

OZONE TROPOSPHERIQUE

Etat des connaissances et sensibilité de réductions des émissions de précurseurs et des secteurs d'activités sur les concentrations d'ozone

Année 2020

Diffusion : Juillet 2020

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



Conditions de diffusion

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

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

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

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

A ce titre, les rapports d'études sont librement disponibles sur le site www.atmo-auvergnerhonealpes.fr.

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

Toute utilisation partielle ou totale de ce document (extrait de texte, graphiques, tableaux, ...) doit faire référence à l'observatoire dans les termes suivants : © Atmo Auvergne-Rhône-Alpes - Ozone troposphérique : état des connaissances et sensibilité de réductions des émissions de précurseurs et des secteurs d'activités sur les concentrations d'ozone.

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

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

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

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

Financement

Cette étude d'amélioration de connaissances a été rendue possible grâce à une aide financière de la DREAL Auvergne-Rhône-Alpes, contribuant à hauteur de 40 % du coût prévisionnel de l'étude.

Elle s'appuie par ailleurs sur les données générales de l'observatoire, financé par l'ensemble des membres d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

Remerciements

Le travail mené dans le cadre de cette étude est le résultat d'un étroit travail collectif entre Alain CLAPPIER (professeur en climatologie, qualité de l'air et conception de stratégies énergétiques à l'Université de Strasbourg, LIVE - Laboratoire Image Ville Environnement) et Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, notamment dans la partie 3 faisant intervenir de multiples scénarios joués par la chaîne de modélisation d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes adresse ses très sincères remerciements à Alain CLAPPIER pour avoir soutenu les équipes durant plusieurs mois, pour l'apport de son expertise et pour ses avis éclairés.

Sommaire

1- Contexte – Nécessité d'une amélioration des connaissances	5
a. Une dégradation progressive de la qualité de l'air en ozone sur la région	5
b. Des questionnements nécessitant un bilan des connaissances	5
2- Etat des connaissances sur l'ozone troposphérique en région	6
a. Recensement des données scientifiques et techniques à disposition	6
a.1. La formation de l'ozone	6
a.2. Les régimes chimiques qui influencent la production de l'ozone	8
a.3. La contribution des COV à la formation de l'ozone	10
a.4. Les impacts de concentrations d'ozone trop importants	11
b. Spécificités régionales de la région Auvergne-Rhône-Alpes	13
b.1. Cadastrage des émissions des précurseurs et évolution prévue	13
b.2. Etat de la surveillance et évolution des niveaux observés	21
3- Identification des leviers possibles et conditions de réduction des précurseurs d'ozone	29
a. Système de modélisation d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes	30
b. Configuration de calcul et description des différents scénarii	31
c. Validation par comparaison modèle et mesure - scénario de base	32
c.1. Mesures utilisées pour la validation statistique	32
c.2. Evaluation statistique générale	33
c.3. Evaluation par dichotomie	42
c.4. Comportement dynamique du modèle	44
c.5. Conclusion générale sur la validation du modèle	47
d. Contributions des émissions biogéniques, anthropiques à la formation de l'ozone et des masses d'air transfrontalière d'ozone	47
d.1. Décomposition des contributions	47
d.2. Analyse des contributions moyennes à l'intérieur de la région Auvergne-Rhône-Alpes	48
d.3. Contributions par zones	52
e. Réduction des émissions à 35% des composés NOx et COV	55
e.1. Décomposition des contributions de réduction à 35%	55
e.2. Contribution moyenne sur la région Auvergne-Rhône-Alpes	55
e.3. Contribution par zone	58
f. Analyse des régimes chimiques	61
f.1. Décomposition théorique	61
f.2. Régime chimique moyen sur la région Auvergne-Rhône-Alpes	61
f.3. Régime chimique par zone	63
g. Etude de sensibilité par secteur d'activité et par territoire en période estivale	65
4- Conclusions	67

1-Contexte – Nécessité d’une amélioration des connaissances

a. Une dégradation progressive de la qualité de l’air en ozone sur la région

L’ozone est le seul parmi les polluants réglementés sur le plan européen par les directives 2004/107/CE et 2008/50/CE qui voit ses concentrations augmenter dans les dernières années pour la région Auvergne-Rhône-Alpes, mais aussi dans d’autres régions françaises. Les valeurs cible pour la santé comme pour la végétation ne sont pas respectées, la moyenne régionale est en augmentation et depuis 5 ans, les épisodes estivaux de pollution photochimique sont en recrudescence alors qu’ils avaient décliné après la mise en place des plans de réduction d’émissions de COV industriels notamment.

