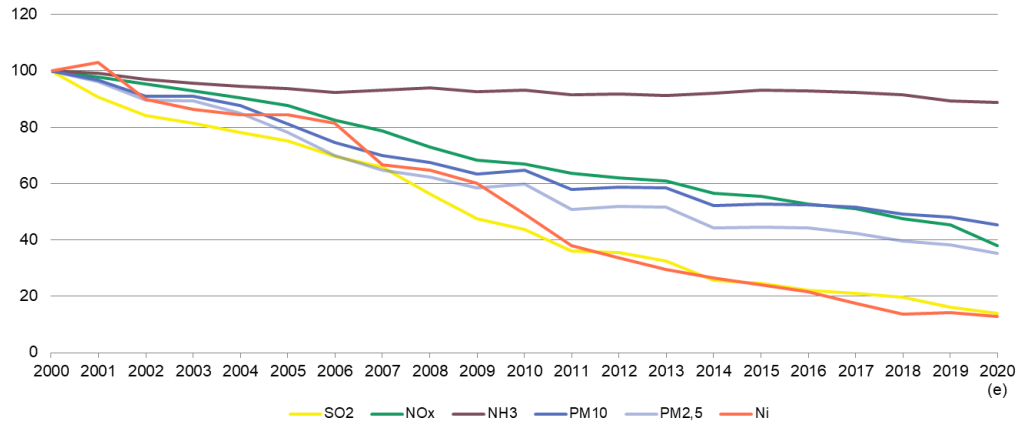


Figure 4 : évolution des émissions (pour la France métropolitaine) des principaux polluants réglementés de 2000 à 2020. En indice base 100 des émissions en 2000. Source : Citepa, avril 2021.

Les émissions d'ammoniac sont en grande partie dues aux effluents des animaux d'élevage et à l'épandage d'engrais minéraux et organiques.
Pour respecter ces nouvelles exigences, la France a défini le Plan national de Réduction des Emissions de Polluants Atmosphériques (PREPA) qui fixe la stratégie de l'état pour réduire les émissions. Il décrit un certain nombre de mesures et d'actions établies comme les plus pertinentes pour atteindre les objectifs de réduction des émissions. Parmi celles-ci, sont définies des mesures visant la réduction de la volatilisation d'ammoniac liée aux épandages de matières fertilisantes, en substituant notamment des engrais minéraux par des formes d'engrais moins émissives et en adaptant les pratiques et les modalités d'apport des engrais.
Ces diminutions des émissions du secteur agricole, pour leur rôle dans la formation des particules secondaires et dans le développement de certains épisodes de pollution printaniers, doivent conduire à une amélioration de la qualité de l'air et du respect des valeurs limites des concentrations de polluants atmosphériques.

Le projet POLQA (Figure 5) avait donc comme objectif de développer et de mettre en œuvre un ensemble d'outils dédiés à l'évaluation de l'impact de stratégies de réduction des émissions d'ammoniac sur les niveaux de particules en France en s'appuyant sur des bases de données, des modèles numériques, la connaissance des pratiques agricoles et les coûts induits.

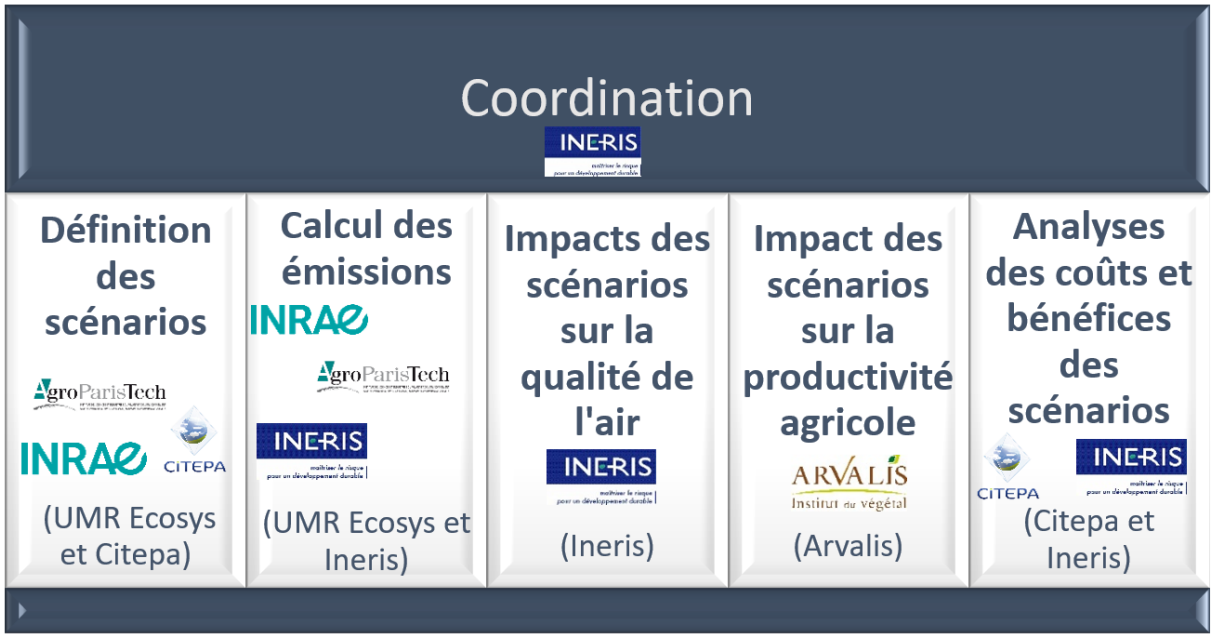


Figure 5 : Organisation des axes de travail du projet POLQA

2. Comment déterminer des réductions d'émissions d'ammoniac dans l'air et évaluer les effets ?

Le projet PolQA a étudié différents scénarios de réductions d'émission d'ammoniac en commençant par améliorer significativement la spatialisation et la temporalité des inventaires de référence des émissions d'ammoniac. Une suite de modèles a été adaptée et mise en œuvre : (i) le modèle d'émissions d'ammoniac Cadastre NH_3 de l'UMR INRAE AgroParisTech EcoSys, (ii) le modèle de qualité de l'air CHIMERE développé par l'INERIS et le CNRS et (iii) le modèle de quantification et de monétarisation des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique Alpha-RiskPoll (ARP) exploité par l'INERIS et utilisé dans l'analyse coûts-bénéfices mise en œuvre dans PolQA. Les objectifs de ce projet étaient

- De développer un outil pérenne de développement et d'analyse de scénarios de réduction d'émissions d'ammoniac issues des épandages.
- D'objectiver par la modélisation l'efficacité de scénarios long-terme de réduction d'émissions d'ammoniac par modifications des pratiques d'épandage et l'amélioration des technologies, tout en établissant les couts et bénéfices associés.
- D'analyser par modélisation la pertinence d'actions de court-terme sur les pratiques agricoles lors d'un épisode de pollution en partie imputable aux émissions d'ammoniac (épisodes printaniers de pollution aux particules fines)

L'année cible est l'année météorologique 2011 qui comporte un épisode majeur de pollution aux particules début Mars 2011. Ce projet bénéficie des travaux du projet Primequal Amp'Air (convention ADEME n° 1660C0013, 2016-2021) qui traite de l'amélioration de la représentation des émissions d'ammoniac issues de l'agriculture en général et des fertilisations azotées des cultures en particulier. Amp'Air a notamment montré l'intérêt d'utiliser des inventaires d'émission d'ammoniac très résolus, à la fois spatialement et temporellement en entrée des modèles de qualité de l'air comme CHIMERE. L'inventaire CADASTRE-NH3 développé dans Amp'Air sert de référence pour les travaux de Polqa afin de concevoir et d'évaluer des mesures de réduction d'émissions d'ammoniac du secteur agricole.
Le calcul des émissions d'ammoniac issues de l'épandage est complexe, il dépend notamment de la météorologie (vent, température, humidité), et des pratiques d'épandage liées elles-mêmes à la météorologie en autorisant certaines fenêtres d'applications. Dans les modèles de qualité de l'air, les émissions d'ammoniac sont souvent traitées en utilisant des profils d'émissions climatologiques en moyenne mensuelle et inchangées d'une année à l'autre. Les scénarios réalisés dans le cadre des travaux d'élaboration du PREPA et ceux plus généralement mentionnés dans les publications scientifiques évoquées dans les paragraphes précédents sont réalisés à partir de ces profils moyens mensuels.
Ainsi, par rapport aux travaux antérieurs, les différents aspects novateurs du projet sont multiples :

- Création de scénarios d'évolution des pratiques d'épandage spatialisées.
- Réalisation de scénarios d'émissions haute-résolution, prenant en compte la variabilité régionale des pratiques, en amont de l'outil Cadastre NH_3
- Analyse de scénarios long-terme sur l'agriculture basée sur des simulations de qualité de l'air intégrant des émissions réalisées avec l'outil Cadastre NH_3
- Analyse de scénarios court-terme permettant d'objectiver la pertinence d'une action d'urgence de gestion des épisodes aux particules fines lors d'épisodes de particules fines. Ce thème n'a jamais été étudié auparavant, particulièrement avec des données d'entrée aussi finement résolues.
- Création d'une chaine de modélisation complète pour étudier des scénarios de modifications des pratiques d'épandage allant de l'émission au calcul des bénéfices sur la santé, en passant par les coûts de mesures

2.1. Définition des scénarios d'émission

La première option du projet était de concevoir un modèle de simulation des pratiques agricoles d'épandage : ce modèle devait être contraint, pour les produits résiduaires organiques (PRO) issus des élevages, par la nécessité d'en épandre une quantité prédéfinie, la disponibilité des terres d'épandage (cultures en végétation, météorologie…) et le calendrier d'épandage, directement calé sur l'analyse du calendrier réglementaire. L'épandage minéral n'était contraint quant à lui que par les besoins des cultures et conditions (météorologie…). Ce modèle de simulation devait permettre de simuler les pratiques de fertilisations actuelles, en particulier obtenir une répartition spatiale et temporelle des itinéraires techniques et des épandages. Il devait permettre de proposer des scénarios prospectifs en agissant sur la réglementation, la quantité de matériel, et la quantité de main d'œuvre disponible, en intégrant des dimensions complexes nouvelles (parcelles caillouteuses, distances réglementaires, distances à parcourir, etc)

Cet objectif de POLQA rejoignait celui poursuivi par le projet Amp'Air, qui était de produire des scénarios de pratiques agricoles les plus réalistes possibles, d'une part, et en cohérence avec les fonctionnalités du modèle Volt'Air d'autre part. L'idée était de s'affranchir du recours aux enquêtes AGRESTE sur les pratiques culturales, car il est difficile d'y avoir accès, l'analyse en est assez fastidieuse, et elles ne sont en outre réalisées qu'environ tous les 5 ans.

Pour y parvenir, l'intégration de contraintes multiples à un niveau de résolution spatial et temporel fin aurait nécessité l'implication de ressources importantes. Devant la difficulté de la tâche, cette option a donc été abandonnée. L'UMR EcoSys s'est alors appuyée sur la plateforme Cadastre_NH_3 développée dans le projet éponyme (Génermont et al., 2014) et amélioré et évalué en parallèle du projet PolQA dans le projet Amp'Air (Génermont et al., 2021) : Cadastre_NH_3 associe au modèle de volatilisation au champ Volt'Air les bases de données temporalisées et géoréférencées ad'hoc pour le faire tourner à l'échelle de la France et de l'année culturale. Il s'agit en particulier de renseigner les pratiques de fertilisation sur la base des données d'enquêtes des pratiques culturales réalisées à fréquences régulières (SSP, AGRESTE) analysées de manière spécifique (Ramanantenasoa et al., 2018), pour en donner une image à la fois spatiale et temporelle réaliste pour chaque région administrative, incluant les dates, les doses et les formes des apports selon les types de cultures.

C'est donc sur cette base que des scénarios prospectifs ont été conçus, dans l'objectif de concourir à l'appui aux politiques publiques. Un des objectifs du projet POLQA par exemple était d'affiner certaines des évaluations réalisées pour le PREPA en 2015[5] sur une base plus ancrée dans la réalité de terrain à partir de la connaissance des spécificités régionales des pratiques agricoles.

Deux types de scénarios ont été étudiés dans le projet PolQA :

- les scénarios d'urgence, aussi appelés « court terme », de suspension des fertilisations lors de pic de pollution particulaire de printemps dans l'objectif d'en limiter l'intensité et la portée ;
- les scénarios réellement structurants aussi appelés « long terme » reposant sur une analyse des possibilités d'évolution des pratiques d'épandage (quantités, types de produit, matériels, délais), en jouant sur différents leviers et contraintes pour réduire de manière durable les émissions d'ammoniac liées aux fertilisations azotées.

2.1.1. Situations de référence

Le scénario de référence a donc été produit sur la base de l'outil Cadastre_NH_3, qui repose sur l'utilisation des données d'enquêtes (données passées et donc par nature réalistes pour l'année concernée) via une analyse qui permet d'intégrer ces informations dans Volt'Air ainsi que d'autres données temporalisées et spatialisées (notamment pour la météorologie).

Un descriptif du fonctionnement de Volt'Air est présenté dans le rapport du projet Ampair (Genermont et al., 2021). Ce modèle utilise une simple combinatoire gérée par les dates de fertilisations et la diversité des situations rencontrées en croisant les pratiques d'une région (par PRA, par type de culture de la PRA,

[5] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/06-2_PREPA_Rapport_principal.pdf

par ITK, par apport dans l'ITK de cette culture dans cette région, par type d'engrais dans cet apport de cet ITK de cette culture de cette région = 1 apport). Les données d'entrée concernent donc les pratiques (date, dose, forme), les engrais (propriétés physiques, hydrodynamiques et physico-chimiques), les sols (propriétés physiques, hydrodynamiques et physico-chimiques) et la météo (Tair, HRair, vent, Rg, pluviométrie).

Au démarrage du projet, les informations avaient été analysées pour l'année culturale 2010-11 dans le projet Cadastre_NH_3 mais l'intégration de cette année culturale avec ses spécificités dans la plateforme Cadastre_NH_3 n'avait pas encore été réalisée. Elle s'est faite conjointement pour les deux projets Amp'Air et PolQA, et a mobilisé finalement beaucoup d'énergie : la méthode a en effet été substantiellement améliorée, d'une part dans l'objectif de répercuter l'évolution des données d'enquêtes sur les engrais et leur modalités d'application en elles-mêmes, et, d'autre part, dans la perspective d'inclusion des scénarios de réduction de manière adaptée au projet PolQA.

L'année culturale sur laquelle s'est centrée l'étude a donc été imposée par la disponibilité des données d'enquêtes culturales analysées : cette année, qui va du printemps 2010 à l'automne 2011, est particulièrement homogène entre régions, avec une pointe des émissions observée surtout en avril 2011. Un épisode de pollution particulaire a bien été observé au printemps 2011 : il a été moins intense et moins médiatisé que ceux d'autres années (2014), mais il s'est caractérisé par son étalement dans la durée, sur la quasi-totalité du mois de mars.

La plateforme Cadastre_NH_3 est décrite dans le rapport final et les publications du projet Cadastre_NH3 (Génermot et al., 2014 ; Ramanantenasoa et al., 2018 ; Génermont et al., 2018). L'implémentation de l'année culturale 2010-11 est décrite dans le rapport final du projet Amp'Air : nous n'en faisons ici qu'un rappel succinct.

Nous avons travaillé en 2 étapes : eu égard au relativement faible volume de données disponibles dans les enquêtes pratiques culturales au regard de la variété et de la précision des informations que nous cherchions à en extraire, à la méthode retenue pour son analyse, et aux règles de respect du secret statistique imposées par le SSP[6] et le CASD[7], nous avons scindé leur analyse en deux temps :

- Dans un premier temps, l'analyse nous a permis de produire les itinéraires de fertilisation c'est-à-dire les manières de fertiliser une culture, incluant les détails nécessaires en termes de date, dose et forme d'apport. Nous avons ainsi construit le premier scénario, dit scénario « BASE », aussi nommé pour la chaine de simulation CAS01, ne prenant pas en compte les éventuelles pratiques d'abattement de la volatilisation d'ammoniac mises en œuvre.
- Dans un deuxième temps, nous avons analysé les pratiques d'abattement, et nous les avons implémentées dans le scénario de référence (« REF », aussi nommé pour la chaine de simulation CAS02), représentatif de la réalité agricole française pour l'année 2010-11. Nous explicitons ici plus amplement comment nous avons procédé pour implémenter ces pratiques, puisqu'elles sont au centre d'une partie des scénarios explorés par le projet PolQA et des préoccupations des politiques publiques concernant la maitrise de la volatilisation d'ammoniac.

2.1.1.1.1. Scénario "BASE"

L'approche est une approche « bottom-up » qui repose sur l'utilisation combinée de deux types de ressources :

- le modèle mécaniste de prédiction de la volatilisation d'ammoniac au champ, Volt'Air qui simule la dynamique et le cumul des flux de volatilisation d'ammoniac après épandage sur sol nu de produits résiduaires organiques (lisiers, fumiers, composts, digestats…) (Génermont et Cellier, 1997 ; Garcia et al., 2012) ou de fertilisants minéraux (ammonitrate, urée, solution azotée) (Le Cadre et al., 2008) (https://www6.versailles-grignon.inrae.fr/ecosys/Productions/Logiciels-Modeles/VOLT-AIR). C'est un modèle 1D qui prend en compte de manière modulaire les

[6] Service de la statistique et de la prospective

[7] Centre d'accès sécurisé aux données

principaux facteurs d'influence de deux compartiments - le sol et l'atmosphère : la description explicite des processus impliqués dans le sol (équilibres entre les différentes formes chimiques de l'intrant, transferts hydriques, thermiques et de solutés dans le sol, puits et sources) permet le calcul de la concentration de l'ammoniac en phase gazeuse à l'interface entre le sol et l'atmosphère et, in fine, à partir des conditions micrométéorologiques locales, du flux de volatilisation.

- L'échelle spatiale est la parcelle agricole et l'échelle temporelle est de plusieurs jours à quelques semaines avec un pas de temps infra horaire, horaire ou pluri-horaire. Le compartiment sol est divisé en plusieurs couches sur 1 mètre de profondeur environ.
- les bases de données géo-référencées à l'échelle de l'unité spatiale qui est la Petite Région Agricole (PRA) pour la distribution des types de sol (European Soil Data Base) et leurs propriétés (FAO), les conditions météorologiques à un pas de temps horaire (modèle SAFRAN, MétéoFrance) et les informations sur la fertilisation azotée : dates, doses, formes, méthodes d'apport et d'abattement (recensement agricole et enquêtes du Ministère Français de l'Agriculture (Service de la Statistique et de la Prospective, AGRESTE), les surfaces occupées par chaque type de culture sur les espaces agricoles (Corine Land Cover) à partir des cartographies du Registre Parcellaire Graphique (RPG) des déclarations PAC (Politique Agricole Commune) des agriculteurs, ainsi que l'expertise française (INRAE, Instituts Techniques) sur les propriétés physico-chimiques des produits résiduaires organiques.

- La génération des entrées des modélisations est réalisée via des Systèmes d'Information Géographique (SIG) en croisant les différentes couches d'informations : une approche combinatoire a été retenue pour reproduire toutes les situations représentatives de l'année culturale sur le territoire étudié. Le modèle Volt'Air a ainsi été exécuté sur toutes les combinaisons de données d'entrée représentatives de chacune des PRA, soit sur plus de 65 000 combinaisons de situations pour l'ensemble de la France, 17 000 environ concernant les apports produits résiduaires organiques (PRO) et 48 000 concernant les engrais minéraux. Les émissions d'ammoniac sont obtenues pour chaque PRA à un pas de temps horaire, et peuvent être agrégées ou désagrégées selon les besoins : spatialement, d'une maille de quelques kilomètres carrés à la France entière en passant par les départements et les régions ; temporellement, de l'heure à l'année culturale.

L'UMR EcoSys s'est attachée à adapter l'outil aux besoins du projet. Par exemple, une approche plus complexe des types d'engrais apportés a été mise au point, pour affiner l'évaluation de l'efficacité des pratiques d'abattement par type d'engrais et a conduit à incorporer un niveau de détails plus complexe pour les PRO : 3 PRO dominants ont été retenus par culture par PRA au lieu d'un seul, avec dans tous les cas 1 seul apport de PRO par culture) afin de générer une image plus précise des émissions, et de décrire plus finement les épandages de produits minéraux grâce à un nouveau niveau de réponses dans l'enquête AGRESTE (description des produits par apport).

Une représentation simplifiée des PRO a été retenue pour l'année 2010-11 en les agrégeant en 8 catégories selon la proximité de leurs caractéristiques physico-chimiques principales (pH; teneur en azote total et ammoniacal, teneur en matière sèche et forme (liquide, pâteux, solide humide et solide sec)) ainsi que leur susceptibilité à la volatilisation :

- BOUESPK : Boues industrielles, boues résiduaires de station d'épuration ou d'industries agro-alimentaires ; PRO pâteux solide ;
- COMPOST : Compost d'ordures ménagères ou d'origine végétale ; PRO fibreux solide ;
- EFFL_IND : vinasse, écume et eaux de sucrerie ; PRO liquide ;
- FUMBC : fumier de monogastriques (porcin, volaille, canard, fientes et compost d'origine animale) ; PRO fibreux solide ;
- FUMOV : fumier ovin si représentatif ; PRO fibreux solide ;
- FUMRUM : fumier de ruminants (bovin, ovin et compost d'origine animale) ; PRO fibreux solide ;

- LISBC : lisier de monogastriques (lapin, poule, porcin) ; PRO visqueux liquide ;
- LISRUM : lisier de ruminants (bovin, ovin, veau) ; PRO fibreux liquide.

La représentation des engrais de synthèse et des PRO majoritairement utilisés en France selon les régions ainsi que les quantités concernées et telles que utilisées pour Cadastre_NH_3 pour l'année culturale 2010-11 pour les scénarios « BASE », « REF » et l'ensemble des scénarios « long terme » dans le projet PolQA sont données en Figure 6.

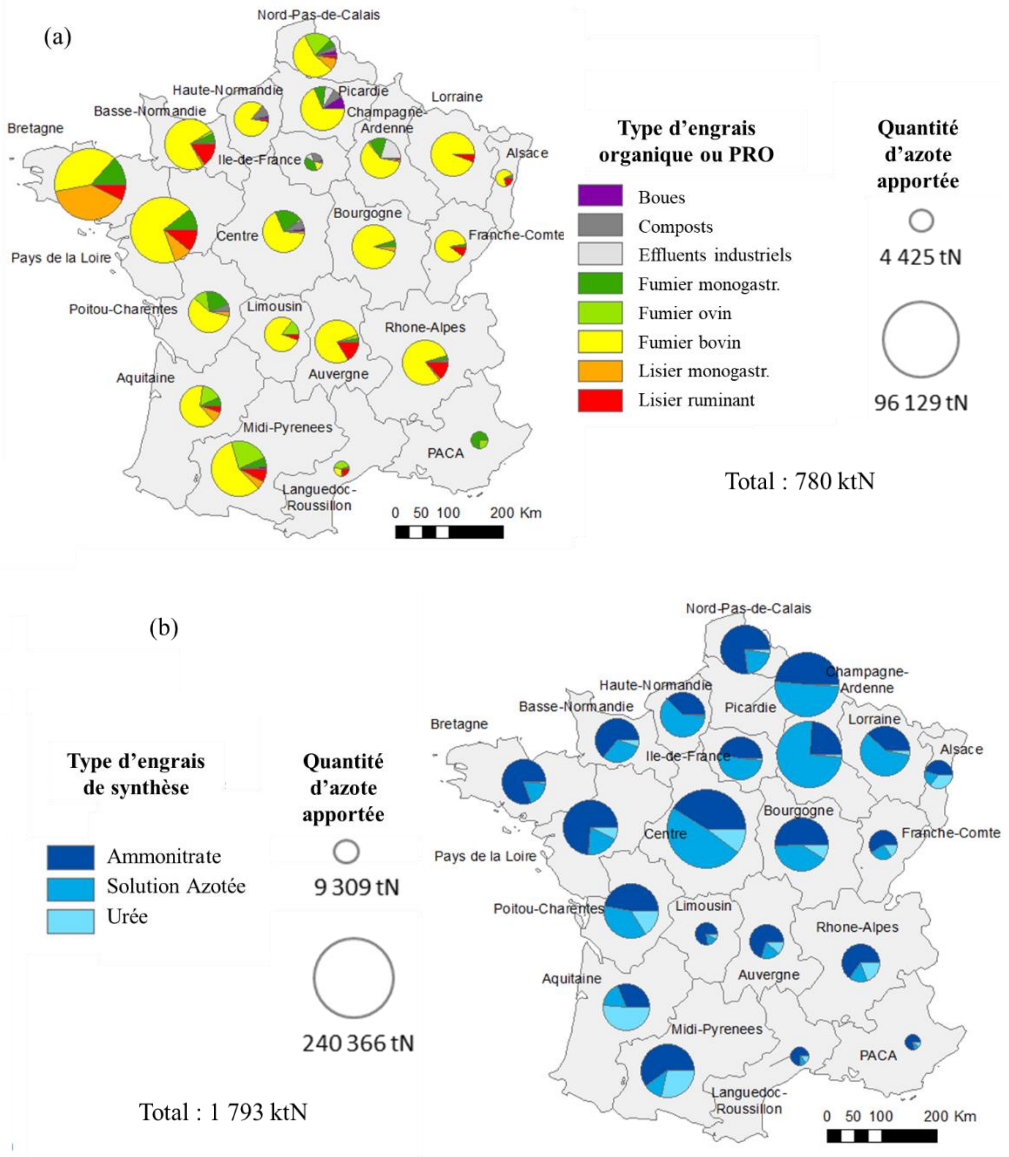


Figure 6 : Distribution spatiale des fertilisations dans l'outil Cadastre_NH_3 pour l'année culturale 2010-11 avec (a) des engrais organiques et (b) des engrais de synthèse

Notons que ne sont pas pris en compte de manière explicite certains des facteurs pouvant influer sur l'épandage des effluents organiques ou des engrais minéraux, générant des difficultés techniques ou organisationnelles, comme par exemple les types de surfaces agricoles, la taille des exploitations, les revenus professionnels ; mais cela est fait de manière implicite, car les informations obtenues via les enquêtes les intègrent en étant une représentation de la réalité observée. En revanche, ont bien été pris en compte les effets liés à la région, aux types de cultures, aux itinéraires de fertilisation ainsi qu'aux types d'engrais.

2.1.1.2. Scénario « REF »

L'implémentation des pratiques d'abattement repose sur deux éléments :

- La capacité de l'outil à reproduire l'effet des pratiques sur la volatilisation d'ammoniac : Volt'Air prend bien en compte différentes méthodes d'apport, en particulier les apports discontinus en bande volontaires pratiqués au moyen de pendillards ou d'autres matériels, ou en raison de l'effet combiné de doses faibles non couvrantes selon les types et propriétés des engrais et des produits résiduaires organiques, ainsi que l'injection pour les produits liquides. L'incorporation post-application peut être simulée pour différents délais, et les effets de la profondeur ainsi que de l'efficacité de l'incorporation sont pris explicitement en compte. Dans le cas d'une pratique d'irrigation, la date ainsi que la lame d'eau apportée sont prises en considération.
- La possibilité de décrire les pratiques d'abattement consistant à renseigner :
    - L'assiette de mise en œuvre de ces pratiques, c'est-à-dire le taux d'application par région, type de culture, type d'engrais et numéro d'apport sur la même parcelle. Ces informations ont été obtenues grâce à l'analyse des données d'enquêtes, à des degrés de précision divers selon la disponibilité des informations et en raison du respect du secret statistique ;
    - Les modalités de leur mise en œuvre, c'est-à-dire l'information sur les données et variables d'entrée nécessaires au modèle : par exemple la profondeur d'injection ou d'incorporation, la largeur des bandes, etc. Ces informations n'étant pas recherchées via les enquêtes, nous avons fait appel à des analyses produites par l'UNIFA et le CITEPA et à l'expertise des collègues d'INRAE et des Instituts Techniques.

Cas des PRO

Pour les pratiques d'abattement des PRO, les données d'enquêtes nous ont permis d'obtenir par région et par type de PRO le taux d'application des différentes pratiques enquêtées, soit :

- l'apport en bande des PRO liquides (matériel dénommé « pendillard » dans l'enquête)
- l'injection des PRO liquides (matériel dénommé « enfouisseur » dans l'enquête)
- l'incorporation post-application des PRO (liquides et solides) à moins de 4h après l'application, entre 4 et 12h, entre 12 et 24h, et au-delà de 24h, ainsi que les cas non renseignés par l'agriculteur considérés comme sans incorporation

L'efficacité sur la réduction de la volatilisation d'ammoniac dépend de la méthode d'application et du type d'engrais appliqué, et donc du potentiel de volatilisation de la situation simulée, ainsi que de la méthode d'abattement. L'injection est d'autant plus efficace pour limiter la volatilisation qu'elle est profonde, et ce d'autant plus qu'il est peut être plus difficile de refermer le sillon d'injection, pour des injections superficielles (< 5-10 cm) selon l'état du sol que pour des injections plus profondes (> 15 cm) combinées avec l'utilisation d'outils permettant la fermeture du sillon. L'incorporation a été simulée pour des outils relativement superficiels, du type outils à disques ou outils à dents. Ces derniers sont plus communément utilisés mais se caractérisent par une efficacité d'incorporation moindre que celle obtenue avec le labour profond, qui retourne le sol et dispose l'effluent directement au fond du sillon, limitant drastiquement son contact avec l'atmosphère et réduisant très fortement la volatilisation. Il était donc important de caractériser cette efficacité, pour reproduire le fait qu'une partie des effluents reste à la surface du sol, sur la base d'observations faites dans le cas d'outils à disque ou d'outils à dent.

L'efficacité de techniques utilisées sur la réduction de la volatilisation d'ammoniac dépend ainsi des conditions météorologiques rencontrées entre le moment de l'application et celui de l'enfouissement, dans le cas de l'incorporation post-application, ainsi que de la durée de contact de l'effluent avec l'atmosphère. Le délai entre l'application et l'incorporation post-application est donc un enjeu très fort de la mise en application de ces pratiques, que nous avons modulé pour en restituer l'effet.

Le choix a été fait de simuler le cas de l'application de chacune des pratiques prises individuellement à la totalité des engrais concernés sur toute la France sur toutes les dates d'apport des simulations initiales

sans pratique d'abattement, puis d'appliquer les assiettes issues des analyses des enquêtes par région, type de culture, type d'engrais et numéro d'apport sur la même parcelle via des requêtes adaptées de la base de données. Ces travaux pour l'année 2010-2011 réalisés dans le cadre d'Amp'air devaient permettre un gain important en modularité en procédant de cette façon, les simulations étant réalisées une fois pour toutes, mais la gestion des requêtes s'est avérée relativement lourde et complexe a posteriori et moins souple que prévue. Les travaux plus récemment réalisés lors de l'implémentation de l'année culturale 2016-2017 dans le projet Amp'Air doivent permettre de lever une partie de la complexité pour de futures applications.

Via Cadastre_NH_3 ont ainsi été simulées :

- les apports en bande en surface avec une largeur de bande correspondant à 1/3 de la surface épandue
- les injections à 25 cm de profondeur ;
- les incorporations post-application :
    - pour chacune des catégories de PRO agrégées ;
    - à 10 cm de profondeur, les incorporations plus profondes tendant à être de moins en moins pratiquées ;
    - avec une efficacité de 75% ; c'est-à-dire que 75% du PRO n'est plus en contact avec l'atmosphère et 25% du PRO reste en surface, comme cela a été observé pour les outils à disque et/ou à dents classiquement utilisés ;
    - pour différents délais : à 0 h, à 4 h, à 8 h, à 12 h, à 24 h et à 48 h après apport ;

Une des difficultés a été de les appliquer par type de culture et d'intégrer les changements de PRO entre l'enquête et Cadastre_NH_3 du fait de l'agrégation pratiquée.

Pour ce qui est des délais d'incorporation, la transposition des pratiques simulées à celles des enquêtes le cas s'est faite de la manière suivante :

- moyenne des incorporations à 0 h et 4 h après les applications pour les incorporations avant 4 h ;
- incorporations 8 h après l'application pour les incorporations entre 4 h et 12 h ;
- moyenne des incorporations à 12 h et 24 h pour les incorporations entre 12 h et 24 h.

NB : les simulations de l'effet des apports en bande n'ont pas été probantes. Pourtant, jusqu'à présent, des taux de réduction des émissions par volatilisation de l'ordre de 30% avaient été bien reproduits jusqu'ici avec le modèle Volt'Air pour des applications en bandes avec des tubes trainés (Garcia et al., 2010 ; Langevin et al., 2015). En attendant de résoudre le problème, nous avons concentré la suite de cette étude sur les autres pratiques de réduction des émissions au champ. Pour le scénario de référence, nous avons opté pour la valeur moyenne de l'efficacité de cette technique, et avons appliqué un taux constant de 30% de réduction des émissions au regard des émissions avec buse palette pour toutes les simulations concernées.

Cas des engrais minéraux

En 2010-11, l'enfouissement des engrais les plus émissifs reste limité, avec :

- 1,8% du total de solution azotée ;
- 11,4% du total de l'urée dans les 12 heures après l'apport, et 1,5% avec un délai de 12 à 24h. C'est essentiellement sur maïs et cultures de printemps que l'incorporation est possible avant semis ou dans l'inter-rang après la levée ; Eu égard au très faible taux d'incorporation de la solution azotée, forme majoritairement utilisée sur les cultures d'hiver comme les céréales et le colza, nous avons choisi de ne pas considérer d'enfouissement de la solution azotée dans le scénario de référence.

Concernant l'urée, c'est essentiellement sur maïs et cultures de printemps que l'incorporation est possible avant semis ou dans l'inter-rang après la levée. L'enfouissement de l'urée à l'apport, qui correspond à la majorité des cas d'incorporation avant 12h, consiste à ouvrir un sillon à 15 cm de profondeur et d'y appliquer un boudin épais comme un doigt d'urée. Du fait de la profondeur, même si en cas de sécheresse le sol ne se referme pas correctement, la volatilisation est extrêmement réduite, voire nulle, comme nous avons pu l'observer dans le projet EVAMIN[8]. En conséquence, la volatilisation a été considérée comme nulle après incorporation avant 12h. Dans les cas d'incorporation post-application, très peu représentée, l'urée mettant jusqu'à 24 h pour être hydrolysée, nous avons considéré que cette pratique n'avait pas donné lieu à des émissions d'ammoniac, et cette catégorie de délai d'incorporation a été fusionnée avec la précédente pour la suite des travaux.

La difficulté a résidé à affecter les assiettes obtenues par région par culture aux différents apports : elle a été prioritairement appliquée sur le premier apport, mais dans certains cas, elle a aussi concerné le 2ème apport, typiquement sur Mais_fourrage et Mais_grain en Aquitaine, région où cette pratique est la plus observée, ainsi que sur Ble_tendre en région Centre.

2.1.2. Emissions d'ammoniac issues de mesures court terme

L'objectif est ici d'analyser, par modélisation, la pertinence d'actions de court-terme sur les pratiques agricoles et de leur éventuelle anticipation sur l'évitement potentiel d'un épisode printanier de pollution aux particules fines quand ce dernier est en partie imputable aux émissions d'ammoniac. Cette analyse ne se fait pas en temps réel, mais de manière théorique sur un épisode passé. C'est pourquoi nous parlerons de scénarios d'urgence ou scénario court terme ou scénario a posteriori. Les actions prônées dans de tels cas sont des suspensions ou reports de fertilisations, mais elles n'ont jusqu'à présent que très peu été mobilisées. En effet, il est déjà très difficile pour les agriculteurs de trouver une fenêtre temporelle pour pratiquer les épandages, en particulier dans le cas des PRO. Et il y a très souvent convergence des conditions favorables aux épandages (conditions anticycloniques permettant une bonne traficabilité dans les parcelles, fort développement des couverts et besoins des cultures en azote, etc.), favorables aux émissions d'ammoniac, et à la fois favorables à la formation des particules. L'enjeu de cette étude est donc bien d'évaluer l'intérêt du point de vue de la qualité de l'air et de la santé, et, parallèlement, les dommages en termes agronomiques.

En 2011, deux pics de pollution ont été identifiés en mars, tant en mesure qu'en modélisation (travaux Amp'Air). Le premier commence le 28 février, est à son maximum d'intensité du 1er au 4 mars et se prolonge jusqu'au 8 mars sur une large partie du pays et plus localement ensuite avant un second pic observé les 16 et 17 mars. Nous avons choisi de travailler sur le premier. Ces épisodes de pollution printaniers sont souvent d'abord d'origine locale, liés à des « marais barométriques », c'est-à-dire à des conditions de vent faibles. Ils s'alimentent ensuite aussi avec la contribution des pays frontaliers, en particulier ceux du Bénélux, avec des particules (PM_{10}) à forte concentration en NO_3NH_4 transportés par les masses d'air en régime provenant du Nord-Est. Ainsi, on peut s'attendre à avoir une action plus efficace de la réduction des épandages (et donc des émissions) au début de l'épisode de pollution que dans la seconde partie (sous influence continentale) de celui-ci..

Nous nous sommes dans un premier temps concentré sur les effets de suspensions d'apport. Nous n'avons pas évalué un report de la fertilisation, alors que cette pratique aurait sans doute été privilégiée par les agriculteurs, pour répondre aux besoins des cultures et ne pas trop réduire leur rendement. L'épisode de mars 2011 se prêtait en effet mal à un report de quelques jours : les conditions sont restées longtemps favorables au développement d'un épisode de pollution aux particules fines.

8 https://www6.versailles-grignon.inrae.fr/ecosys/Recherche/Equipes-scientifiques/Eco-Phy/PROJETS-DE-RECHERCHE/EVAMIN

Dans cette étude, la mise en œuvre de l'interdiction d'épandre est appliquée uniformément : la suspension d'apport consiste ainsi à arrêter toutes fertilisations simulées par l'outil Cadastre_NH_3 pendant la plage définie. Les émissions liées aux épandages antérieurs continuent, et décroissent dans le temps, jusqu'à épuisement de l'azote ammoniacal dans le sol pour chaque fertilisation. Elles reprennent avec la reprise des fertilisations après la plage de suspension.

Cette étude de l'impact de l'anticipation de la mise en œuvre des mesures de report des épandages s'est faite en deux temps, avec une première étude concentrée sur les effets de la durée et de la position de la fenêtre de suspension sur les émissions d'ammoniac stricto sensu, et une deuxième pour laquelle les impacts sur la qualité de l'air ainsi que sur la productivité agricole ont été évalués.

2.1.2.1. Analyse préliminaire

Cette pratique n'ayant, à notre connaissance, pas encore été évaluée, nous avons voulu quantifier en termes d'émissions d'ammoniac, les effets obtenus pour des durées et des positions variées des fenêtres de suspension des épandages.

Nous avons cherché à analyser l'impact de la durée sur des plages croissantes et simulé des suspensions pour des durées allant de 1 à 37 jours avant le 5 mars. Nous verrons dans la section suivante, de manière attendue, que la durée la plus longue conduit aux réductions les plus élevées. Mais nous avons estimé que des interdictions d'épandage qui dureraient plus de 4 jours n'étaient pas réalistes et soutenables par les agriculteurs : nous avons ensuite focalisé l'analyse pour des durées allant de 1 à 4 jours avant le 2 mars.

Pour évaluer l'effet d'une application de la mesure soit en anticipation, soit au début, soit au cœur de l'épisode, nous avons aussi simulé des suspensions de 4 jours sur une période s'étalant de 4-5 jours de part et d'autres du début de l'épisode de pollution, soit du 24/02/2011 au 05/03/2011.

2.1.2.2. Scenarios de suspension retenus

Dans le cas de 5 scénarios, les effets sur la qualité de l'air ont été évalués spatialement et temporellement en utilisant les sorties de la plateforme Cadastre_NH_3 obtenues en entrée du modèle Chimere. Il s'agit des cas des fenêtres de suspensions suivantes :

- du 27/02 au 02/03 durée de 4 jours déclenché 1 jour en amont de l'épisode => CAS03
- du 28/02 au 02/03 durée de 3 jours déclenché au début de l'épisode => CAS04
- du 28/02 au 03/03 durée de 4 jours déclenché au début de l'épisode => CAS05
- du 01/03 au 04/03 durée de 4 jours déclenché en cours d'épisode => CAS06
- du 01/03 au 02/03 durée de 2 jours déclenché en cours d'épisode => CAS07

Ce sont aussi ces scénarios qui ont donné lieu à l'étude de l'impact sur le potentiel de productivité. Notons ici que les numéros d'apport de l'outil Cadastre_NH_3 sont des numéros d'apport déclaratifs, basés sur la déclaration des agriculteurs et dont la numérotation par ordre de mise en œuvre est inhérente à la méthode d'analyse. Ils ne sont pas transposables en numéro d'apports agronomiques, basés eux sur un raisonnement de la fertilisation en cohérence avec les stades phénologiques des cultures, leurs besoins en azote et la fourniture du sol.

Pour tenter de faire le lien entre les deux, nous avons, principalement dans le cas du blé tendre, analysés les apports effectivement suspendus, leur numéro d'apport déclaratif, ainsi que la dose moyenne concernée. En effet, l'expertise en termes de fertilisation explique que la dose est généralement double sur le 2ème apport (80U soit 80 kgN/ha) par rapport au 3ème (40U) : les arrêts de fertilisation s'appliquant aux deuxièmes apports concernent ainsi des doses a priori plus élevées, et aussi des apports cruciaux en termes agronomiques (voir les sections **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** et **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Il y a en tout 235 apports suspendus pour cette culture pour la France pour une dose moyenne de 63U (Tableau 1 1), comprenant 224 fertilisations minérales et 10 fertilisations organiques (Tableau 1). Dans le cas des fertilisations minérales, ce sont en large majorité les apports déclarés 1 et 2 qui sont concernés, pour les engrais organiques, seul le premier apport est de toute manière considéré

dans Cadastre_NH_3 dans la mesure où très peu de parcelles reçoivent plus d'un apport de PRO, et la dose d'azote est nettement plus élevée, dans la mesure où la totalité de l'azote n'est pas disponible pour la culture.

Type d'engrais	Numéro apport	Nombre de fertilisations suspendues pour le blé tendre	Dose moyenne (kgN/ha) des fertilisations suspendues pour le blé tendre
Engrais minéraux	1	92	53
	2	103	69
	3	27	47
	4	2	40
	Total / Moyenne	224	60
Engrais organiques	1	11	136

Tableau 1 : nombre de fertilisations suspendues par numéro d'apport déclaratif et doses moyennes associées pour la culture de blé tendre en France entre le 01/03 et le 4/03 pour le scénario CAS06

On note que le nombre de fertilisations suspendues par culture et par région dans une période de quelques jours est éminemment variable d'une région à l'autre : pour le blé tendre, il varie de 4 pour chacune des régions Ile-de-France et Provence-Alpes_Côte-d'Azur jusqu'à 30 en Midi-Pyrénées ; pour l'ensemble des cultures, il varie de 32 en Limousin à 214 encore en Midi-Pyrénées. Dans la mesure où l'outil Cadastre_NH_3 réalise 1 simulation par situation, c'est-à-dire par numéro d'apport par itinéraire de fertilisation par type d'engrais par culture par PRA, et que le choix de la date se fait par tirage aléatoire dans la gamme des dates possibles de cet apport, c'est une conséquence directe de la combinaison :

- du nombre de PRA par régions : ce nombre dépend étroitement de la diversité des conditions pédo-climatiques d'une région, la Petite Région Agricole (PRA) étant constituée par le croisement du département et de la Région Agricole (RA), elle-même définie comme une zone d'agriculture homogène ; à titre d'exemple, la Bretagne comprend 25 PRA, alors que la région Rhône-Alpes, beaucoup plus accidentée, en comprend 3 fois plus ;
- de la présence de la culture dans la PRA ;
- du nombre d'itinéraires de fertilisation définis par culture par région : les analyses nous ont permis d'en définir entre 1 et 4 par région qui sont chacune reprise pour toutes les PRA de la région si l'espèce y est cultivée ;
- du nombre de types d'engrais appliqués pour cet apport ;
- de la coïncidence de la période de fertilisation avec la fenêtre de suspension pour chaque culture dans la région considérées
- et enfin de la coïncidence de la date obtenue par tirage aléatoire dans cette fenêtre de suspension.

Une première analyse de sensibilité menée dans le projet Amp'Air en parallèle de ce projet PolQA a montré que l'outil gagnerait en stabilité et en robustesse s'il mettait en œuvre un nombre plus élevé de simulations par situation (Mauchamp, 2018). Mais cette étude n'a pas pu préciser jusqu'à quel point. Cette analyse mérite d'être affinée pour définir plus précisément le nombre de simulations par situation selon les cas. On verra en section **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** que cette limitation de l'outil a des implications directes sur les potentiels d'analyse de l'effet sur les potentiels de productivité affectés par les suspensions d'apport.

2.1.3. Emissions d'ammoniac issues de mesures long terme

Les enjeux sanitaires de la pollution atmosphérique sont plus liés à l'exposition chronique de la population à des niveaux de concentration de polluants divers trop élevés qu'à son exposition à des niveaux plus élevés mais de manière plus ponctuelle lors des épisodes de pollution, même si ces derniers sont les plus médiatisés et ont été des révélateurs de ces dangers. Un des objectifs du projet est donc bien d'évaluer les effets potentiels des mises en œuvre des politiques publiques en termes de qualité de l'air dans le secteur agricole de la fertilisation sur la qualité de l'air, avec l'analyse de scénarios plus structurants de cette politique.

Les travaux entrepris dans ce projet s'inscrivent dans la perspective et continuité du PREPA, le plan national de réduction des émissions de polluants atmosphériques, qui vise pour la France l'atteinte des objectifs fixés par la directive européenne Directive UE 2016/2284. Ils se situent à la croisée de 2 étapes clé des processus de mise en place de ce plan, qui ont été plus ou moins contemporains de ce projet :

- les évaluations menées en amont pour le Ministère de l'écologie (« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA », 2016) en appui à l'élaboration du futur programme de réduction des émissions de polluants atmosphériques, qui ont permis de proposer une première hiérarchisation des mesures ayant le plus d'impact sur les émissions d'ammoniac (Tableau 2 et ANNEXE 2) et sur la qualité de l'air, et d'en chiffrer le coût. Ces projections étaient basées sur leur potentiel de déploiement à échéance 2020 et 2030, et leur taux moyen d'efficacité.
- sa mise en œuvre effective, suite à son adoption en mai 2017. Il est en effet composé d'un décret, qui reprend les objectifs quantifiés prévus par la directive Directive UE 2016/2284, et un arrêté qui définit par secteur les actions à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs

Faisant suite aux résultats obtenus, concernant l'agriculture, l'arrêté du 10 mai 2017 prévoit,

- L'édition d'un Guide de bonnes pratiques pour l'amélioration de la qualité de l'air, finalisé en juillet 2019[9]. Ce guide, sous forme de fiches synthétiques, identifie les techniques les mieux connues permettant d'améliorer la qualité de l'air, notamment concernant l'ammoniac. En élevage, elles visent les principales filières (bovins, porcins, volailles) et les différents postes de l'exploitation : alimentation, bâtiment, stockage, traitement, épandage, pâturage. En productions végétales, elles concernent principalement la gestion de la fertilisation azotée et les modes d'épandage ; la gestion des résidus et des engins agricoles. Le guide chiffre les potentiels de réduction de la mise en œuvre individuelle de chacune des pratiques, sur la base du « Guidance document for preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources » (https://unece.org/gothenburg-protocol) associé au Protocole de Göteborg (1999, 2017), et ses éventuels co-bénéfices au niveau de l'exploitation agricole, qu'ils soient économiques, sociaux ou environnementaux. Un extrait des mesures préconisées par cette étude est présenté dans le Tableau 2.
- La mise en place d'un plan d'actions pour assurer l'utilisation de matériels moins émissifs : le plan matériels d'épandage moins émissifs (PMEME) a été adopté en janvier 2021. Il vise à assurer l'utilisation de matériels moins émissifs (pendillards, injecteurs) ou l'enfouissement des effluents, dans les délais adaptés, en distinguant les différents types d'effluents et leurs caractéristiques [...], dans la perspective de supprimer l'utilisation des matériels les plus émissifs d'ici 2025 ». Il définit un périmètre d'actions précises permettant apporter des solutions et inclut :
    - Un état des lieux du parc des matériels d'épandage des effluents existant dans les différentes régions françaises et des pratiques associées. Ce diagnostic permet d'identifier les matériels agricoles et les pratiques associées réduisant le plus les émissions d'ammoniac ainsi que de caractériser et hiérarchiser les équipements d'épandage jugés comme étant les moins/plus polluants ; 13 pratiques d'épandage des effluents ont été analysées, non seulement vis-à-vis de leur impact sur la qualité

[9] https://agriculture.gouv.fr/un-guide-des-bonnes-pratiques-pour-ameliorer-la-qualite-de-lair

de l'air, mais également au travers de différents enjeux, qu'ils soient économiques, sociaux ou environnementaux, en soulignant à la fois les co-bénéfices au niveau de l'exploitation agricole mais également les limites technologiques et organisationnelles. Ce diagnostic se termine par une analyse Atouts - Faiblesses - Opportunités - Menaces et une analyse des besoins sur la base du diagnostic ;

- Un plan d'actions pour répondre aux besoins identifiés, sous forme de 10 fiches-action, couvrant 4 axes de travail (recherche et développement, formation ; volet financier ; volet réglementaire et amélioration des inventaires).

Scénarios PolQA	Source	Guide des bonnes pratiques agricoles pour l'amélioration de la qualité de l'air (2019)					« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » (2016)				
				% de réduction des émissions en NH_3 pour chaque pratique prise individuellement				% de réduction pour une projection aux horizons			
								2020		2030	
		Fiche / Pratique	Délai (h)	% min	% max	% moy	Mesure	t NH_3 par an	% des émissions agricoles de NH_3	t NH_3 par an	% des émissions agricoles de NH_3
		Fiche 12	Utiliser les meilleures techniques d'apport des produits organiques								
Meilleures pratiques d'épandage pour les PRO	Utiliser une rampe à pendillards pour épandre les effluents liquides en bande	Pratique A	-	30%	60%	-	AGRI10 MA	1 772	0,3%	10 152	1,5%
	Injecter les effluents liquides	Pratique B	-	70%	90%	-	AGRI11 MA	3 005	0,5%	5 598	0,8%
	Incorporer les effluents liquides et solides dès que possible après l'épandage	Pratique C	0 h	-	-	90%	AGRI12MA	78 671	11,8%	87 402	13,1%
			4 h	45%	65%	-	-	-	-	-	-
			12 h			50% (1)	AGRI13MA	38 626	5,8%	40 230	6,0%
			24 h			30%	AGRI14MA	23 114	3,5%	24 071	3,6%
		Fiche 13	Choisir les engrais azotés minéraux simples moins émissifs								
Substitution de l'urée par l'ammonitrate CAS08	Substituer l'urée par des engrais moins émissifs	Pratique A	-	-	-	90%	AGRI2MA	44 478	6,7	49 543	7,4
	Utiliser de l'urée granulée avec inhibiteurs d'uréase	Pratique C	-	-	70%	-			-		

		Fiche 14	Utiliser les meilleures techniques d'apport des engrais azotés minéraux simples								
Incorporation de l'urée à l'apport	Enfouir l'urée rapidement après l'épandage	Pratique A	-	50%	80%	-	-	-	-	-	-
	Injecter l'urée directement dans le sol	Pratique B	-	80%	90%	-	-	-	-	-	-

(1) cas des effluents solides

Tableau 2 : Efficacité des meilleures pratiques d'épandage mises en œuvre dans les scénarios du projet PolQA prises individuellement selon le « Guide des bonnes pratiques agricoles pour l'amélioration de la qualité de l'air » (2019) et appliquées dans les scénarios à horizon 2020 et 2030 pour l'« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » (2016) se

Certains scénarios de ce projet PolQA ont été définis sur la base des scénarios explorés dans la cadre du travail de préparation du PREPA avant l'adoption du PMEME. L'idée était d'ajouter la dimension spatiale et temporelle aux informations sur les fertilisations (doses, dates formes) ainsi que sur les émissions simulées et non pas obtenues avec des facteurs d'émissions combinés à des fonctions de réduction. Nous attendions un gain dans l'analyse de leur mise en œuvre bénéficiant de la description spatiale et temporelle fine de leur application et des émissions associées.

Cependant, tous les scénarios n'ont pas pu être explorés dans leur entièreté avec la caractérisation à la fois des impacts en termes de spatialisation et temporalisation des émissions d'ammoniac, des impacts sur la qualité de l'air, et les analyses coûts bénéfices associés. Des éléments sont donnés sur les potentialités de réduction en termes d'émissions d'ammoniac, analysés par types de pratiques, par engrais, par région et/ou saison. Ces éléments permettront d'alimenter en particulier l'axe 4 du PMEME, focalisé sur l' « amélioration du suivi de la qualité de l'air en agriculture », via « l'amélioration de la précision de l'évaluation des émissions agricoles et la mise à jour plus régulière des données relatives aux matériel d'épandage dans l'inventaire national des émissions de polluants atmosphériques »

2.1.3.1. Scénario « meilleures pratiques d'épandage » pour les engrais minéraux

2.1.3.1.1. Scénario de substitution de 60% de l'urée par l'ammonitrate

L'azote uréique étant très sensible à la volatilisation d'ammoniac, l'urée est l'engrais azoté simple qui conduit aux émissions les plus élevées, toutes les autres conditions agro-pédo-climatiques étant égales par ailleurs. L'ammonitrate est l'engrais le moins sensible à la volatilisation. La solution azote, quant à elle, a un potentiel de volatilisation intermédiaire à celui de l'urée et celui de l'ammonitrate. En conséquence, une des mesures évaluées pour l'« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » en 2016 a consisté à remplacer l'urée par d'autres engrais moins émissifs (AGRI2MA), tel l'ammonitrate ou aussi de l'urée additivée avec un inhibiteur de l'uréase et donc de l'hydrolyse de l'urée, qui ont ainsi un fort potentiel de réduction des émissions (EVAMIN).

C'est une des pratiques préconisées par le Guide des bonnes pratiques agricoles pour l'amélioration de la qualité de l'air (2019). Elle fait l'objet de la Fiche n°13 : choisir les engrais azotés minéraux simples moins émissifs (Tableau 2) et correspond a priori à ses déclinaisons en :

- Pratique A : substituer l'urée par des engrais moins émissifs
- Pratique C : utiliser de l'urée granulée avec inhibiteurs d'uréase

Cette pratique a l'avantage de ne pas nécessiter d'équipement particulier.

Les réductions des émissions obtenues dans l'étude PREPA (Tableau 2) font partie des plus élevées. Cette étude ne prenait cependant pas en compte la répartition régionale des formes d'engrais utilisées, pouvant biaiser l'estimation de l'amélioration de la qualité de l'air simulée. Nous avons donc voulu voir dans quelle mesure une meilleure représentation à la fois temporelle et spatiale des émissions et de l'application de cette mesure affectait les résultats.

L'assiette d'application de la mesure testée était de 60% pour correspondre à celle étudiée pour l'étude « Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA »: la mise en œuvre de ce scénario « substitution de l'urée » pour le projet PolQA avec l'outil Cadastre_NH_3 a donc consisté à substituer 60% de l'urée apportée pour chacune des situations par de l'ammonitrate. Cela revint à reprendre les simulations en modifiant les proportions d'application des différents engrais dans les cas où les deux engrais cohabitaient dans l'itinéraire technique. Seuls 3% des cas ne présentant pas de cohabitation, nous avons fait le choix de les négliger, l'urée est alors conservée en même représentativité. La mise en œuvre de ce scénario n'a donc pas nécessité de simulation supplémentaire, mais une recombinaison des taux des engrais au sein des itinéraires de fertilisation existants et leur projection spatiale et temporelle aux formats d'entrée de Chimere.

Le scénario de substitution de l'urée à 60% par l'ammonitrate fait partie des scénarios étudiés dans leur entièreté, avec l'analyse de l'effet sur la qualité de l'air et des coûts bénéfices associés. C'est le CAS08.

Nous considérons qu'il s'apparente aussi à un scénario d'utilisation à 60% d'urée granulée avec inhibiteurs d'uréase, ces inhibiteurs modifiant le profil émissif de l'urée et le rendant similaire à celui de l'ammonitrate.

2.1.3.1.2. Scénario d'incorporation de l'urée dans les 24 h après l'apport

Une autre solution revient à réduire drastiquement la surface et la durée d'échange entre l'urée et l'atmosphère pour en réduire les émissions (Génermont et al., 2019). Nous avons ainsi considéré une mesure d'incorporation immédiate et totale de l'urée au moment de son apport ou dans les 24 heures suivant cet apport, conduisant, sur la base de ce qui a été expliqué en section 2.1.1.2, à mettre à 0 les émissions après apport d'urée.
La mise en œuvre de cette pratique n'a pas été étudiée pour l'« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » (2016) mais est une des pratiques préconisées par le Guide des bonnes pratiques agricoles pour l'amélioration de la qualité de l'air (2019). Elle fait l'objet de la Fiche n°14 « Utiliser les meilleures techniques d'apport des engrais azotés minéraux simples » déclinée en plusieurs pratiques (Tableau 2) :

- Pratique A : enfouir l'urée (et la solution azotée) rapidement après l'épandage
- Pratique B : injecter l'urée et la solution azotée directement dans le sol

Notons que les taux d'efficacité retenus dans le guide sont légèrement inférieurs aux 100% pris en compte ici.

Ce scénario n'a pas donné lieu à une analyse complète incluant spatialisation et temporalisation des émissions et des impacts sur la qualité de l'air, mais d'une évaluation plus synthétique en termes de taux de réduction des émissions uniquement.

2.1.3.2. Scénarios « meilleures pratiques d'épandage » pour les PRO

Tout comme pour l'urée, les émissions sont d'autant plus élevées que la surface ainsi que le temps de contact entre l'engrais et l'atmosphère le sont. Ainsi toute pratique permettant de réduire soit l'un, soit l'autre, soit les deux est efficace, et c'est le premier lever d'action préconisé dans le cas de la valorisation des PRO au champ (Génermont et al., 2019). C'est aussi celui effectivement mis en œuvre comme nous avons pu le constater via les analyses des enquêtes pratiques culturales de l'AGRESTE (voir section 2.1.1.2), bien que non applicable à tous les systèmes (type et condition du sol, topographie, composition de l'effluent…).

Il a aussi prouvé son efficacité en termes de réduction d'émission et fait l'objet de la Fiche n°12 « Utiliser les meilleures techniques d'apport des produits organiques » déclinée selon les 3 pratiques (A, B et C) existantes et ayant fait leur preuve (Tableau 2). Notons que les chiffres donnés pour l'apport avec pendillards reflètent a priori des différences d'équipement : les 30% de réduction des émissions à l'épandage correspondent plus aux évaluations pour les tuyaux trainés, tandis que des réductions plus élevées e l'ordre de 60% sont généralement reportées pour les sabots trainés.

Ce levier a été analysé dans l'étude pour l'« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » (2016) (mesures AGR 10 à 14 MA) (Tableau 2). Les réductions des émissions obtenues sont cependant restées faibles pour les projections retenues pour l'apport en bande (moins de 2%) et pour l'injection (moins de 1%), ce qui est peut-être lié à la dominance des formes solides des PRO issus de l'élevage (fumiers) par rapport aux PRO liquides (lisiers) en France. Elles ont été plus conséquentes pour les incorporations post-application : immédiate, l'incorporation post-application présente le potentiel de réduction des émissions d'ammoniac le plus élevé pour le secteur ; ce potentiel reste conséquent pour une incorporation à 12 h, et légèrement moindre à 24 h.

Nous avons simulé avec Cadastre_NH_3 l'application de ces mesures une à une de manière uniforme avec une assiette de 100% pour élaborer les scénarios de référence. Pour ce dernier, les assiettes appliquées a posteriori ont été déterminées grâce aux analyses statistiques sur les données d'enquête Pratiques culturales de l'AGRESTE, ce qui a permis de prendre en compte implicitement les effets liés aux

contraintes et limitations des applications de ces pratiques. En effet, les apports en bande et injections ne peuvent s'appliquer qu'aux effluents fluides, ne contenant pas de fibres, typiquement les lisiers porcins, des lisiers bovins très dilués et les lisiers de canards, ou bien, dans le cas de la plupart des lisiers bovins contenant des fibres de grande taille, après broyage. Ils restent aussi difficiles à appliquer aux effluents visqueux, mais indirectement ces derniers ne s'étalent pas bien sur la surface de la parcelle, et des apports en dose faible permet d'atteindre le même résultat (Garcia et al., 2012). En ce qui concerne l'incorporation, elle peut être utilisée en post-application pour tout type d'effluent, en revanche elle s'applique essentiellement sur sol nu, peu en présence d'un couvert végétal déjà développé, et a priori pas sur prairie. Malgré tout, les enquêtes ont montré la mise en œuvre de telles pratiques dans des conditions inattendues, en particulier des incorporations pour les épandages de PRO sur prairies, en dehors de leur phase d'implantation.

Nous avons donc décidé de « plaquer » un taux d'application de 100 pour chacune des pratiques identifiées dans l'optique de produire un ensemble de scénarios « maximaux fictifs », qui permettraient d'avoir une idée de la limite qui ne pourrait jamais être atteinte par la mise en œuvre systématique de l'une de chacune de ces pratiques :

- Épandage de tous les PRO liquides par pendillards/en bande
- Épandage de tous les PRO liquides par injection
- Incorporation tous les PRO liquides et solides à différents délais : 48 h, 24 h, 12 h, 8 h et 4 h après apport et de manière quasi simultanée à l'apport (0 h)

Nous n'avons pas déployé l'ensemble de la chaine de simulation et d'analyse pour ces scénarios fictifs, mais nous avons utilisé les résultats des simulations pour proposer une actualisation des taux de réduction de la volatilisation par type de pratique et par type de PRO pour la France.

2.1.3.3. Scénarios maximal fictif « meilleures pratiques d'épandage » pour tous les engrais

L'étape d'après était l'association des pratiques pour l'ensemble des engrais : toujours dans l'idée de maximiser l'assiette des meilleures pratiques pour l'ensemble des engrais, ce scénario combine les mesures additionnables les plus efficaces mises en œuvre sur une assiette de 100%, soit l'injection des PRO liquides, l'incorporation soit immédiate soit à 24 h des PRO solides en post-application, et l'incorporation de l'urée. Il s'agit donc bien d'un scénario maximal fictif, non atteignable ou encore utopique.

En compléments sont décrits en ANNEXE 3 des scénarios supplémentaires qui ont fait l'objet d'études préliminaires dans POLQA.

2.1.4. Récapitulatif des scenarios évalués et de leur modalité d'évaluation

Scénario			Cadastre_NH_3		Couplage Chimere Impact Qualité de l'air	Analyse coûts-bénéfices	Couplage CHN (2.2.2.1) Impact productivité agricole
			Emissions / abattement	Emissions : spatial et temporel			
« Réel »							
CAS01	Base		☑	☑	☑	-	-
CAS02	Référence		☑	☑	☑	-	-
Court terme : Suspensions	Durée	Position / épisode					
	1, 2, 3, 4, 5, 6, 10 et 37 (avant 5 mars)	en amont et au début	☑	-	-	-	-
	1, 2, 3, 4 (avant 2 mars)	au début	☑	-	-	-	-
	4 jours	4-5 jours avant et pendant	☑	-	-	-	-
CAS03	4 jours	en amont	☑	☑	☑	-	☑
CAS04	3 jours	au début	☑	☑	☑	-	☑
CAS05	4 jours	au début	☑	☑	☑	-	☑
CAS06	4 jours	en cours	☑	☑	☑	-	☑
CAS07	2 jours	en cours	☑	☑	☑	-	☑
Long terme Meilleurs pratiques		Délai					
CAS08	Substitution de l'urée 60%		☑	☑	☑	☑	-
	Incorporation de l'urée 100%		☑	-	-	-	-
	Épandage en bande des PRO liquides 100%		☑	-	-	-	-
	Injection des PRO liquides 100%		☑	-	-	-	-
	Incorporation des PRO 100%	48h	☑	-	-	-	-
		24h	☑	-	-	-	-
		12h	☑	-	-	-	-
		8h	☑	-	-	-	-
		4h	☑	-	-	-	-
		0h	☑	-	-	-	-

	Combinaison de l'injection des PRO liquides, l'incorporation immédiate ou à 24h des PRO solides et l'incorporation de l'urée	0h	☑	-	-	-	-

Tableau 3 : Bilan des scénarios étudiés et de leur niveau d'évaluation

2.2. Moyens d'estimation des impacts des mesures de réductions d'émissions d'ammoniac

Une fois élaboré les différents scénarios de réduction d'émissions de NH_3, l'analyse se poursuit pour évaluer l'impact des mesures selon qu'elles soient d'urgence ou avec des objectifs sur le plus long terme. Des effets sont attendues en termes d'amélioration de la qualité de l'air mais il s'agit aussi de mieux cerner en quelle quantité dans quels endroits et dans quelles conditions. POLQA a mis en œuvre des outils de modélisation de la qualité de l'air pour tacher d'estimer les effets sur les concentrations des principaux polluants réglementés et de fait d'estimer ensuite à l'aide d'outil numérique les bénéfices sanitaires envisageables. Mais ces mesures ont également des couts liés à la nécessité de s'équiper et de s'organiser pour répondre à la mise en application de la mesure, que nous évaluerons par la suite. Enfin n'oublions pas pour certaines mesures les impacts en termes de rentabilité de la production agricole, puisque la modification des engrais et de leur planification d'épandage vont influer sur la croissance optimale des cultures.

2.2.1. Impacts des scénarios sur la qualité de l'air

Pour estimer les effets des mesures de réduction des émissions liées aux pratiques d'épandage sur les concentrations des polluants dans l'atmosphère, des outils numériques ont été mis en œuvre. Et en particulier le modèle de chimie-transport CHIMERE (version 2017β ANNEXE 6) modèle qui sert notamment dans la plateforme nationale de prévision de la qualité de l'air Prev'air pour établir quotidiennement des prévisions des concentrations des principaux polluants réglementés et aussi dans d'autres systèmes tel que ACT (Colette et al., 2021) qui est un émulateur de scénario d'émission. Le modèle Chimere est développé par le CNRS et l'INERIS ((Menut et al., 2013) ; (Couvidat et al., 2018) ; (Mailler et al., 2017)). La description des principales fonctionnalités du modèle se trouve en 3. Soulignons notamment l'emploi pour le mettre en oeuvre de données météorologiques IFS (Integrated Forecasting System, https://www.ecmwf.int/en/publications/ifs-documentation) du centre européen de météorologie (ECMWF), années 2010 et 2011, de conditions aux limites également issues d'IFS d'après les développements des services Copernicus. Plusieurs sources d'émissions ont été utilisées, dont les données Copernicus. Tout l'enjeu du projet était de combiner ces émissions avec celles établies dans le cadre de Polqa et aussi Ampair afin de de disposer de l'ensemble des secteurs d'émission dans les simulations. La principale différence entre les scénarios étudiées résidant dans les émissions du secteur agricole. Sur la base de ces informations le modèle Chimere calcule l'évolution horaire des concentrations de plus de deux cents espèces, parmi lesquelles seront étudiées les plus pertinentes comme l'ammoniac à la fois sous forme gazeuse et particulaire, et les particules (PM_{10} et $PM_{2,5}$).

2.2.1.1. *Scenario court terme*

Sur l'année juillet 2010 à juin 2011 sur laquelle s'est focalisée le projet, il y a eu à partir de fin février 2011 jusqu'à fin mars 2011 des conditions très favorables au déploiement d'épisode de pollution influencé par notamment les émissions agricoles. Ces situations étaient propices pour étudier la mise en œuvre de mesures d'urgence qui peuvent être déclenchées lorsqu'un épisode de pollution est installé ou prévu dans les prochains jours. Ce type de pratique n'était pas encore légiféré en 2011 pour les épisodes de particules,

mais l'a été depuis avec l'adoption de l'arrêté de mesure d'urgence[10] en 2016, qui définit les termes de mise en œuvre de mesure exceptionnelle pour réduire la pollution de l'air en situation d'épisode.
Pour revenir sur l'épisode de ce mois de mars 2011, il a duré environ une dizaine de jours du 28 février au 8 mars. Ci-dessous un extrait du bulletin de pollution émis par le système Prev'air pour la journée du 4 mars qui a été le point culminant de cet épisode :
» La qualité de l'air en France se trouve affectée ces derniers jours par une forte présence de particules fines dans l'atmosphère. Des niveaux de concentrations de particules PM10 (dont le diamètre est inférieur à 10 microns) dépassant le seuil réglementaire de 50 µg/m3 en moyenne journalière sont observés dans une large partie du pays, en particulier, dans le Nord de la France, en Normandie, en Ile de France en Aquitaine et Midi Pyrénées et en Rhône-Alpes. La conjonction de conditions météorologiques favorables au développement et à la persistance de la pollution combinées à l'activité de sources émettrices (agriculture, transports, chauffage) explique ces phénomènes. Mais l'évènement actuel est aussi remarquable par son ampleur géographique. Il concerne en réalité tout le Nord de l'Europe comme le montrent les prévisions du système national de prévision de la qualité de l'air PREV'AIR (www.prevair.org). L'historique des cartes produites par PREVAIR montre le développement d'un panache de pollution qui traverse toute l'Europe depuis plusieurs jours en se chargeant de particules collectées auprès de sources locales ou produites par le biais de réactions photochimiques complexes. PREV'AIR prédit une persistance de cette situation jusqu'au moins la fin du week-end. »

Deux phases sont distinguables dans le développement de cet épisode, la première jusqu'au 4 mars, est plutôt sous l'impulsion des émissions locales, puis ensuite vient s'ajouter une composante continentale sous l'effet du déplacement du centre anticyclonique vers l'Europe de l'Est, ce qui se traduit par l'arrivée de masses d'air chargées en particules depuis le nord du pays et qui se déplacent sous l'influence de vents de secteur nord-est.

Si plusieurs sources d'émission participent à la hausse des concentrations de particules, Polqa se focalise sur l'effet du secteur agricole. L'arrêté relatif au déclenchement des procédures préfectorales en cas d'épisodes de pollution recommande plusieurs mesures dont le report des activités d'épandage pendant ces situations critiques de pollution de l'air ambiant. L'ensemble des mesures citées dans cet arrêté et visant le secteur agricole sont:

- recourir à des procédés d'épandage faiblement émetteurs d'ammoniac ;
- recourir à des enfouissements rapides des effluents ;
- suspendre la pratique de l'écobuage et les opérations de brûlage à l'air libre des sous-produits agricoles ;
- reporter les épandages de fertilisants minéraux et organiques en tenant compte des contraintes déjà prévues par les programmes d'actions pris au titre de la directive 91/676/CEE du Conseil du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles ;
- reporter les travaux du sol.

Au final, c'est une simulation de suspension qui a été étudié, car le report n'était pas envisageable dans un délai court suspension puisque cet épisode a été suivi d'une nouvelle situation propice au développement de la pollution. Plusieurs fenêtres de suspension ont été définies (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Ces différents cas doivent permettre d'évaluer plusieurs hypothèses comme la date de prise d'effet de la mesure (notamment si celle-ci est prise en anticipation de l'épisode ou à différentes étapes de l'épisode) et l'impact de la durée de la mesure sur son efficacité à réduire les concentrations. Ces suspensions ont été appliquées à la première partie de l'épisode pour laquelle l'influence est essentiellement d'origine locale.

[10] Arrêté du 7 avril 2016 relatif au déclenchement des procédures préfectorales en cas d'épisodes de pollution de l'air ambiant

Pour estimer les effets sur les concentrations de polluants, l'INERIS a simulé avec le modèle Chimere tous les cas à partir du 27 février, avec comme conditions initiales, celles de la simulation de référence (CAS02) et avec les émissions des CAS03 à CAS07 issues des travaux POLQA sur les émissions de suspension (2.1.2).

2.2.1.2.Scénarios long terme

Nous avons ensuite élargi notre analyse pour quantifier impact sur la qualité de l'air du scenario de réduction d'émissions agricoles (CAS08) sur toute l'année de juillet 2010 à juin 2011, en comparaison avec l'inventaire de référence (CAS02). L'idée est d'identifier les périodes et les régions où les réductions sur les concentrations des polluants atmosphériques sont les plus importantes et comprendre les principaux mécanismes qui interviennent dans variation de la concentration des polluants en fonction d'une modification des émissions.

Deux simulations ont été réalisées à l'échelle de la France sur un domaine d'environ 4km de résolution (0.0625° x 0.03125°).

La simulation de référence (CAS02) représente la réalité agricole française pour l'année 2010-11 (section 2.1.1.2) tandis que la seconde simulation (CAS08) utilise le scénario de réduction d'émissions agricoles (développé par l'UMR EcoSys) dans lequel 60% de l'urée utilisée par les agriculteurs est remplacée par de l'ammonitrate, moins volatil (2.1.3.1.1). Les simulations couvrent une période d'un an du 01 juillet 2010 au 30 juin 2011.

Pour quantifier les impacts sur la qualité de l'air, notamment sur les concentrations de particules, des mesures de réduction des émissions de NH_3 mises en place dans le scenario CAS08, les deux simulations ont été comparées au niveau national, au niveau régional et sur des régions ciblées tout au long de l'année.

En prenant en compte le cadre réglementaire définissant les épisodes de pollution aux PM, nous avons analysé les concentrations modélisées au niveau du sol pour les PM10, particules de diamètre inférieur à 10 µm, polluant qui peut être fortement impacté par les politiques de réduction des émissions de NH_3. Nous mettons également ces résultats en perspective avec la variation des concentrations dans l'air de NH_3, ainsi que des émissions de NH_3.

La formation de particules secondaires à partir des émissions de NH_3, dépend aussi des concentrations disponibles de sulfate et d'acide nitrique qui vont former sulfate d'ammonium et nitrate d'ammonium. Suivant ces concentrations les régimes chimiques diffèrent d'un régime de formation de particules secondaires limité par la quantité d'ammoniac à un régime où la quantité disponible d'acide nitrique est le facteur limitant.

Afin d'évaluer cette sensibilité des concentrations à une réduction d'émissions, l'indicateur Gratio est couramment utilisé (Ansari et Pandis, 1998; Pinder, 2008). Il est défini par la relation :

$$Gratio = \frac{(TNH_4 - 2 \cdot H_2SO_4)}{TNO_3} \qquad (1)$$

Où

- $(TNH_4 - 2 \cdot H_2SO_4)$ est la quantité d'ammonium disponible pour la production de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) qui est obtenu en soustrayant à l'ammonium total celui au net du celui qu'est utilisé à produire le sulfate d'ammonium ($(NH_4)_2SO_4$).

- TNO_3 l'ion nitrate disponible

A des valeurs de Gratio > 1 correspond un régime saturé en NH_3, et donc limité par l'acide nitrique,. Inversement, en dessous de 1, le régime est fortement sensible au changement de NH_3.

En plus de fournir des informations importantes sur le régime de saturation en NH3, le Gratio peut également donner une indication de la réduction minimale de l'ammonium (TNH_4) pour passer d'un régime saturé en ammoniac (Gratio > 1) à un régime sensible à sa réduction (Gratio < 1).

Nous calculons d'abord la quantité d'ammonium $TNH_{4,\,Gratio1}$ pour que le Gratio = 1 en nous basant sur l'équation (1). Par la suite, nous calculons le Rfactor comme le pourcentage de réduction par rapport aux valeurs d'ammonium dans l'air (TNH_4) :

$$Rfactor = \frac{(TNH_4 - TNH_{4,\mathrm{Gratio1}})}{TNH_4}$$

Une valeur de Rfactor inférieure à 1 indique que nous sommes déjà en régime non saturé, alors qu'une valeur positive (ce qui est souvent le cas en France) donne en première approximation une indication de combien les émissions d'ammoniac (en %) doivent être réduites pour passer à un régime non saturé en NH_3. Ceci est basé sur l'hypothèse qu'une réduction des émissions d'ammoniac correspond en première approche à un pourcentage similaire de réduction de l'ammonium en suspension dans l'air.

2.2.2. Effets de la suspension sur le potentiel de production Agricole

L'évaluation des impacts agronomiques des différents scenarios d'urgence de suspensions d'épandage sur la culture de blé tendre est essentielle pour disposer d'éléments chiffrés permettant d'appréhender les effets de telles mesures sur la production agricole. L'utilisation du modèle de culture CHN, fruit de 20 ans d'expertise au sein d'Arvalis Institut du Végétal, est parfaitement adaptée à ces enjeux. Le modèle CHN offre l'opportunité de simuler l'impact de pratiques agronomiques (incluant la fertilisation azotée) à un pas de temps journalier sur la croissance et la nutrition d'une culture de blé, et ce sous un large panel de conditions pédoclimatiques françaises. Cependant, le modèle CHN dans sa version actuelle ne permet pas d'accéder au rendement en grains. L'étude présentée porte ainsi sur deux variables associées au potentiel de production d'une culture : la biomasse et l'indice de nutrition azotée (INN) au stade floraison. Classiquement, la biomasse du couvert à floraison est associée à la composante de nombre d'épis par mètre carré et à l'indice foliaire qui représente le potentiel photosynthétique de la culture. L'INN traduit quant à lui le frein exercé par une carence azotée sur l'efficacité de l'appareil photosynthétique et influence la composante de fertilité épis aux alentours du stade floraison.
Dans cette étude, l'évaluation des impacts agronomiques associés aux scenarios de suspensions d'épandage testés repose sur la comparaison des performances d'une culture (impact sur la quantité de biomasse et sur l'INN à floraison) entre une situation de référence sans suspensions d'épandage et différents scenarios de suspension testés. Ce type d'approche permet d'accéder à plusieurs critères d'évaluation, tels que l'effet moyen des suspensions à l'échelle de régions administratives, la proportion de parcelles impactées par des suspensions, ou encore les enjeux associés aux suspensions d'épandage dans les parcelles impactées.

2.2.2.1. Modèle de culture

Le modèle de culture CHN développé par Arvalis Institut du Végétal a été utilisé pour réaliser les simulations agronomiques. CHN simule quotidiennement, depuis le semis jusqu'à la récolte du blé, les interactions entre la plante, le sol et l'atmosphère en tenant compte des spécificités agro-climatiques de la parcelle. Cette modélisation mécaniste permet de suivre le développement du couvert et d'évaluer les stress hydriques et azotés subis par la culture, ainsi que leurs impacts sur des variables agronomiques majeures.

2.2.2.2. Situations agro-climatiques

L'étude a été conduite sur trois anciennes régions administratives françaises : Champagne-Ardenne, Haute-Normandie et Picardie. Dans chacune de ces régions, nous avons exploré un panel relativement large de conditions pédoclimatiques au travers d'un croisement de différentes stations météorologiques (2 à 3 stations types par région) et de trois types de sols représentatifs de chaque région. Afin de tenir compte de la variabilité des pratiques agronomiques pouvant être rencontrées, nous avons simulé la conduite de quatre variétés ayant des précocités contrastées, en adaptant la date et la densité de semis

aux caractéristiques de chaque variété. La présente étude comprend ainsi 96 situations agronomiques, qui sont des croisements Région x Pédoclimat x Variété (Annexe 4).

2.2.2.3. Stratégies de fertilisation azotée

Pour plus de lisibilité dans ce rapport, seuls les résultats issus de stratégies de fertilisation fractionnées en 3 apports seront présentés, ce qui est représentatif de plus de 70% des pratiques réelles. Les résultats issus de stratégies de fertilisation fractionnées en 1, 2, et 4 apports sont toutefois disponibles. Les dates, doses et formes d'engrais correspondant aux trois apports d'azote simulés dans cette étude sont présentées en Annexe 5. Dans une recherche de cohérence entre les différents volets d'étude de ce projet, nous avons pris le parti de ne pas adapter les dates et doses d'interventions de fertilisation aux caractéristiques agronomiques de chaque environnement simulé. Cet aspect, dont l'influence sur les résultats est conséquente, sera discuté dans la suite de ce rapport. Pour toutefois générer une variabilité de pratiques plus importante (dates d'apports et doses d'engrais), ce qui est central pour traiter de questions d'impacts de scenarios de suspension à l'échelle d'une région, nous avons pris le parti de simuler toutes les combinaisons de formes d'engrais possibles sur les trois apports potentiels. Cela a permis de générer 27, 18 et 12 stratégies de fertilisation distinctes respectivement en Champagne-Ardenne, Haute-Normandie et Picardie. Au total, compte-tenu de la diversité de situations agronomiques et de stratégies de fertilisation explorées, la présente étude porte sur 1836 cas-types.

2.2.2.4. Modalités d'évaluation des impacts agronomiques

Chacun de ces cas-types a fait l'objet de six simulations distinctes. La première est une simulation de référence, sans aucune suspension d'épandage, et les suivantes des simulations tests mettant en œuvre les cinq scenarios de suspension présentés en **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**. Dans chaque simulation test, toute opération de fertilisation programmée au cours de la plage de suspension étudiée est annulée. La comparaison des différentes simulations tests à la simulation de référence permet d'évaluer leurs impacts agronomiques respectifs. Ces comparaisons reposent sur les variables de biomasse et d'INN simulées au stade floraison du blé, stade d'arrêt du pilotage de la fertilisation azotée, et stade au-delà duquel l'INN n'est plus valorisable.

Période	Durée (jours)	CAS
du 27/02 au 02/03	4	CAS03
du 28/02 au 02/03	3	CAS04
du 28/02 au 03/03	4	CAS05
du 01/03 au 04/03	4	CAS06
du 01/03 au 02/03	2	CAS07

Tableau 4 : Caractéristiques des scenarios de suspensions d'épandage étudiés

2.2.3. Analyse coûts/bénéfices

Dans PolQA, les bénéfices des scénarios long terme avec mesures sont comparés à leurs coûts additionnels. Les bénéfices sont définis comme les impacts sanitaires évités par la mise en œuvre du scénario, du fait de la réduction de l'exposition de la population aux polluants atmosphériques. D'autres bénéfices d'une réduction de la pollution atmosphérique (impacts évités sur les cultures et forêts, les écosystèmes, les matériaux de bâtiments…) sont exclus de l'analyse. Les bénéfices sont traduits en termes

monétaires afin de disposer d'une base de comparaison commune, par rapport au coût des mesures. Les coûts sanitaires de la pollution atmosphérique pris en compte dans l'étude peuvent être classés en 3 catégories : coûts financiers médicaux (e.g. admissions à l'hôpital …), coûts d'opportunité (e.g. perte de productivité pour des entreprises) et coûts non marchands liés à la mortalité prématurée, aux souffrances ….

Les coûts des mesures additionnelles mises en œuvre dans les scénarios de réduction des émissions tiennent habituellement compte de coûts d'investissement et de coûts de fonctionnement et de maintenance. Dans le scénario étudié ici (remplacement de l'urée par de l'ammonitrate), les coûts sont limités aux coûts de fonctionnement, en revanche ils sont diminués par les gains additionnels en production et en protéines valorisés par les prix.

Les bénéfices sanitaires attribuables à chaque scénario de réduction des émissions sont comparés aux coûts de ces mesures (Figure 7), les deux exprimés en € de 2019. Un scénario de réduction des émissions peut être considéré comme socialement souhaitable lorsque les bénéfices (coûts évités) excèdent les coûts additionnels.

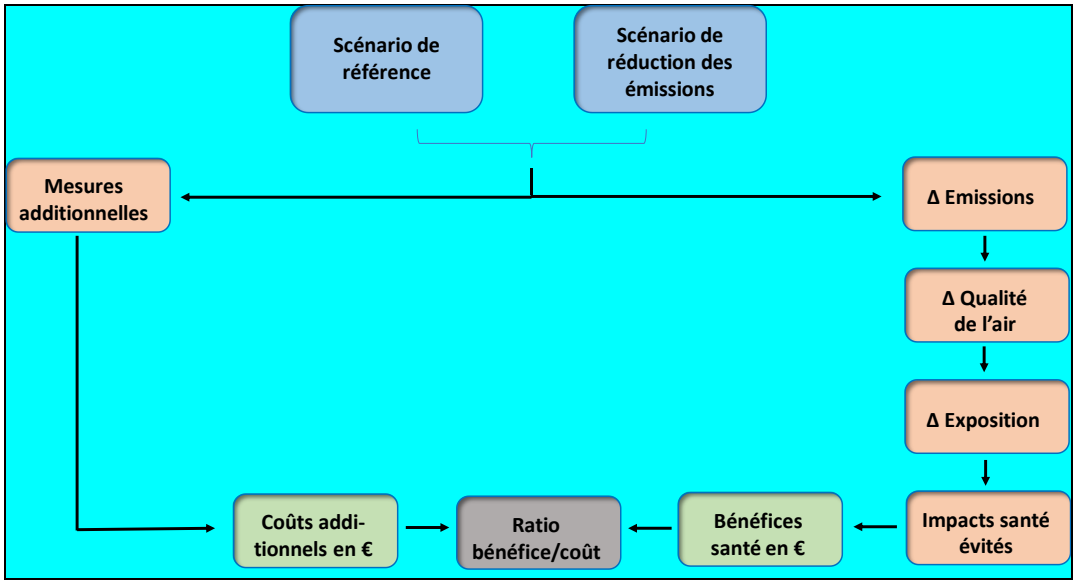


Figure 7 : Comparaison des coûts additionnels avec les bénéfices (effets sanitaires évités)

2.2.3.1. Evaluation des coûts

Ce paragraphe présente la méthodologie d'estimation des coûts liés à la mise en place du scénario de substitution de l'urée par de l'ammonitrate. L'hypothèse initiale est une substitution de l'urée à hauteur de 60% comme présentée dans le PREPA. En pratique, il faut faire des choix sur les situations qui voient effectivement une substitution et, finalement, le % est un peu plus faible (57%). Cette substitution se fait à azote constant. L'estimation des coûts/gains financiers associés au scénario de remplacement de l'urée par de l'ammonitrate est basée sur deux composantes :

- la différence de prix des deux formes d'engrais évoquées,
- la différence de production obtenue et leur possible valorisation.