Le rapport préalable à la mise en place du PREPA¹ avait mis en garde sur la probable survenue de ce phénomène. Par ailleurs l’INERIS a réalisé en 2015 une étude pour l’Agence Européenne de l’Environnement, visant à déterminer l’ampleur de l’impact du changement climatique sur la pollution à l’ozone², en s’appuyant sur tous les travaux réalisés depuis 2005 dans ce domaine. Les résultats confirment que le changement climatique aura un effet pénalisant sur la pollution à l’ozone pour une grande partie de l’Europe continentale, avec une augmentation prévisionnelle des concentrations d’ozone en été de l’ordre de 2 à 3 µg/m³ en moyenne.

b. Des questionnements nécessitant un bilan des connaissances

Les plans d’actions sur la qualité de l’air mis en place dans les dix dernières années ont été axés essentiellement sur la réduction des concentrations sur les particules PM₁₀ et le NO₂. L’accent n’a pas été mis sur le sujet ozone par les instances sanitaires, au regard de l’impact connu sur la mortalité, la priorité étant mise sur les particules. Par ailleurs, les impacts sur la biodiversité et l’économie sont peu documentés bien que connus sur le rendement des cultures.

L’Etat et les collectivités territoriales se sont dotés à cet effet de nombreux outils visant à lutter contre la pollution atmosphérique. Il existe donc des leviers pour réduire les émissions de polluants, dont certains précurseurs de l’ozone et de la pollution photochimique comme les NO_x ou les COV. Néanmoins, la chimie de l’ozone est complexe, faisant intervenir des phénomènes non linéaires. La diminution d’un précurseur de l’ozone n’a donc pas un effet corrélé sur la diminution de l’ozone si les équilibres avec les autres paramètres ne sont pas respectés, sa concentration pouvant même dans certaines conditions être augmentée. Par ailleurs, l’intensité du rayonnement ultraviolet jouant un rôle majeur dans les processus photochimiques, certaines parties de la région (zone de montagne et au sud) sont plus particulièrement exposées. A ce stade du déploiement des plans d’action nationaux comme locaux, il convient donc de s’interroger sur l’impact des actions qui pourront être déployées sur le court terme (épisodes pollués), moyen terme (PPA, PCAET, SRADDET), voire long terme (transition énergétique) sur l’ozone, afin de ne pas dégrader les performances des plans d’actions sur ce paramètre.

A noter que la problématique de l’ozone est clairement ressortie lors du bilan qualité de l’air réalisé lors de l’évaluation des PPA de l’agglomération lyonnaise et de la région grenobloise. Lors de la phase de révision, ce polluant devra faire l’objet de réflexions particulières pour être intégré de manière satisfaisante dans les prochains PPA révisés. Il devient indispensable de faire un point régional sur l’état des connaissances sur le sujet, pointer les manques de connaissances des précurseurs ou de modélisation pour mieux maîtriser les

¹ https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Evaluation_ex_ante_du_PREPA%5B1%5D.pdf (pages 35 et 36)

² Is the ozone climate penalty robust in Europe ? <https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-01862932/document>

processus physico-chimiques désormais en jeu dans la formation de l'ozone et identifier les conditions de mise en œuvre d'actions sur les précurseurs pour un double bénéfice sur la qualité de l'air.

Ces éléments de contexte révèlent l'intérêt d'élaborer une étude afin d'améliorer les connaissances concernant l'ozone, les conditions de sa formation et par conséquent les paramètres permettant de limiter son évolution.

A cette fin, l'étude comportera deux phases :

- Analyse bibliographique et scientifique sur l'état des connaissances sur l'ozone et le diagnostic qui peut en être dressé pour notre région Auvergne-Rhône-Alpes,
- Sensibilité du système global à l'abatement d'émissions de précurseurs détaillées par secteurs d'activité et par typologies de territoire, en vue d'identifier, dans une suite des travaux, des leviers d'actions possibles sur les périmètres locaux et régionaux compte-tenu des équilibres à respecter, à court et moyen terme.