Coûts liés aux différences de prix entre engrais :

Ces prix fluctuent assez fortement dans le temps (Figure 8) et il n'est pas si aisé de choisir des valeurs figées. Sur le graphique suivant on peut visualiser la courbe des prix proposés par l'Agreste qui montre que la hiérarchie dans le prix des engrais n'est pas clairement figée. Néanmoins il est en général reconnu que l'engrais sous forme d'urée est moins cher que de l'ammonitrate par unité d'azote apportée.

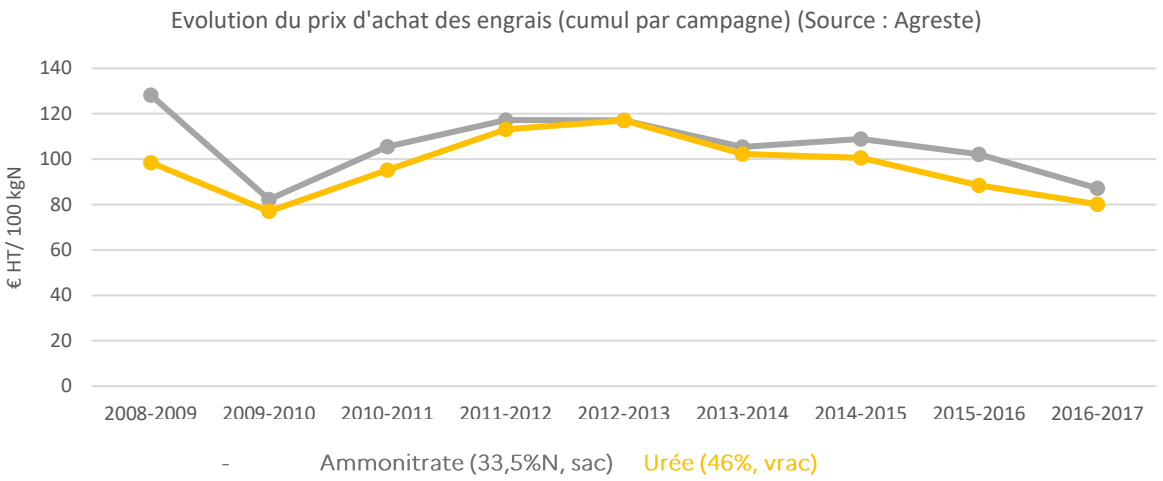


Figure 8 : Evolution du prix d'achat des engrais (cumul par campagne) entre 2008 et 2016 (Source : Agreste)

Les données Agreste ne permettent pas si facilement de déduire un écart moyen entre les différentes formes, pour ce projet il a été choisi de privilégier les résultats proposés par Arvalis (Tableau 5 & Tableau 6) à partir de références recueillies sur la période 2006-2018.

Tableau 5 : Prix des engrais utilisés pour le calcul des coûts

Forme	Coût	Unité	Référence
Urée	0,75	EUR/ kgN	Observatoire d'Arvalis
Solution azotée	0,7	EUR/ kgN	Observatoire d'Arvalis
Ammonitrates	0,98	EUR/ kgN	Observatoire d'Arvalis

La modélisation vise à tester la réduction induite par la substitution de l'urée par de l'ammonitrate envisagée dans le cadre du PREPA, soit une substitution de 60% des apports sous forme d'urée. La modélisation fine de cette mesure donne une réduction globale légèrement inférieure (57%). Ce sont ces données qui ont été utilisées dans l'analyse des coûts.

Tableau 6 : Quantités d'azote apportées à l'ensemble des cultures par forme d'engrais pour l'année 2011

Engrais	Apport de référence (tonnes de N)	Apports avec substitution d'urée (tonnes de N)
Ammonitrates	909 278	1 015 809
Solutions azotées	683 891	683 891
Urée	187 260	80 728
Total	**1 780 429**	**1 780 429**

En combinant les coûts unitaires et la consommation simulée des engrais on obtient les coûts nets additionnels.

Coûts liés aux différences de production :

Les simulations testées sont basées sur une quantité d'engrais azotée maintenue constante dans les deux scénarios. La substitution des engrais engendrant une moindre émission on peut espérer une plus forte production du fait d'une plus grande disponibilité en azote pour les plantes. Néanmoins il est jugé périlleux de présupposer une augmentation pour toutes les cultures fertilisées, sur la base des émissions d'azote évitées car les cultures valorisent différemment l'azote. Une méthode plus empirique a été choisie pour estimer l'impact de cette substitution, elle se base directement sur les différences de rendement

observées sur certaines cultures dans le cadre de travaux réalisés par Arvalis. Ces travaux couvrent le blé tendre, le blé dur, le maïs grain et la pomme de terre. Parmi ces cultures, seul le blé tendre présente une augmentation significative des rendements avec la substitution de l'urée par de l'ammonitrate. Des gains sont aussi attendus sur l'augmentation du taux de protéine dans les grains. Ces augmentations ont été constatées pour le blé tendre et le blé dur.

Plusieurs références existent pour l'effet de la substitution de l'ammonitrate par de l'urée. Sur la base de 28 essais réalisés sur la période 1981-2012, Arvalis publiait en 2013 les résultats pour le blé tendre qui donnaient une augmentation du rendement de +1,9 q/ha avec ammonitrate comparé à l'urée et de +0,17 % de protéines avec ammonitrate (Présentation : Quelles avancés pour améliorer la fertilisation et la qualité des blés). D'après les essais plus récents (34 essais entre 2003 et 2018), Arvalis présente désormais un gain de rendement inférieur (+0,9 q/ha) obtenu lors d'une stratégie de fertilisation ammonitrate par rapport à une référence urée à dose d'azote équivalente (article de Grégory Véricel publié par Arvalis dans le N°469 des Perspectives agricoles).

Dans le cadre de ce projet, pour les rendements, les références les plus récentes ont été privilégiées, la valeur de +0,9 q/ha a été retenue pour le blé tendre. En termes de valorisation de ce surplus de rendement la valeur de 16 euros/q a été retenue sur la base des références Arvalis de prix de vente du blé tendre compilées sur la période 2006-2018 en France métropolitaine. On notera néanmoins que ces prix fluctuent grandement (hors extrêmes, ce prix varie de 14 à 20 euros/q).

Pour le gain de protéines : la teneur en protéines obtenues avec l'ammonitrate est en moyenne supérieure de +0,3% à celle obtenue avec l'urée (article de Grégory Véricel publié par Arvalis dans le N°469 des Perspectives agricoles). Néanmoins ce gain en protéine ne signifie pas forcément une valorisation supplémentaire pour le blé. Pour compter une revalorisation du blé liée à la teneur protéine, il faut que cette augmentation permette de franchir un seuil. En effet les critères exigés par certaines filières sont les suivants : 11,5% de protéines pour du blé tendre meunier et 14% pour du blé dur pastier. Dans cet exercice, on fait l'hypothèse que dans 5% des cas seulement la substitution permet d'entrainer une revalorisation pour les lots de blé grâce à de l'ammonitrate. Cette hypothèse se base sur les données du même article : « dans 6% des situations les lots de blés seraient déclassés avec la stratégie 'tout urée' tandis qu'ils pourraient être valorisés comme blés meuniers ou pastiers avec la stratégie 'tout ammonitrate'. Le cas inverse où le fait de substituer de l'ammonitrate par l'urée permettrait de mieux valoriser le blé ne représente que 1% des situations ».

Le gain associé à cette augmentation en protéine est difficile à estimer. En utilisant les références Agreste on trouve une différence de prix moyenne entre un blé meunier et un blé fourrager de l'ordre de 10 euros/tonne (valeur de 13 euros/tonne estimée sur la période 2006-2018 pour un blé tendre départ Eure/Eure-et-Loir) (Figure 9). On fait l'hypothèse qu'un gain en protéine peut permettre d'éviter la pénalité due à un reclassement en blé fourrager.

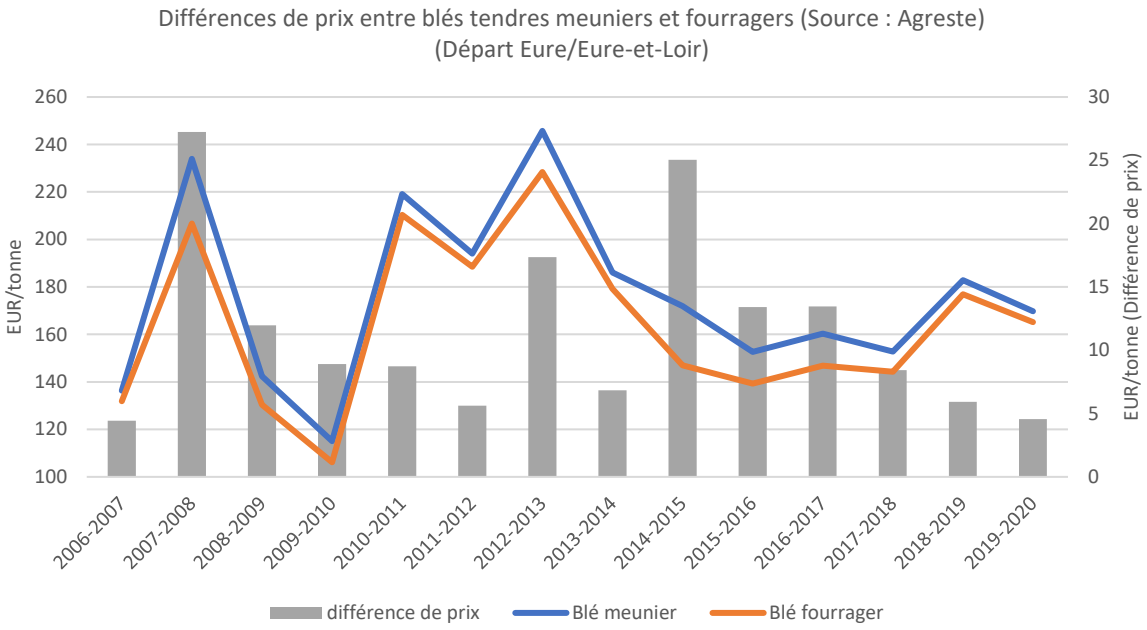


Figure 9 : Différences de prix entre blés tendres meuniers et fourragers (Source : Agreste) sur la période 2006 – 2019 (Départ Eure/Eure-et-Loir)

La valeur retenue pour le calcul des rendements récoltés est issue de la statistique agricole annuelle (Agreste, Figure 10)) à savoir 71 q/ha pour le blé tendre et 50 q/ha pour le blé dur. Le gain lié aux protéines est calculé sur ces rendements additionné de l'effet substitution sur le rendement lui-même.

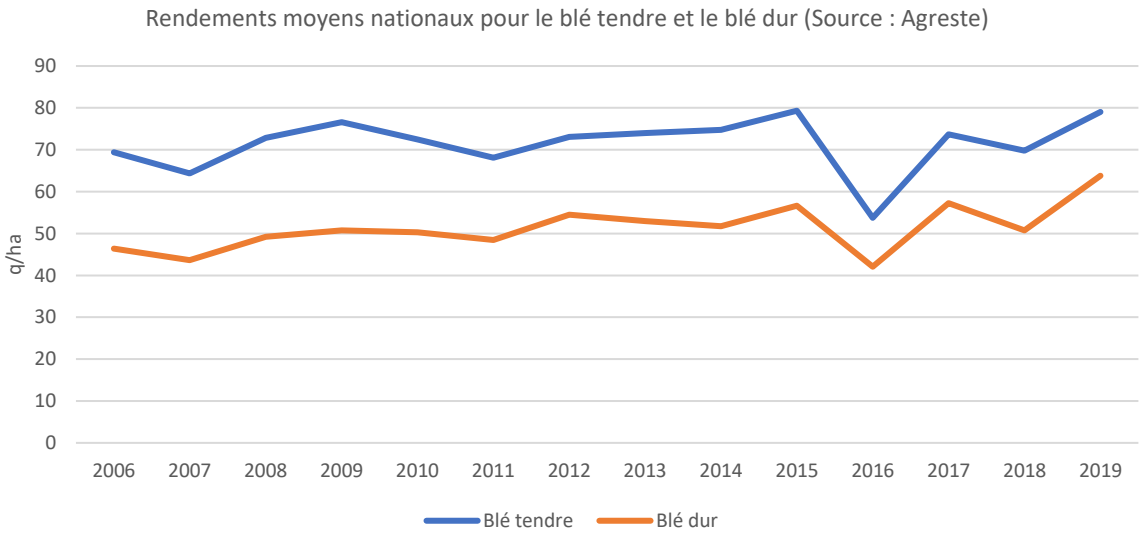


Figure 10 : Rendements moyens nationaux pour le blé tendre et le blé dur (Source : Agreste) entre 2006 et 2019.

2.2.3.2. Evaluation des bénéfices sanitaires

Le détail des approches utilisées pour quantifier les effets sanitaires évités dû à un scénario de réduction des émissions est présenté en annexe (Annexe 7). Ici nous résumons la méthode brièvement.

L'analyse des impacts sanitaires de la pollution de l'air dans PolQA se base sur l'approche dite par voie d'impact (« impact pathway approach », cf. Figure 41). Cette approche tient compte des informations sur les émissions venant de l'INRAE, de la qualité de l'air associée au niveau d'émissions de chaque scénario analysé, calculé par l'INERIS avec le modèle CHIMERE, et du calcul de l'exposition de la population sur la base des concentrations atmosphériques des polluants et les densités de population dans chaque grille.

L'application de fonctions exposition-réponse (Tableau 22) venant d'études épidémiologiques et recommandées par l'OMS/Europe, permet ensuite de quantifier les impacts sanitaires, et leur multiplication par des coûts unitaires (Tableau 23) de les transformer en leur équivalent monétaire.

Cette quantification et monétarisation des effets sanitaires sont faits dans le modèle d'évaluation des impacts sanitaires Alpha-RiskPoll (ARP). Le modèle fait également des hypothèses sur l'évolution de la population française par classe d'âge (Tableau 20) et sur la mortalité (Tableau 21), issues des statistiques des Nations Unies et de l'OMS.

Les impacts sanitaires quantifiés dans cette étude sont des effets chroniques et aigus de l'exposition (par inhalation) des populations aux concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$), en termes de morbidité et de mortalité. La mortalité chronique due à la pollution de l'air peut soit être exprimée en termes d'années de vie perdues soit en termes de morts prématurées. L'indicateur des années de vie perdues est monétarisé par la valeur d'un VOLY (Value of Life Year = valeur d'une année de vie), l'indicateur des morts prématurées est monétarisé par la valeur d'un VSL (Value of Statistical Life = valeur d'une vie statistique). Comme c'est le cas dans les études au niveau européen (Holland et al., 2014a ; Amann et al., 2020 ; Schucht et al., 2020), les deux indicateurs alternatifs sont utilisés dans PolQA et les résultats présentés pour les deux.
Dans PolQA, la comparaison entre le scénario de référence et le scénario de réduction des émissions, permet de calculer les effets sanitaires évités par la mise en place de mesures de réduction de la pollution atmosphérique et ainsi de quantifier les bénéfices sanitaires de ces mesures en termes monétaires pour l'année étudiée.
Dans la présentation des résultats (cf. chapitre 3.2.3) en termes de coûts sanitaires associés à un scénario ou en termes de coûts sanitaires évités (bénéfices) en passant du scénario de référence à un scénario de réduction des émissions, les coûts sanitaires seront agrégés sur les différents impacts (indicateurs) sanitaires, mais en utilisant soit les années de vie, soit les morts prématurées comme indicateur pour la mortalité.

2.3. Synthèse des moyens mobilisés pour étudier les scénarios de réduction de l'ammoniac dans l'air

Cette première partie a permis d'établir l'articulation des différentes composantes (Figure 11) du projet entre elles et de définir les orientations en termes d'analyse.
Une chaine d'outils a été construite pour étudier de la manière la plus exhaustive possible les effets de mesures de réductions d'émission du secteur agricole provenant des pratiques de fertilisation sur la qualité de l'air.
Autour des modèles Volt'Air et Chimere, dont les échanges doivent permettre d'estimer les implications des émissions agricoles sur les niveaux de qualité de l'air, le modèle Alpha-RiskPol et CHN complètent le système respectivement sur le volet sanitaire et le volet productivité agricole. Cet ensemble a été conçu pour répondre aux questionnements non seulement autour des interactions émissions – pollution de l'air mais aussi sur les impacts engendrés en termes de couts et de bénéfices.

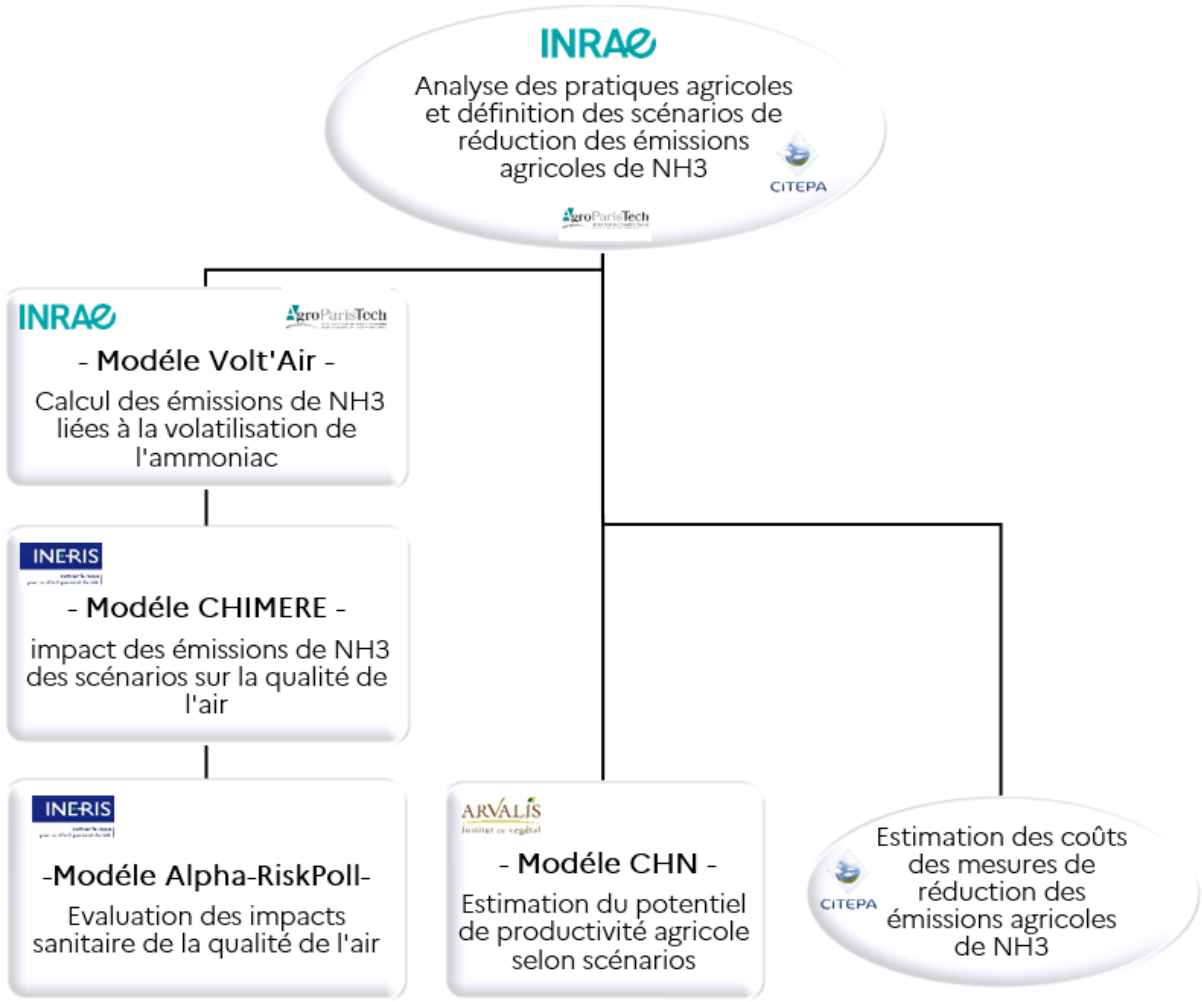


Figure 11 : Organisation de l'approche pluri-compartimentale mettant en avant les différentes composantes de modélisation (blocs rectangulaires) de POLQA

POLQA a construit un système numérique pluri-compartimental d'aide à la décision pour réduire les teneurs d'ammoniac dans l'air. Pour cela le système permet :

- D'évaluer des mesures de réduction des émissions d'ammoniac du secteur agricole et de les convertir en émissions spatialisées et temporalisées
- d'estimer les effets de ces mesures sur la qualité de l'air et par conséquence en exposition pour la santé humaine
- d'évaluer les bénéfices sanitaires (effets sanitaires évités grâce aux mesures de réduction des émissions mises en œuvre) liés à l'exposition de la population aux particules fines.
- d'en approcher les impacts économiques pour la profession agricole en termes d'investissement
- de projeter de potentiels impacts sur la productivité agricole qui sous-entend des incidences économiques.

3. Application des mesures de réduction d'ammoniac : quels effets ?

Nous abordons dans cette partie l'impact des mesures de réduction des émissions de NH3 liés aux pratiques d'épandage définies dans POLQA, à la fois sur le court et sur le long terme. Outre l'action de ces mesures sur les émissions, seront évalués aussi comment elles agissent sur la qualité de l'air et principalement les particules PM_{10} réglementés.

La mise en place de mesure de réductions d'émissions s'accompagne de coût pour leur mise en œuvre et peut conduire à des répercussions sur la productivité agricole. Nous reviendrons sur ces aspects en n'omettant pas d'estimer les bénéfices, notamment sanitaires liés à l'amélioration de la qualité de l'air qui découle de ces mesures.

3.1. Suspension des épandages en situation d'épisode

L'objectif est ici d'évaluer l'impact de la mise en œuvre d'arrêt des fertilisations sur des périodes de quelques jours en cas d'épisode de pollution aux particules sur :

- les émissions d'ammoniac,
- la qualité de l'air,
- les rendements agricoles.

3.1.1. Effet global de la durée et de la position des fenêtres de suspension sur les émissions d'ammoniac

La position et la durée des suspensions, ainsi que les résultats en termes de dynamique des émissions en lien avec certaines des suspensions étudiées sont illustrés dans la Figure 12 (et en annexe 8).

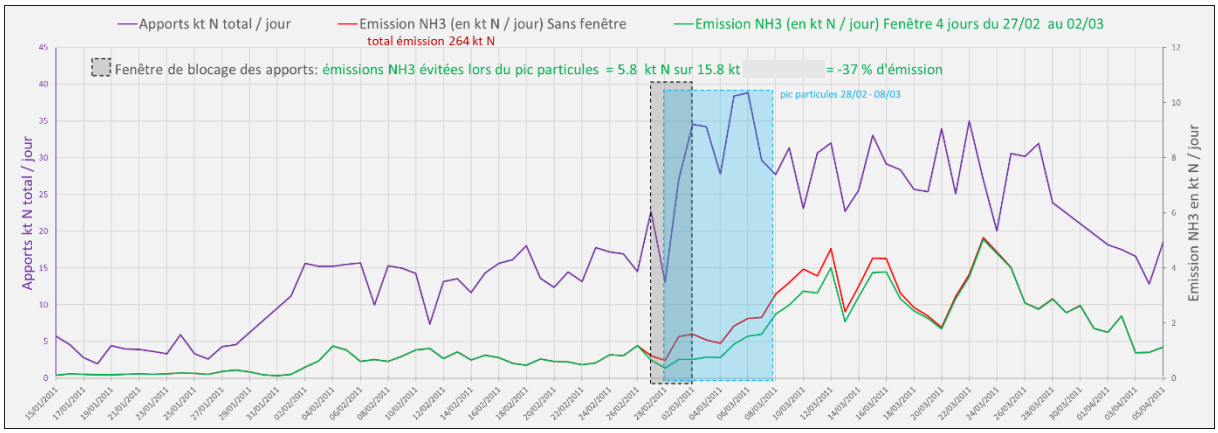


Figure 12 : représentation des apports d'azote pour le scénario de référence et des émissions d'ammoniac pour le scénario de référence et pour une suspension des fertilisation de 4 jours du 27 février au 2 mars 2011 : correspond au CAS03

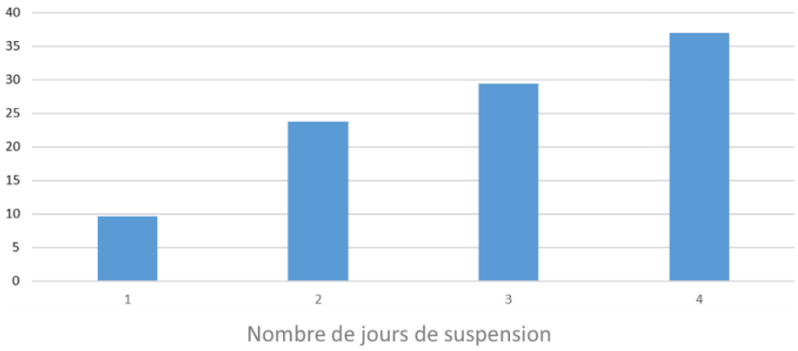


Figure 13 : pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac en fonction de la durée de la fenêtre de suspension, jusqu'au 2 mars 2011 ; Les cas de 2 jours, 3 jours et 4 jours de suspension correspondent respectivement au CAS07, au CAS04 et au CAS03. La suspension de 1 jour n'a pas fait l'objet d'étude dans POLQA.

En termes de dynamique, nous pouvons voir que les émissions sont fortement affectées dès le début des arrêts des fertilisations, et jusqu'à une dizaine de jours après le dernier jour d'arrêt. L'effet s'estompe ensuite fortement et tend à disparaître, selon les cas, une quinzaine ou une vingtaine de jours après le dernier jour d'arrêt des fertilisations. Cette dynamique est expliquée par les dynamiques individuelles des différents évènements de volatilisation, qui suit une décroissance de type logarithmique que nous retrouvons bien ici (Figure 14) et qui sont fonction des types d'engrais, avec évènements de volatilisation généralement moins intenses et plus longs pour les engrais minéraux que les PRO (Ramanantenasoa et al., 2019), et des conditions environnementales, météorologiques en particulier.

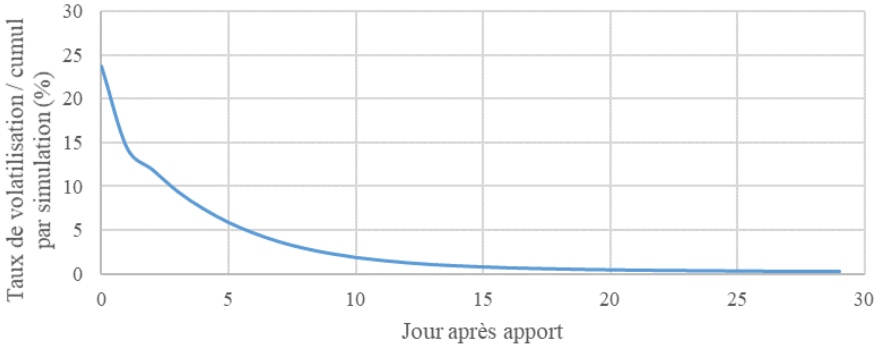


Figure 14 : dynamique du taux de volatilisation d'ammoniac sur un évènement de volatilisation, en % du cumul total émis. Moyenne des 65 135 simulations obtenues avec Volt'Air dans l'outil Cadastre_NH_3 pour l'année culturale 2010-11, concernant les engrais minéraux et organiques.

En ce qui concerne les taux d'abattement, les réductions d'émissions sont notables, et d'autant plus élevées que la période de suspension est longue, ce qui est un résultat attendu. Elles sont déjà de l'ordre de 7-10% pour une journée, 35-40% pour 4 jours, et 85-90% pour 37 jours, à cette période précise de fin février-début mars 2011. Notons que dès 4 jours, le taux d'abattement est proche ou supérieur au seuil de réduction des émissions de 35% à partir duquel un effet de réduction des concentrations en PM est attendu et justifie a posteriori, en plus des critères agronomiques, le choix de cette durée pour l'étude de l'effet de la position de la fenêtre sur l'évitement du pic de pollution.

Pour ce qui est de la position des fenêtres de suspension en amont, en début ou en cours d'épisode de pollution, la Figure 15 montre que la réduction est plus efficace si la fenêtre de suspension se positionne pendant le pic de pollution, et d'autant plus efficace s'il se positionne dans sa première partie. On note donc d'ores et déjà, en dehors des effets en eux-mêmes des arrêts des fertilisations sur la qualité de l'air, une sorte de convergence des périodes de fortes fertilisations et donc d'émissions avec le début de pic de pollution dont l'origine est à ce moment-là plus locale, et sur laquelle il est probable qu'il sera plus facile d'agir. Cela rend confiant quant à de potentiels effets positifs en termes de la qualité de l'air de la mise en application de périodes de restrictions des fertilisations, mais moins confiants quant à leur impact cette fois-ci négatif sur la productivité agricole.

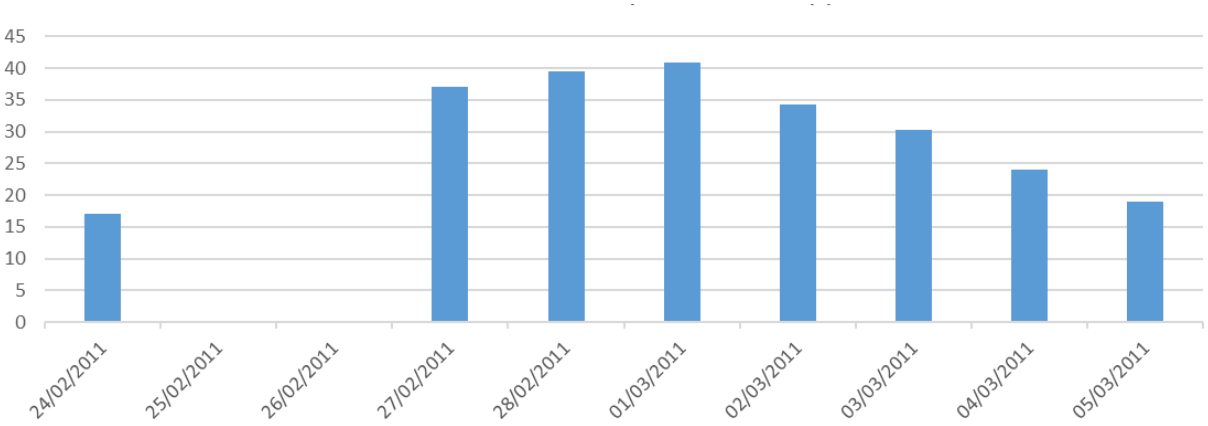


Figure 15 : pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac en fonction des positions des premiers jours des fenêtres de suspension de 4 jours entre le 24 février et le 5 mars ; les fenêtres commençant les 27/02, 28/02 et 01/03 correspondent respectivement aux CAS03, CAS05 et CAS06

3.1.2. Emissions d'ammoniac pour les différents scenarios de suspension retenus

Le Tableau 7 présente les impacts pour les 5 scénarios retenus, avec des dates de début et de fenêtres temporelles d'application de la mesure qui changent.

Nom	Fenêtre de suspension	Durée (jours)	Position / l'épisode	Taux de réduction des émissions (%)
CAS03	du 27/02 au 02/03	4 jours	en amont	37,0%
CAS04	du 28/02 au 02/03	3 jours	au début	29,4%
CAS05	du 28/02 au 03/03	4 jours	au début	39,5%
CAS06	du 01/03 au 04/03	4 jours	en cours	40,9%
CAS07	du 01/03 au 02/03	2 jours	en cours	23,7%

Tableau 7 : taux de réduction des émissions obtenus pour les 5 scénarios de suspension étudiés

On peut noter que plus la durée est importante plus la réduction des émissions est élevée. Pour une même durée de 4 jours cependant les réductions différentes selon la date de début de la mesure de 37 à 41% de réduction. Cette baisse d'émission est donc assez significative avec cette mesure.

En ANNEX 9 nous présentons le différentiel de contribution par région des 5 scenarios pour la période 27/02 au 06/03/2011.

3.1.3. Impacts sur la qualité de l'air

L'objectif est d'estimer à l'aide du modèle CHIMERE, les effets sur la qualité de l'air des scénarios de suspensions d'épandage et plus particulièrement leurs impacts sur les concentrations de PM_{10} responsables de la détérioration de la qualité de l'air pendant la période retenue. La frise (Figure 16) montre l'évolution des concentrations PM_{10} sur la période de l'étude du 2 février au 5 mars 2011. Les zones en rouge identifient les régions pour lesquelles les concentrations journalières dépassaient le seuil journalier de 50 µg/m³ à partir duquel les autorités doivent prendre des mesures pour limiter l'intensité de l'épisode et les effets sanitaires et environnementaux associés.

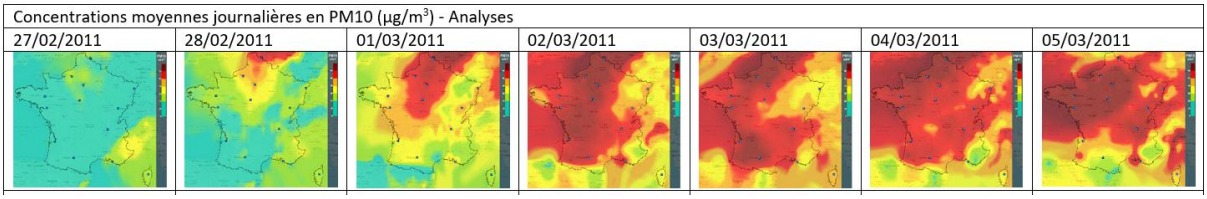


Figure 16 : Moyennes journalières des concentrations de PM_{10} ($\mu g/m^3$) pour les journées du 27 février 2011 au 5 mars 2011. Analyses Prev'Air (www.prevair.org)

La figure (Figure 17) montre les effets sur les concentrations journalières moyennes de PM10 pour les 5 CAS.

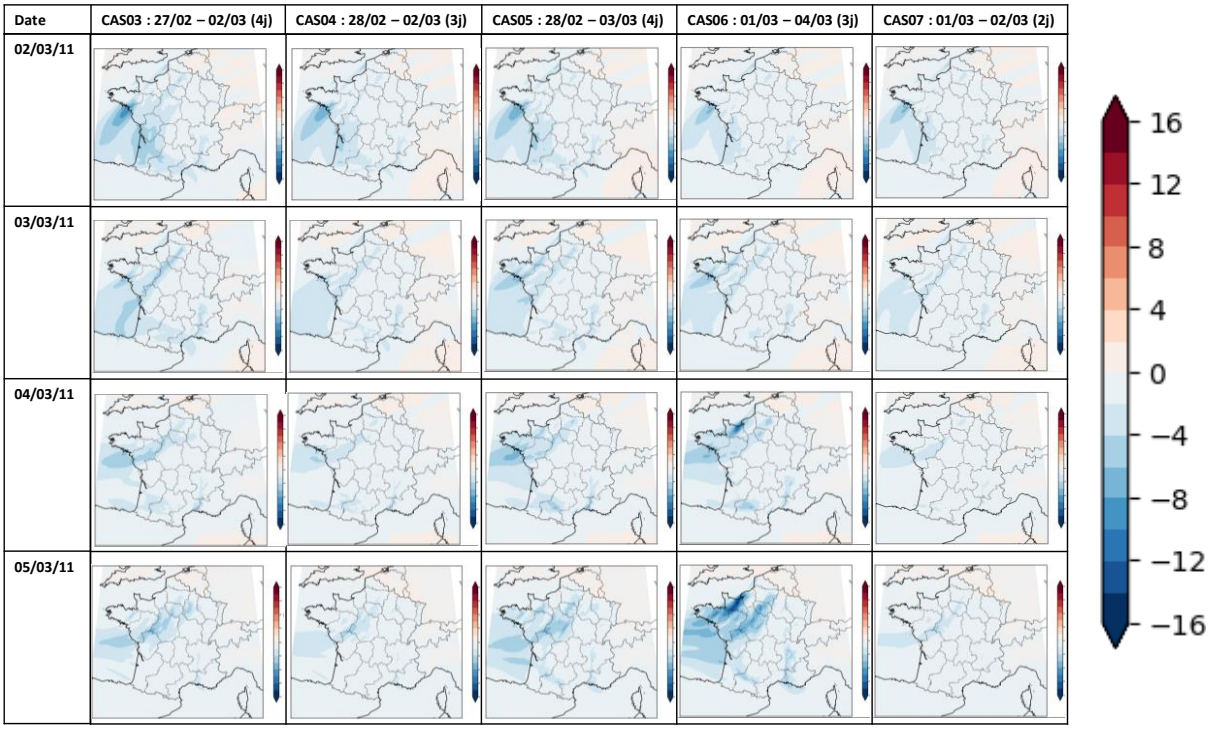


Figure 17 : Impacts sur les concentrations moyennes journalières des PM_{10} ($\mu g/m^3$) des scénarios de suspensions par rapport au cas de référence (CAS02). Les impacts des différents scénarios sont représentés par dates du 2 au 5 mars pour les 5 CAS.

Les effets les plus importants sont relevés sur le CAS06 pour les journées du 4 et 5 mars avec un maximum de baisse des concentrations de PM_{10} pour le dernier jour (-16 µg/m3 en Normandie). Cela montre au bout de 4 jours et au-delà de la fenêtre de suspension un effet important sur les concentrations au cœur de la zone la plus impactée par l'épisode. Il convient de constater que l'effet ne s'arrête pour aucun scénario avec la fin de la fenêtre de suspension, résultant vraisemblablement de l'effet combiné de la mesure sur les jours précédents qui limitent l'accumulation des particules dans l'air et de la persistance de la mesure de suspension sur la baisse des émissions par rapport au cas de référence. Cela est mis en évidence en se focalisant sur les CAS 6 et CAS 7 pour la journée du 3 mars. La diminution des concentrations de PM_{10} demeure significative pour le CAS 7 malgré la reprise des épandages mais elle est moindre que dans le CAS6 pour lequel les épandages sont encore suspendus. Pour autant si l'effet persiste après la fenêtre de suspension, la mesure la plus pertinente en termes d'impact sur les concentrations est celle avec la fenêtre temporelle la plus étendue et dont l'application débute en cours d'épisode. Les scénarios commençant en amont de l'épisode représentent une mesure anticipée (qui serait prise sur la base de la prévision) dont l'effet n'apparait pas flagrant comme le montre les diminutions de concentrations lors de la journée du 2 mars pour les CAS3 et CAS4&5.

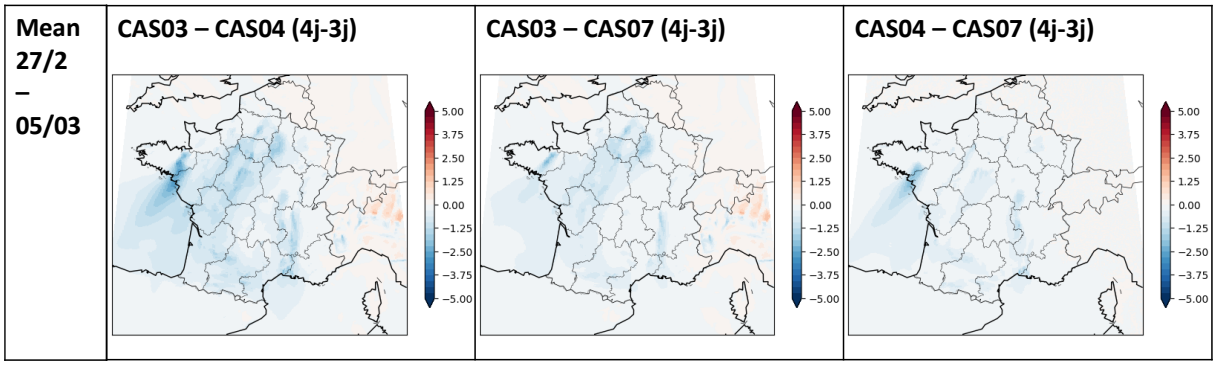


Figure 18 : Différence des concentrations moyennes de PM10 sur la période du 27 février 2011 au 5 mars 2011 entre plusieurs scénarios avec des durées de suspension différentes.

L'impact d'une mesure de suspension est bien entendu relié aux conditions météorologiques pendant laquelle la mesure s'applique. Elle sera d'autant plus efficace que la période est en conditions météorologiques stables, ce qui favorise l'accumulation des polluants dans l'air. C'était le cas pendant toute la période étudiée du 27 février au 5 mars sous l'influence d'un anticyclone.
Sur cette période, l'impact moyen relatif à la baisse des concentrations a toujours été plus important plus la durée de la fenêtre de suspension était longue (Figure 18).

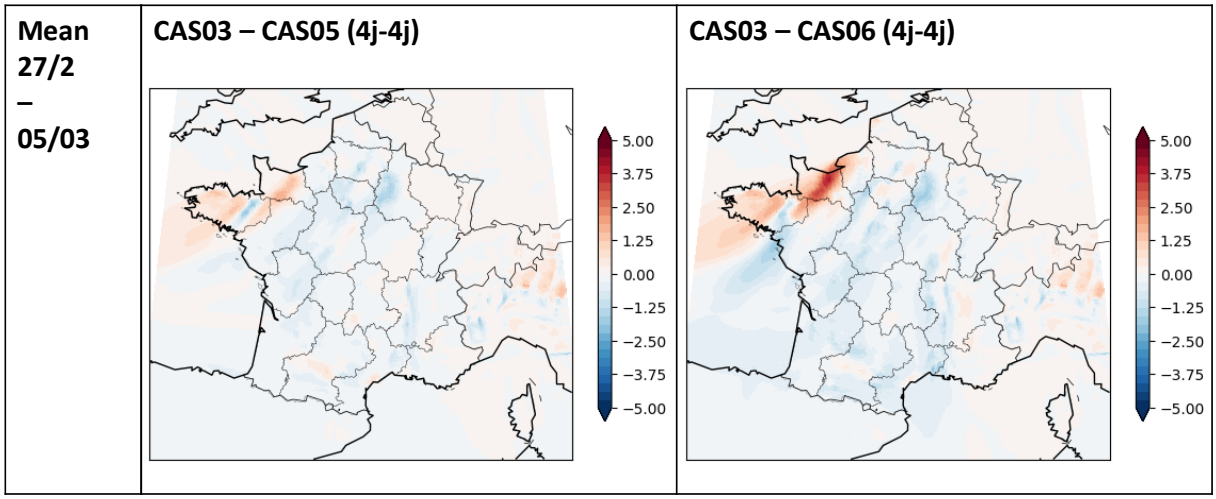


Figure 19: Différences de concentrations moyennes de PM10 sur la période 27 février au 5 mars 2021 entre les 3 fenêtres de suspension de 4 jours.

A durée égale, des différences d'impact (Figure 19) sont constatées relatives à la dynamique de l'épisode. Le CAS6 dont la mesure a commencé le plus tard a une baisse plus prononcée sur la Normandie que les CAS 3 et 5, là où les concentrations ont été les plus élevées et de manière persistante sur cette période. Cette différence semble liée à la réduction d'émission d'ammoniac lors du 4 mars sur la Haute Normandie (ANNEXE 9 - Figure 50) et leur forte incidence sur la formation des particules en plein cœur de l'épisode.