L'objectif est d'apporter un état des connaissances aux autorités en charge de la mise en place des plans locaux et régionaux à court et moyen terme ayant un impact sur la qualité de l'air.

2- Etat des connaissances sur l'ozone troposphérique en région

a. Recensement des données scientifiques et techniques à disposition

a.1. La formation de l'ozone

Le système chimique O₃/NO_x/COV

L'ozone (O₃) n'est pas directement émis par des sources de pollution mais est produit chimiquement dans l'atmosphère. Il est qualifié d'espèce secondaire. C'est une espèce relativement stable. Le temps de vie de l'ozone dans la troposphère dépend des concentrations de ses précurseurs, de la température et de l'ensoleillement. En situation estivale, son temps de vie chimique est de l'ordre de une à quelques semaines, il est de quelques mois en situation hivernale.

L'oxydation photochimique des composés organiques volatils (COV) en présence d'oxydes d'azote (NO_x) est une source majeure d'ozone, aussi bien aux échelles locales et régionales qu'à l'échelle globale. Ces deux familles de composés constituent donc les précurseurs chimiques de l'ozone. La production d'ozone et de façon plus générale la pollution photo-oxydante, sont gouvernées par les NO_x, les COV et les radicaux HO_x.

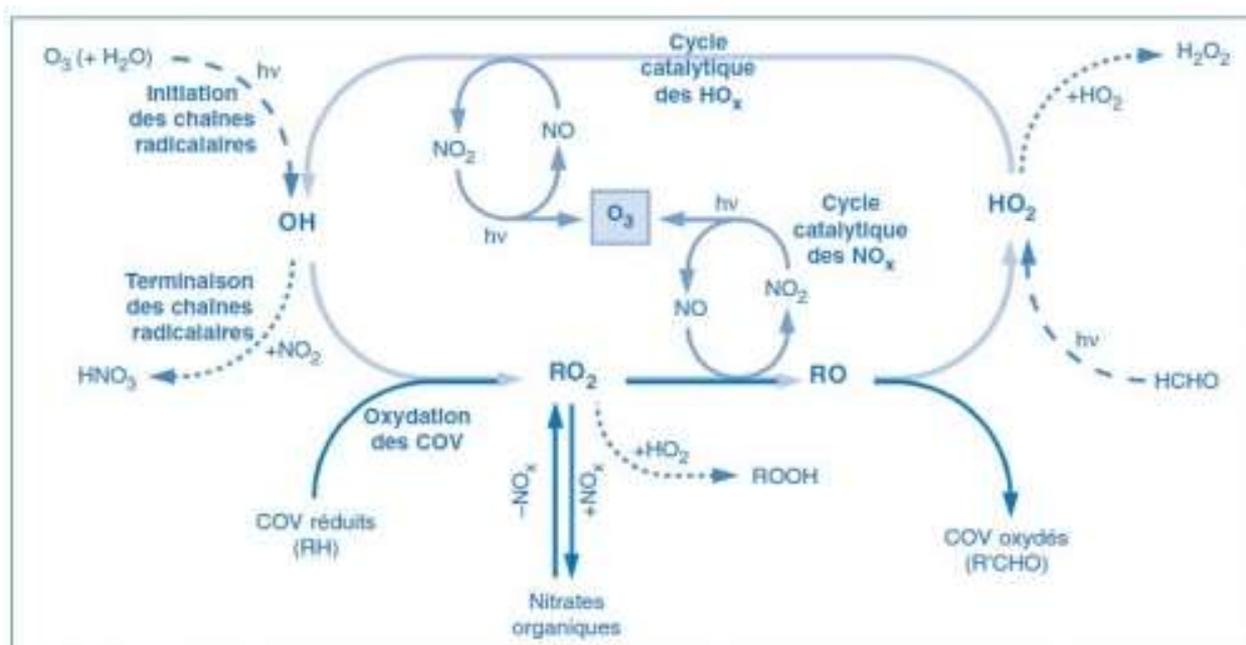


Figure 1 : Représentation schématique des principaux mécanismes impliqués dans la formation d'ozone troposphérique.

Les NOx

Cette famille regroupe deux espèces : NO et NO_2 . Ce sont les NO_x qui, au travers d'un cycle catalytique (Figure 1), sont responsables d'une production nette d'ozone. Les NO_x sont émis principalement sous la forme de NO lorsqu'une source suffisamment énergétique (combustion, éclair) permet la rupture des liaisons chimiques de l'azote N_2 ou par libération de l'azote présent dans les combustibles. À l'échelle globale, les émissions anthropiques de NO_x dominent les sources naturelles. L'origine anthropique des NO_x est pour l'essentiel liée à la combustion de fuel fossile et de la biomasse. Les NO_x sont éliminés de la troposphère par oxydation en acide nitrique (HNO_3). Le temps de vie chimique des NO_x est typiquement de l'ordre de la journée. La forte hétérogénéité spatiale des sources combinée au temps de vie relativement court des NO_x induit une très forte variabilité de leurs concentrations dans la troposphère.

Les composés organiques volatils (COV)

Cette famille regroupe une très grande diversité de composés (typiquement plusieurs centaines d'espèces). Selon la directive 1999/13/CE du Conseil européen du 11 mars 1999, est COV « tout composé organique contenant au moins l'élément carbone et un ou plusieurs des éléments suivants : hydrogène, halogènes, oxygène, soufre, phosphore, silicium ou azote, à l'exception des oxydes de carbone et des carbonates et bicarbonates inorganiques) ayant une pression de vapeur de 0,01 kPa ou plus à une température de 293,15 K.

Les COV sont principalement des hydrocarbures d'origine primaire, liés aux activités biogéniques et anthropogéniques et en proportion évidemment dépendante du milieu considéré. À l'échelle globale, environ 90 % des hydrocarbures émis dans la troposphère proviennent de sources naturelles. Les COV sont à l'origine de la production des radicaux peroxy (RO_2), formés lors de leur chaîne d'oxydation (Figure 1). Cette oxydation atmosphérique de la matière organique en CO_2 est progressive et implique une multitude de composés organiques intermédiaires (carbonyles, alcools, nitrates...). À l'origine primaire des COV, s'ajoute donc une source secondaire directement liée aux processus d'oxydation atmosphérique. Les COV ont un temps de vie très variable, allant de quelques heures pour les espèces les plus réactives (par exemple, l'isoprène émis par la végétation) à plusieurs années (par exemple, le méthane) pour les COV les moins réactifs.

Les HOx

Cette famille regroupe les radicaux OH, HO₂ et l'ensemble des radicaux peroxyes organiques (RO₂). Le radical OH est l'oxydant majeur de l'atmosphère et contrôle directement le temps de vie des COV et des NOx. Les radicaux peroxyes (HO₂, RO₂) assurent la conversion de NO en NO₂ et sont donc responsables de la production et de la destruction d'ozone (Figure 1). Les HOx constituent en pratique le moteur chimique : il s'agit d'espèces extrêmement réactives (tout particulièrement OH), présentes en quantité d'ultra-trace et associées à des temps de vie de l'ordre de la seconde. Ces espèces sont imbriquées dans un cycle d'interconversion (Figure 1) et donnent naissance à des mécanismes d'oxydation radicalaire en chaîne longue. Les HOx sont dans un état d'équilibre dynamique, les concentrations d'équilibre étant régies par le rapport entre l'efficacité de leurs réactions sources (réactions d'initiation) et l'efficacité de leurs réactions puits (réactions de terminaison). Les sources de HOx sont principalement photochimiques (réactions de photolyse) ; les mécanismes associés à la production d'ozone sont donc essentiellement des processus diurnes.

a.2. Les régimes chimiques qui influencent la production de l'ozone

Parmi l'ensemble des facteurs conditionnant la production d'ozone, la charge en NOx du milieu considéré joue un rôle particulièrement déterminant. La figure 2 présente le profil type de la vitesse de formation d'ozone en fonction de la concentration en NOx. La charge en NOx dépendant étroitement du milieu considéré, l'échelle en NOx peut aisément être substituée par une échelle fonction de la situation environnementale (Figure 2). Deux régimes chimiques peuvent être distingués, la zone de transition entre ces deux domaines se situant autour d'une concentration de NOx de l'ordre de quelques ppb. Cette zone de transition délimite un premier domaine où la vitesse de production d'ozone augmente avec le contenu en NOx, d'un second domaine où, à l'inverse, la vitesse de production d'ozone diminue lorsque le contenu en NOx augmente. Ces deux domaines sont respectivement qualifiés de « régime limité en NOx » et de « régime saturé en NOx » (le terme de « régime limité par les COV » s'emploie également couramment pour désigner le second régime, bien que la concentration en COV ne soit jamais en quantité suffisamment faible pour véritablement « limiter » la production d'ozone).