3.1.4. Impacts sur le potentiel de productivité agricole

La comparaison d'un scenario de référence, sans aucune restriction d'apports d'azote, aux cinq scenarios de suspension testés a permis d'évaluer leur impact agronomique sur deux variables fortement associées au potentiel de production (biomasse et indice de nutrition azotée - INN - à floraison) dans les régions Champagne-Ardenne et Haute-Normandie (Figure 20). Aucune des stratégies de fertilisation testées dans la région Picardie ne comportait d'apport dans les plages de suspension étudiées, ce qui n'a pas permis d'exploiter les résultats de simulations dans cette région. Dans les régions Champagne-Ardenne et Haute-Normandie, certains scenarios de suspension ont impacté la réalisation du troisième apport d'azote dans une partie des simulations. En termes de doses, la suspension du troisième apport correspond à des

baisses de 51 et 48 unités d'azote par hectare sur des doses totales annuelles de 165 et 200 unités d'azote par hectare respectivement pour les régions de Haute-Normandie et Champagne-Ardenne.
Les résultats obtenus montrent clairement que toute suspension d'épandage impactant un apport de fertilisants azotés conduit à la fois à des pertes de biomasse et à des réductions d'INN. Les effets directs d'une suspension du troisième apport d'azote sont beaucoup plus marqués sur l'INN que sur la biomasse à floraison, particulièrement dans la région Champagne-Ardenne où les pertes de biomasse sont peu perceptibles bien que statistiquement significatives. En Haute-Normandie, les pertes de biomasse simulées atteignent toutefois 0.84 tMS/ha dans les situations les plus impactées, et sont en moyenne de 0.43 tMS/ha dans les simulations concernées par des suspensions, soit une baisse de 4.3% vis-à-vis des situations de référence.
Les impacts observés sur l'INN à floraison sont autrement plus préoccupants. L'INN, qui est associé à l'efficacité photosynthétique du couvert ainsi qu'à la fertilité des épis, deux processus déterminants dans l'établissement du rendement en grains, répond beaucoup plus fortement à une suspension d'épandage. Les deux scenarios de suspension impactant un apport en Haute-Normandie (scenarios 5 et 6) ont conduit à des baisses d'INN spectaculaires, de l'ordre de 0.15 points en moyenne sur les parcelles impactées (Tableau 8) pour exemple d'impact du scenario de suspension numéro 5). Localement, les effets ont été beaucoup plus marqués avec des baisses de plus de 0.24 points d'INN, induisant des valeurs de l'indice extrêmement faibles, franchissant chroniquement le seuil de 0.9 considéré optimal à floraison, et parfois le seuil de 0.6 qui indique clairement que le potentiel de rendement est sévèrement impacté. De manière générale, dans cette région, toute suspension du troisième apport conduit à une baisse d'INN à floraison supérieure à 0.12 points. A une échelle régionale, l'impact moyen des suspensions sur la région Haute-Normandie est de 0.05 points d'INN sous les scenarios 5 et 6, les suspensions ne concernant que 42% des simulations. Les scenarios 3,4 et 7 n'ont pénalisé aucun apport programmé dans notre plan expérimental, et n'ont ainsi eu aucun effet agronomique évaluable.
En Champagne-Ardenne, les parcelles impactées par une suspension accusent une baisse moyenne d'INN à floraison de 0.16 points, pouvant localement atteindre 0.24 points. Dans cette région, une suspension du troisième apport conduit a minima à une baisse de 0.13 points de l'indice, chiffre extrêmement conséquent. Toutes les simulations n'étant pas impactées par les suspensions, les effets globaux sont moins spectaculaires, mais tout autant préoccupants. Les pertes d'INN associées aux scenarios 3, 4 et 7 sont en moyenne de 0.05 points, et celles associées aux scenarios 5 et 6 sont en moyenne de 0.11 points. Si les effets moyens observés sur les simulations réalisées en Champagne-Ardenne semblent supérieurs à ceux observés en Haute-Normandie, les impacts attendus sur le rendement en grains sont inférieurs, car les INN franchissent rarement le seuil d'impact sur la productivité, communément admis à 0.9 au stade floraison. Ce constat est principalement associé aux stratégies de fertilisation appliquées dans cette étude en région Champagne-Ardenne, vraisemblablement peu adaptées aux caractéristiques des parcelles (INN à floraison moyen des simulations de références atteignant 1.25, très supérieur à l'objectif d'INN à floraison fixé entre 0.9 et 1). Ce confort azoté certain appliqué dans la plupart des situations de références limite notre capacité à percevoir les impacts réels de mesures de suspensions sur le potentiel de production.

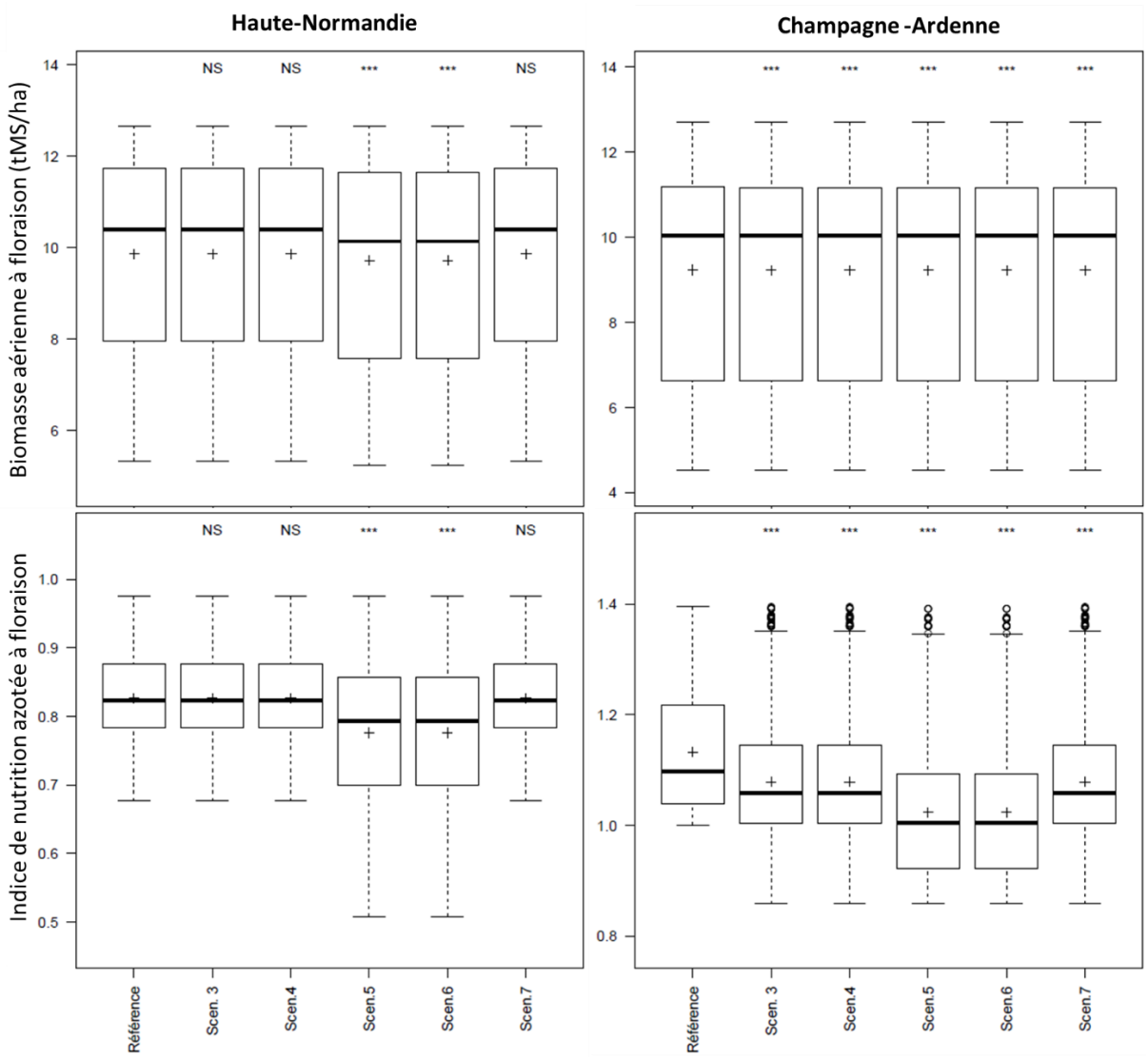


Figure 20_Impacts agronomiques des cinq scenarios de suspensions d'épandage étudiés sur la biomasse du couvert à floraison et l'indice de nutrition azotée (INN) à floraison dans les régions Haute-Normandie et Champagne-Ardenne, pour une conduite de fertilisation fractionnée en trois apports. Les résultats présentés correspondent aux distributions de 432 et 972 simulations, respectivement pour les régions de Haute-Normandie et Champagne-Ardenne. La moyenne de chaque série de données est représentée par une croix. Les tests statistiques ont été réalisés à l'aide de tests T de Student sur échantillons appariés (Référence vs Scenario test) au seuil de risque 5%.

Région	Nb de simulations	% parcelles impactées	Variable	Impact moyen	Impact moyen	Impact minimum	Impact maximum
				Toutes simulations	*Simulations impactées uniquement*		
Haute-Normandie	432	42%	Biomasse à floraison (tMS/ha)	-0.14	-0.43	-0.03	-0.84
			INN à floraison	-0.05	-0.15	-0.12	-0.22
Champagne-Ardenne	972	67%	Biomasse à floraison (tMS/ha)	-0.01	-0.01	0.00	-0.13
			INN à floraison	-0.11	-0.16	-0.13	-0.24

Les résultats de cette étude indiquent que l'application de mesures de suspensions d'épandage impacte à la fois la biomasse et l'INN à floraison. Les répercussions de ces mesures sont toutefois moins marquées

Tableau 8 : Impacts du scenario de suspensions d'épandage n°5 sur la biomasse et l'indice de nutrition azotée (INN) à floraison. Les impacts de suspensions d'épandage sont observés sur l'ensemble des simulations d'une part, et sur les simulations impactées par une restriction d'épandage d'autre part.

sur la biomasse que sur l'INN. Si la hiérarchie des effets entre biomasse et INN est tout à fait cohérente d'un point de vue biologique, l'INN étant l'un des facteurs explicatifs de la dynamique d'accumulation de biomasse et donc en amont dans la chaîne causale, la valeur absolue des impacts agronomiques estimés dans cette étude est soumise à caution pour plusieurs raisons discutées ci-après.

Dans cette étude, les stratégies de fertilisation mises en œuvre dans les différentes simulations n'ont pas été raisonnées au regard du potentiel de production des parcelles, ni adaptées aux spécificités des situations agronomiques. Les dates et doses d'apports utilisées sont issues d'une enquête par région, ce qui implique que toutes les parcelles d'une même région ont été conduites avec un même éventail de stratégies, pas nécessairement adaptées au contexte. Les dates d'apports utilisées dans cette étude (issues de l'analyse de l'enquête AGRESTE) sont clairement plus précoces que ce qui est préconisé sur le terrain, voire pour certaines en désaccord avec la règlementation. Ce biais a des conséquences fortes sur les résultats de cette étude, car cette précocification des apports expose le troisième apport d'azote aux suspensions, tandis que les pratiques courantes tendraient à exposer le second, qui est clairement l'apport le plus conséquent en termes de dose. En ce sens, les effets de suspensions d'épandage à la période visée sont nécessairement sous-estimés dans cette étude. Le manque de variance de dates d'apports étudiées, lié à un nombre restreint de stratégies de fertilisation testées, implique que la proportion de parcelles concernées par des suspensions d'épandage soit arbitrairement fixée par le plan expérimental. De fait, les effets moyens observés par région sont eux aussi soumis à caution. La région Picardie en est un bon exemple ; aucun apport n'était programmé dans les plages de suspension dans le plan d'expérience mis en œuvre, et de fait aucun impact agronomique n'a pu être évalué. Il semble peu probable qu'en pratiques réelles, aucune parcelle picarde n'ait été fertilisée entre le 27 février et le 04 mars 2011. Au regard de ce biais expérimental, il semble ainsi préférable de focaliser l'analyse de ces résultats sur les impacts agronomiques observés sur les parcelles concernées par des suspensions d'épandage présentés Tableau 8 pour exemple d'impact du scénario de suspension numéro 5.

L'absence d'ajustement des doses d'azote totales aux potentiels de production des parcelles impacte également la précision des résultats. Si l'on se focalise sur l'exemple de la région Champagne-Ardenne, le modèle CHN indique que les itinéraires de références (sans suspensions d'apports) conduisent les parcelles dans un confort azoté certain ; quasiment aucune parcelle ne présente d'INN inférieur à 1 (optimum de fertilisation azotée) au stade floraison, la moyenne des parcelles de référence étant de 1.13. Ce confort azoté, qui n'est pas représentatif des situations réelles, masque l'impact de suspensions d'épandage sur la biomasse à floraison. La suppression du troisième apport aurait nécessairement des répercussions plus importantes qu'estimées dans le présent rapport si les situations de références avaient été fertilisées à l'optimum. Cet élément, associé au biais de précocification des apports discutés précédemment, milite clairement pour une sous-estimation des impacts agronomiques réels sous contraintes de suspension d'apports dans la présente étude.

L'hypothèse sous-jacente à la présente étude stipule que tout apport concerné par une mesure de suspension est annulé et non reporté à une date ultérieure. Il est assez peu probable que ce schéma soit représentatif des pratiques réelles. En ce sens, il serait intéressant d'évaluer les enjeux associés à un report des fertilisations concernées par une mesure de suspensions d'épandage, sur le plan des émissions d'ammoniac d'une part et sur le plan agronomique d'autre part. Il serait dommage que des impacts agronomiques associés aux mesures de suspensions d'épandage ne soient pas accompagnés de réductions d'émissions ammoniacales. Cette hypothèse mériterait d'être vérifiée par de nouvelles simulations. En revanche, cela implique de considérer au moins deux niveaux de répercussions. Premièrement, la faisabilité technique de réalisation d'interventions sur un grand nombre de parcelles en peu de temps, potentiellement dans des conditions d'interventions humides défavorables aux opérations d'épandage. La question de l'indicateur utilisé pour décider de la levée des suspensions, ainsi que des seuils fixés est centrale pour évaluer les éventuelles répercussions techniques. Deuxièmement, cette hypothèse implique que l'ensemble des reports de fertilisation azotée associés à une période de suspensions d'épandage interviendraient dans un temps très court suivant la levée de suspension. Les impacts de telles pratiques sur la concentration en ammoniac de l'air mériteraient d'être évalués, et pris en compte dans l'établissement des seuils de levée de suspension ou d'éventuelles levées progressives de suspension.

De manière générale, les travaux présentés dans ce rapport tendent à montrer que la conciliation des enjeux agronomiques et enjeux de qualité de l'air est complexe, et que la mise en œuvre d'un levier d'action favorable dans les deux cas parait difficile. En revanche, la combinaison de leviers tels que (i) le raisonnement des doses d'interventions de fertilisation au plus près des besoins réels des plantes, (ii) l'anticipations des périodes d'absence de précipitations chroniques dans le schéma prévisionnel de fertilisation, (iii) la prise en compte des conditions climatiques prévisionnelles dans le raisonnement du

déclenchement des apports, ou encore (iv) le recours à des formes d'engrais moins émissives parait en mesure de répondre au moins partiellement à ces enjeux. Les pertes d'azote que subissent les systèmes agricoles, dont la volatilisation ammoniacale fait partie intégrante, sont des cibles agronomiques prioritaires dans une recherche d'efficience d'utilisation de l'azote apporté. Depuis quelques années, ces questions font l'objet de travaux avancés au sein d'Arvalis Institut du Végétal. Les connaissances grandissantes sur les processus de pertes d'azote des systèmes, inversement corrélés à l'efficience d'utilisation de l'azote apporté, ont permis de construire un outil de pilotage intégral de l'azote basé sur le modèle CHN, outil appelé CHN-conduite. CHN-conduite intègre les trois premiers leviers d'action cités précédemment, et comprend ainsi un module de gestion du risque climatique relativement complet. Cette gestion du risque climatique s'applique d'une part sur l'anticipation des apports d'azote pour esquiver les épisodes d'absences de précipitations chroniques à certaines périodes de l'année, établis sur la base d'une analyse climatique fréquentielle ; et d'autre part sur la préconisation du déclenchement de chaque apport dans de bonnes conditions de valorisation, c'est-à-dire lorsque des cumuls de précipitations prévisionnels sont suffisants pour rendre l'azote rapidement disponible pour les plantes, et limiter au maximum les pertes engendrées par le processus de volatilisation ammoniacale. Sur un large réseau expérimental français conduit depuis 2017, CHN-conduite a fait preuve de concept pour améliorer de manière significative l'efficience d'utilisation de l'azote apporté. La combinaison de ce type d'outil, dont la commercialisation est programmée pour la campagne 2023, à d'éventuelles mesures complémentaires telles qu'une incitation à l'emploi des formes d'engrais moins émissives, ou si nécessaire en dernier recours à des mesures de suspension ponctuelles, pourrait être une alternative à considérer pour concilier performances agronomiques et environnementales.

3.1.5. Conclusions et recommandations

Les actions de gestion d'urgence des épisodes de pollution disposent d'un court laps de temps pour leur entrée en application des mesures et qui pour être efficaces doivent être largement suivies. POLQA a étudié une décision des autorités de suspension des activités d'épandage d'engrais en cas d'épisode de pollution aux particules prévu pour les prochains jours ou sévissant déjà. Bien entendu, ce type de mesure nécessite de s'assurer en amont de la contribution des émissions agricoles à la dégradation de la qualité de l'air et dans ce cas d'appliquer la mesure à des émissions agricoles impliquées dans l'épisode.
Une telle mesure semble efficace pour réduire les concentrations de particules en situation d'épisode. Il ne semble pas y avoir lieu d'anticiper la prise de mesure en amont de l'épisode, mais il vaut mieux qu'elle soit active dès les premiers jours de celui-ci. Dans le cadre de nos études de sensibilité, la fenêtre de suspension la plus longue a conduit à la diminution la plus importante des concentrations moyennes sur l'épisode, avec un effet durable au-delà de la fenêtre de suspension.
POLQA a fait le choix de la suspension plutôt que du report car la situation qualité de l'air sur le mois de mars 2011 était caractérisée par une succession de jour à risque d'épisode.
Cela soulève notamment la question de l'impact sur la phénologie des plantes à une période où cet apport a une incidence forte sur la croissance des cultures. Sans être totalement exhaustif car l'étude était restreinte à un certain type de culture, POLQA a montré que l'impact agronomique des suspensions de fertilisations était important et que des retombées sur la productivité pouvaient en découler.

Un certain nombre de verrous sont donc à lever pour envisager le déploiement de ce type de mesure, en particulier pour son efficacité il faut qu'elle puisse être relayée à l'ensemble de la profession concernée via un processus d'information efficace.

D'autres approches moins critiques pourraient être envisagées, comme l'autorisation durant ces périodes de fertilisation avec des techniques moins émissives soit du fait de l'utilisation mieux adaptée d'engrais (répondant précisément aux besoins des cultures) ou de pratiques complémentaires limitant la volatilisation de l'ammoniac (comme l'enfouissement systématique et rapide).

3.2. Scénarios de long terme

3.2.1. Incidences sur les émissions d'ammoniac

3.2.1.1. Pratiques actuelles – émissions de référence

La comparaison du scénario de REFERENCE (CAS02) avec le scénario de BASE (CAS01) permet de voir l'effet de la prise en compte des techniques d'abattement déclarées dans les enquêtes sur les pratiques culturales sur les émissions. Pour chaque produit, une combinaison de pratiques (par exemple pour un effluent liquide : injection, pendillard et incorporation) et/ou de délai (incorporation dans les 6, 12 ou 24h) a été appliquée, selon les assiettes déclarées mises en place : pour rappel sont considérés : l'injection ou apport en bande avec des pendillards pour les PRO liquides, l'incorporation post-application pour tous les PRO liquides et solides avec différents délais, ainsi que l'incorporation de l'urée dans les 24 h après épandage.

Pour la France entière, les émissions passent de 366 529 t de NH_3 à 345 122 t de NH_3, avec un taux de réduction de 5,8% sur la totalité des émissions liées à la fertilisation des cultures et des prairies. En comparaison, nous rappelons que l'objectif NEC 2030 de la France est de réduire les émissions de NH_3 de 13% par rapport au niveau de 2005. Cette faible efficacité apparente de la mise en œuvre des pratiques prometteuses explorées précédemment est expliquée par le taux relativement restreint d'application de ces pratiques en 2010-11.

Ce chiffre moyen cache donc des différences entre régions : la prise en compte de ces techniques déclarées permet une réduction comprise entre 1% (Picardie) et 18% (Bretagne) des émissions de NH_3 pour cette année. Il est aussi une moyenne des différences observées entre types d'engrais comme l'illustre la Figure 21. Dans les deux cas, ces différences sont le résultat d'une combinaison complexe des différences en termes (i) de taux d'utilisation des différents types d'engrais entre régions, (ii) de taux de mise en œuvre des pratiques d'abattement et (iii) aussi d'effet des conditions pédo-climatiques sur l'intensité de la volatilisation, sa dynamique et son cumul selon la région et la date de fertilisation.

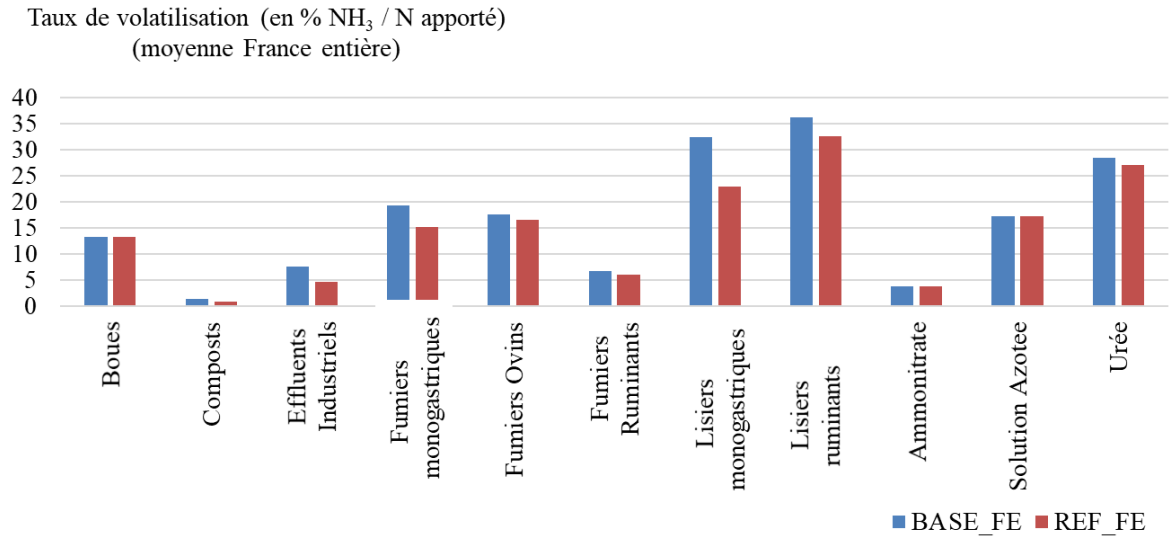


Figure 21 : efficacité de la mise en œuvre des pratiques d'abattement déclarées sur les taux de volatilisation des différents types d'engrais pour l'année culturale 2010-11 : comparaison des émissions par type d'engrais pour le scénario BASE= CAS01 (sans abattement) et le scénario REF=CAS02 (avec les pratiques d'abattement déclarées par les agriculteurs)

3.2.1.2. Scénario « meilleures pratiques d'épandage » pour les engrais minéraux

3.2.1.2.1. Scénario de substitution de 60% de l'urée par l'ammonitrate

De la même manière que précédemment, la substitution de 60% de l'urée par l'ammonitrate donne lieu à des réductions très différentes selon les régions considérées (Figure 22 (b)), et très dépendantes des taux d'utilisation de cet engrais parmi les autres types d'engrais ainsi que des périodes de son application et des conditions pédo-climatiques des régions, et donc, in fine, de la contribution de l'urée aux émissions d'ammoniac attribuées aux pratiques de fertilisation (Figure 22 (a)). Les deux régions où l'urée contribue le plus aux émissions, l'Alsace et Midi-Pyrénées sont aussi les deux régions pour lesquelles la substitution

conduit au taux de réduction le plus élevé, supérieur à 20% des émissions totales liées à la fertilisation azotée pour chacune des deux régions.

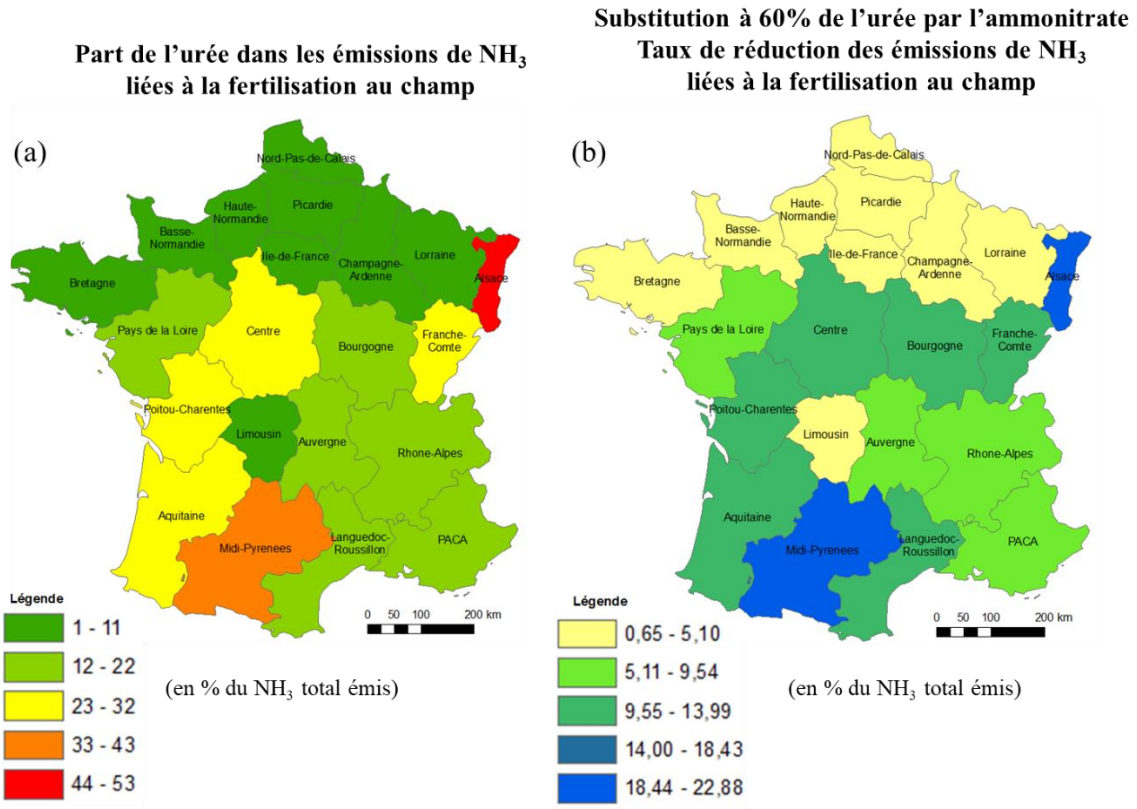


Figure 22 : représentation à l'échelle des PRA de la part de l'urée dans les émissions de NH_3 issues de la fertilisation azotée totale

Sinon, plus globalement, l'effet est conséquent, la substitution totale de l'urée par de l'ammonitrate modélisée avec l'outil Cadastre_NH_3 pour l'année 2010-11 permet la réduction de 84% des émissions d'ammoniac dues à la fertilisation par de l'urée, soit une réduction de 20% des émissions issues de la fertilisation minérale. Cet abattement de 84% correspond donc à l'abattement moyen obtenu pour une substitution complète de l'urée par de l'ammonitrate.

Grâce à une projection avec une assiette élevée (60%) appliquée : la mise en œuvre de cette pratique conduit à une réduction moyenne de près de 25 000 t NH_3 en France pour l'année culturale 2010-11, soit une diminution de 50% des émissions d'ammoniac liées uniquement à l'utilisation de l'urée sur cultures et prairies, et de 13% des émissions liées à la fertilisation minérale, ou encore de 7,2 % de N-NH_3 lié à l'ensemble de la fertilisation, PRO et engrais minéraux compris.

Néanmoins, notons que localement, pour quelques PRA, la substitution de l'urée par l'ammonitrate a conduit à une légère augmentation des émissions. Il est probable que cette erreur soit imputable aux cas des échecs de certaines simulations concernant à la fois l'urée (14% de simulations urée pour 2010-11) et l'ammonitrate (9%) et la procédure choisie pour compenser les simulations échouées. Ce défaut devra être corrigé pour une utilisation future.

Notons que malgré tout, les deux taux abattements obtenus pour des assiettes de 100 et 60% convergent exactement avec ceux calculés en utilisant la médiane des 6 valeurs des facteurs d'émissions recommandés par l'EMEP (EMEP, 2020) pour chacun de ces engrais (Tableau 9), ce qui nous conforte dans la validité de notre étude, et son intérêt supplémentaire d'en donner la répartition spatiale et temporelle à l'échelle de la France et de l'année. Ce taux de 84% est un peu inférieur à celui de 90% retenu dans le « Guide des bonnes pratiques agricoles pour l'amélioration de la qualité de l'air » (2019), qui lui est cohérent avec les conditions de sol avec un pH < 7 (pH dit normal) du Guide EMEP (Annexe 11).

En comparaison avec les résultats de l'étude « Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » (2016), le taux de réduction trouvé ici est environ deux fois plus faible. En effet, cette étude prédisait une contribution de la mise en œuvre de cette pratique à un abattement des émissions de 44 478 et 49 543 t NH_3/an respectivement pour 2020 et 2030, soit des taux de 6,7 et de 7,4% de l'ensemble des émissions agricoles d'ammoniac, les autres sources que la fertilisation azotée comprises, en particulier les autres postes de l'élevage (pâturage, bâtiments d'élevage et stockage des déjections animales). Or la fertilisation azotée compte pour environ 50% des émissions agricoles d'ammoniac. Les principales différences entre les deux études sont d'ordre méthodologique, et c'est bien cet effet que nous cherchions à observer : l'étude « Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » (2016) part de l'hypothèse d'une utilisation homogène de l'urée entre région et d'un taux de volatilisation unique pour chacun des engrais considéré, l'urée et l'ammonitrate. L'outil Cadastre_NH_3 quant à lui permet une représentation des différences en termes d'usages de l'urée (fréquence, dose et période d'apport selon les cultures et les régions), en termes de zone géographique d'apport et donc des conditions pédo-climatiques rencontrées, permettant ainsi l'expression des effets de ces différences sur les taux de volatilisation et les taux d'abattement via l'utilisation du modèle Volt'Air, et, in fine leur comptabilisation a priori plus réaliste. Par exemple, l'outil Cadastre_NH_3 reflète bien le fait que ce sont les cultures de maïs qui reçoivent la plus grande partie des apports en urée (44% de l'urée sont apports sur le maïs grain et 9% sur le maïs fourrage), suivi du blé tendre (20%), et les apports sont donc bien comptabilisés à une période plus tardive que pour les cultures d'hiver, et donc dans des conditions plus favorables à la volatilisation.

3.2.1.2.2. Scénario d'incorporation de l'urée dans les 24 h après l'apport

Entre le scénario BASE et le scénario REF, le taux d'incorporation de l'urée en moyenne de 11,4% conduit à une réduction de 1,3% des émissions liées aux fertilisations minérales et de 0,9% de la totalité des émissions au champ. Son application à la totalité de l'urée a conduit, comme nous nous y attendions, à une réduction beaucoup plus substantielle, de 26% des émissions liées aux fertilisations minérales et de 18% de la totalité des émissions au champ, puisque le taux d'abattement considéré est de 100%. Cela laisse présager une contribution appréciable de cette pratique au scénario « maximal fictif » (voir section 3.2.1.4)

3.2.1.3.Scénarios « meilleures pratiques d'épandage » pour les PRO

3.2.1.3.1.Injection des PRO liquides

L'injection de la totalité des PRO liquides conduit à un abattement de 96% des émissions d'ammoniac liées à cette fertilisation, avec de légères différences entre PRO, l'abattement le plus fort étant obtenu pour les lisiers de ruminants (Tableau 9). Ce résultat est plus élevé que les taux d'abattement retenus par le « Guide des bonnes pratiques agricoles pour l'amélioration de la qualité de l'air » (2019), avec une plage de valeurs comprises entre 70 et 90%. Les valeurs de 70% correspondent à des injections peu profondes, à moins de 5 cm de profondeur et non refermées (Document d'orientation pour la prévention et la réduction des émissions d'ammoniac provenant des sources agricoles, 2014, https://unece.org/gothenburg-protocol) alors que pour les injections profondes (>15 cm) pour lesquelles le sillon est refermé, le taux d'abattement est estimé à 90% ; c'est bien ce cas que nous simulé, avec une injection à 25 cm, interdisant tout contact direct du lisier avec l'air.

			EFFL_IND	LISBC	LISRUM	Tous les PRO liquides
Surfaces concernées (ha)			358 538	1 868 940	2 498 188	4 725 666
Nombre de PRA concernées			433	667	631	
Quantités apportées	en t N en t N-NH_4^+		11 934 1 923	61 139 33 966	40 228 19 420	113 300 55 309
Emissions d'ammoniac	en t NH_3	apport en surface	1 020	24 858	18 038	40 228
		Injection	51	1 263	297	1 610
Taux de réduction lié à l'injection	%		96%	95%	98%	96%
Taux de volatilisation avec injection	**0-1 (1 : apport en surface)**		**0,04**	**0,05**	**0,02**	**0,04**
Efficacité / ensemble des PRO	% de réduction des émissions		0,8%	20,5%	15,4%	37%
Efficacité / fertilisations au champ	% de réduction des émissions		0,3%	6,4%	4,8%	12%

Tableau 9 : Taux d'abattement obtenu avec l'injection totale des effluents liquides, pris individuellement ou globalement : les résultats intègrent les effets des doses d'application et des surfaces concernées dans la pratique française de l'année culturale 2010-2011

On voit un fort potentiel associé à cette pratique, si elle se développe et atteint un taux d'application élevé : 12% si tous les PRO liquides sont injectés. Il serait néanmoins important de reprendre cette évaluation avec une plus grande diversité des profondeurs et des types d'injection, en distinguant par exemple les techniques employées avec des profondeurs plus faibles sur prairies potentiellement que sur culture, et la potentialité de ne pas refermer le sillon. Il faudrait lui associer une analyse fine des PRO réellement concernés et des territoires sur lesquels elle peut effectivement être appliquée, c'est en effet une des techniques les plus difficiles à mettre en place. Rappelons que pour les effluents liquides à forte teneur en matière sèche ou contenant des résidus de culture fibreux (cas des lisiers bovins), il faut prévoir un traitement préalable (dilution ou broyage). Cette technique n'est en outre pas adaptée à des parcelles caractérisées par des pentes élevées (>15 %), des sols fortement pierreux, peu profonds ou très argileux (>35 %) et très secs, ainsi que des sols à très forte teneur en matière organique (>25 %) comme les tourbes. Elle est en outre à éviter sur des sols drainés par canalisation susceptibles de lixiviation. Une fois l'ensemble de ces contraintes prises en compte, il serait alors intéressant de voir l'impact sur la qualité de l'air et faire une évaluation des coûts-bénéfices.

3.2.1.3.2. Incorporations post-application des PRO

Nous avons expliqué précédemment (section 2.1.1.2) pourquoi l'efficacité en termes de volatilisation de l'incorporation post-application dépendait à la fois du type d'effluent, du délai entre l'aport ainsi que de la méthode employée. Nous avons ici simulé un seul type de méthode d'incorporation, sans inversion, à 10 cm, avec une efficacité d'incorporation de 75%.

Globalement, à l'échelle de l'ensemble des fertilisations organiques, nous retrouvons bien que l'efficacité de l'incorporation est directement liée au délai entre l'appliaction et l'incorporation (Figure 23).

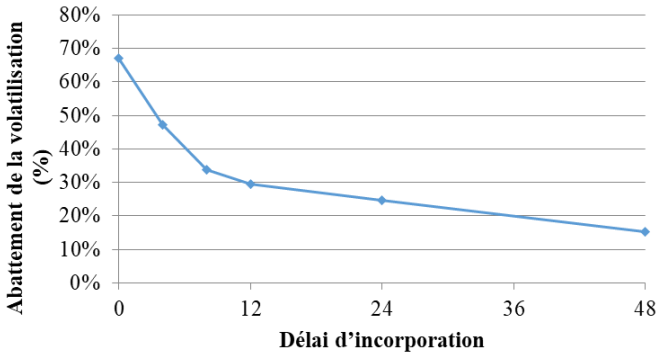


Figure 23 : abattement moyen de la volatilisation liée au PRO en fonction du délai entre l'application et l'incorporation post-application pour l'ensemble des PRO, modélisé avec Cadastre_NH_3 sur l'année culturale 2010-11

Les simulations réalisées permettent de mettre en avant les combinés des conditions météorologiques rencontrées entre le moment de l'application et celui de l'incorporation, très variables à l'échelle de l'ensemble des situations simulées, du délai d'incorporation et du type d'engrais. Nous nous sommes concentrés ici sur l'analyse de l'effet combiné du type de PRO et du délai d'incorporation sur l'efficacité de la mise en œuvre de cette incorporation en termes de taux de volatilisation (Figure 24), de taux d'abattement de la volatilisation (Tableau 10) et enfin en termes de projection d'application avec une assiette de 100% en France (Tableau 11).

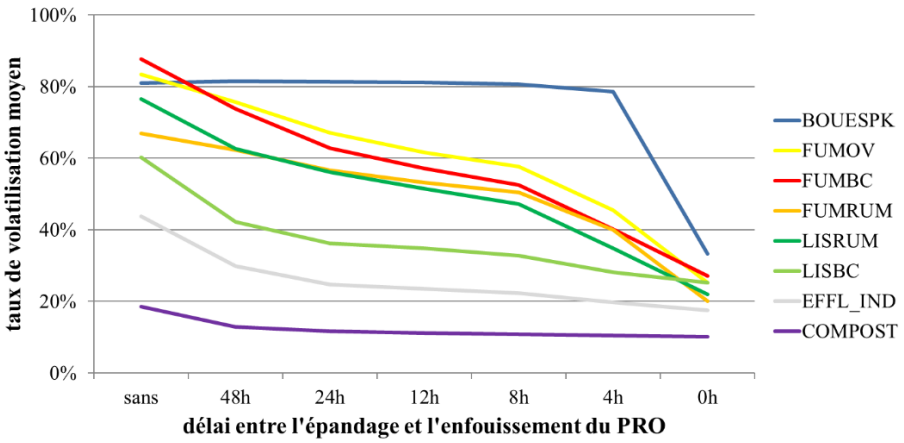


Figure 24 : effet combiné du type d'engrais et du délai d'incorporation sur l'efficacité de la mise en œuvre de l'incorporation sur la réduction de la volatilisation d'ammoniac (en % de N-NH_4 apporté) ; moyenne pour la France entière pour l'année 2010-11, Cadastre_NH_3

L'effet du type d'engrais sur le délai est lié à la dynamique de volatilisation de l'engrais : la dynamique dépend de la vitesse d'infiltration du PRO qui fait que l'azote ammoniacal n'est plus en contact avec l'atmposhère, et du pH du PRO : plus le pH est alcalin, plus la volatilisation est rapide et intense, la totalité de l'azote ammoniacal pouvant être volatilisée en quelques heures. C'est par exemple le cas des BOUESPK, pour lesquelles la volatilisation est achevée en moins de 4h, et représente 80% de l'azote ammoniacal. Ainsi, tout travail du sol au-delà de ces 4 h ne conduit à aucune réduction de volatilisation et 'n'est donc pas utile en ce sens. Dans ce cas précis, en terme de décision politque, il est important de ne pas considérer uniquement cette obligation d'intervenir très rapide pour conserver un fort potentiel de réduction des émisisons pour ce PRO, et investir peut-être inutilement, il est important de prendre aussi en compte la représentativité de ce PRO, très faible parmi les autres et de sa contribution à la volatilisation totale. Il sera sans doute plus intéressant de focaliser les efforts sur les fumiers de ruminants,

beaucoup plus représentés, et présentant aussi un intérêt à être incorporés, mais dans des délais moins contraints.

Notons qu'une forte variabilité est aussi observée pour un même type d'engrais selon les régions mais n'est pas présentée ici.

	48h	24h	12h	8h	4h	0h
FUMRUM	7%	15%	20%	25%	40%	70%
FUMOV	9%	20%	26%	31%	45%	70%
FUMBC	16%	28%	35%	40%	54%	69%
COMPOST	31%	37%	40%	41%	44%	46%
BOUESPK	1%	1%	2%	2%	5%	60%
Guides : PRO solides	**0%**	**30%**	**30%**	**30%**	**45-65%**	**70%**
LISRUM	18%	27%	33%	38%	54%	71%
LISBC	30%	40%	42%	46%	53%	58%
EFFL_IND	31%	44%	46%	49%	55%	60%
Guides : PRO liquides	**0%**	**30%**	**50%**	**50%**	**45-65%**	**70%**

Tableau 10 : Taux moyens d'abattement de la volatilisation du NH3 dus à l'incorporation post-application des PRO, Cadastre_NH_3, 2010-11, et comparaison avec les valeurs préconisées par les Guides

Les taux d'abattement qui en découlent sont eux aussi contrastés selon les délais et les types d'engrais. Hormis dans les cas des BOUESPK à partir de 4 h et du COMPOST, les valeurs sont dans des ordres de grandeurs proches de celles synthétisées dans les guides PREPA et UNECE (Goteborg). Ces dernières ne comptabilisent en revanche pas de réduction des émissions pour des incorporations à 48h après l'apport.

	Sans incorporation	Incorporation de tous les PRO en post-application					
Délai	-	48h	24h	12h	8h	4h	0h
Émissions (kg NH_3/an)	115 678	97 741	86 915	81 298	76 255	60 792	37 914
Efficacité / PRO	-	15%	25%	30%	34%	47%	67%
Efficacité / fertilisations au champ	-	5%	8%	10%	11%	16%	22%

Tableau 11 : efficacité des pratiques d'incorporation de tous les PRO selon les délais après l'application, au regard de l'ensemble des émissions des PRO et de la totalité des émissions au champ, pour l'année culturale 2010-2011

Tous les PRO avaient pu être incorporés en post-application en France pour l'année culturale 2010-2011, ce qui est bien-sûr impossible puisque non praticable sur prairie ou sur sols trop caillouteux et que une certaine proportion de PRO liquides est quant à elle injectée, les abattements obtenus seraient relativement conséquents, en particulier pour des incorporations rapides : plus de 10% avant 12 h (Tableau 11).