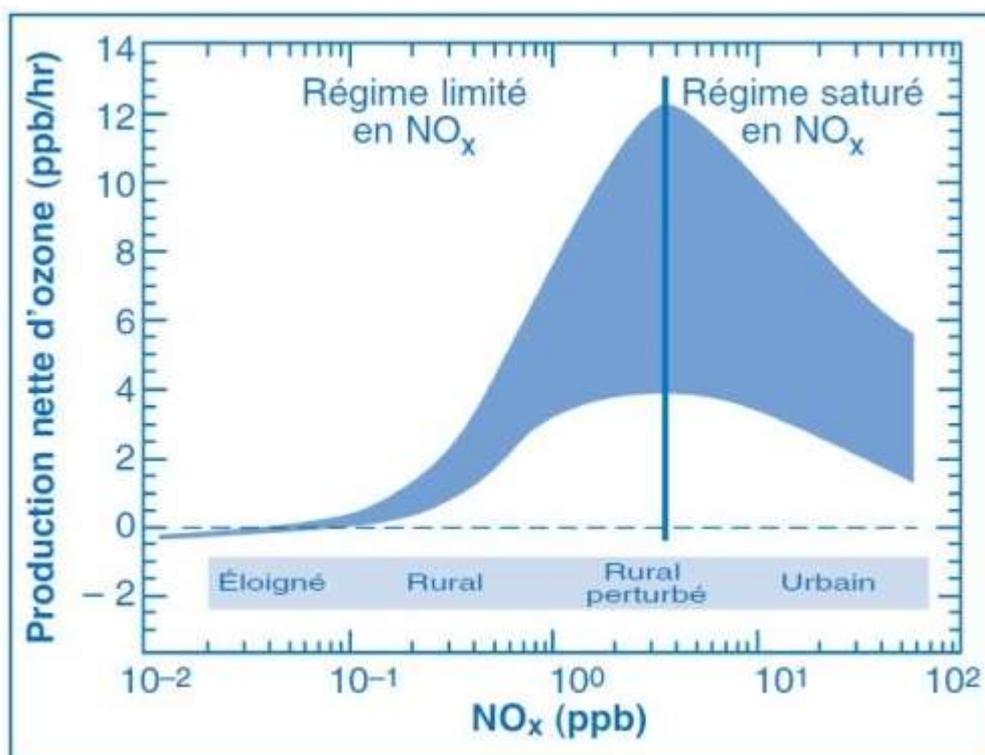


Figure 2 : Profil type de la vitesse de production d'ozone en fonction de la quantité de NOx. Pour une concentration de NOx donnée, les vitesses de production d'O₃ varient significativement (dépendance aux concentrations de COV en particulier).

Représentation « isopleth »

En matière de pollution photochimique, il convient de rechercher des stratégies optimisées visant à réduire les niveaux de concentration par diminution des émissions de précurseurs (COV, NO_x). Ce type de stratégie est couramment développé sur la base de diagrammes isopleth.

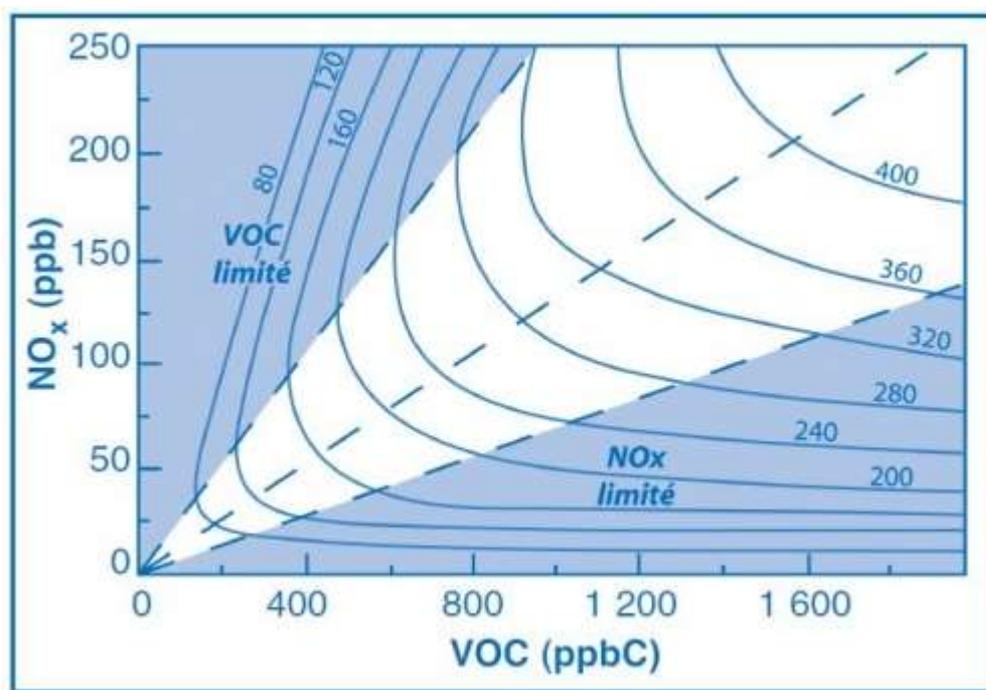


Figure 3 : Profil caractéristique des diagrammes isopleth

La méthode repose sur l'évaluation des concentrations journalières maximales d'ozone pour une zone déterminée en fonction de réductions appliquées aux émissions de COV et de NO_x sur l'ensemble du domaine considéré. Ces maxima d'ozone sont reportés dans un diagramme NO_x-COV par niveau d'iso-concentration (appelé diagramme « isopleth »). La figure 3 présente un diagramme isopleth type. Comme précédemment, ce diagramme met en évidence l'existence de deux régimes. Pour des niveaux riches en NO_x et pauvres en COV (domaine situé en haut à gauche du diagramme), une diminution des niveaux de NO_x (à niveau constant en COV) induit une augmentation du maximum de concentration d'ozone. Ce régime est désigné comme « limité par les COV » (il s'apparente au régime saturé en NO_x). À l'inverse, pour des niveaux pauvres en NO_x et riches en COV (domaine situé en bas à droite du diagramme), une perturbation identique (diminution des NO_x à COV constant) induit une diminution du maximum d'ozone. Ce régime correspond au régime limité par les NO_x. Il se caractérise également par une faible sensibilité du maximum d'ozone aux sources de COV. Ainsi, la position d'une zone déterminée dans le système d'axe COV-NO_x indique en théorie la stratégie à adopter pour réduire la pollution par l'ozone (réduction des émissions de COV et de NO_x pour un point de référence situé respectivement dans le régime limité par les COV et le régime limité par les NO_x, réduction simultanée des émissions de COV et de NO_x pour un point de référence situé dans la zone de transition entre ces deux régimes).

Conclusion

La production d'ozone est étroitement liée à l'évolution du système COV/NO_x/HO_x. Parmi l'ensemble des facteurs conditionnant cette production, la charge en NO_x du milieu considéré est particulièrement déterminante. Elle conditionne la sensibilité de la production d'ozone aux différents paramètres physiques et chimiques. Une zone de transition aux alentours d'une concentration de NO_x de quelques ppb délimite un premier régime chimique où la production d'ozone est fortement sensible au rapport de concentration COV/NO_x, à la spéciation des COV et à l'ensoleillement et un second régime où la production d'ozone est particulièrement dépendante de la concentration en NO_x et du bilan de l'azote réactif. Ces régimes chimiques

permettent d'interpréter l'allure des courbes isopleth à partir desquelles sont discutées les stratégies environnementales visant à réduire les concentrations d'ozone.

a.3. La contribution des COV à la formation de l'ozone

Tous les COVNM n'ont pas la même réactivité dans l'atmosphère. La notion de "réactivité photochimique" a été construite pour donner une image du pouvoir de production d'ozone de chaque COVNM. Plus celle-ci est élevée, plus le COVNM participe aux mécanismes, mais la relation est loin d'être linéaire.

Une méthode récente pour caractériser la réactivité photochimique, est basée sur l'estimation de la contribution réelle de chaque COVNM à la formation d'ozone dans une zone géographique déterminée, en prenant en compte les caractéristiques du milieu réactionnel (composition de l'air ambiant, caractéristiques des émissions). Cette méthode, extrêmement complexe, repose sur l'utilisation des modèles de chimie atmosphérique très sophistiqués.