Cette étude montre combien le délai à respecter assurant la réussite de la mise en œuvre de cette technique d'incorporation sur la réduction de la volatilisation dépend du type de PRO apporté. Ce dernier n'est cependant pas pris en compte dans les documents officiels de recommandation. Cette étude mériterait d'être approfondie pour évaluer ces effets et d'y associer des analyses d'effet des régions, des saisons, etc. pour évaluer l'intérêt de moduler les recommandations en termes de délai d'incorporation selon les différentes situations d'application. De la même manière que pour l'injection, il serait aussi intéressant d'explorer d'autres combinaisons de profondeurs et d'efficacités d'incorporation, potentiellement par type d'effluent.

3.2.1.4. Scénario maximal fictif « meilleures pratiques d'épandage » pour tous les engrais

Les résultats obtenus pour un scénario « idéal » combinant les meilleures pratiques d'épandage pour tous les engrais, c'est-à-dire l'injection des PRO liquides et de l'incorporation immédiate des PRO solides et de l'urée permettent de chiffrer le potentiel maximal de réduction atteignable pour les émissions liées à la fertilisation.

Le Tableau 12 montre le poids relatif de chacune des mesures envisagées, et révèle un assez bon équilibre entre les mesures appliquées au PRO (réduction de 15 et 25% attendus en référence au scénario BASE avec une incorporation soit immédiate soit à 12h des PRO solides) et celles à l'urée (réduction de 18%). Notons que le délai de 12 h engendre une réduction de 10 points de moins qu'une incorporation immédiate, ce qui est très conséquent.

Même si ce n'est pas présenté ici, ces résultats sont eux-aussi déclinables à l'échelle des régions, et pour différentes périodes de l'année, et peuvent être spatialisés et temporalisés selon les besoins exprimés par de potentiels utilisateurs de ce type de données.

Type d'engrais	Unité	Application sans pratique d'abattement (BASE)	Déjà atteint en 2010-11 (REF)	100% PRO solides incorporés à 24h + 100% PRO liquides injectés	100% PRO solides incorporés à 0h + 100% PRO liquides injectés	100% urée enfouie	100% PRO solides incorporés à 24h + 100% PRO liquides injectés + 100% urée enfouie	100% PRO solides incorporés à 0h + 100% PRO liquides injectés + 100% urée enfouie
BOUESPK	t NH3	2 330	2330	2 048	838	2 330	2 048	838
COMPOST	t NH3	341	247	214	185	341	214	185
EFFL_IND	t NH3	1 020	688	51	51	1 020	51	51
FUMBC	t NH3	16 396	12863	11 749	5 072	16 396	11 749	5 072
FUMOV	t NH3	11 540	10826	9 275	3 497	11 540	9 275	3 497
FUMRUM	t NH3	41 154	37725	34 865	12 333	41 154	34 865	12 333
LISBC	t NH3	24 858	16996	1 263	1 263	24 858	1 263	1 263
LISRUM	t NH3	18 038	15906	297	297	18 038	297	297
total PRO (BASE)	t NH3	115 678	97 579	59 762	23 536	115 678	59 762	23 536
efficacité réduction / PRO	%	0%	16%	48%	80%	0%	16%	48%
MIN_AN	t NH3	41629	41629	41629	41629	41629	41629	41629
MIN_SOLN	t NH3	143855	143855	143855	143855	143855	143855	143855
MIN_UREE	t NH3	65367	62072	65367	65367	0	0	0
total MIN	t NH3	250851	247557	250851	250851	185485	185485	185485
efficacité réduction / MIN	%	0%	1%	0%	0%	26%	26%	26%
total (BASE)	t NH3	366 529	345 136	310 613	274 388	301 163	245 246	209 021

efficacité réduction / total (BASE)	%	0%	6%	15%	25%	18%	33%	43%
supplément / 2010-2011	t NH3		0	34 523	70 749	43 974	99 890	136 115
	%		0%	9%	19%	12%	27%	37%

Tableau 12 : abattements des émissions obtenus en appliquant le scénario « idéal », ou « maximal utopique » avec l'outil Cadastre_NH_3 sur l'année culturale 2010-2011

3.2.2. Impacts sur la qualité de l'air de la substitution de l'urée par de l'ammonitrate

En Figure 25 nous présentons les moyennes annuelles des concentrations PM10 pour le CAS08 et la moyenne annuelle des différences relatives de PM10 entre le CAS08 et le CAS02.

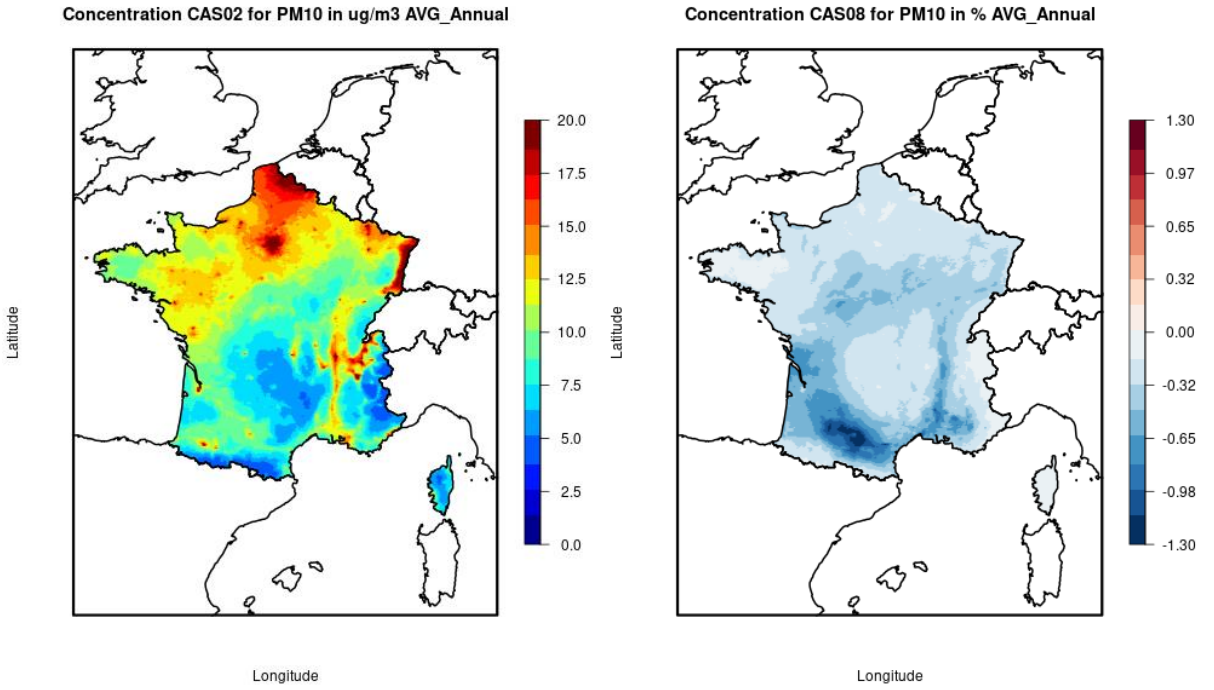


Figure 25 : Moyennes annuelles des concentrations PM10 en µg/m3 pour le CAS02 (gauche) et moyenne annuelle des différences relatives entre le CAS08 et le CAS02 (droite).

Nous constatons que l'impact du remplacement de l'urée par de l'ammonitrate a des effets assez faibles sur la moyenne annuelle de PM10 dans les zones les plus polluées, comme la région de l'Ile de France ,les Hauts de France et l'Alsace, avec une diminution des concentrations de PM10 de 0.15-0.5%. Le pourcentage de réduction est légèrement plus élevé dans la vallée du Rhône, la Provence et le Sud-Ouest de la France avec des valeurs allant de 0.65% à 1.30%.

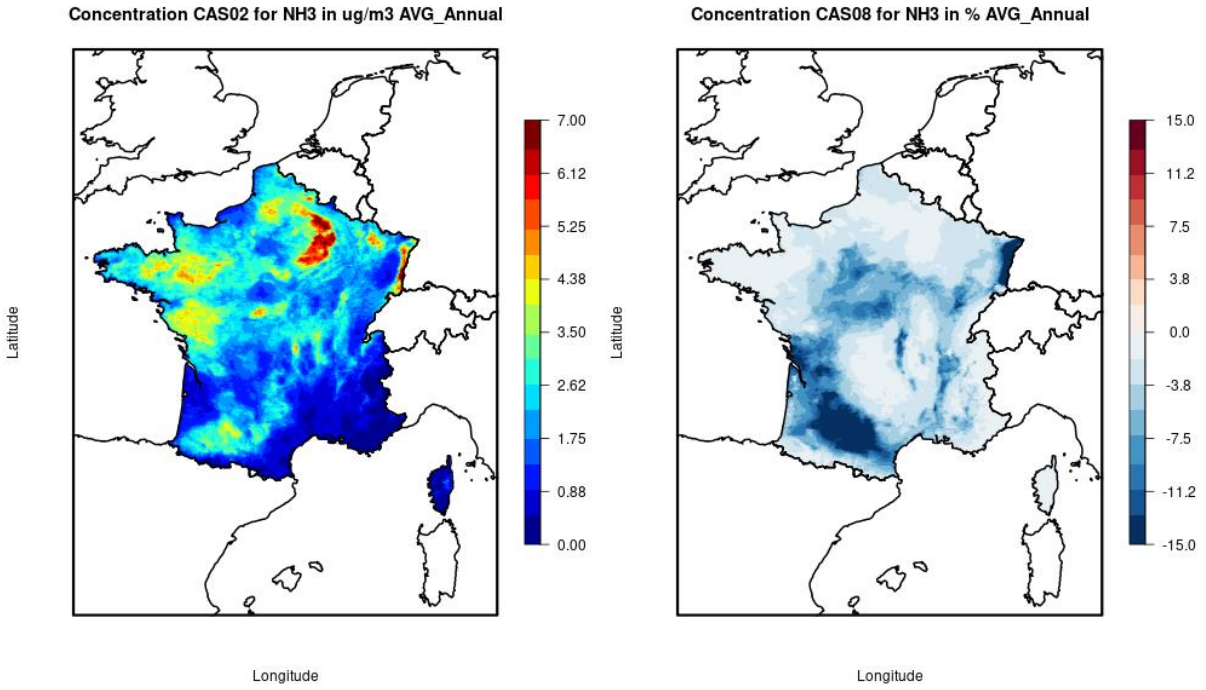


Figure 26 : Moyennes annuelles des concentrations en NH3 (en µg/m³) pour le CAS02 (gauche) et moyenne annuelle des différences relatives en NH3 (entre le CAS08 et le CAS02.

La réduction de la concentration en NH3 (Figure 26, panneau de droite) a une distribution spatiale similaire à celle du PM10, mais atteint des niveaux beaucoup plus élevés, avec des réductions de plus de 15 % en Alsace et dans les régions de l'Occitanie et de la Nouvelle Aquitaine. L'impact est plus important parce que les concentrations de NH3 dans l'air sont directement dépendantes de ses émissions, alors que la formation de particules dépend d'autres espèces. Les réductions les plus importantes de concentration d'ammoniac se produisent là où les émissions sont significativement réduites comme par exemple en Champagne-Ardenne, Haut de France, Pays de la Loire, Bretagne et Basse Normandie (Figure 27, panneau de droite).

La Figure 27 montre également qu'en ce qui concerne les émissions de NH3 en moyenne annuelle, il n'y a pas de réduction significative dans les régions fortement émettrices autour de l'Ile de France, directement lié à la faible utilisation de l'urée comme fertilisant dans ces régions. Cela explique la réduction limitée des concentrations de NH3 et par conséquent des concentrations de PM10 dans cette zone.

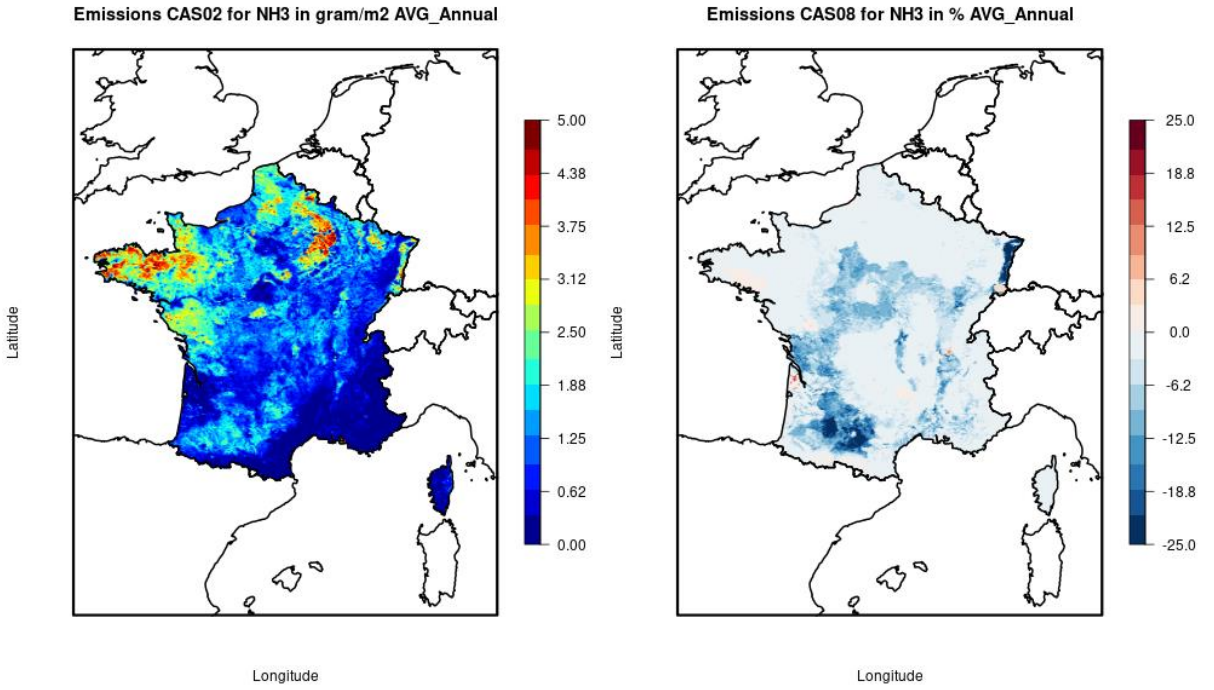


Figure 27 : Total annuel des émissions du NH3 (en g/m2) pour le CAS02 et différences relatives (en pourcentage) entre le CAS08 et le CAS02.

Une mesure équivalente a été testée lors de l'étude « Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » (Allemand et al., 2016) avec le remplacement de l'urée par de l'ammonitrate. Avec un taux de remplacement équivalent (57% au lieu de 60%), la réduction d'émissions en NH_3 avait été estimée au niveau national à -6.7 % des émissions totales de NH_3 du secteur agricole. Cette réduction avait été appliquée de manière homogène sur le territoire aux émissions de NH_3 agricoles utilisées par CHIMERE, sans distinction des pratiques d'épandage par parcelle. L'impact sur les réductions de PM10 est représenté Figure 28. Les réductions relatives sont comparables à celles obtenues pour cette étude (maximum de -1.2%) mais l'empreinte spatiale est très différente avec des réductions marquées sur le Nord et l'Est de la France. Ainsi, le nouvel inventaire des émissions de NH_3 utilisé ici, ainsi que la prise en compte des pratiques réelles d'épandage (la mesure n'étant performante que sur les régions réellement consommatrices d'urée pour la fertilisation), conduit à une spatialisation différente de celle du PREPA.

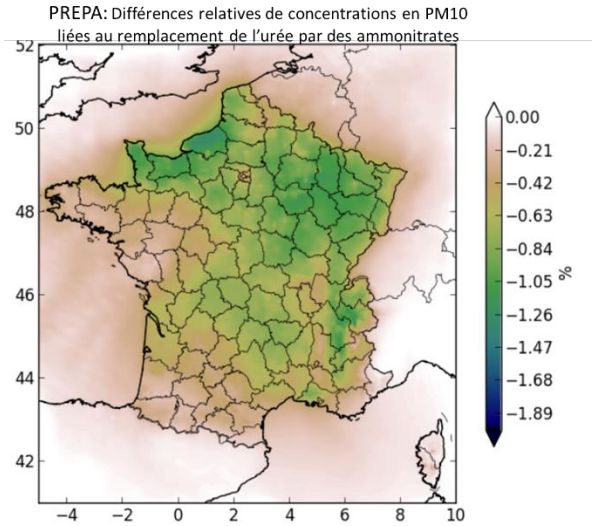


Figure 28: différences relatives des concentrations de PM10 liées au remplacement de l'urée par de l'ammonitrate dans l'étude PREPA

Les calculs de POLQA sur ce scénario prennent en considération des pratiques appliquées de manière différentielle, selon les régions (assiette spécifique par région), selon les cultures (avec des implantations spécifiques dans les régions et des périodes de fertilisations propres) et par numéro d'apport d'engrais (donc période d'apport). Le taux de réduction est aussi optimisé dans POLQA puisque calculé par le modèle. Volt'air en prenant en compte les conditions de sols ainsi que les conditions météorologiques.

Les valeurs annuelles représentent une première analyse qui permet de se faire une idée des ordres de grandeur impliqués et de comparer les résultats du projet avec ceux obtenus dans le PREPA. Cependant, afin de quantifier les effets du scenario CAS08 sur les concentrations de polluants, les données doivent être analysées sur une échelle de temps plus courte, étant donné l'inhomogénéité temporelle des périodes d'épandage, auxquelles les émissions de NH3 sont fortement liées.

Nous avons donc analysé des valeurs mensuelles sur la France et ensuite les moyennes journalières pour la France et certaines régions sélectionnées.

Sur la Figure 29, nous présentons les émissions de NH3 pour les mois où l'épandage est plus important et où l'effet de la substitution de l'urée par de l'ammonitrate sur les émissions est significatif (Janvier-Juin), tandis que sur la Figure 30, les différences relatives entre le CAS08 et CAS02 sont représentées.

Les émissions de NH3 sont les plus importantes en mars et avril, notamment dans les régions de Champagne-Ardenne, Picardie, Bretagne, Alsace, Midi-Pyrénées, Centre et Poitou-Charentes.

Les baisses les plus importantes (Figure 30) sont enregistrées dans les régions Midi-Pyrénées et Poitou-Charentes avec une diminution de plus de 50% dans certaines zones de ces régions en mars-mai. Une réduction importante (jusqu'à 50%) est également observée en Alsace pendant les mois d'avril-juin.

Les émissions de NH3 sont également réduites localement de 15-30% le long de la vallée du Rhône dans la région Rhône-Alpes et entre Languedoc-Roussillon et Provence Alpes - Côte Azur.

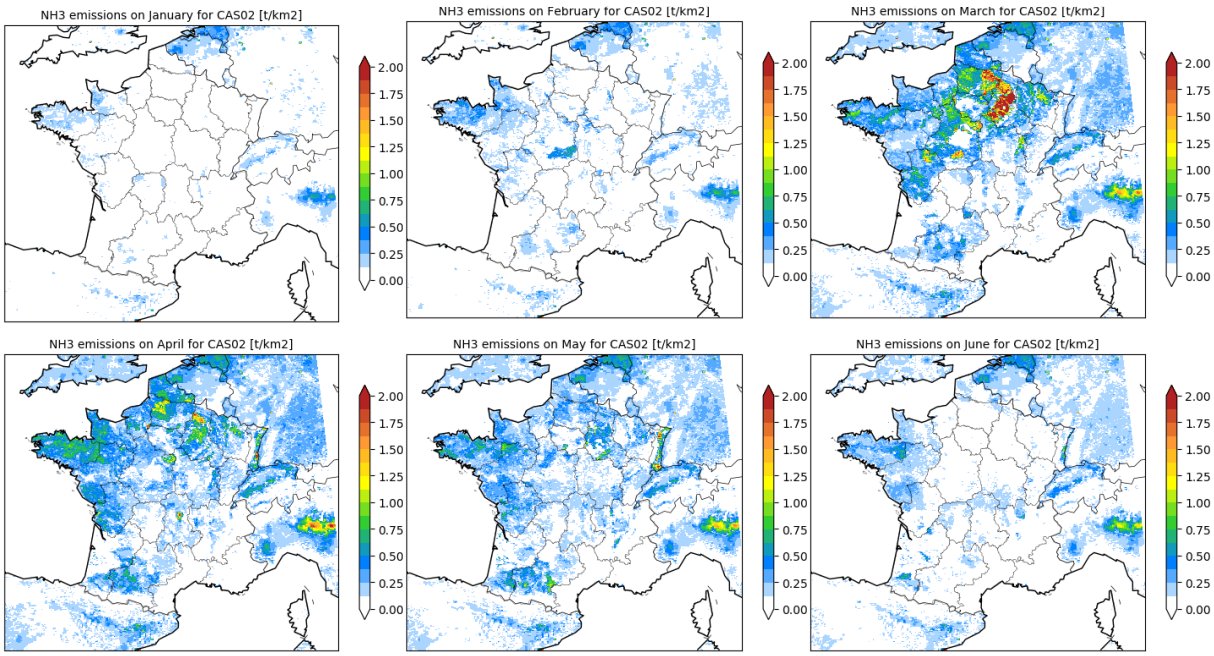


Figure 29 : Total des émissions de NH3 (en t/km²) pour le CAS02 pour les mois de janvier à juin.

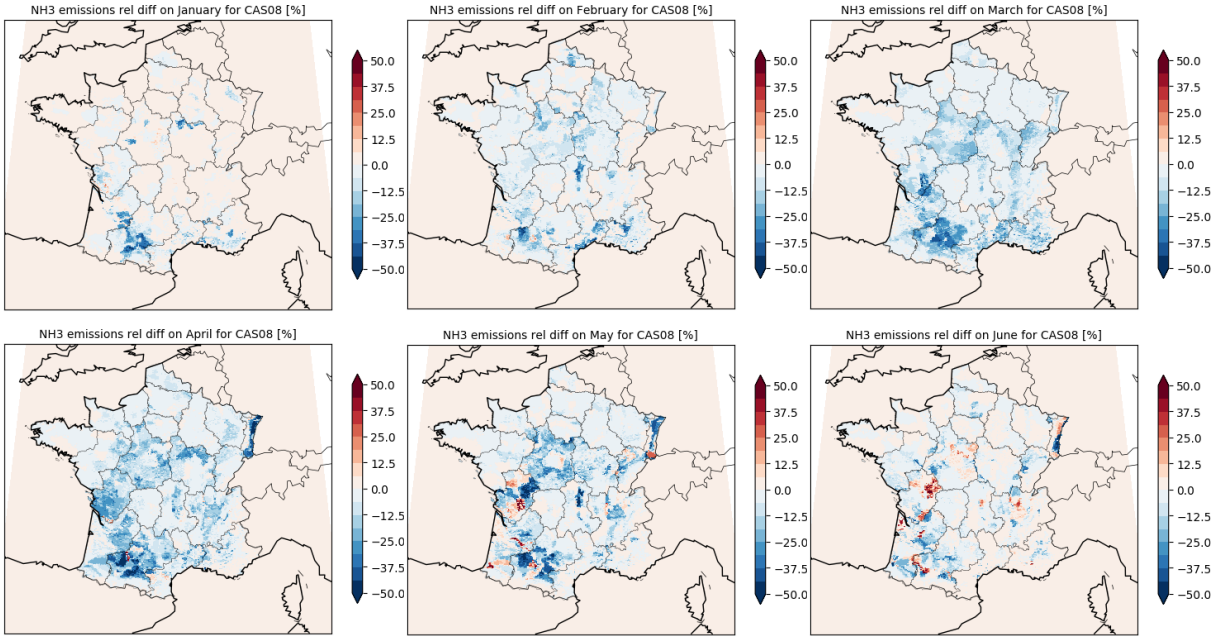


Figure 30 : Différences relatives des émissions mensuelles de NH_3 entre le CAS08 et le CAS02, pour les mois de Janvier à Juin.

Sur la Figure 30, on remarque des zones pour lesquelles les émissions de NH3 sont plus importantes lorsque l'urée est remplacée par de l'ammonitrate, par exemple dans le sud de l'Alsace en mai, dans certaines zones du Poitou-Charentes, du Centre, des Midi-Pyrénées et de l'Aquitaine en mai-juin. Ce comportement est lié au fait que pour certaines cultures (notamment le maïs, mais aussi le tournesol), l'urée utilisé est complètement incorporée dans le sol, ce qui entraîne des émissions volatiles de NH3 pratiquement nulles (une pratique qui n'est généralement pas suivie dans d'autres cultures). Dans le scénario de substitution de l'urée par l'ammonitrate, nous avons choisi de ne pas l'incorporer dans le sol car il est beaucoup moins émissif que l'urée. Par conséquent, les émissions d'ammoniac dans ces zones particulières sont plus élevées dans le CAS08 que dans le CAS02.

La Figure 31 montre les effets des réductions d'émissions de NH3 sur les concentrations de PM10. En général, une réduction plus importante des PM10 est observée dans les ex-régions Midi-Pyrénées et Poitou-Charentes où la réduction des émissions est élevée. La diminution des PM10 est d'environ 3% en avril en Poitou-Charentes (principalement dans la région autour de Bordeaux) et toujours d'environ 3% en mars-mai dans la région Midi-Pyrénées.

Une réduction de même ampleur des concentrations de PM10 est observée dans la vallée du Rhône, tandis qu'une réduction plus faible est présente en Alsace (environ 2%).

Ce comportement différent selon les régions est expliqué par l'observation de la valeur du Gratio et de son évolution au fil des mois du premier semestre (Figure 32) et du second semestre (ANNEXE 10). Le sud de la France et la vallée du Rhône présentent des valeurs de Gratio inférieures à 1. Les masses d'air sont donc dans un régime non saturé en ammoniac, ce qui permet de réduire plus efficacement les particules atmosphériques, en réduisant les émissions de NH3. Par exemple dans la vallée du Rhône, une réduction moins importante des émissions conduit à une réduction des PM10 comparable à celle obtenue dans les régions Midi-Pyrénées et Poitou-Charentes, qui présentent en moyenne un Gratio plus élevé. En Alsace, en revanche, aux mois d'avril et mai, nous sommes dans le cas d'un régime saturé en ammoniac et donc les fortes baisses d'émissions de ces mois ont un impact moindre.

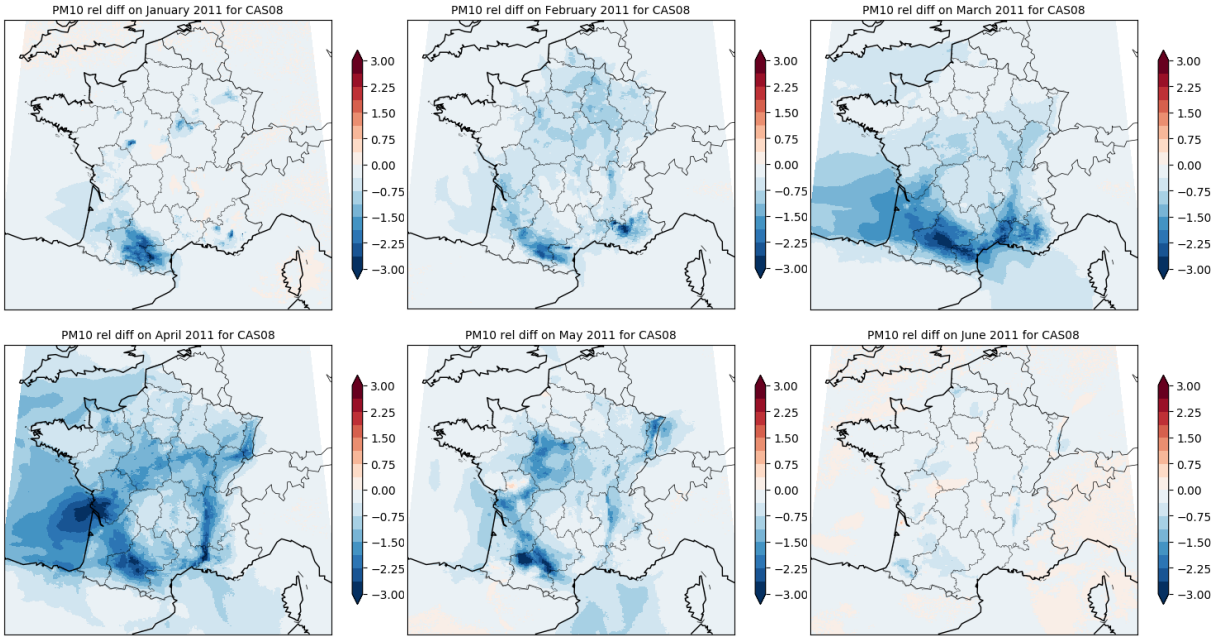


Figure 31 : Différences relatives des concentrations mensuelles de PM10 entre le CAS08 et le CAS02 pour les mois de janvier à juin.

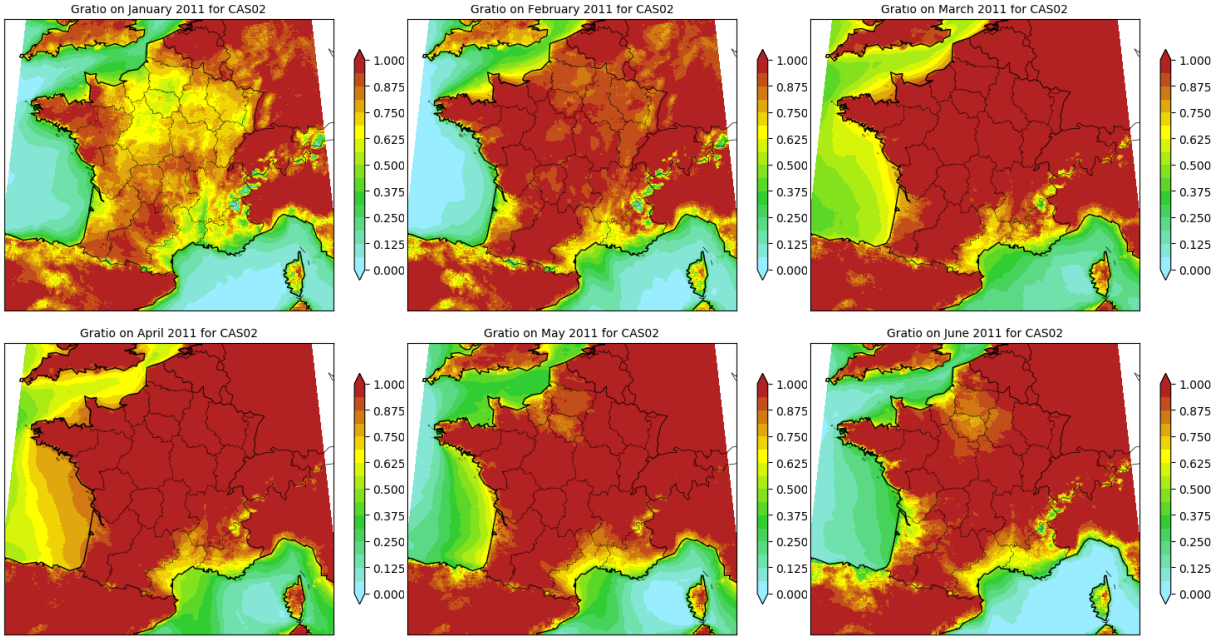


Figure 32 : Moyennes mensuelles du Gratio pour CAS02 pour les mois de janvier à juin.

Pour évaluer l'impact du scénario CAS08 sur toute l'année, nous présentons ci-dessous les séries temporelles des émissions totales journalières de NH3 et des concentrations journalières de NH3 et de PM10. Dans la Figure 33, les valeurs se rapportent à l'ensemble de la France et dans les Figure 34 à Figure 37, les valeurs se rapportent aux régions Alsace, Midi-Pyrénées, Provence-Alpes-Côte d'Azur et Île-de-France, respectivement.

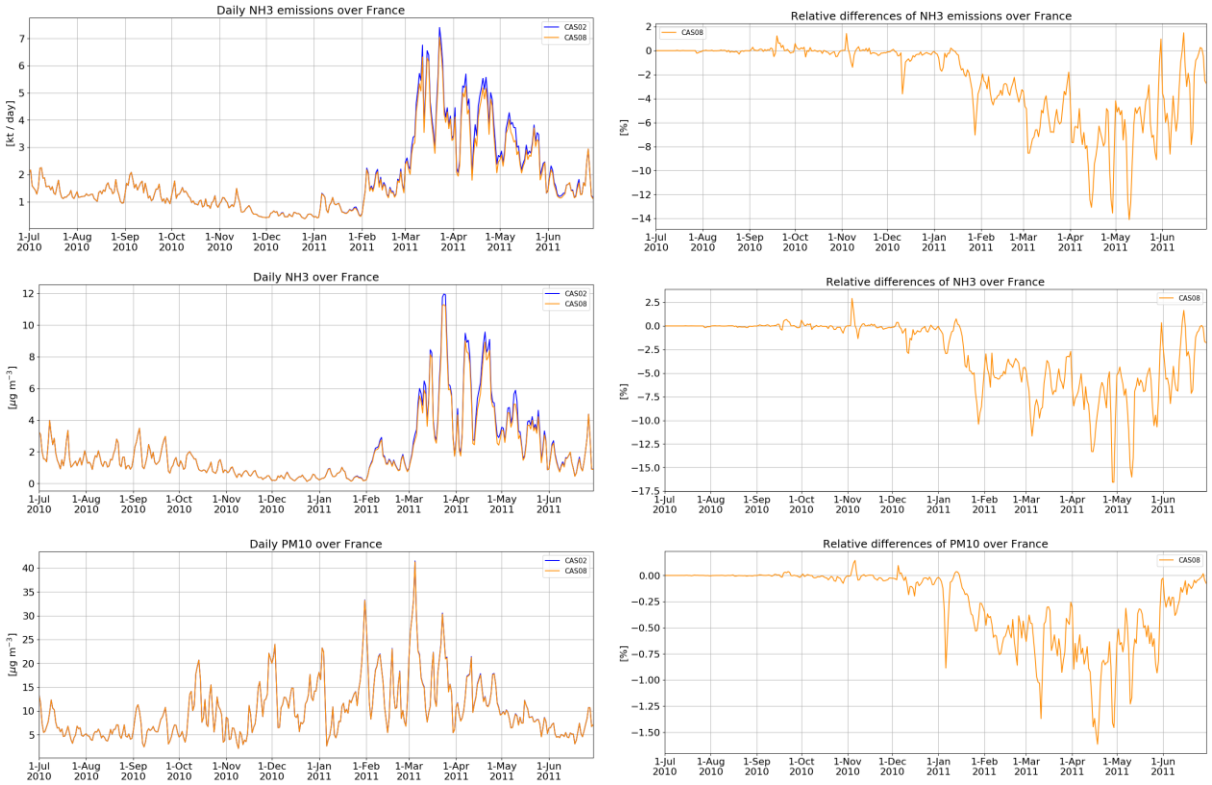


Figure 33 : Séries temporelles pour la France des émissions de NH3 (1er ligne), des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite).

En France (Figure 33), la substitution de l'urée par de l'ammonitrate entraîne une diminution des émissions pendant les mois de l'année où elles sont les plus élevées (mars-mai), jusqu'à un maximum de 12-14%. Les concentrations d'ammoniac présentent le même taux de réduction. En revanche, la diminution des PM10 est relativement faible, avec une réduction maximale d'un peu plus de 1,5 %.

En ce qui concerne les régions présentées ici, on constate qu'en Alsace (Figure 34), la réduction des émissions et des concentrations de NH3 atteint des valeurs de l'ordre de 50-60% et induit une réduction des PM10 d'au plus 5%, avec une réduction moyenne en avril et mai de 1,3% et 1,2% respectivement.

Dans la région Midi-Pyrénées (Figure 35) les émissions sont réduites le plus en mars-mai, jusqu'à 30%, et dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (Figure 36) en mars-avril, jusqu'à 15-17%. Cette réduction se traduit par une diminution mensuelle moyenne des PM10 de 1,1-1,6 % en mars-mai en Midi-Pyrénées et de 1,2-0,6 % en mars-avril en Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Dans les régions Midi-Pyrénées et Provence-Alpes-Côte d'Azur, on obtient donc des réductions de PM10 comparables à celles obtenues en Alsace, alors que les émissions de ces régions sont nettement plus faibles. Ces résultats confirment donc l'hypothèse selon laquelle la saturation en ammoniac joue un rôle crucial dans la réduction des particules atmosphériques.

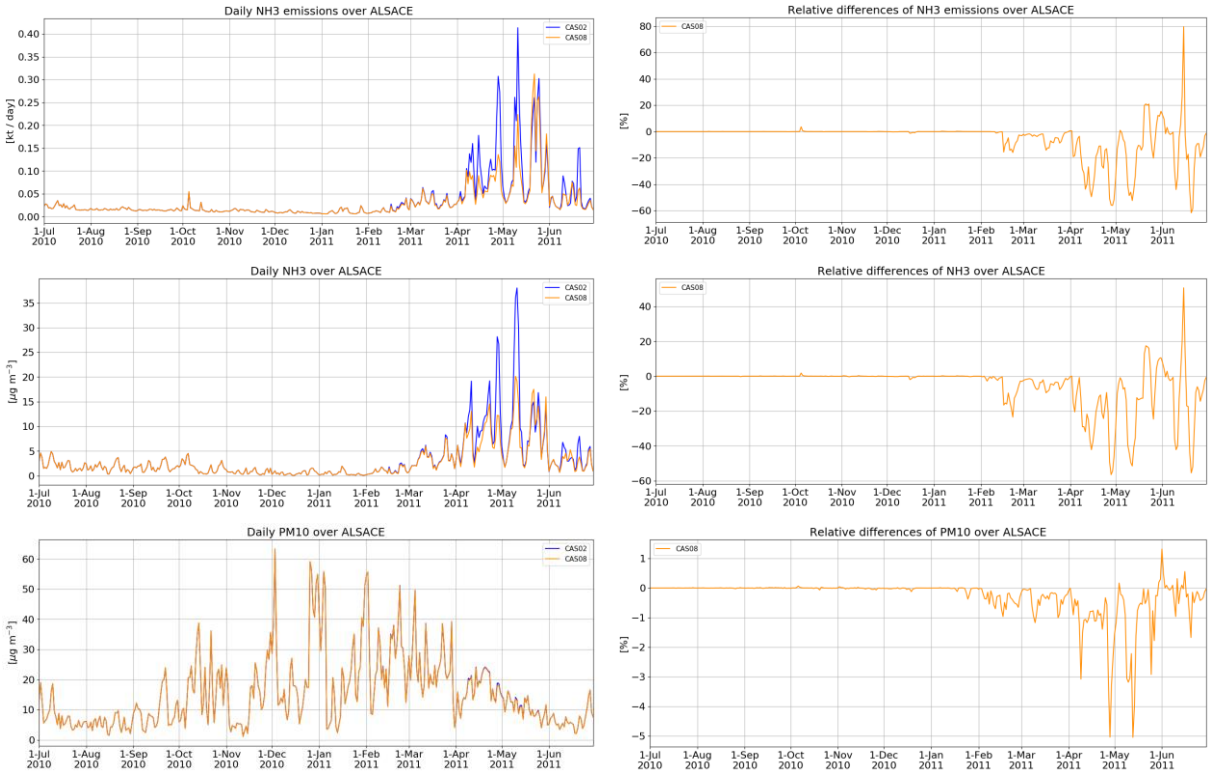


Figure 34 : Séries temporelles pour l'Alsace des émissions de NH3 (1er ligne) , des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite).

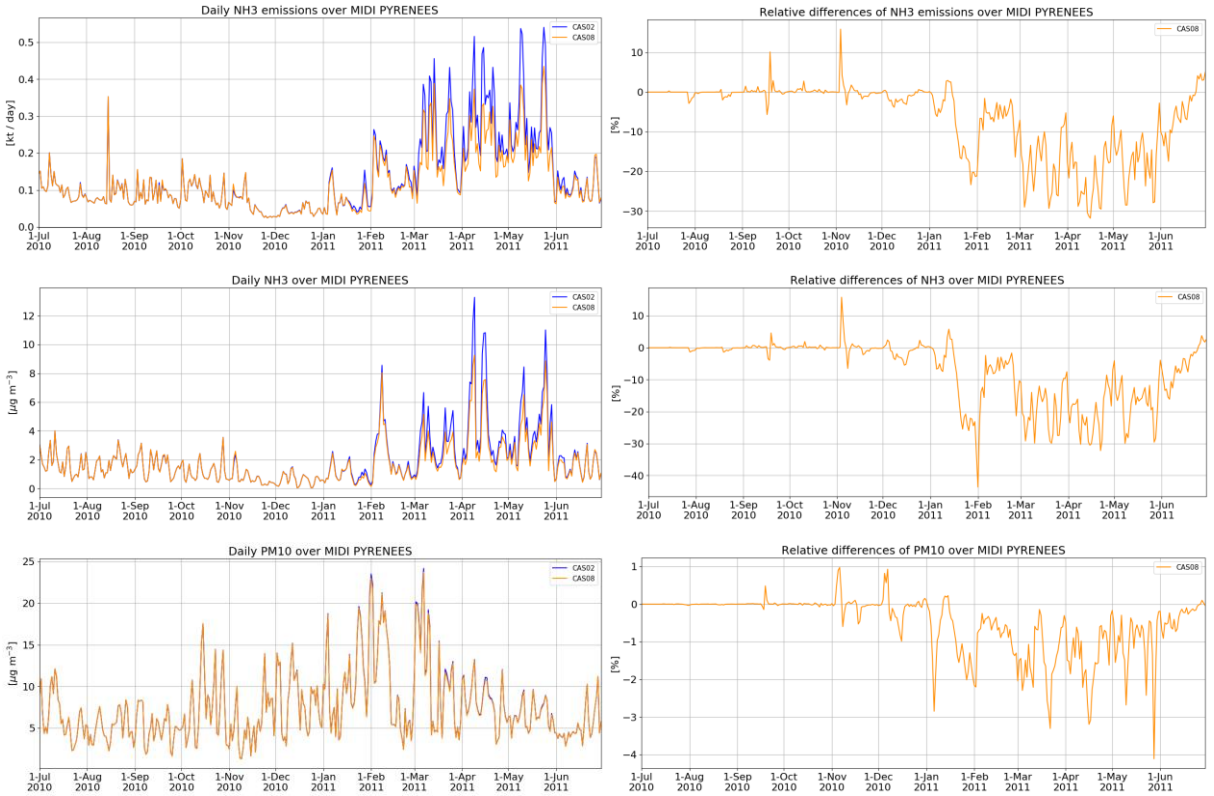


Figure 35 : Séries temporelles pour les Midi-Pyrénées des émissions de NH3 (1er ligne), des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite).

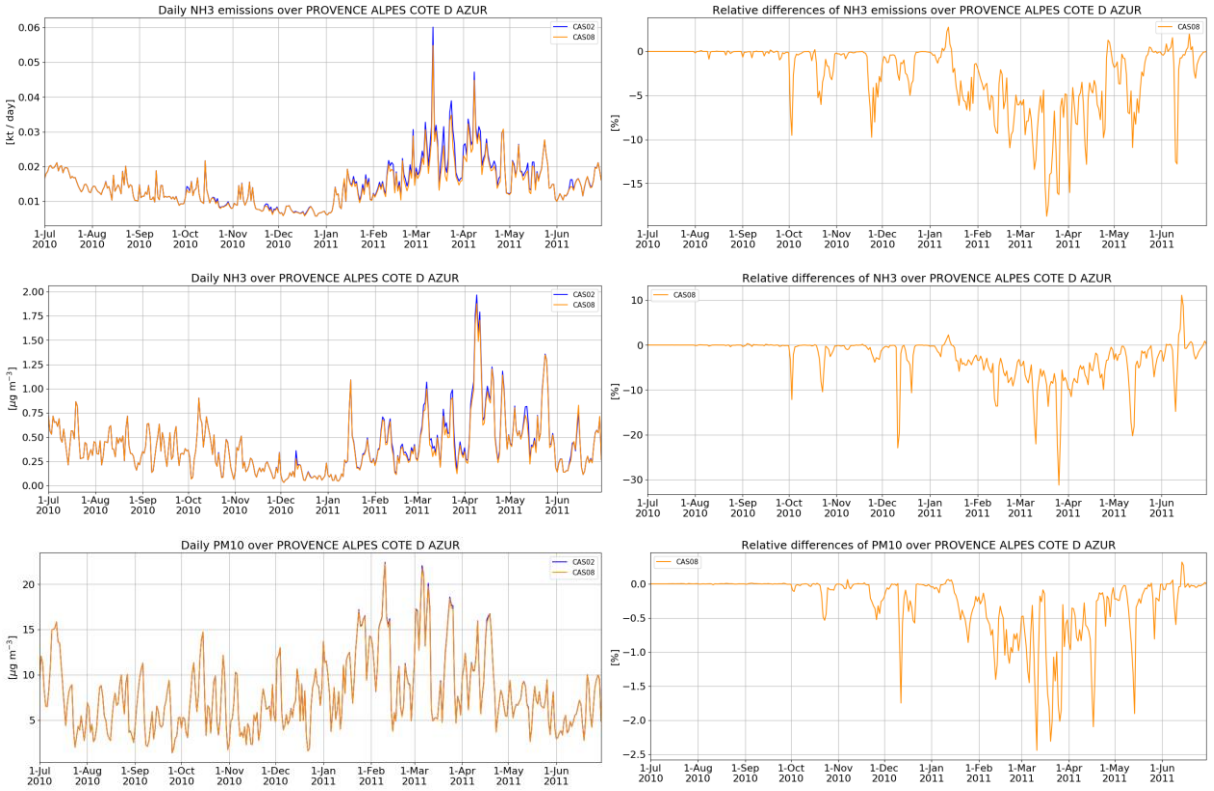


Figure 36 : Séries temporelles pour la Provence-Alpes-Côte d'Azur des émissions de NH3(1er ligne), des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite).

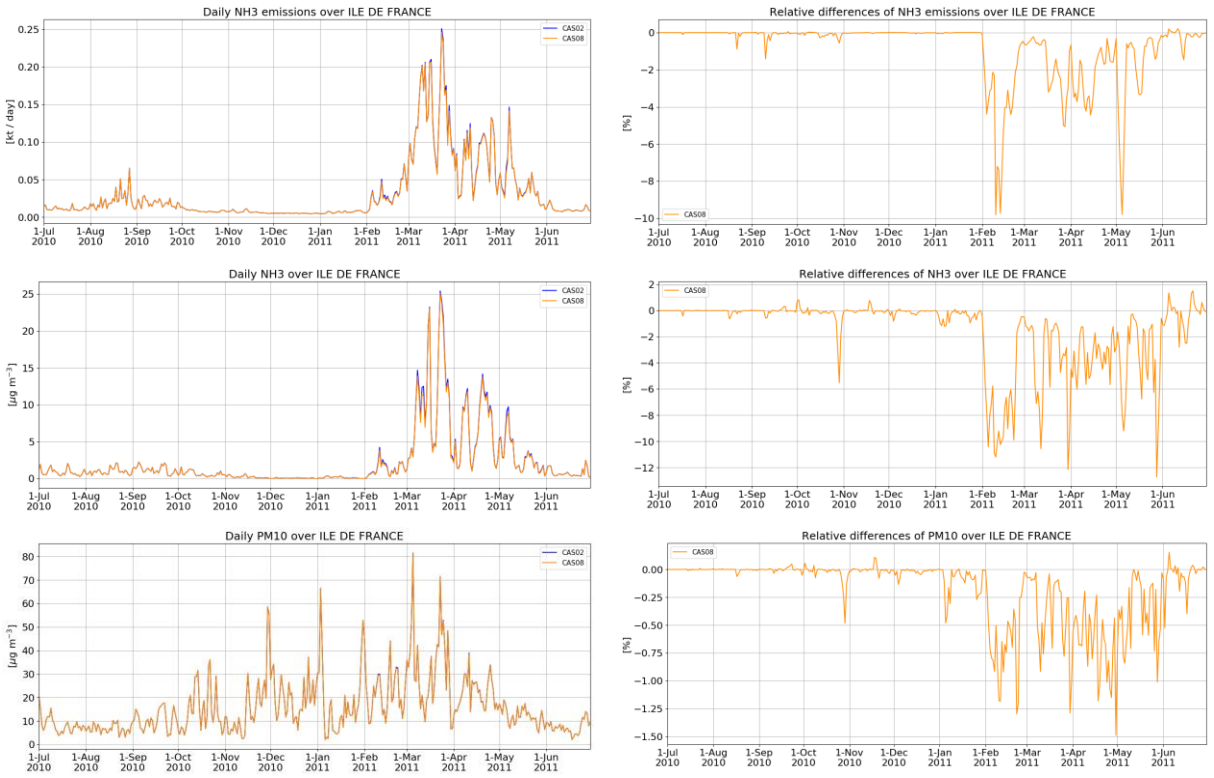


Figure 37 : Séries temporelles pour l'Île-de-France des émissions de NH3 (1er ligne) et des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite).

En conclusion de cette section, nous rapportons également les résultats pour l' Île-de-France, une région particulièrement polluée. Dans ce cas, la réduction des concentrations de PM10 est particulièrement

faible avec une moyenne mensuelle de 0,3-0,7% pour les mois de février-mai. Mais la réduction des émissions est également assez faible, avec des moyennes mensuelles de 1,6 à 3,6%. En dépit de faible réduction, le rapport entre réductions des concentrations de PM10 et réductions des émissions de NH3 est donc relativement important dans cette région.

Ce comportement est dû au fait que l'air de cette région est plus susceptible d'être dans un régime moins saturé en ammoniac, en raison de la forte présence de nitrate principalement produit par le trafic routier. C'est donc la présence d'un autre polluant qui rend les mesures de réduction des émissions d'ammoniac légèrement plus efficaces.

Ces résultats montrent donc une assez forte hétérogénéité régionale de cette mesure sur les concentrations de particules PM10. Cette conclusion est liée à la fois aux disparités régionales des pratiques agricoles et aux régimes chimiques de formation des particules, souvent dépendant de la disponibilité de nitrate, là encore avec des différences marquées au niveau régional selon l'intensité des émissions des secteurs industriels et trafic.

La Figure 38 revient sur l'impact de la substitution de l'urée par de l'ammonitrates et la réponse de la diminution des émissions de NH3 en moyenne régionale sur une année.

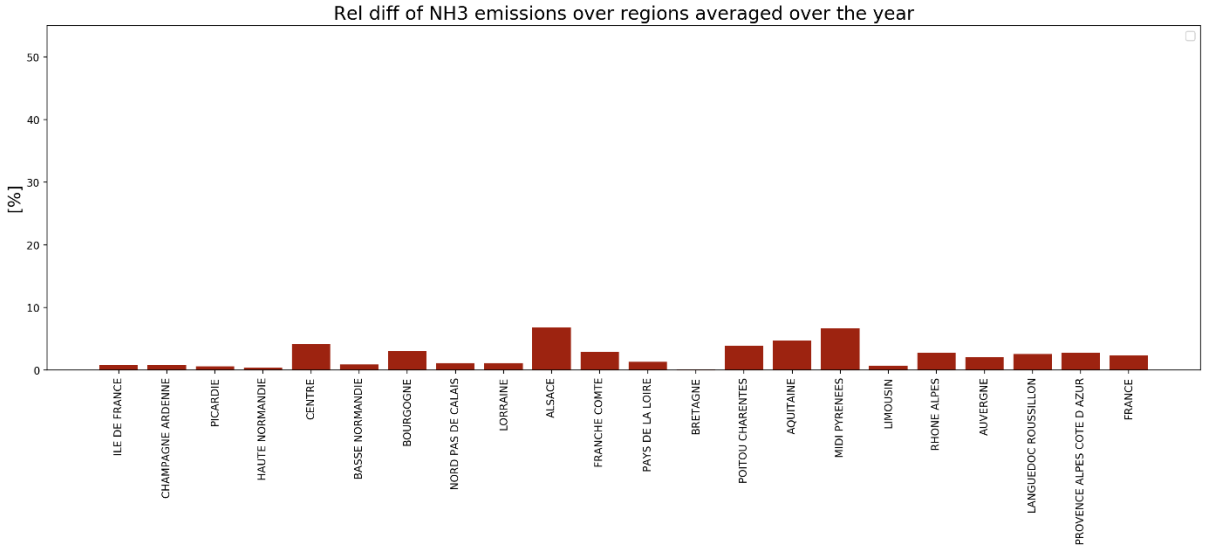


Figure 38 : Diminution des émissions d'ammoniac (%) sur les anciennes régions françaises en réponse à une substitution de l'épandage d'urée par de l'épandage d'ammonitrate.

Ces diminutions d'émission comme nous l'avons montré ont un impact assez limité sur les concentrations de particules du fait d'une saturation en NH3 du régime de formation de nitrate d'ammonium. La question émergente est de savoir dans quelle mesure devrait être réduite les émissions d'ammoniac pour que de telles mesures de réduction des émissions influent sur les concentrations de particules, ce qui correspond à évaluer de combien diminuer les émissions de NH3 pour que le Gratio soit réduit à une valeur de 1. Le Rfactor définit au 2.2.1.2 permet de répondre à cela et est présenté en moyenne annuelle pour l'année juillet 2010 à juin 2011 (Figure 39).

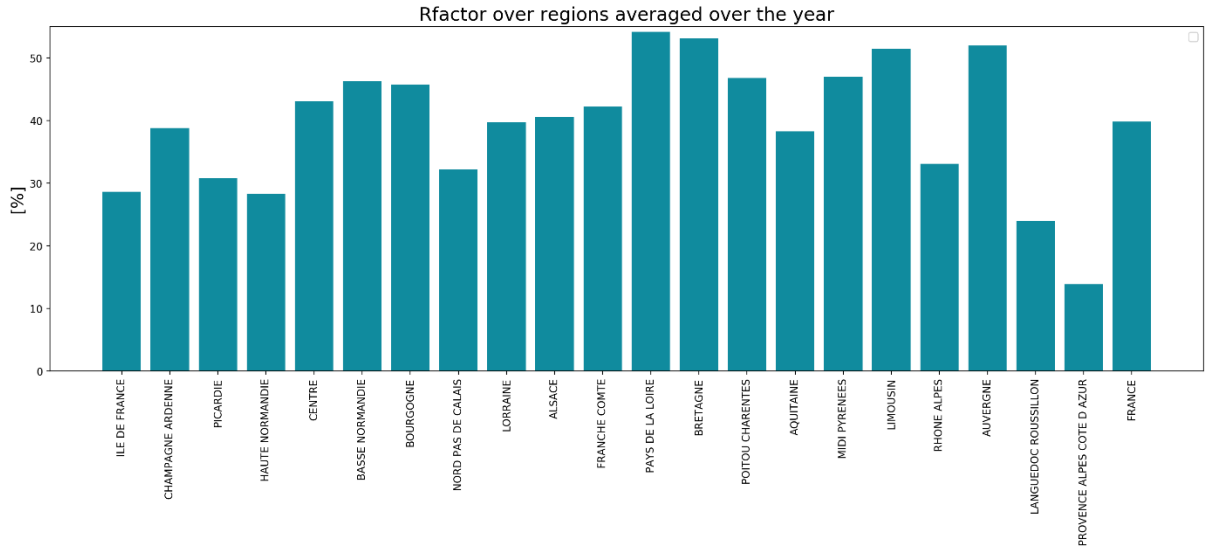


Figure 39 : Moyenne annuelle du Rfactor (%) pour l'année 07/2010 – 06/2011

Aucune région en moyenne annuelle n'est sensible à la disponibilité de NH3 en France métropolitaine. La Provence-Alpes Cotes d'Azur est la région pour laquelle l'effort de diminution à engager est le plus faible ave environ 10-15%. D'autres régions ont des saturations en NH3 beaucoup plus élevées et requièrent des baisses d'émission plus drastiques pour atteindre la neutralité du Gratio. Ainsi, il faudrait réduire les émissions de NH3 d'environ 50 % pour la Franche-Comté, Pays de la Loire, Bretagne, etc. En moyenne sur le territoire métropolitain, c'est une baisse d'environ 40% qui serait nécessaire pour que le régime de formation des particules devienne sensible à la disponibilité en NH3 et donc pour lequel une mesure de réduction des émissions de NH3 pourrait impacter significativement la formation des particules. C'est une valeur qui correspond aux diminutions d'émission obtenues dans le cas des mesures d'urgences reposant sur un arrêt total (mais temporaire) des épandages testées dans ce projet (3.1.2) illustrant ainsi le besoin important de baisse des émissions de NH3. Le scénario de substitution de l'urée par l'ammonitrates ne semble pas avoir l'ambition nécessaire pour atteindre ce niveau, comme le montre les régions Alsace et Midi-Pyrénées, les plus impactées avec des baisses de moins de 10% des émissions de NH3 (la France a pour objectif une diminution de 13% de ses émissions de NH3 d'ici 2030 par rapport au niveau de 2005 très proche du niveau de 2011) alors qu'il faudrait que les concentrations de NH3 dans l'air diminuent de plus de 40 % sur ces régions pour que des mesures de réduction de ces émissions impactent la formation des particules.

3.2.3. Analyse coûts-bénéfices

Les résultats des analyses des coûts additionnels et des effets sanitaires évités (bénéfices) du scénario de remplacement de l'urée par de l'ammonitrate par rapport au scénario de référence sont présentés ici ainsi que la comparaison des coûts additionnels aux bénéfices. . Cette étude ne concerne que les mesures de long terme.

3.2.3.1. Coûts des mesures additionnelles

Une estimation des couts relatifs à la substitution de l'urée par l'ammonitrate a été réalisée en combinant les gains sur les rendements et les gains par revalorisation dus à une meilleure qualité. Sur les blés, on obtient les résultats suivants présentés dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Gains obtenus par augmentation des rendements et valorisation du taux de protéines

	Surface concernée	Surplus de rendement	Gain lié au surplus de rendement	Gain lié à la revalorisation (protéines)	Gains totaux
	ha	tonnes	EUR	EUR	EUR

Blé tendre	173 703	15 633	2 501 322	623 777	**3 125 099**
Blé dur	28 722	0	0	72 332	**72 332**

Sur les autres cultures aucun gain n'est associé à la substitution de l'urée par l'ammonitrate.

En combinant couts et bénéfices financiers la substitution de l'urée par l'ammonitrate donne des coûts (24,5 millions d'euros) largement supérieurs aux gains financiers (3,2 millions d'euros), car ces gains ne sont avérés que pour les blés. Or l'urée est beaucoup utilisée sur d'autres cultures notamment le maïs. Le coût global de ce scénario est estimé à 21,5 millions d'euros.

Il reste important de préciser que pour les blés, le remplacement de l'urée par de l'ammonitrates peut s'avérer un choix financièrement avantageux dans les situations où le blé est revalorisé du fait d'un meilleur taux de protéines. A titre d'exemple pour 1 ha **dont l'augmentation en protéine est valorisée par un meilleur classement sur les marchés** on obtient les résultats présentés dans le Tableau 14.

Tableau 14 : Gains et coûts indicatifs pour 1 ha dont l'augmentation en protéine est valorisée par un meilleur classement sur les marchés

	Surface concernée	Surplus de rendement	Gain lié au surplus de rendement	Gain lié à la revalorisation (protéines)	**Gains totaux**	Couts liés au prix des engrais	**Couts - Gains**
	ha	tonnes	EUR	EUR	**EUR**	EUR	**EUR**
Blé tendre	1	0,09	1,3	72	**73**	30	**-44**
Blé dur	1	0	0	50	**50**	31	**-20**

On peut aussi rappeler que les modélisations effectuées ont maintenu constante la quantité d'azote apportée. Les agriculteurs peuvent aussi adopter la stratégie de baisser leurs apports azotés en pariant sur la meilleure utilisation de l'azote par les cultures avec l'ammonitrate. Dans ce cas, on s'attend à une baisse du coût des intrants avec un potentiel risque de dévalorisation du blé si le taux de protéine s'en trouve affecté. Mais dans la plupart des cas cette diminution des intrants permise par les ammonitrates n'affectera pas la qualité du blé.

3.2.3.2. Effets sanitaires évités grâce aux mesures additionnelles

La réduction des concentrations de PM2.5 dans le scénario « substitution de l'urée par de l'ammonitrate « (CAS08) par rapport au scénario de référence (CAS02) calculé à la maille est croisée avec des densités de population à la même maille pour calculer l'exposition. Cette exposition moyenne annuelle est ensuite agrégée sur le pays et permet, en la liant avec des fonctions exposition-réponse venant d'études épidémiologiques, de quantifier des impacts sanitaires évités (cf. les indicateurs sanitaires indiqués dans le Tableau 15) par rapport au scénario de référence.

L'amélioration de la qualité de l'air en termes de concentrations de particules fines, liée au remplacement partiel de l'urée par de l'ammonitrate (comparaison du scénario CAS08 au scénario CAS02 (REF)), permettrait de gagner environ 1400 années de vie par an ou d'éviter environ 130 morts prématurés par an. Elle permettrait également d'éviter environ 120 cas de bronchite chronique et 530 cas de bronchite d'enfants par an et de gagner presque 42 milles journées de travail (Tableau 15).

Tableau 15 : Bénéfices sanitaires par an en 2010/11– nombre de cas d'impacts sanitaires évités

Bénéfices (Impacts sanitaires évités)			Moyenne 2010/11
Indicateur sanitaire	**Unité**	**Polluant**	**CAS02 (REF) rel. à CAS08**
Mortalité chronique (tous les âges)	Années de vie perdues	$PM_{2,5}$	1 432
Mortalité chronique (30 ans +)	Morts prématurées		128
Mortalité d'enfants (0-1 an)	Morts prématurées		0,1
Bronchite chronique (27 ans +)	Cas		117
Bronchite d'enfants (6 - 12 ans)	Nouveaux cas		528
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires (tous les âges)	Cas		50
Admissions à l'hôpital pour causes cardiaques (tous les âges)	Cas		46
Journées d'activité restreinte (tous les âges)	Journées		175 146
Journées aux symptômes d'asthme (enfants 5 - 19 ans)	Journées		6 044
Journées de travail perdues (15 - 64 ans)	Journées		41 763

En appliquant des coûts unitaires par impact sanitaire présentés dans le Tableau 23 (07), les bénéfices monétaires correspondant aux effets sanitaires évités grâce au remplacement partiel de l'urée par de l'ammonitrate s'élèveraient à 186 – 541 millions €/an (Tableau 16). La valeur basse correspond à une quantification de la mortalité en termes d'années de vie, monétarisées par la valeur de VOLY, la valeur haute à une quantification de la mortalité en termes de morts prématurées, monétarisées par la valeur de VSL. Les bénéfices monétaires sont dominés par la réduction de la mortalité prématurée.

Tableau 16 : Bénéfices sanitaires par an en 2010/11, en million €$_{2019}$

Bénéfices sanitaires, million €/an		Moyenne 2010/11
Indicateur sanitaire	**Polluant**	**CAS02 (REF) rel. à CAS08**
Mortalité chronique (tous les âges) VOLY	$PM_{2,5}$	145
Mortalité chronique (30 ans +) VSL		500
Mortalité d'enfants (0-1 an)		0,4
Bronchite chronique (27 ans +)		8
Bronchite d'enfants (6 - 12 ans)		0,2
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires (tous les âges)		0,3
Admissions à l'hôpital pour causes cardiaques (tous les âges)		0,3
Journées d'activité restreinte (tous les âges)		25
Journées aux symptômes d'asthme (enfants 5 - 19 ans)		0,3
Journées de travail perdues (15 - 64 ans)		7
SOMME VOLY		**186**
SOMME VSL		**541**

3.2.3.3. Ratios coûts bénéfice ou bénéfices nets

En combinant, l'ensemble de coûts et bénéfices, on obtient un bénéfice net global par an compris entre 165 et 520 millions d'euros selon le périmètre choisi pour l'analyse des bénéfices sanitaires. Ces résultats sont repris dans le tableau suivant.

Tableau 17 : Bénéfice net en 2010/11, pour la substitution d'urée par l'ammonitrate en million €2019

million €/an	SOMME VOLY	SOMME VSL
Coûts (prix engrais)	-24	
Gain valorisation	+3	
Bénéfices sanitaires	+186	+541
Bénéfice net	**+165**	**+520**

Comme c'était le cas dans l'étude « Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » (Allemand et al., 2016), les bénéfices nets annuels (coûts additionnels moins gains en revenus liés à l'augmentation du rendement et du gain en protéines, moins bénéfices sanitaires) estimés dans l'étude PolQA sont importants. Toutefois, il y a des différences entre les deux études :

- Concernant l'évaluation des coûts de mesures additionnels, l'étude de 2016 prenait en compte le fait que des quantités moindres d'apport en ammonitrate par rapport à celles d'urée permettaient d'avoir le même effet fertilisant. Dans l'étude présente, les mêmes quantités totales de fertilisants sont modélisées dans le scénario de référence et dans le scénario de mitigation. En revanche, l'étude actuelle tient compte du pouvoir fertilisant supérieur de l'ammonitrate sur la production des cultures.
- Concernant l'évaluation des bénéfices sanitaires, certaines données d'entrée ont été mises à jour (population, incidences de référence sur la mortalité et morbidité). Les valeurs unitaires utilisées pour monétariser la mortalité prématurée ont également été mises à jour, et sont plus élevées que dans l'étude PREPA.
- Les valeurs monétaires pour les effets sanitaires (bénéfices) sont ici exprimées en euros de 2019, alors que c'étaient des euros de 2013 dans l'étude PREPA. Les données prix (coûts) ne sont estimés comme moyennes sur plusieurs années.

Toutes ces raisons ainsi que les différences sur les émissions (tant au niveau spatialisation que temporelle), ne permettent pas de comparer directement les résultats de POLQA à ceux du PREPA. Néanmoins, les ordres de grandeurs des bénéfices nets estimés sont comparables (370 millions €2013 dans l'étude en appui au PREPA[11], et entre 165 et 520 millions €2019 ici).

Cette étude montre que la mesure étudiée permet des bénéfices tant en termes de gains de rendement (ou de possibilité de réductions de fertilisant pour un rendement stable) qu'en termes de bénéfices pour la santé. L'équivalent monétaire de ces bénéfices excède largement les coûts estimés de la mesure.

3.2.4. Conclusions et recommandations

Les mesures long terme ont généralement une meilleure acceptabilité que les mesures court terme et par leur action permanente réduisent l'exposition chronique à la pollution de l'air, ce qui d'un point de vue sanitaire apparait plus efficace.

POLQA a étudié les effets de plusieurs mesures sur les émissions dont la substitution de l'urée par de l'ammonitrate. Ce remplacement apparait efficace sur les territoires où l'urée est très fortement utilisée comme fertilisant et conduit à une baisse significative des concentrations de NH3 dans l'air, qui se traduit par un effet relatif qui peut paraitre limité sur les concentrations de particules pour plusieurs raisons, parmi lesquelles le fait que ces régions ne sont pas les plus affectées par des concentrations importantes en particules dont Midi-Pyrénées et Nouvelle Aquitaine. L'alsace voit aussi ses émissions de NH3

11

https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/03_AnnexeC%20Fiches%20mesures%20d%C3%A9taill%C3%A9es%20en%20ligne.pdf

diminuées significativement avec cette mesure pour autant cela ne se reflète pas dans les concentrations en particules car le régime de production des particules (contribution en nitrate d'ammonium) apparait fortement saturé en ammoniac et la mesure n'apparait pas suffisante pour évoluer vers un régime dépendant du NH3 à partir duquel toute réduction d'émission de NH3 serait beaucoup plus efficace pour réduire les concentrations en particules. Les simulations POLQA ont montré de manière quasi systématique la prépondérance de ce régime saturée en NH3 dans la production des particules secondaires inorganiques et qu'une réduction notable permettant de diminuer d'environ 40% les concentrations de NH3 dans l'air permettrait d'atteindre des régimes de formation en particules à partir desquels les mesures visant le secteur agricole pourraient agir efficacement. Les quelques territoires où la saturation était moindre ont font apparaitre des effets plus efficaces mais qui demeurent assez modestes de réductions des teneurs en particules. Pour autant, les effets sanitaires sont assez importants pour afficher des bénéfices nets bien supérieurs au coût de mise en œuvre de la mesure, ce qui doit motiver l'instauration de cette mesure.

Les résultats de ce scénario de substitution de l'urée sont encourageants mais ils montrent aussi le besoin d'être plus ambitieux dans la diminution des émissions d'ammoniac avec des mesures plus contraignantes comme celle que POLQA a défini dans le scénario meilleures pratiques d'épandage. Des mesures supplémentaires pourraient également agir sur les émissions de NH_3 provenant des bâtiments d'élevage et des zones de stockage.

Les mesures long terme de réduction des émissions d'ammoniac induites par les épandages par substitution de l'urée par des ammonitrates à long terme donnent des résultats probants sur la diminution des concentrations de NH3 dans l'air mais apparaissent limitées pour diminuer les teneurs en particules du fait de la saturation en ammoniac dans les mécanismes chimiques de formation des particules.

POLQA a estimé que des mesures certainement assez drastiques sont nécessaires pour diminuer d'au moins 40 % des concentrations d'NH3 dans l'air afin qu'une baisse des concentrations en particules puisse être amorcée.

Ce résultat montre qu'un niveau d'ambition élevé doit être adopté pour diminuer la contribution du secteur agricole à la formation des particules.

L'effet des mesures de long-terme testées dans POLQA bien que limité sur les concentrations en particules est bénéfique sur le plan sanitaire du fait de la baisse d'exposition de la population aux particules, bénéfices qui en conversion monétaire absorbent nettement les coûts d'application des mesures.

4. Conclusion / Perspectives

POLQA a construit une chaîne d'outils de modélisation pour étudier de la manière la plus exhaustive possible les effets sur la qualité de l'air de mesures de réductions d'émission du secteur agricole provenant des pratiques de fertilisation.

Cette organisation d'outils multi-compartimentaux apporte un soutien pour répondre à la problématique de diminution de la contribution du secteur agricole dans les épisodes de pollution aux particules qui surviennent généralement à la fin de l'hiver et au début du printemps.

Autours des modèles Volt'Air et Chimere, qui permettent d'estimer les implications des émissions agricoles sur la qualité de l'air, les modèles Alpha-RiskPol et CHN complètent le système sur les volets sanitaire et productivité agricole, tous deux traduits en termes économiques. Cet ensemble a été conçu pour répondre aux questionnements non seulement autour des interactions émissions – pollution de l'air mais aussi sur les impacts engendrés en termes de coûts et de bénéfices.

Plusieurs voies ont été investiguées par POLQA, de la prise décision sur le court terme pour lutter immédiatement contre un épisode de pollution à la réduction sur le long terme en mettant en place de nouvelles pratiques agricoles pour l'application des fertilisants.

Les actions de gestion d'urgence des épisodes de pollution disposent d'un court laps de temps pour leur entrée en application des mesures et qui pour être efficaces doivent être largement suivies. POLQA a étudié une décision des autorités de suspension des activités d'épandage d'engrais en cas d'épisode de pollution aux particules prévu pour les prochains jours ou sévissant déjà. Bien entendu, ce type de mesure nécessite de s'assurer en amont de la contribution des émissions agricoles à la dégradation de la qualité de l'air et dans ce cas d'appliquer la mesure à des émissions agricoles impliquées dans l'épisode.
Une telle mesure semble efficace pour réduire les concentrations de particules en situation d'épisode. Il ne semble pas y avoir lieu d'anticiper la prise de mesure en amont de l'épisode, mais il vaut mieux qu'elle soit active dès les premiers jours de celui-ci, et elle sera d'autant plus performante sur la réduction des concentrations de particule que sa durée d'application sera longue. POLQA a fait le choix de la suspension plutôt que du report car la situation qualité de l'air sur le mois de mars 2011 était caractérisée par une longue succession de jours à risque d'épisode.
Cela soulève notamment la question de l'impact sur la phénologie des plantes à une période où cet apport a une incidence forte sur la croissance des cultures. Sans être totalement exhaustif car l'étude était restreinte à un certain type de culture, POLQA a montré que l'impact agronomique des suspensions de fertilisations était important et que des retombées sur la productivité pouvaient en découler.
Un certain nombre de verrous sont donc à lever pour envisager le déploiement de ce type de mesure, en particulier pour son efficacité il faut qu'elle puisse être acceptée par l'ensemble de la profession concernée via un processus d'information efficace.
D'autres approches moins critiques pourraient être envisagées et évaluées, comme l'autorisation d'épandre durant ces périodes de fertilisation avec des techniques moins émissives soit du fait de l'utilisation mieux adaptée d'engrais (répondant précisément aux besoins des cultures) ou de pratiques complémentaires limitant la volatilisation de l'ammoniac (comme l'enfouissement systématique et rapide).

Les mesures à long terme ont généralement une meilleure acceptabilité que les mesures court terme et par leur action permanente réduisent l'exposition chronique à la pollution de l'air, ce qui d'un point de vue sanitaire apparait plus efficace.

POLQA a étudié les effets de plusieurs mesures sur les émissions dont la substitution de l'urée par de l'ammonitrate. Ce remplacement apparait efficace sur les territoires où l'urée est très fortement utilisée comme fertilisant et conduit à une baisse significative des concentrations de NH3 dans l'air, qui se traduit par un effet très relatif sur les particules pour plusieurs raisons, parmi lesquelles le fait que ces régions ne sont pas les plus affectées par des concentrations importantes en particules dont Midi-Pyrénées (Occitanie) et Nouvelle Aquitaine. L'alsace (Grand-Est) voit aussi ses émissions de NH3 diminuées significativement avec cette mesure pour autant cela ne se reflète pas dans les concentrations en

particules car le régime de production des particules (contribution en nitrate d'ammonium) apparait fortement saturé en ammoniac et la mesure n'apparait pas suffisante pour évoluer vers un régime dépendant du NH3 à partir duquel toute réduction d'émission de NH3 serait beaucoup plus efficace pour réduire les concentrations en particules. Les simulations POLQA ont montré de manière quasi systématique la prépondérance de ce régime saturée en NH3 dans la production des particules secondaires inorganiques et qu'une réduction notable permettant de diminuer d'environ 40% les concentrations de NH3 dans l'air permettrait d'atteindre des régimes de formation en particules à partir desquels les mesures visant le secteur agricole pourraient agir efficacement sur les niveaux en particules. Ce qui nécessite un effort de réduction extrêmement important, pour rappel la France s'est engagée actuellement à réduire ses émissions de NH_3 de 13 % en 2030 par rapport au niveau d'émission de 2005 (pour lequel les niveaux d'émission d'ammoniac du secteur agricole étaient sensiblement équivalents à ceux de 2011 étudiés dans POLQA).

Les quelques territoires où la saturation étaient moindres ont conduit à des effets plus efficaces mais quand même assez modestes de réductions des teneurs en particules. Pour autant, les baisses d'exposition des populations aux particules même modestes conduisent à des effets sanitaires assez importants pour afficher des bénéfices nets bien supérieurs au cout de mise en œuvre de la mesure, ce qui doit motiver l'instauration de cette mesure.

Les résultats de ce scénario de substitution de l'urée sont encourageants mais il montre aussi le besoin d'être plus ambitieux dans la diminution des émissions d'ammoniac avec des mesures plus contraignantes comme celle que POLQA a défini dans le scénario meilleures pratiques d'épandage.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbey, D.E., et al. (1995a), Estimated long-term ambient concentrations of PM10 and development of respiratory symptoms in a non-smoking population, International Archives for Occupational and Environmental Health, 50(2), pp. 139–152 (https://doi.org/10.1080/00039896.1995.9940891).
- Abbey, D.E., et al. (1995b), Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM2.5) and other air pollutants, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 5(2), pp. 137–159.
- Allemand, N., Rouïl, L. et al. (2016), Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA, Rapport principale et annexes, CITEPA, INERIS, ABJD, Energies Demain.
- Amann, M. (ed.), et al., 2017, Costs, benefits and economic impacts of the EU Clean Air Strategy and their implications on innovation and competitiveness, IIASA report, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria (https://iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/policy/SR11-Economics-report-FINAL.pdf).
- Amann, M., Borken-Kleefeld, J., Cofala, J. et al. (2020a), Support to the development of the Second Clean Air Outlook, Specific Contract 6 under Framework Contract ENV.C.3/FRA/2017/0012, Final report, International Institute for Applied Systems Analysis, Umweltbundesamt, EMRC, for European Commission Directorate General Environment (https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/CAO2-MAIN-final-21Dec20.pdf).
- Amann, M., Borken-Kleefeld, J., Cofala, J. et al. (2020b), Support to the development of the Second Clean Air Outlook, Specific Contract 6 under Framework Contract ENV.C.3/FRA/2017/0012, Final report - Annex, International Institute for Applied Systems Analysis, Umweltbundesamt, EMRC, for European Commission Directorate General Environment (https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/CAO2-MAIN-final-21Dec20.pdf).
- CITEPA, UNIFA, Exercice de projection des émissions d'ammoniac liées à l'usage d'engrais minéraux à l'horizon 2030 et conséquences sur les objectifs de réduction des émissions de la France.2018.

- Colette, A., Rouïl, L., Meleux, F., Lemaire, V., and Raux, B.: Air Control Toolbox (ACT_v1.0): a machine learning flexible surrogate model to explore mitigation scenarios in air quality forecasts, (2021), Geosci. Model Dev. Discuss., in review.
- Couvidat, F., Bessagnet, B., Garcia-Vivanco, M., Real, E., Menut, L., and Colette, A. (2018), Development of an inorganic and organic aerosol model (CHIMERE 2017β v1.0): seasonal and spatial evaluation over Europe, Geosci. Model Dev., 11, 165–194, https://doi.org/10.5194/gmd-11-165-2018.
- DCE, 2018, The Danish Air Quality Monitoring Programme, Annual Summary for 2017, Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 281, 2018, Aarhus University (https://dce2.au.dk/pub/SR281.pdf)
- Hoek, G., et al., 2012, PM10, and children's respiratory symptoms and lung function in the PATY study. European Respiratory Journal, 2012 Sep, 40(3), pp. 538-47 (https://doi.org/10.1183/09031936.00002611).
- Hoek, G., et al. (2013), Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review, Environmental Health, 2013 May 28,12(1), 43 (https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-43).
- Holland, M., Hunt, A., Hurley, F., et al. (2005a), Methodology for the Cost–Benefit Analysis for CAFE : Volume 1: Overview of Methodology, Service Contract for Carrying out Cost–Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the CAFE Programme, AT Environment (https://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/cba_methodology_vol1.pdf).
- Holland, M., Hurley, F., Hunt, A., Watkiss, P. (2005b), Methodology for the Cost–Benefit analysis for CAFE : Volume 3: Uncertainty in the CAFE CBA, Methods and First Analysis, Service Contract for Carrying out Cost–Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the CAFE Programme, AT Environment (https://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/activities/pdf/cba_method_vol3.pdf)
- Holland, M., Watkiss, P. & Pye, S. (2005c), Cost–Benefit Analysis of Policy Option Scenarios for the Clean Air for Europe programme, Service Contract for Carrying out Cost–Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the CAFE Programme, AT Environment (https://www.researchgate.net/publication/259778935_Service_Contract_for_Carrying_out_Cost-Benefit_Analysis_of_Air_quality_Related_Issues_in_particular_in_the_Clean_Air_for_Europe_CAFE_Programme_Damages_per_tonne_emission_of_PM25_NH3_SO2_NOx_and_VOCs_f/link/55ff07b108aeafc8ac8b984c/download).

- Holland, M., Wagner, A., Hurley, F. et al. (2011), Cost Benefit Analysis for the Revision of the National Emission Ceilings Directive: Policy Options for revisions to the Gothenburg Protocol to the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, A Technology (https://unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2011/eb/wg5/WGSR49/Informal%20docs/12_CBA_report_2011_produced_by_AEA.pdf).
- Holland, M., Pye, S., Jones, G., et al. (2013), The ALPHA Benefit Assessment Model, European Consortium for Modelling of Air Pollution and Climate Strategies (EC4MACS) (http://www.ec4macs.eu/content/report/EC4MACS_Publications/MR_Final%20in%20pdf/Alpha_Methodologies_Final.pdf).
- Holland, M. (2014a), Cost–benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package, Version 2, Corresponding to IIASA TSAP Report #11, Version 1, EMRC, March 2014 (https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/TSAP%20CBA.pdf).
- Holland, M. (2014b), Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work, Health Impact Assessment and Cost Benefit Analysis, EMRC (https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/CBA%20HRAPIE%20implement.pdf).
- Hunt, A., et al., 2016, Social costs of morbidity impacts of air pollution, OECD Environment Working Papers No. 99, OECD, Paris (https://www.oecd-ilibrary.org/docserver/5jm55j7cq0lv-en.pdf?expires=1595947296&id=id&accname=guest&checksum=518DFC4D0FC45F9C13E1ADAEB54F9E96).
- Hurley, F., Hunt, A., Cowie, H., et al. (2005), Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment, Service Contract for Carrying out Cost- Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme (https://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/cba_methodology_vol2.pdf).
- Krupnick, A., Ostro, B. & Bull, K. (2005), Peer Review of the Methodology of Cost–Benefit Analysis of the Clean Air For Europe Programme (http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download;jsessionid=D919B507498D13C22DD6A9C4C1EE886A?doi=10.1.1.558.4786&rep=rep1&type=pdf).
- Maca, V., et al., 2011, Presentation of unit values for health end-points: country-specific and pooled, Deliverable 4.1.3 of the Heimtsa project, EC DG Research Project, EC grant GOCE-CT-2006-036913-2, University of Bath.

- Mailler, S., Menut, L., Khvorostyanov, D., Valari, M., Couvidat, F., Siour, G., Turquety, S., Briant, R., Tuccella, P., Bessagnet, B., Colette, A., Létinois, L., Markakis, K., Meleux, F., 2017. CHIMERE-2017: from urban to hemispheric chemistry-transport modeling. Geosci. Model Dev. 10, 2397–2423. https://doi.org/10.5194/gmd-10-2397-2017
- Medina S, Adélaïde L, Wagner V, de Crouy Chanel P, Real E, Colette A, Couvidat F, et al. Impact de pollution de l'air ambiant sur la mortalité en France métropolitaine. Réduction en lien avec le confinement du printemps 2020 et nouvelles données sur le poids total pour la période 2016-2019. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021. 63 p. www.santepubliquefrance.fr
- Menut, L., Bessagnet, B., Khvorostyanov, D., Beekmann, M., Blond, N., Colette, A., Coll, I., Curci, G., Foret, G., Hodzic, A., Mailler, S., Meleux, F., Monge, J.-L., Pison, I., Siour, G., Turquety, S., Valari, M., Vautard, R., Vivanco, M.G., 2013. CHIMERE 2013: a model for regional atmospheric composition modelling. Geosci. Model Dev. 6, 981–1028. https://doi.org/10.5194/gmd-6-981-2013
- Miller, B. ; Hurley, F. & Shafrir, A. (2011), Health Impact Assessment for the National Emission Ceilings Directive (NECD) – Methodological Issues, IOM, Research Report TM/11/03.
- OECD (2012), Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies, ISBN: 978-92-79- 23013-4.
- Ostro, B. D., 1987, Air pollution and morbidity revisited: a specification test, Journal of Environmental Economics Management, 14(1), pp. 87–98.*
- Ramanantenasoa Maharavo. Prise en compte de la variabilité spatio-temporelle des émissions d'ammoniac liées à la fertilisation azotée en France et développement de métamodèles prédictifs. Ecologie, Environnement. Université Paris Saclay (COmUE), 2018.
- Schindler, C., et al., 2009, Improvements in PM10 exposure and reduced rates of respiratory symptoms in a cohort of Swiss adults (SAPALDIA), American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 179(7), pp. 579–587 (https://doi.org/10.1164/rccm.200803-388OC).
- Schucht, S., Colette, A., Rao, S., et al. (2015), Moving towards ambitious climate policies: monetized health benefits from improved air quality could offset mitigation costs in Europe. Environ Sci Policy 2015, 50 : 252-269 (https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.001).
- Schucht, S., Réal, E., Holland, M. et al. (2019), Development of a refined methodology for the EEA externalities assessment, Eionet Report - ETC/ATNI 2019/18,

(https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-atni/products/etc-atni-reports/etc-atni-report-18-2019-development-of-a-refined-methodology-for-the-eea-externalities-assessment-1)

- Schucht, S., Real, E., Létionois, L. et al. (2020), Costs of air pollution from European industrial facilities 2008–2017, Eionet Report - ETC/ATNI 2020/4 (https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-atni/products/etc-atni-reports/etc-atni-report-04-2020-costs-of-air-pollution-from-european-industrial-facilities-200820132017).
- U.S. EPA, 2011, The benefits and costs of the Clean Air Act from 1990 to 2020, Final Report – Rev. A, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation (https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/fullreport_rev_a.pdf).
- Weinmayr, G., et al. (2010), Short-Term Effects of PM10 and NO2 on Respiratory Health among Children with Asthma or Asthma-like Symptoms: A Systematic Review and Meta-Analysis, Environmental Health Perspectives, volume 118(4), pp. 449-57 (https://doi.org/10.1289/ehp.0900844).
- WHO (2013), Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE – Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide, WHO regional office for Europe (https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf).
- Woodruff, T. J., et al., 1997, The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States, Environmental Health Perspectives, 105(6), pp. 608–12 (https://doi.org/10.2307/3433606).

INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES

Figure 1 : Nombre moyen de dépassements mensuels de la valeur limite journalière PM_{10} (50 µg/m³) sur la période 2013-2018. Source : GEOd'air/LCSQA 9
Figure 2 : Nombre moyen de dépassements mensuels de la valeur limite journalière PM_{10} (50 µg/m³) pour les années 2014 (à gauche) et 2018 (à droite). Source : GEOd'air/LCSQA 10
Figure 3 : Composition des particules PM_{10} à Petit-Quevilly en 2010-2011 lors des épisodes de pollution les plus marquants (période excédant 5 jours). Source CARA. 10
Figure 4 : évolution des émissions (pour la France métropolitaine) des principaux polluants réglementés de 2000 à 2020. En indice base 100 des émissions en 2000. Source : Citepa, avril 2021. 11
Figure 5 : Organisation des axes de travail du projet POLQA 12
Figure 6 : Distribution spatiale des fertilisations dans l'outil Cadastre_NH_3 pour l'année culturale 2010-11 avec (a) des engrais organiques et (b) des engrais de synthèse 17
Figure 7 : Comparaison des coûts additionnels avec les bénéfices (effets sanitaires évités) 37
Figure 8 : Evolution du prix d'achat des engrais (cumul par campagne) entre 2008 et 2016 (Source : Agreste) 38
Figure 9 : Différences de prix entre blés tendres meuniers et fourragers (Source : Agreste) sur la période 2006 – 2019 40
Figure 10 : Rendements moyens nationaux pour le blé tendre et le blé dur (Source : Agreste) entre 2006 et 2019 40
Figure 11 : Organisation de l'approche pluri-compartimentale mettant en avant les différentes composantes de modélisation (blocs rectangulaires) de POLQA 42
Figure 12 : représentation des apports d'azote pour le scénario de référence et des émissions d'ammoniac pour le scénario de référence et pour une suspension des fertilisation de 4 jours du 27 février au 2 mars 2011 : correspond au CAS03 43
Figure 13 : pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac en fonction de la durée de la fenêtre de suspension, jusqu'au 2 mars 2011 ; Les cas de 2 jours, 3 jours et 4 jours de suspension correspondent respectivement au CAS07, au CAS04 et au CAS03. La suspension de 1 jour n'a pas fait l'objet d'étude dans POLQA. 44
Figure 14 : dynamique du taux de volatilisation d'ammoniac sur un évènement de volatilisation, en % du cumul total émis. Moyenne des 65 135 simulations obtenues avec Volt'Air dans l'outil Cadastre_NH_3 pour l'année culturale 2010-11, concernant les engrais minéraux et organiques 44
Figure 15 : pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac en fonction des positions des premiers jours des fenêtres de suspension de 4 jours entre le 24 février et le 5 mars ; les fenêtres commençant les 27/02, 28/02 et 01/03 correspondent respectivement aux CAS03, CAS05 et CAS06 45
Figure 16 : Moyennes journalières des concentrations de PM10 (µg/m³) pour les journées du 27 février 2011 au 5 mars 2011. Analyses Prev'Air (www.prevair.org) 46
Figure 17 : Impacts sur les concentrations moyennes journalières des PM10 (µg/m3) des scénarios de suspensions par rapport au cas de référence (CAS02). Les impacts des différents scénarios sont représentés par dates du 2 au 5 mars pour les 5 CAS 46
Figure 18 : Différence des concentrations moyennes de PM10 sur la période du 27 février 2011 au 5 mars 2011 entre plusieurs scénarios avec des durées de suspension différentes. 47
Figure 19: Différences de concentrations moyennes de PM10 sur la période 27 février au 5 mars 2021 entre les 3 fenêtres de suspension de 4 jours. 47
Figure 20 Impacts agronomiques des cinq scenarios de suspensions d'épandage étudiés sur la biomasse du couvert à floraison et l'indice de nutrition azotée (INN) à floraison dans les régions Haute-Normandie et Champagne-Ardenne, pour une conduite de fertilisation fractionnée en trois apports. Les résultats présentés correspondent aux distributions de 432 et 972 simulations, respectivement pour les régions de Haute-Normandie et Champagne-Ardenne. La moyenne de chaque série de données est représentée par une croix. Les tests statistiques ont été réalisés à l'aide de tests T de Student sur échantillons appariés (Référence vs Scenario test) au seuil de risque 5%. 49
Figure 21 : efficacité de la mise en œuvre des pratiques d'abattement déclarées sur les taux de volatilisation des différents types d'engrais pour l'année culturale 2010-11 : comparaison des émissions par type d'engrais pour le scénario BASE= CAS01 (sans abattement) et le scénario REF=CAS02 (avec les pratiques d'abattement déclarées par les agriculteurs) 52

Figure 22 : représentation à l'échelle des PRA de la part de l'urée dans les émissions de NH_3 issues de la fertilisation azotée totale 53
Figure 23 : abattement moyen de la volatilisation liée au PRO en fonction du délai entre l'application et l'incorporation post-application pour l'ensemble des PRO, modélisé avec Cadastre_NH_3 sur l'année culturale 2010-11 56
Figure 24 : effet combiné du type d'engrais et du délai d'incorporation sur l'efficacité de la mise en œuvre de l'incorporation sur la réduction de la volatilisation d'ammoniac (en % de N-NH_4 apporté) ; moyenne pour la France entière pour l'année 2010-11, Cadastre_NH_3 56
Figure 25 : Moyennes annuelles des concentrations PM10 en µg/m3 pour le CAS02 (gauche) et moyenne annuelle des différences relatives entre le CAS08 et le CAS02 (droite). 61
Figure 26 : Moyennes annuelles des concentrations en NH3 (en $\mu g/m^3$) pour le CAS02 (gauche) et moyenne annuelle des différences relatives en NH3 (entre le CAS08 et le CAS02. 62
Figure 27 : Total annuel des émissions du NH3 (en g/m2) pour le CAS02 et différences relatives (en pourcentage) entre le CAS08 et le CAS02. 63
Figure 28: différences relatives des concentrations de PM10 liées au remplacement de l'urée par de l'ammonitrate dans l'étude PREPA 63
Figure 29 : Total des émissions de NH3 (en t/km^2) pour le CAS02 pour les mois de janvier à juin. 64
Figure 30 : Différences relatives des émissions mensuelles de NH_3 entre le CAS08 et le CAS02, pour les mois de Janvier à Juin. 65
Figure 31 : Différences relatives des concentrations mensuelles de PM10 entre le CAS08 et le CAS02 pour les mois de janvier à juin 66
Figure 32 : Moyennes mensuelles du Gratio pour CAS02 pour les mois de janvier à juin. 66
Figure 33 : Séries temporelles pour la France des émissions de NH3 (1er ligne), des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite). 67
Figure 34 : Séries temporelles pour l'Alsace des émissions de NH3 (1er ligne) , des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite). 68
Figure 35 : Séries temporelles pour les Midi-Pyrénées des émissions de NH3 (1er ligne), des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite). 68
Figure 36 : Séries temporelles pour la Provence-Alpes-Côte d'Azur des émissions de NH3(1er ligne), des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite). 69
Figure 37 : Séries temporelles pour l'Île-de-France des émissions de NH3 (1er ligne) et des concentrations journalières de NH3 (2éme ligne) et des concentrations journalières de PM10 (3éme ligne) pour les scenarios CAS02 et CAS08 (colonne de gauche) et les différences relatives correspondantes entre le CAS08 et le CAS02 (colonne de droite). 69
Figure 38 : Diminution des émissions d'ammoniac (%) sur les anciennes régions françaises en réponse à une substitution de l'épandage d'urée par de l'épandage d'ammonitrate. 70
Figure 39 : Moyenne annuelle du Rfactor (%) pour l'année 07/2010 – 06/2011 71
Figure 40 : réduction des émissions d'ammoniac obtenues avec les mesures évaluées dans l'« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » en 2015-2016. 88
Figure 41 : Approche utilisée pour la quantification puis la monétarisation des effets sanitaires de la pollution atmosphérique 95
Figure 42 : Comparaison des coûts additionnels avec les bénéfices (effets sanitaires évités) 100
Figure 43 : représentation des apports d'azote pour le scénario de référence et des émissions d'ammoniac pour le scénario de référence et pour une suspension des fertilisation (a) d'une journée le 5 mars 2011 et (b) de 37 jours du 28 janvier au 5 mars 2011 101
Figure 44 : pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac en fonction de la durée de la fenêtre de suspension, jusqu'au 5 mars 2011 101
Figure 45 : représentation es émissions d'ammoniac pour le scénario de référence et pour une suspension des fertilisations de 4 jours du 27 février au 2 mars 2011 pour la région Ile de France 102

Figure 46 : Différences des émissions moyennes journalières des NH3 (en t/km²) des scénarios de suspensions par rapport au cas de référence (CAS02). Les impacts des différents scénarios sont représentés par dates du 2 au 5 mars pour les 5 CAS....103
Figure 47 : Impacts sur les concentrations moyennes journalières des NH3 (en µg/m³) des scénarios de suspensions par rapport au cas de référence (CAS02). Les impacts des différents scénarios sont représentés par dates du 2 au 5 mars pour les 5 CAS....104
Figure 48 : Différence des concentrations moyennes de NH_3 (en µg/m³) sur la période du 27 février 2011 au 5 mars 2011 entre plusieurs scénarios avec des durées de suspension différentes....104
Figure 49: Différences de concentrations moyennes de NH_3 (en µg/m³) sur la période 27 février au 5 mars 2021 entre les 3 fenêtres de suspension de 4 jours....104
Figure 50 : Différence des émissions moyennes journalières de NH3 (en t/km²) sur la période du 27 février 2011 au 5 mars 2011 entre plusieurs scénarios avec des durées de suspension différentes....105
Figure 51: Différence des émissions moyennes journalières de NH3 (en t/km²) sur la période 27 février au 5 mars 2021 entre les 3 fenêtres de suspension de 4 jours. 105
Figure 52 : Moyennes mensuelles du Gratio pour CAS02 pour les mois de juillet à décembre....110

Tableau 1 : nombre de fertilisations suspendues par numéro d'apport déclaratif et doses moyennes associées pour la culture de blé tendre en France entre le 01/03 et le 4/03 pour le scénario CAS06 22
Tableau 2 : Efficacité des meilleures pratiques d'épandage mises en œuvre dans les scénarios du projet PolQA prises individuellement selon le « Guide des bonnes pratiques agricoles pour l'amélioration de la qualité de l'air » (2019) et appliquées dans les scénarios à horizon 2020 et 2030 pour l'« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » (2016) se 26
Tableau 3 : Bilan des scénarios étudiés et de leur niveau d'évaluation 32
Tableau 4 : Caractéristiques des scenarios de suspensions d'épandage étudiés 36
Tableau 5 : Prix des engrais utilisés pour le calcul des coûts 38
Tableau 6 : Quantités d'azote apportées à l'ensemble des cultures par forme d'engrais pour l'année 2011 38
Tableau 7 : taux de réduction des émissions obtenus pour les 5 scénarios de suspension étudiés 45
Tableau 8 : Impacts du scenario de suspensions d'épandage n°5 sur la biomasse et l'indice de nutrition azotée (INN) à floraison. Les impacts de suspensions d'épandage sont observés sur l'ensemble des simulations d'une part, et sur les simulations impactées par une restriction d'épandage d'autre part.... 49
Tableau 9 : Taux d'abattement obtenu avec l'injection totale des effluents liquides, pris individuellement ou globalement : les résultats intègrent les effets des doses d'application et des surfaces concernées dans la pratique française de l'année culturale 2010-2011 55
Tableau 10 : Taux moyens d'abattement de la volatilisation du NH3 dus à l'incorporation post-application des PRO, Cadastre_NH_3, 2010-11, et comparaison avec les valeurs préconisées par les Guides 57
Tableau 11 : efficacité des pratiques d'incorporation de tous les PRO selon les délais après l'application, au regard de l'ensemble des émissions des PRO et de la totalité des émissions au champ, pour l'année culturale 2010-2011 58
Tableau 12 : abattements des émissions obtenus en appliquant le scénario « idéal », ou « maximal utopique » avec l'outil Cadastre_NH_3 sur l'année culturale 2010-2011....61
Tableau 13 : Gains obtenus par augmentation des rendements et valorisation du taux de protéines....71
Tableau 14 : Gains et coûts indicatifs pour 1 ha dont l'augmentation en protéine est valorisée par un meilleur classement sur les marchés 72
Tableau 15 : Bénéfices sanitaires par an en 2010/11– nombre de cas d'impacts sanitaires évités..... 73
Tableau 16 : Bénéfices sanitaires par an en 2010/11, en million €$_{2019}$ 73
Tableau 17 : Bénéfice net en 2010/11, pour la substitution d'urée par l'ammonitrate en million €$_{2019}$ 74
Tableau 18 : distribution par région des fertilisations suspendues pour la culture de blé tendre et pour l'ensemble des cultures en France entre le 01/03 et le 4/03 pour le scénario CAS06 87
Tableau 19 : exemple des taux de projection des pratiques d'abattement pour les PRO pour 2 cultures d'une région, la région Ile de France, et de la répartition de leurs taux application 90
Tableau 20 : Population en France en 2010 et 2011 96
Tableau 21 : Morts en France en 2010 et 2011 96
Tableau 22 : Indicateurs d'impacts sanitaires avec leurs fonctions exposition-réponse et les sources bibliographiques 98

Tableau 23 : Valeurs monétaires unitaires, en €2019 99
Tableau 24 : calcul du taux d'abattement de la substitution de l'urée par de l'ammonitrate avec les facteurs d'émission du Guide EMEP (EMEP, 2020) 111

ANNEXE 1 : Distribution par région des fertilisants

Région	Nombre de fertilisations suspendues pour le blé tendre	Dose moyenne (kgN/ha) des fertilisations suspendues pour le blé tendre	Nombre de fertilisations suspendues pour l'ensemble des cultures	Dose moyenne (kgN/ha) des fertilisations suspendues pour l'ensemble des cultures
ALSACE	9	72	46	75
AQUITAINE	17	58	174	61
AUVERGNE	8	60	66	57
BASSE-NORMANDIE	5	60	54	72
BOURGOGNE	7	55	86	76
BRETAGNE	6	115	62	75
CENTRE	23	72	148	67
CHAMPAGNE-ARDENNE	10	65	95	74
FRANCHE-COMTE	10	52	44	56
HAUTE-NORMANDIE	7	55	55	66
ILE-DE-FRANCE	4	76	99	80
LANGUEDOC-ROUSSILLON	12	58	49	54
LIMOUSIN	9	66	32	65
LORRAINE	17	57	62	61
MIDI-PYRENEES	30	58	214	53
NORD-PAS-DE-CALAIS	8	71	69	83
PAYS-DE-LA-LOIRE	18	57	107	59
PICARDIE	5	60	50	67
POITOU-CHARENTES	10	63	76	66
PROVENCE-ALPES-COTE-D-AZUR	4	54	66	52
RHONE-ALPES	16	71	164	63
Total	235		1 818	
Moyenne		63		65

Tableau 18 : distribution par région des fertilisations suspendues pour la culture de blé tendre et pour l'ensemble des cultures en France entre le 01/03 et le 4/03 pour le scénario CAS06

ANNEXE 2 : réduction des émissions d'ammoniac obtenues avec les mesures évaluées dans l'« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » en 2015-2016

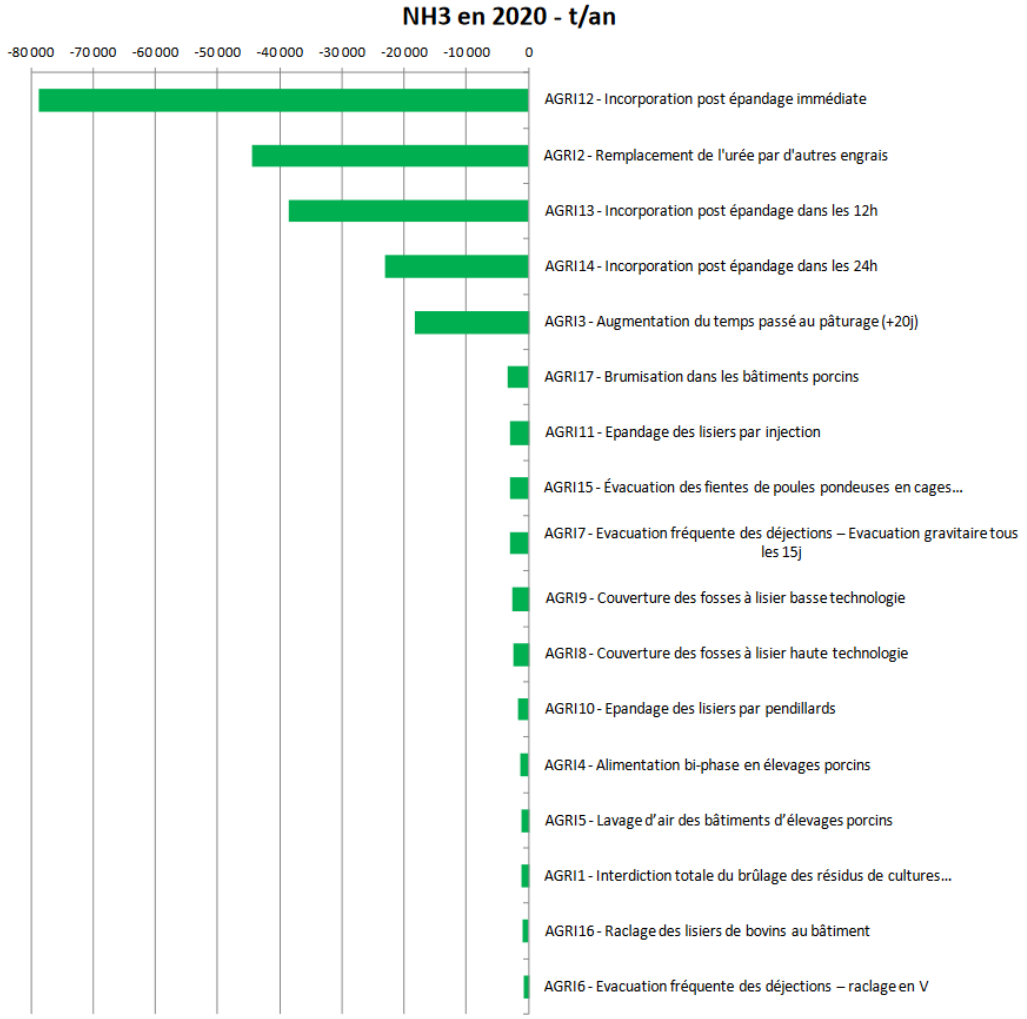


Figure 40 : réduction des émissions d'ammoniac obtenues avec les mesures évaluées dans l'« Aide à la décision pour l'élaboration du PREPA » en 2015-2016.

ANNEXE 3 : Scénarios réalistes

L'idée était ici de produire des scénarios alternatifs moins émetteurs d'ammoniac et donc a priori moins contributeurs à la formation de particules fines en s'éloignant des données d'enquêtes mais en restant cette fois-ci dans le champ des possibles, en combinant les éléments que nous venons de présenter sur le calcul de l'efficacité des pratiques dans le contexte de la pratique agricole française, mais aussi en évaluant des assiettes réalistes de leur mise en œuvre.

Nous avions opté pour deux scénarios à deux niveaux d'ambition atteignables :

- un scénario réaliste peu ambitieux
- un scénario réaliste ambitieux

La définition des assiettes est une autre étape difficile. Ces dernières résultent de l'intégration de nombreuses contraintes, qu'il n'était pas envisageable de prendre en compte de manière explicite dans le cadre de ce projet :

- Contraintes physiques : par exemple, les terrains caillouteux ne permettent pas le passage des injecteurs, les pendillards ne peuvent pas être utilisés sur des parcelles à pente trop forte ;
- Contraintes structurelles : les approvisionnements et les types d'engrais diffèrent selon les régions, ne permettant pas toujours la même souplesse en terme de changement de type d'engrais ;
- Contraintes financières et organisationnelles que sont les surcoûts et la complexité supplémentaire de la mise en œuvre des pratiques d'abattement, en raison soit d'un besoin supplémentaire d'équipement (typiquement apport en bande ou injection), soit d'une organisation plus complexe des chantiers d'épandage, soit d'un temps de travail augmenté, soit d'une combinaison d'au moins 2 de ces 3 complexifications. C'est en particulier le cas de l'incorporation rapide après épandage, qui peut nécessiter un complément d'équipement (2 tracteurs au lieu d'un, 1 avec l'épandeur l'autre qui suit avec le matériel d'incorporation) et un besoin accru de main d'œuvre (aussi 2 conducteurs de tracteurs), d'autant plus élevé que le délai est court entre l'épandage et l'incorporation ;
- Contraintes psychologiques et sociologiques liées à la volonté des acteurs, leur disposition au changement,

Ainsi, pour définir les assiettes de chacune des pratiques, après avoir consulté quelques experts, nous nous sommes finalement ralliés à deux études antérieures qui avait proposé des assiettes pour les horizons ciblés par le PREPA : l'horizon 2020 constituait le scénario réaliste peu ambitieux et l'horizon 2030, le scénario réaliste ambitieux :

- Concernant les pratiques de valorisation des effluents d'élevage, l'étude prospective sur la « réalisation de fiches actions sur les potentiels de réduction des émissions d'ammoniac de l'agriculture française aux horizons 2020 et 2030 (Mathias et Martin, 2013) avait été menée peu avant le début du projet PolQA par le CITEPA pour le compte de l'ADEME. Le CITEPA avait fait amplement appel à des avis de nombreux experts, pour définir les assiettes des pratiques. Nous nous sommes basés sur les scénarios « TA MAX+ » qui fournit des projections de répartition des pratiques d'abattement pour 2020 et 2030 (taux d'application maximum techniquement faisable par pratique) selon le type d'effluent organique. Les effluents sont les lisiers et les fumiers pour les 3 principales productions : bovins, porcins et volailles. Les pratiques sont pour les lisiers : l'injection ou l'apport en bande avec pendillard, l'incorporation post-application n'étant pas envisagée dans ces scénarios ; et pour les fumiers : l'incorporation post-application avant 4h, 6h, 12h ou 24h.
- Concernant les pratiques de fertilisation des engrais minéraux azotés, l'étude menée parallèlement au projet PolQA par le CITEPA pour l'UNIFA avait permis de définir les assiettes

hypothétiques atteignables en 2020 et 2030 des parts d'urée enfouie et inhibée ainsi que de la solution azotée enfouie pour quelques cultures (Citepa, UnifaF 2018)

Un premier travail consistait donc à décliner les deux sets d'assiettes définies par le CITEPA pour 2020 et 2030 dans l'outil Cadastre_NH_3 en termes de taux d'application des pratiques par région par culture et par type d'engrais. Or, les options des informations élaborées par le CITEPA n'étaient pas directement compatibles avec celles de l'outil Cadastre_NH_3. Un enjeu était donc la mise en cohérence des deux types de sources de données que sont (i) les projections de répartition des pratiques d'abattement à l'échelle national selon le type d'effluent et (ii) les bases de données de l'outil Cadastre_NH_3 concernant les types d'engrais, les volumes épandus et les pratiques par cultures, ainsi que les surfaces de cultures, à l'échelle de chaque région.

Nous nous sommes heurtés à de nombreuses contraintes et difficultés, en particulier pour les PRO qui ne nous ont pas permis de finaliser ce travail. En particulier :

- la déclinaison par région, et au sein de chaque région, par culture sans dégrader les pratiques à l'échelle d'une région pour une culture donnée si celles projetées à l'échelle France ont un taux plus faible ;
- de manière plus générale, la modulation des taux d'application maximum atteignables en 2020 et en 2030 évitant toute régression des techniques plus efficaces déjà en place en 2010-11 ;
- la projection pour les engrais organiques autres que les effluents d'élevage, beaucoup moins représentés, mais ayant leurs spécificités ; l'hypothèse raisonnable était que les effluents liquides étaient soumis aux mêmes pratiques que les lisiers et les effluents solides à celles des fumiers. Mais pour affiner ce point, nous avons tenu compte des différences d'application des pratiques observés dans le scénario de référence et les dire d'experts ;
- la difficile mise en cohérence de la répartition des volumes épandus pour les fumiers et les lisiers entre les surfaces cultivées en grandes cultures et les surfaces plantées en prairies entre les données du CITEPA et les données Cadastre_NH_3 ; Elle reste incontournable, sinon des volumes de PRO non négligeables sont amenés à être incorporés en post-application en prairie par exemple, ce qui n'est pas très réaliste.

Un exemple de type de résultat obtenu est donné en **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**.

Espèce cultivée		Type de PRO	Injection	Apport en bande	Incorporation post-application				Sans pratique d'abattement
					<4h	4-12h	12-24h	>24h	
1	Blé tendre	FumRum	0	0	0	0	100	0	0
1	Blé tendre	Compost	0	0	0	0	0	50	50
1	Blé tendre	FumBC	0	0	0	0	0	50	50
10	Betterave sucrière	FumRum	0	0	0	25	25	38	12
10	Betterave sucrière	Boues	0	0	0	0	100	0	0
10	Betterave sucrière	Compost	0	0	0	0	33	33	33
10	Betterave sucrière	Effl_Ind	5	21	5	5	16	42	5

Tableau 19 : exemple des taux de projection des pratiques d'abattement pour les PRO pour 2 cultures d'une région, la région Ile de France, et de la répartition de leurs taux application

ANNEXE 4 : Liste et caractéristiques des 96 situations agronomiques (croisements Région x Pédoclimat x Variété) utilisées comme cas-types d'étude des impacts agronomiques associés aux scenarios de suspensions d'épandage.

id_Apport	region	numero_Apport	date	quantite	formeapport	pourcentage	pourc_forme
2090	Champagne-Ardenne	1	19/12/2010	54	MIN_AN	100	23.72
2091	Champagne-Ardenne	1	24/11/2010	54	MIN_SOLN	100	71.16
2092	Champagne-Ardenne	1	15/10/2010	54	MIN_UREE	100	5.12
2093	Champagne-Ardenne	2	16/02/2011	98	MIN_AN	98.17351598	15.49
2094	Champagne-Ardenne	2	15/02/2011	98	MIN_SOLN	98.17351598	83.1
2095	Champagne-Ardenne	2	15/02/2011	98	MIN_UREE	98.17351598	1.41
2096	Champagne-Ardenne	3	01/03/2011	48	MIN_AN	71.68949772	37.82
2097	Champagne-Ardenne	3	22/03/2011	48	MIN_SOLN	71.68949772	59.62
2098	Champagne-Ardenne	3	03/03/2011	48	MIN_UREE	71.68949772	2.56
2178	Picardie	1	01/02/2011	59.5	MIN_AN	100	48.28
2179	Picardie	1	17/02/2011	59.5	MIN_SOLN	100	51.72
2180	Picardie	2	06/03/2011	81	MIN_AN	97.5	47.27
2181	Picardie	2	05/03/2011	81	MIN_SOLN	97.5	52.73
2182	Picardie	3	26/03/2011	45	MIN_AN	73.33333333	55.29
2183	Picardie	3	24/03/2011	45	MIN_SOLN	73.33333333	41.18
2184	Picardie	3	01/04/2011	45	MIN_UREE	73.33333333	3.53
2273	Haute-Normandie	1	03/02/2011	54	MIN_AN	100	45.61
2274	Haute-Normandie	1	16/11/2010	54	MIN_SOLN	100	54.39
2275	Haute-Normandie	2	03/02/2011	60	MIN_AN	96.74796748	28.95
2276	Haute-Normandie	2	06/02/2011	60	MIN_SOLN	96.74796748	68.42
2277	Haute-Normandie	2	05/02/2011	60	MIN_UREE	96.74796748	2.63
2278	Haute-Normandie	3	16/03/2011	51	MIN_AN	69.91869919	26.92
2279	Haute-Normandie	3	16/03/2011	51	MIN_SOLN	69.91869919	67.95
2280	Haute-Normandie	3	03/03/2011	51	MIN_UREE	69.91869919	5.13

ANNEXE 5: Dates, doses et formes d'engrais correspondant aux trois apports d'azote simulés dans cette étude

id_Apport	region	numero_Apport	date	quantite	formeapport	pourcentage	pourc_forme
2090	Champagne-Ardenne	1	19/12/2010	54	MIN_AN	100	23.72
2091	Champagne-Ardenne	1	24/11/2010	54	MIN_SOLN	100	71.16
2092	Champagne-Ardenne	1	15/10/2010	54	MIN_UREE	100	5.12
2093	Champagne-Ardenne	2	16/02/2011	98	MIN_AN	98.17351598	15.49
2094	Champagne-Ardenne	2	15/02/2011	98	MIN_SOLN	98.17351598	83.1
2095	Champagne-Ardenne	2	15/02/2011	98	MIN_UREE	98.17351598	1.41
2096	Champagne-Ardenne	3	01/03/2011	48	MIN_AN	71.68949772	37.82
2097	Champagne-Ardenne	3	22/03/2011	48	MIN_SOLN	71.68949772	59.62
2098	Champagne-Ardenne	3	03/03/2011	48	MIN_UREE	71.68949772	2.56
2178	Picardie	1	01/02/2011	59.5	MIN_AN	100	48.28
2179	Picardie	1	17/02/2011	59.5	MIN_SOLN	100	51.72
2180	Picardie	2	06/03/2011	81	MIN_AN	97.5	47.27
2181	Picardie	2	05/03/2011	81	MIN_SOLN	97.5	52.73
2182	Picardie	3	26/03/2011	45	MIN_AN	73.33333333	55.29
2183	Picardie	3	24/03/2011	45	MIN_SOLN	73.33333333	41.18
2184	Picardie	3	01/04/2011	45	MIN_UREE	73.33333333	3.53
2273	Haute-Normandie	1	03/02/2011	54	MIN_AN	100	45.61
2274	Haute-Normandie	1	16/11/2010	54	MIN_SOLN	100	54.39
2275	Haute-Normandie	2	03/02/2011	60	MIN_AN	96.74796748	28.95
2276	Haute-Normandie	2	06/02/2011	60	MIN_SOLN	96.74796748	68.42
2277	Haute-Normandie	2	05/02/2011	60	MIN_UREE	96.74796748	2.63
2278	Haute-Normandie	3	16/03/2011	51	MIN_AN	69.91869919	26.92
2279	Haute-Normandie	3	16/03/2011	51	MIN_SOLN	69.91869919	67.95
2280	Haute-Normandie	3	03/03/2011	51	MIN_UREE	69.91869919	5.13

ANNEXE 6: Model CHIMERE

Le modèle CHIMERE est un modèle de chimie-transport développé par le CNRS et l'INERIS. Il est classiquement utilisé pour réaliser des prévisions de qualité de l'air (www.prevair.org), mais également pour des études de scénarios de réductions d'émissions. C'est un code informatique qui réunit un ensemble d'équations représentant le transport et la transformation d'espèces chimiques et qui permet de quantifier l'évolution d'un panache de polluants en fonction du temps sur différents domaines (de l'échelle urbaine à l'échelle continentale). À partir de données de météorologie et de flux d'émissions, CHIMERE calcule des champs tridimensionnels horaires de concentrations de polluants dans l'atmosphère. CHIMERE est un modèle méso-échelle c'est-à-dire simulant la troposphère (de la surface à 200hPa soit environ 10km d'altitude) pour une résolution horizontale de 1 à 100km et sur des domaines d'étude allant de la ville au continent.

Le modèle CHIMERE intègre un schéma chimique comprenant plus d'une centaine de réactions chimiques. Il permet de modéliser la formation et l'évolution des particules atmosphériques de quelques nanomètres à 10 µm. Les aérosols dans CHIMERE sont constitués d'espèces primaires émises directement par les activités humaines, d'espèces inorganiques (sulfates, nitrate, ammonium) et d'espèces organiques secondaires, mais également d'espèces naturelles comme les sels marins ou les poussières désertiques. Plus d'une centaine de composés gazeux sont modélisés dont l'ozone, les oxydes d'azote ou le dioxyde de soufre.

CHIMERE prend en compte les émissions de composés biotiques (comme l'isoprène, les monoterpènes et les sesquiterpènes) dont les émissions sont calculées à partir du modèle MEGAN (Guenther et al. 2006).

La météorologie est une donnée essentielle en entrée du modèle, elle peut provenir du centre Européen de prévision météorologique à moyen terme ou bien être simulée à partir du modèle WRF (Weather Research and Forecasting). Enfin CHIMERE étant un modèle régional, des données de conditions aux limites issues d'un modèle de chimie globale sont utilisées pour les simulations sur le domaine européen.

ANNEXE 7 : Détails des méthodes appliquées pour évaluer les bénéfices sanitaires de scenarios de mitigation

L'approche par voie d'impact - étapes de calcul et modèles/outils utilisés

L'analyse des impacts sanitaires de la pollution de l'air dans PolQA se base sur l'approche dite par voie d'impact (« impact pathway approach »), qui est illustrée dans la Figure 41 :

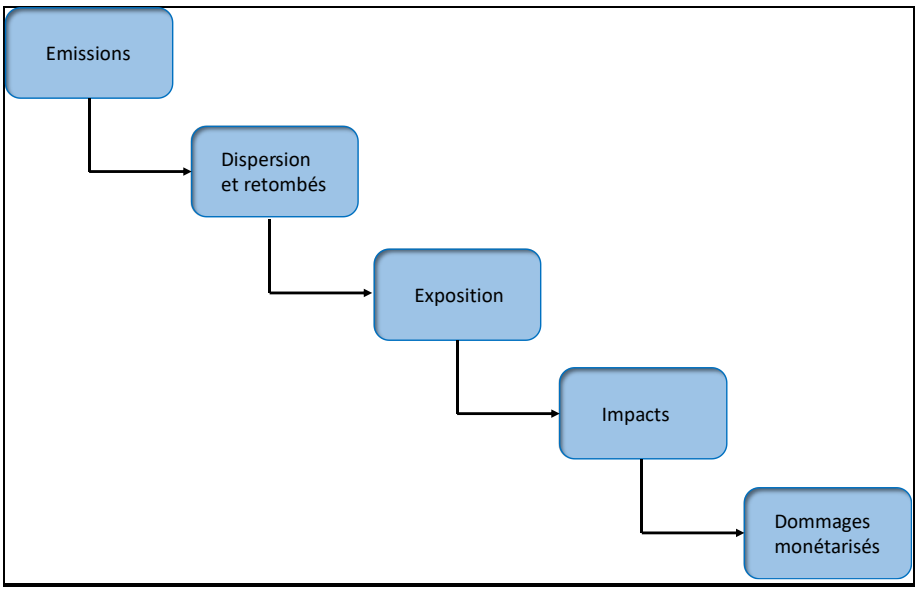


Figure 41 : Approche utilisée pour la quantification puis la monétarisation des effets sanitaires de la pollution atmosphérique

L'analyse des impacts sanitaires part des informations sur les niveaux d'émissions primaires du secteur agricole fourni par l'INRAE pour un scénario de référence et un scénario de réduction des émissions d'ammoniac par substitution d'une partie de l'urée utilisée par de l'ammonitrate (cf. chapitre **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Etant spatialisées, les émissions peuvent directement être utilisées comme donnée d'entrée au modèle chimie-transport CHIMERE pour calculer la dispersion des polluants gazeux et particulaires et leur transformation chimique dans l'atmosphère (cf. chapitre **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les quantités d'émissions correspondent à une année météorologique complète. L'utilisation de ce modèle permet de quantifier les polluants secondaires résultant de réactions chimiques et photochimiques dans l'atmosphère tels que l'ozone ou les aérosols secondaires, et qui, par définition, ne sont pas présents dans les inventaires d'émission.

Les concentrations de polluants calculées par CHIMERE sont ensuite croisées avec les densités d'habitants exposés, et les expositions moyennes de la population aux $PM_{2,5}$ sont ainsi calculées[12].

Ces expositions sont les données d'entrée du modèle de quantification et monétarisation des impacts sanitaires Alpha-RiskPoll (ARP, cf. ci-après). Dans ce modèle, les effets de la pollution de l'air sur la santé sont calculés à l'aide de fonctions concentration-réponse. La multiplication des effets sanitaires avec leur valeur unitaire monétaire permet ensuite d'attribuer une valeur monétaire aux effets sanitaires modélisés.

Dans PolQA, la comparaison entre le scénario de référence et le scénario de réduction des émissions, permet de calculer les effets sanitaires évités par la mise en place de mesures de réduction de la pollution atmosphérique et ainsi de quantifier les bénéfices sanitaires de ces mesures en termes monétaires pour l'année étudiée.

[12] Souvent, l'exposition de la population également à l'ozone et au NO_2 est prise en compte dans les calculs d'impacts sanitaires. Dans PolQA l'analyse se limite aux impacts sanitaires des particules fines.

Le modèle Alpha-RiskPoll (ARP)

L'outil d'analyse des impacts sanitaires ARP (Holland et al., 2013 et 2014b, Schucht et al., 2015) applique les méthodes d'analyse initialement développées dans le cadre du projet ExternE (External cost of Energy[13]) financé par la CE dans les années 1990. Depuis la fin des années 1990 ces méthodes sont appliquées aux analyses coûts-bénéfices de politiques proposées par la CE et la CEE/NU. Elles ont fait objet de plusieurs revues (Krupnick et al., 2005 ; WHO, 2013). La méthodologie est documentée dans Holland et al. (2005 a, b et c ; 2011), Hurley et al. (2005) et dans les revues citées ci-dessus. Nous appliquons ici la récente mise à jour de la méthodologie, décrite dans Holland (2014b), Amann et al. (2020a et b) et Schucht et al. (2020).

Les choix méthodologiques mis en œuvre dans ARP comprennent des fonctions exposition-réponse liant des niveaux d'exposition aux polluants à des impacts sanitaires spécifiques (cf. Tableau 22), ainsi que des indicateurs monétaires et leurs valeurs unitaires (cf. Tableau 23).

Les hypothèses sur l'évolution de la population française par classe d'âge, prises en compte dans le calcul des effets sanitaires, sont présentées dans le Tableau 20. Ces données sont issues des statistiques des Nations Unies : World population Prospects 2019 (https://population.un.org/wpp/). Etant donnée que les scénarios d'émissions von de juillet 2010 à juin 2011, nous quantifions et monétarisons les impacts sanitaires sur les deux années et présentent la moyenne. Pour cette raison, les données relatives à la population sont présentées pour les deux années.

Tableau 20 : Population en France en 2010 et 2011

Population (en milliers)									
Année	**>27 ans**	**15-64 ans**	**<15 ans**	**>14 ans**	**>64 ans**	**18-64 ans**	**Total population**	**>20 ans**	**5-14 ans**
2010	41 963	40 664	11 619	52 020	11 283	38 393	62 880	47 461	7 679
2011	42 280	40 622	11 661	52 298	11 618	38 343	63 194	47 728	7 730

Les données relatives à la mortalité sont issues des statistiques de l'OMS : WHO Mortality Database (https://www.who.int/data/data-collection-tools/who-mortality-database). Elles sont présentées dans le Tableau 21, également pour les deux années, 2010 et 2011.

Tableau 21 : Morts en France en 2010 et 2011

Morts (en milliers)				
Année	**Morts**	**Morts d'enfants (1 mois - 1 an)**	**Morts >30 ans**	**Espérance de vie**
2010	544	0.29	535	81
2011	551	0.28	542	81

Quantification des impacts sanitaires

Le Tableau 22 synthétise les indicateurs sanitaires pris en compte (entre parenthèses les classes d'âges de population pour lesquelles des fonctions concentration-réponse ont été développées et pour lesquelles les impacts sanitaires associés sont calculés), l'unité des impacts, le polluant à la source des impacts, les fonctions concentration-réponse utilisées et les sources bibliographiques des fonctions.

La quantification des effets sanitaires est spécifique aux classes d'âges pour lesquelles des fonctions exposition-réponse ont été développées sur la base d'études épidémiologiques. Certains indicateurs d'effets sanitaires sont calculés spécifiquement pour des populations plus fragiles, comme les enfants et les personnes âgées.

Les impacts sanitaires quantifiés dans cette étude sont des effets chroniques et aigus de l'exposition des populations aux concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$), en termes de morbidité et de mortalité. Des effets sont qualifiés comme « aigus » lorsqu'il s'agit d'effets dus aux variations d'expositions ambiantes de quelques jours (par exemple admissions à l'hôpital), et comme « chroniques » lorsqu'il

[13] http://www.externe.info/externe_d7/

s’agit d’effets dus aux variations d’expositions ambiantes de plus long terme, parfois durant toute la vie (par exemple mortalité). Les impacts sont quantifiés pour la France pour les indicateurs d’effets sanitaires indiqués dans le Tableau 22.

La mortalité chronique due à la pollution de l’air peut soit être exprimée en termes d’années de vie perdues (espérance de vie) soit en termes de morts prématurées. Comme c’est le cas dans les études au niveau européen (Holland et al., 2014a ; Amann et al., 2020 ; Schucht et al., 2020), les deux indicateurs alternatifs sont utilisés dans PolQA et les résultats présentés pour les deux. Les données relatives à l’incidence des indicateurs de morbidité (admissions à l’hôpital, taux de bronchite chronique etc.) sont issues de Holland (2014a).

En cohérence avec les recommandations de l’OMS, tous les types de particules sont traités comme s’ils avaient le même dégrée de nocivité, indépendamment de la source et de leur composition chimique. En effet, une quantification précise des effets de composants individuels des particules fines n’est pas possible en l’état actuel des connaissances (Miller et al., 2011 ; WHO, 2013).

Tableau 22 : Indicateurs d'impacts sanitaires avec leurs fonctions exposition-réponse et les sources bibliographiques

Indicateur sanitaire	Unité	Polluant	Fonction exposition-réponse	Source pour la fonction exposition-réponse
Mortalité chronique (tous les âges) (*)	Années de vie perdues	$PM_{2.5}$	1.062, 95% IC 1.040 à 1.083 par 10 µg.m-3	Hoek et al., 2013
Mortalité chronique (30 ans +)	Morts prématurées	$PM_{2.5}$	1.062, 95% IC 1.040 à 1.083 par 10 µg.m-3	
Mortalité d'enfants (0-1 an)	Morts prématurées	PM_{10}	1.04, 95% IC 1.02 à 1.07 par 10 µg.m-3	Woodruff et al., 1997
Bronchite chronique (27 ans +)	Cas	PM_{10}	1.117, 95% IC 1.040 à 1.189 par 10 µg.m-3	Abbey et al., 1995a, b, Schindler et al., 2009
Bronchite d'enfants (6 - 12 ans)	Nouveaux cas	PM_{10}	1.08, 95% IC 0.98 à 1.19 par 10 µg.m-3	Hoek et al., 2012
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires (tous les âges)	Cas	$PM_{2.5}$	1.019, 95% IC 0.9982 à 1.0402 par 10 µg.m-3	Etude APED, 2000-2009 (**)
Admissions à l'hôpital pour causes cardiaques (tous les âges)	Cas	$PM_{2.5}$	1.0091. 95% IC 1.0017 à 1.0166 par 10 µg.m-3	
Journées d'activité restreinte (tous les âges)	Journées	$PM_{2.5}$	1.047, 95% IC 1.042 à 1.053 par 10 µg.m-3	Ostro, 1987
Journées aux symptômes d'asthme (enfants 5 - 19 ans)	Journées	PM_{10}	1.028, 95% IC 1.006 à 1.051 par 10 µg.m-3	Weinmayr et al., 2010
Journées de travail perdues (15 - 64 ans)	Journées	$PM_{2.5}$	1.046, 95% IC 1.039 à 1.053 par 10 µg.m-3	Ostro, 1987

(*) Le calcul des années de vie perdues se base sur une analyse ayant pris en compte seulement la population au-dessus de 30 ans d'âge, mais les résultats ont été exprimés comme
Le calcul des années de vie perdues est basé sur une analyse qui n'a pris en compte que la population des plus de 30 ans, mais qui a exprimé le résultat sous la forme d'une variation des années de vie perdues par ug.m-3 répartie sur l'ensemble de la population.

(**) La référence vers l'étude APED désigne une série d'études européennes ayant eu lieu entre 2000 et 2009 (cf. Amann et al., 2020). Davantage de détails sont disponibles dans l'étude HRAPIE (WHO, 2013).

Monétarisation des impacts sanitaires

Concernant la monétarisation des impacts sanitaires, nous utilisons ici les valeurs recommandées suite à la revue de littérature menée dans Amann et al. (2020) et Schucht et al. (2019 et 2020). Les résultats sont présentés dans le Tableau 23.

Tableau 23 : Valeurs monétaires unitaires, en €$_{2019}$

Indicateur sanitaire	Valeur unitaire	Sources principales
Mortalité - valeur d'une vie statistique (VSL)	3,90 millions €	OECD (2012)
Mortalité - valeur d'une année de vie (VOLY)	101.43 €	Estimation médiane antérieure augmentée en relation avec l'augmentation de la valeur VSL afin de refléter OECD (2012)
Mortalité d'enfants (par mort)	5,86 millions €	Basé sur OECD (2012) (facteur 1,5 au-dessus de la valeur pour adultes)
Bronchite chronique (adultes, par cas)	68.38 €	Maca (2011), Holland (2014b)
Bronchite d'enfants (par cas)	384 €	Hunt et al. (2016)
Admissions à l'hôpital pour cause respiratoire (par cas)	5.10 €	Moyenne d'estimations disponibles, semblable à DCE (2018)
Admissions à l'hôpital pour cause cardiaque (par cas)	6.38 €	Moyenne d'estimations disponibles, semblable à DCE (2018)
Journées d'activité restreinte (par jour)	140 €	Hunt et al. (2016)
Journées de travail perdues (par jour)	166 €	Amann et al. (2017)
Symptômes d'asthme (enfants, par jour)	54 €	Holland (2014a), U.S. EPA (2011)

Concernant la mortalité chronique, l'indicateur des années de vie perdues est monétarisé par la valeur d'un VOLY (Value of Life Year = valeur d'une année de vie), l'indicateur des morts prématurées est monétarisé par la valeur d'un VSL (Value of Statistical Life = valeur d'une vie statistique). Le VSL est une estimation des coûts des dommages basée sur le montant que les gens sont prêts à payer pour une réduction de leur risque de mourir d'un problème de santé. Le VOLY est une estimation du coût des dommages basée sur la perte d'espérance de vie (exprimée en années potentielles de vie perdues). Cette mesure tient compte de l'âge auquel les décès surviennent.

Les valeurs monétaires pour les indicateurs des différents types de morbidité se basent sur différentes catégories de coûts, visant à fournir une estimation la plus complète possible de la valeur économique associée. L'évaluation des journées d'activité restreinte, par exemple, se base sur des estimations de consentement à payer, alors que la monétarisation des admissions à l'hôpital se base sur des estimations de consentement à payer mais inclut également les coûts du traitement médical et les pertes de productivité. Les admissions à l'hôpital sont donc évaluées par des coûts non marchands (consentement à payer) et par des coûts marchands (coûts des traitements médicaux et perte de productivité).
La valeur monétaire unitaire utilisée pour les coûts de l'absentéisme subis par les employeurs est indépendante de la raison de cet absentéisme, et les coûts de traitements sanitaires sont spécifiques au type de morbidité analysé mais non à son origine (pollution de l'air ou autres causes). Ces valeurs unitaires sont multipliées avec le nombre de cas annuels attribués à la pollution de l'air.

Dans la présentation des résultats (cf. chapitre 3.2.3) en termes de coûts sanitaires associés à un scénario ou en termes de coûts sanitaires évités (bénéfices) en passant du scénario de référence à un scénario de réduction des émissions, les coûts sanitaires seront agrégés sur les différents impacts

(indicateurs) sanitaires, mais en utilisant soit les années de vie, soit les morts prématurées comme indicateur pour la mortalité. Il est toujours indiqué si les dommages sanitaires sous-jacents reposent sur une évaluation de la mortalité à l'aide de VOLY ou de VSL. L'estimation la plus basse est celle qui utilise le VOLY, la plus élevée celle qui utilise le VSL.

Conclusions Analyse coûts-bénéfices

L'analyse coûts-bénéfices rassemble les informations issues de l'analyse des coûts (chapitre 3.2.3.1) et des bénéfices (chapitre 0) comme indiqué dans la Figure 42.

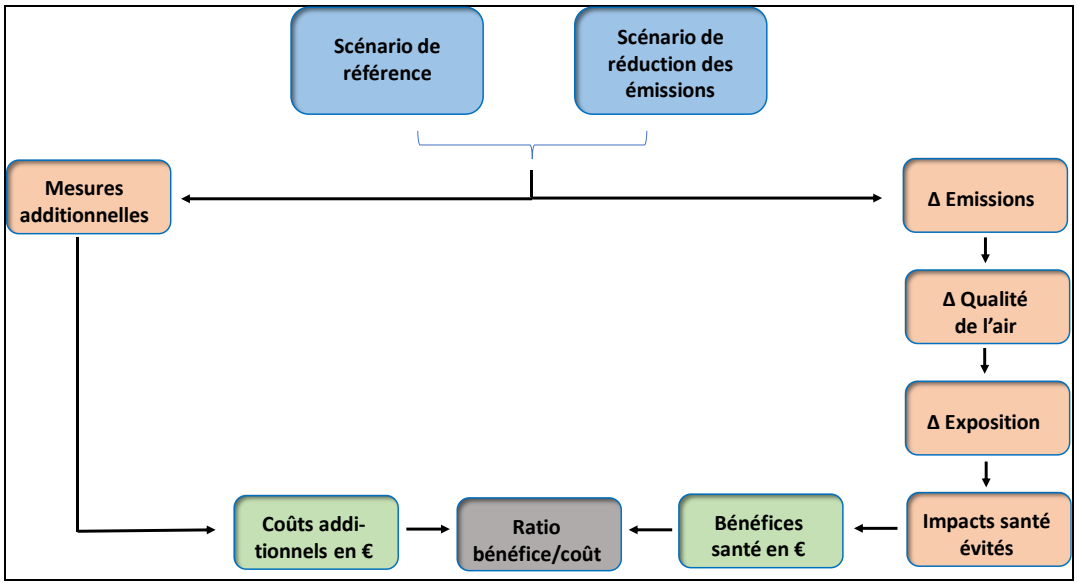


Figure 42 : Comparaison des coûts additionnels avec les bénéfices (effets sanitaires évités)

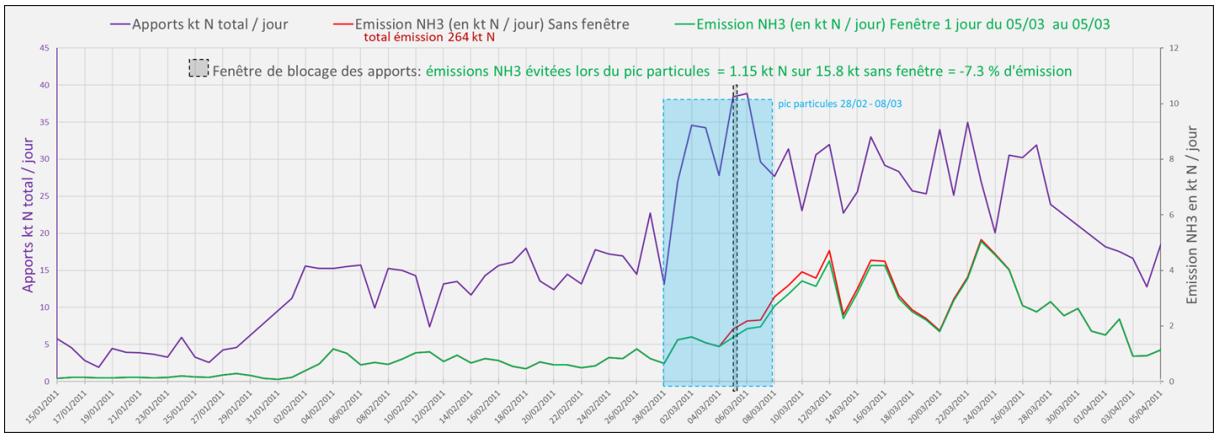
Les scénarios long terme étant quantifiés pour une année, nous estimons les coûts et les bénéfices des scénarios de réduction des émissions également pour une année. Les coûts et les bénéfices sont donc des valeurs annuelles. Les valeurs concernant les bénéfices sont exprimées en € de 2019, pour le calcul des coûts des mesures des fourchettes sur plusieurs années sont utilisées, sans référence précise à une année de prix. Pour le calcul des bénéfices sanitaires, les coûts unitaires par impact sanitaire estimés pour l'Union européenne et initialement exprimés en $€_{2005}$ ont été convertis en $€_{2019}$ par multiplication avec le coefficient 1.2758 issu des statistiques d'Eurostat sur l'indice des prix de la consommation harmonisés (IPCH)[14] pour l'UE27 & Royaume Uni.

L'analyse coût-bénéfice dans PolQA compare les coûts additionnels et les bénéfices (effets sanitaires évités) liés au passage du scénario de référence à un scénario de réduction des émissions. Les coûts additionnels se composent des coûts additionnels moins les gains additionnels en production valorisés par les prix). Les résultats de cette comparaison sont présentés en termes de bénéfices nets, calculés comme différence entre bénéfices et coûts additionnels. Dans une présentation en termes de bénéfices nets, plus le scénario est bénéfique pour la société, plus la valeur du bénéfice net est élevée.

[14] https://ec.europa.eu/eurostat/fr/web/hicp/data/database

ANNEXE 8 : Etudes d'impacts de fenêtres de suspension des épandages agricoles

(a)



(b)

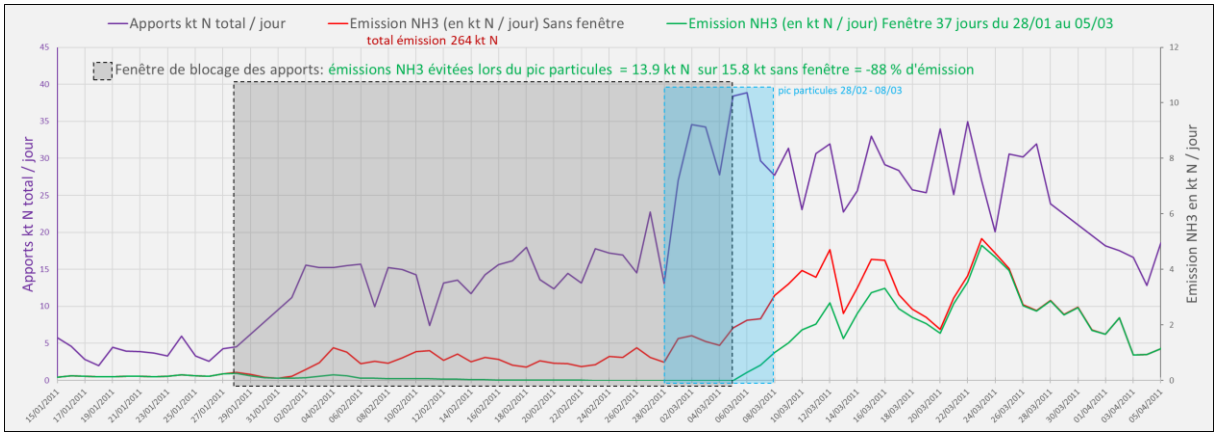


Figure 43 : représentation des apports d'azote pour le scénario de référence et des émissions d'ammoniac pour le scénario de référence et pour une suspension des fertilisation (a) d'une journée le 5 mars 2011 et (b) de 37 jours du 28 janvier au 5 mars 2011

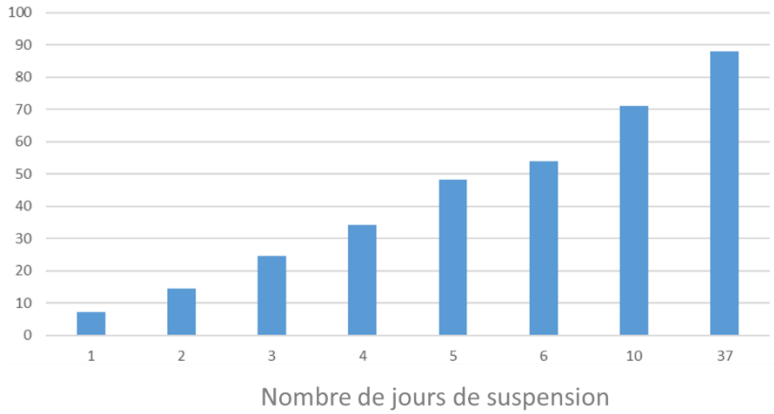


Figure 44 : pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac en fonction de la durée de la fenêtre de suspension, jusqu'au 5 mars 2011

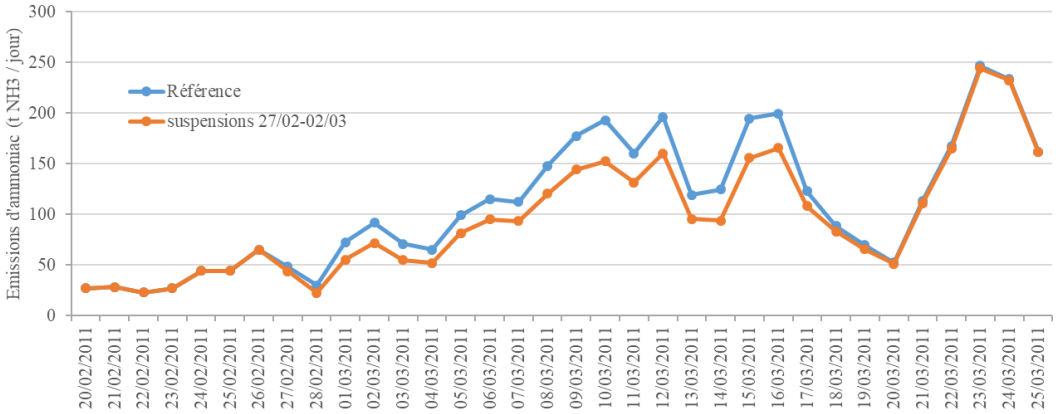


Figure 45 : représentation des émissions d'ammoniac pour le scénario de référence et pour une suspension des fertilisations de 4 jours du 27 février au 2 mars 2011 pour la région Ile de France

ANNEXE 9 : Compléments sur les impacts des mesures de suspensions d'épandage sur les émissions et concentrations d'ammoniac

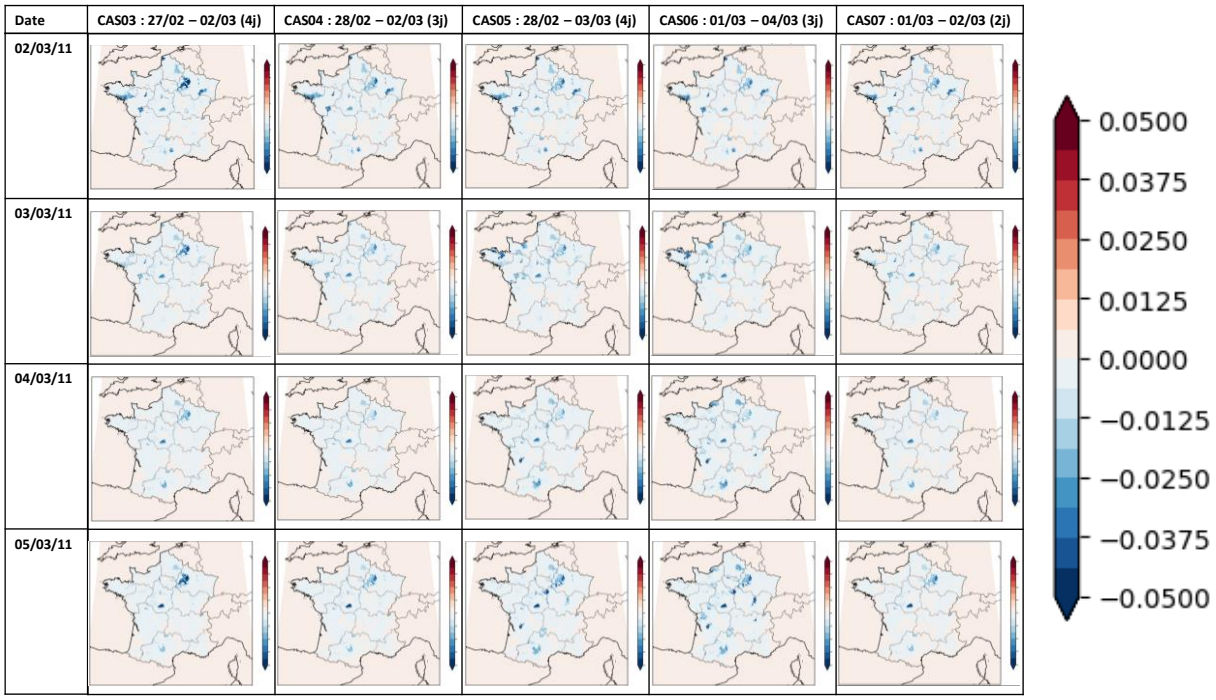


Figure 46 : Différences des émissions moyennes journalières des NH3 (en t/km²) des scénarios de suspensions par rapport au cas de référence (CAS02). Les impacts des différents scénarios sont représentés par dates du 2 au 5 mars pour les 5 CAS.

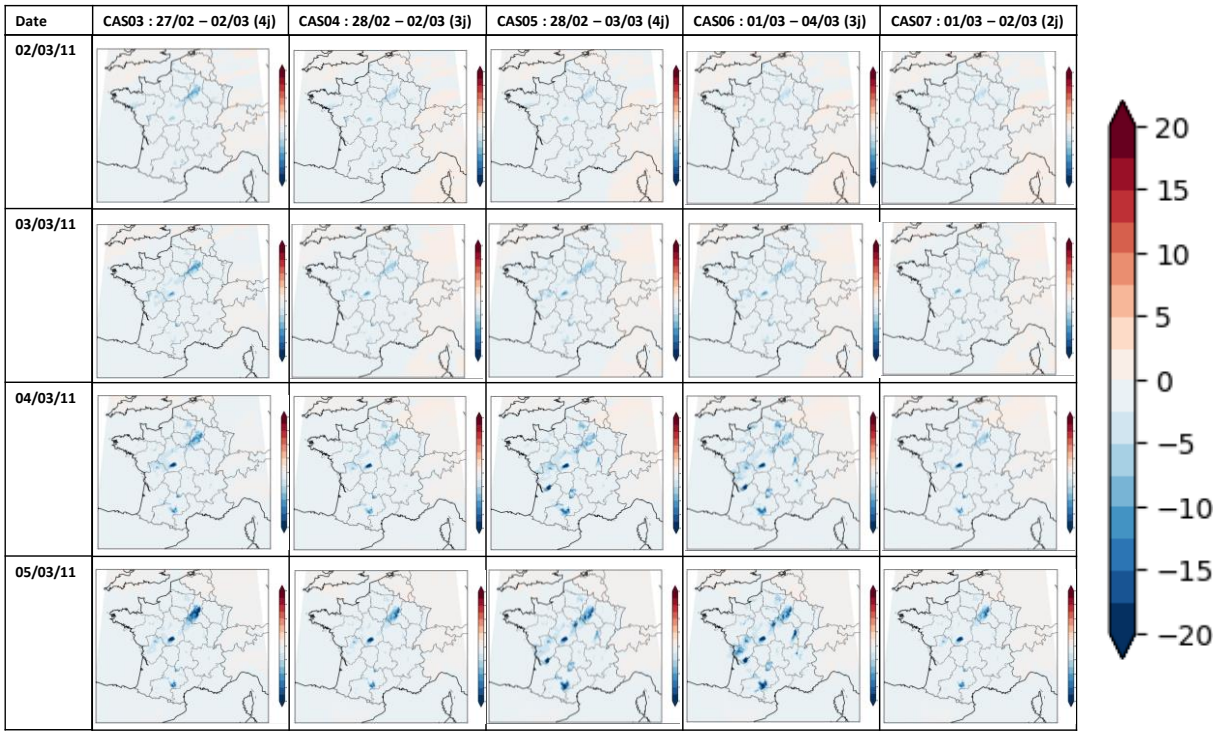


Figure 47 : Impacts sur les concentrations moyennes journalières des NH3 (en µg/m³) des scénarios de suspensions par rapport au cas de référence (CAS02). Les impacts des différents scénarios sont représentés par dates du 2 au 5 mars pour les 5 CAS.

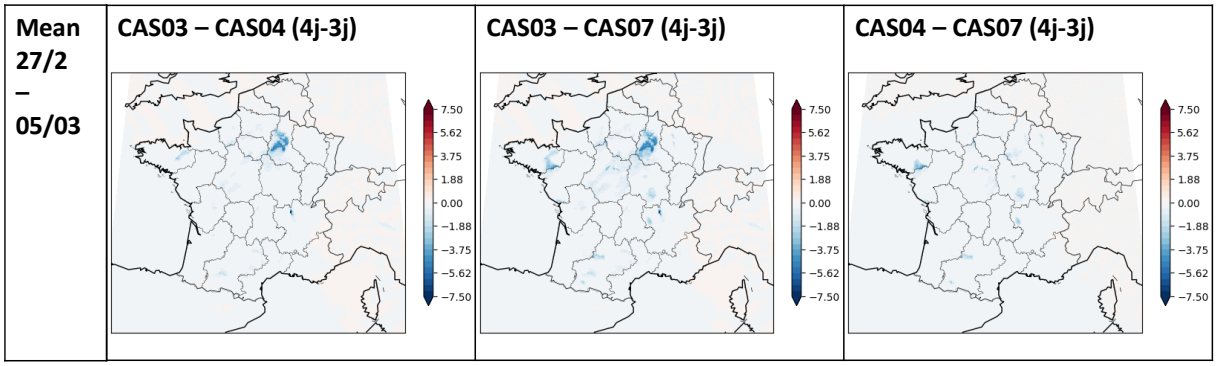


Figure 48 : Différence des concentrations moyennes de NH_3 (en µg/m³) sur la période du 27 février 2011 au 5 mars 2011 entre plusieurs scénarios avec des durées de suspension différentes.

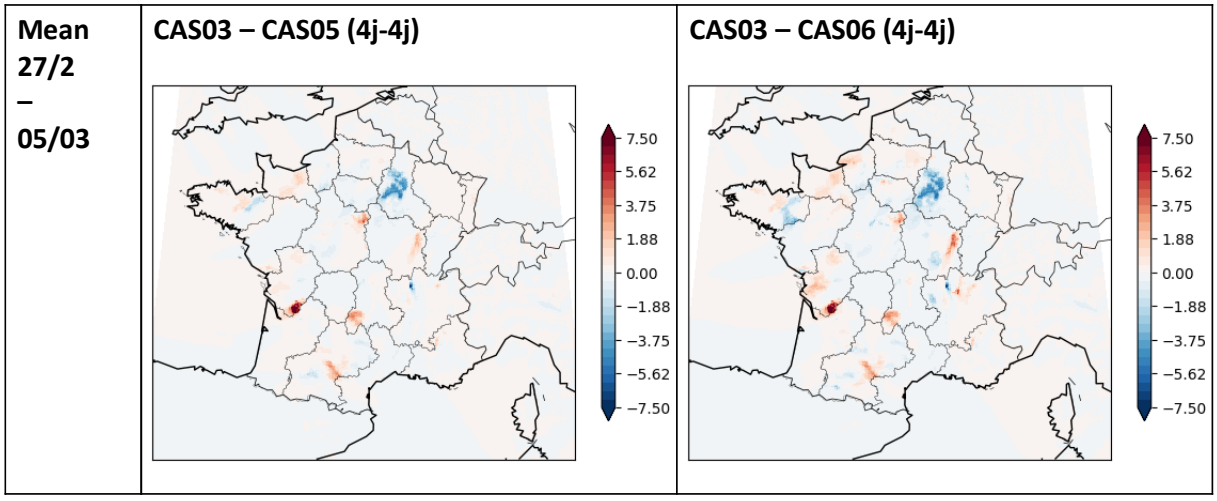


Figure 49: Différences de concentrations moyennes de NH_3 (en µg/m³) sur la période 27 février au 5 mars 2021 entre les 3 fenêtres de suspension de 4 jours.

Mean 27/2 – 05/03	CAS03 – CAS04 (4j-3j)	CAS03 – CAS07 (4j-3j)	CAS04 – CAS07 (4j-3j)

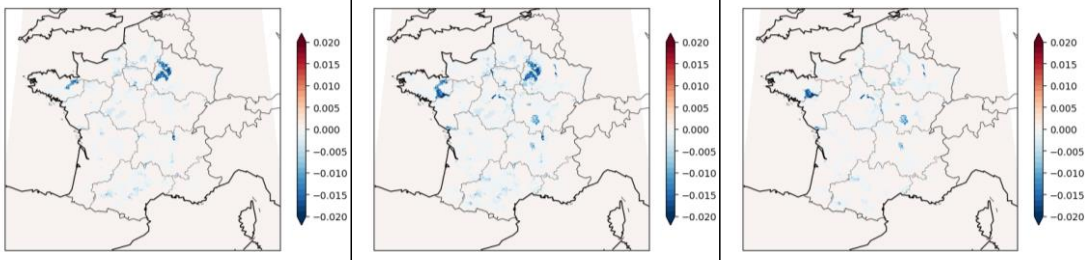


Figure 50 : Différence des émissions moyennes journalières de NH3 (en t/km²) sur la période du 27 février 2011 au 5 mars 2011 entre plusieurs scénarios avec des durées de suspension différentes.

Mean 27/2 – 05/03	CAS03 – CAS05 (4j-4j)	CAS03 – CAS06 (4j-4j)

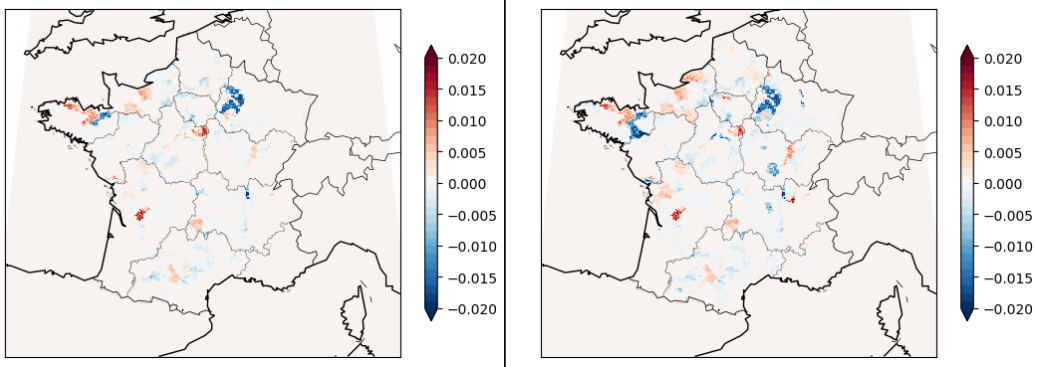
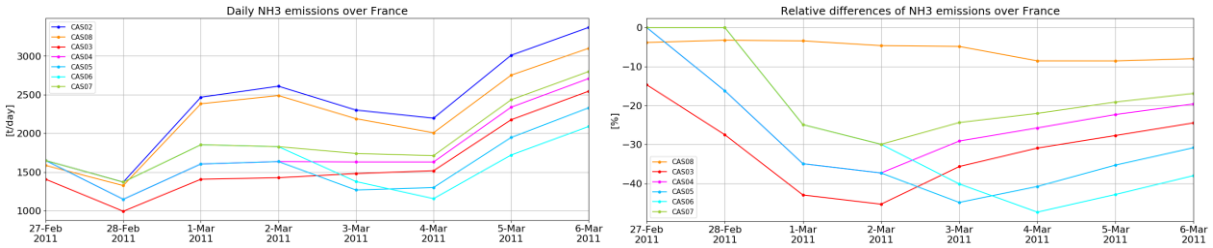
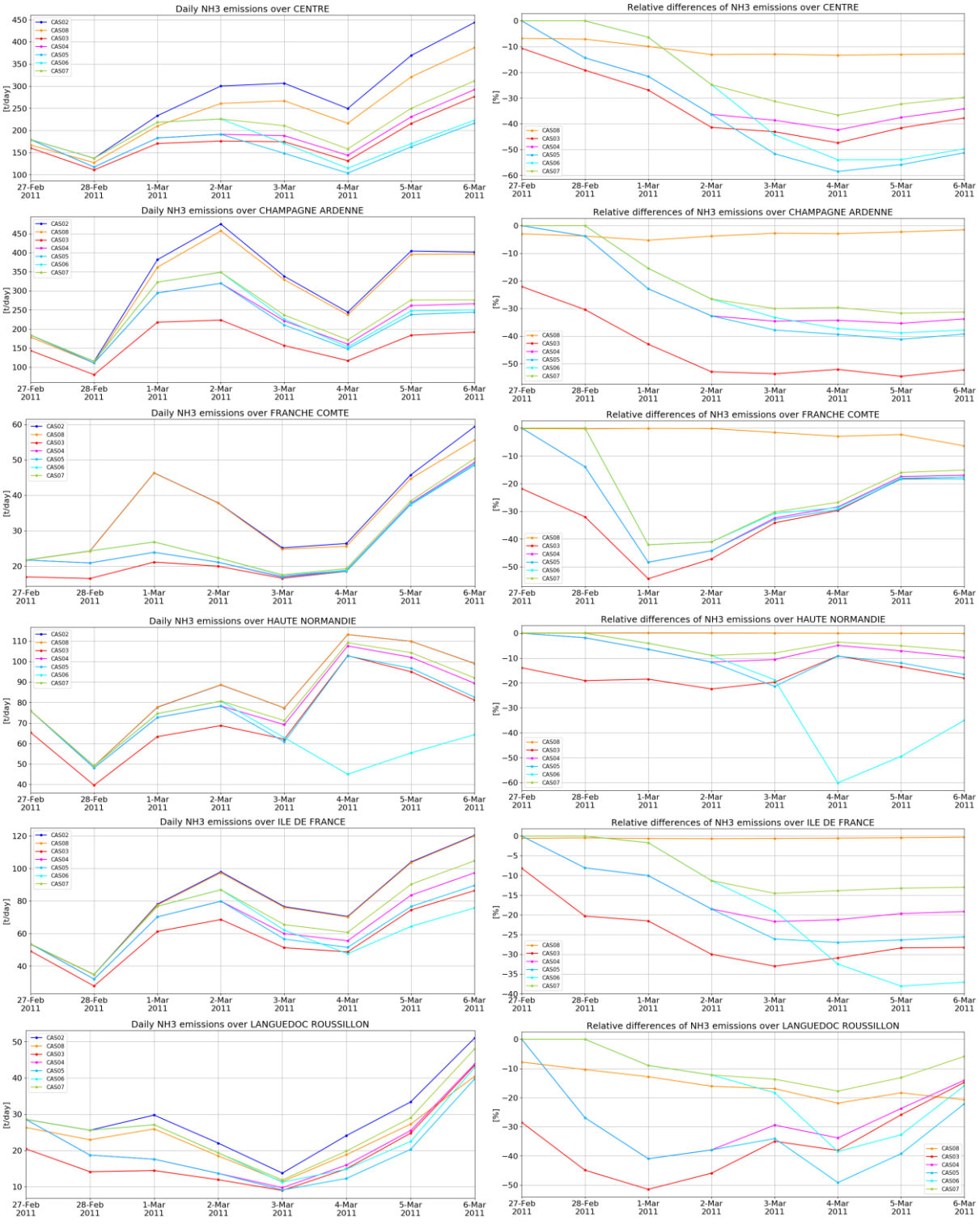


Figure 51: Différence des émissions moyennes journalières de NH3 (en t/km²) sur la période 27 février au 5 mars 2021 entre les 3 fenêtres de suspension de 4 jours.

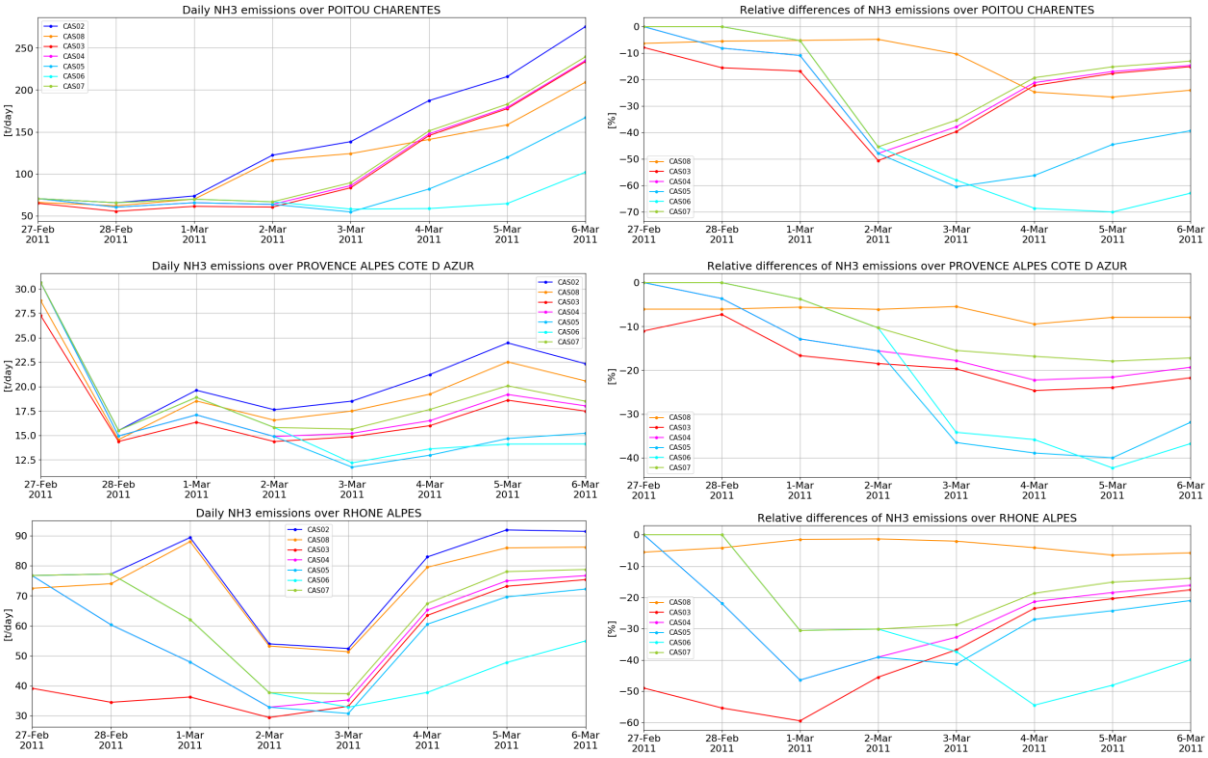
Les figures suivantes présentent les moyennes sur la France et les différentes régions des émissions journalières (en t/jour) de NH_3 (colonne de gauche) pour les différents scénarios de suspension de l'épandage présentés en 3.1.1.2 (CAS03 à CAS07), le scenario de REFERENCE (CAS02) et le scenario de remplacement de l'urée par de l'ammonitrate (CAS08) et différences relatives (en percentage) des CAS03-CASO8 par rapport au CAS02 (colonne de droite).



Daily NH3 emissions over ALSACE
Relative differences of NH3 emissions over ALSACE
Daily NH3 emissions over AQUITAINE
Relative differences of NH3 emissions over AQUITAINE
Daily NH3 emissions over AUVERGNE
Relative differences of NH3 emissions over AUVERGNE
Daily NH3 emissions over BASSE NORMANDIE
Relative differences of NH3 emissions over BASSE NORMANDIE
Daily NH3 emissions over BOURGOGNE
Relative differences of NH3 emissions over BOURGOGNE
Daily NH3 emissions over BRETAGNE
Relative differences of NH3 emissions over BRETAGNE
[t/day]
[%]
CAS02
CAS08
CAS03
CAS04
CAS05
CAS06
CAS07
27-Feb 2011
28-Feb 2011
1-Mar 2011
2-Mar 2011
3-Mar 2011
4-Mar 2011
5-Mar 2011
6-Mar 2011


Daily NH3 emissions over CENTRE
Relative differences of NH3 emissions over CENTRE
Daily NH3 emissions over CHAMPAGNE ARDENNE
Relative differences of NH3 emissions over CHAMPAGNE ARDENNE
Daily NH3 emissions over FRANCHE COMTE
Relative differences of NH3 emissions over FRANCHE COMTE
Daily NH3 emissions over HAUTE NORMANDIE
Relative differences of NH3 emissions over HAUTE NORMANDIE
Daily NH3 emissions over ILE DE FRANCE
Relative differences of NH3 emissions over ILE DE FRANCE
Daily NH3 emissions over LANGUEDOC ROUSSILLON
Relative differences of NH3 emissions over LANGUEDOC ROUSSILLON
[t/day]
[%]
CAS02
CAS08
CAS03
CAS04
CAS05
CAS06
CAS07
27-Feb 2011
28-Feb 2011
1-Mar 2011
2-Mar 2011
3-Mar 2011
4-Mar 2011
5-Mar 2011
6-Mar 2011

Daily NH3 emissions over LIMOUSIN
Relative differences of NH3 emissions over LIMOUSIN
Daily NH3 emissions over LORRAINE
Relative differences of NH3 emissions over LORRAINE
Daily NH3 emissions over MIDI PYRENEES
Relative differences of NH3 emissions over MIDI PYRENEES
Daily NH3 emissions over NORD PAS DE CALAIS
Relative differences of NH3 emissions over NORD PAS DE CALAIS
Daily NH3 emissions over PAYS DE LA LOIRE
Relative differences of NH3 emissions over PAYS DE LA LOIRE
Daily NH3 emissions over PICARDIE
Relative differences of NH3 emissions over PICARDIE
[t/day]
[%]
CAS02
CAS08
CAS03
CAS04
CAS05
CAS06
CAS07
27-Feb 2011
28-Feb 2011
1-Mar 2011
2-Mar 2011
3-Mar 2011
4-Mar 2011
5-Mar 2011
6-Mar 2011


Daily NH3 emissions over POITOU CHARENTES
Relative differences of NH3 emissions over POITOU CHARENTES
Daily NH3 emissions over PROVENCE ALPES COTE D AZUR
Relative differences of NH3 emissions over PROVENCE ALPES COTE D AZUR
Daily NH3 emissions over RHONE ALPES
Relative differences of NH3 emissions over RHONE ALPES
[t/day]
[%]
CAS02
CAS08
CAS03
CAS04
CAS05
CAS06
CAS07
27-Feb 2011
28-Feb 2011
1-Mar 2011
2-Mar 2011
3-Mar 2011
4-Mar 2011
5-Mar 2011
6-Mar 2011

ANNEXE 10: Complément sur les moyennes mensuelles de gratio

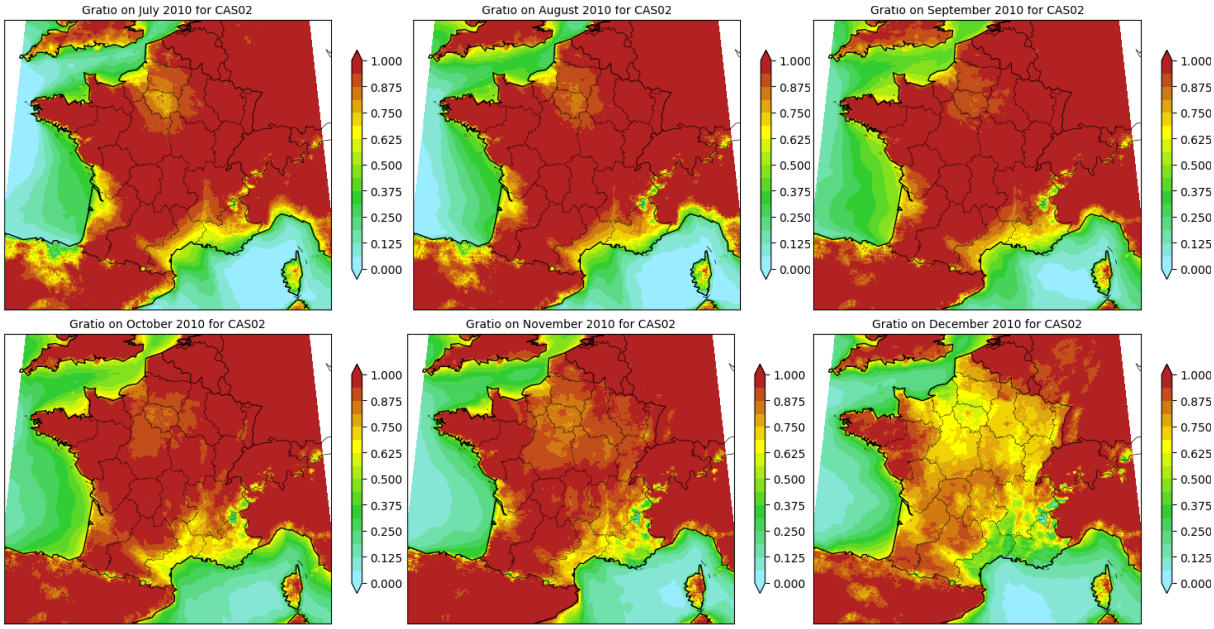


Figure 52 : Moyennes mensuelles du Gratio pour CAS02 pour les mois de juillet à décembre.

ANNEXE 11 : Taux d'abattement de la substitution de l'urée par l'ammonitrate (Valeurs Guide EMEP, 2020)

Climat	Froid		Tempéré		Chaud		Médiane des 6 valeurs
Sol	pH <7	pH > 7	pH <7	pH > 7	pH <7	pH > 7	
Facteurs d'émission EMEP (2019)							
AN	15	32	16	33	20	41	26
U	155	164	159	168	198	201	176
Abattement de la volatilisation d'ammoniac dû la substitution de U par AN avec les facteurs d'émission EMEP							
Substitution de 100%	90%	80%	90%	80%	90%	80%	84%
Substitution de 60%	54%	48%	54%	48%	54%	48%	51%

Tableau 24 : calcul du taux d'abattement de la substitution de l'urée par de l'ammonitrate avec les facteurs d'émission du Guide EMEP (EMEP, 2020)

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

ADEME
AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE

L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique -, nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols… - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

EXPERTISES

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

ADEME
AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE

EXPERTISES

POLITIQUES D'AMELIORATION DE LA QUALITE DE L'AIR GRACE AUX PRATIQUES AGRICOLES (POLQA)

POLQA a bâti une méthode de définition de scénarios d'émissions agricoles et d'appréciation de leurs impacts sur la qualité de l'air. Cette organisation s'appuie sur les expertises de plusieurs organismes qui apportent leur excellence en matière d'émission agricole (INRAE), de modélisation de la qualité de l'air (INERIS), d'analyse des couts et des bénéfices (CITEPA/INERIS) et de la productivité agricole (Arvalis).

Ensemble, nous avons estimé les effets de plusieurs mesures de réductions des émissions liés aux activités d'épandage agricole sur la qualité de l'air.

Si de telles mesures sont perceptibles sur les niveaux de concentrations en particules, les résultats montrent la nécessité d'établir des mesures ambitieuses pour significativement réduire le rôle de l'agriculture dans les teneurs élevées en particules, notamment celles rencontrées lors des périodes de fertilisations intensives de la fin de l'hiver et du début de printemps.