Le Potentiel de Création de l'Ozone Photochimique d'un COVNM, PCOP [ou POCP en anglais] a été développé en utilisant un modèle photochimique. Le modèle a été utilisé pour trois trajectoires supposées représentatives de situations générales en Europe lors d'épisodes de pollution photochimique mais ne représentent pas un épisode particulier de pollution.

Les contributions de chacun des COVNM initiaux dans la formation d'ozone sont obtenues en faisant tourner le modèle sur chaque trajectoire (une fois avec l'ensemble des composés et au tant de fois que de COV à étudier avec l'ensemble des COVNM sauf l'un d'entre eux dont l'émission est considérée comme nulle). Il ressort notamment que l'éthylène est un composé très actif dans les processus photochimiques. Dans l'environnement, il est l'un des COVNM dont les concentrations commencent à être bien connues et sont parmi les plus fortes.

Il sert de COVNM de référence. Son indice PCOP est fixé à 100.

Le PCOP d'un composé i est défini par la formule suivante :

$$\text{PCOP}_i = \frac{\text{Evolution de la concentration d'ozone avec le COVNM}_i}{\text{Evolution de la concentration d'ozone avec l'éthylène}} \times 100$$

Echelle de classification :

Pouvoir élevé : PCOP > 80

Pouvoir moyen : PCOP 40 à 60

Pouvoir faible : PCOP 10 à 35

Pouvoir très faible : PCOP < 10

La réactivité des COVNM est la suivante : Aromatiques > Alcènes > Aldéhydes > Alcanes.

Par ailleurs, dans une même famille, la réactivité augmente avec la taille de la chaîne carbonée.

Toutefois, il est nécessaire de garder en mémoire que la valeur du PCOP d'un COVNM (ou tout autre indice) dépend du modèle utilisé, de la valeur de tous les paramètres rentrant dans le modèle, des conditions climatiques modélisées, du lieu de constat de la concentration d'ozone et du temps entre l'émission et le constat de la concentration d'ozone.

L'exploitation directe d'un indice PCOP n'est pas possible, cet indice varie dans le temps et dans l'espace (ainsi des composés initialement peu réactifs peuvent avoir un rôle prépondérant quand les COVNM les plus réactifs ont réagi).

De façon générale en Europe, la réduction des émissions de COV est requise, quel que soit leur potentiel de création d'ozone. La réactivité des espèces chimiques est essentielle dans la modélisation et de mieux en mieux documentée.

Aux Etats-Unis et au Canada, le paramètre MIR (Maximum Increment Reactivity) est utilisé pour caractériser le potentiel de création d'ozone. Les réglementations de réduction des COV s'appuient sur ce concept de réactivité. Ainsi, des tablatures de réactivité MIR sont régulièrement produites. Ces tables de plus de 700 composés montrent une variabilité très importante de l'ordre de 0,01 à 22 g d'ozone formé par gramme du COV considéré. Ce paramètre est intéressant en première approche même si son calcul a été modélisé dans un environnement standard (air ambiant) qui peut être assez différent de celui de la France.

<https://www3.epa.gov/region9/CA-Air-SIP/California%20Code%20of%20Regulations/Title%2017,%20Division%203,%20Chapter%201,%20Subchapter%208.6,%20Article%201,%20Sections%2094700%20-%2094701.pdf>

Le cas spécifique du méthane

Fréquemment, au sein de la famille des COV, le méthane (CH₄), naturellement présent dans l'air à l'état de traces, est distingué des autres COV. A l'échelle nationale, une baisse d'environ 8% des émissions est constatée depuis 2010. Cette tendance est identique en Auvergne-Rhône-Alpes (-11%). Le secteur agricole est le secteur prépondérant des émissions de méthane de la région avec environ 63% de contribution.

Le méthane est également considéré comme un précurseur d'ozone dans la troposphère en cas d'insolation suffisante : le radical issu de l'oxydation du méthane se combine en effet avec le monoxyde d'azote (NO) pour former du NO₂.

Si l'indice MIR du méthane est considéré comme faible (0,01 g d'ozone formé par gramme de CH₄), les quantités de méthane émises par rapport aux autres COV sont très importantes. Sur le total des COV incluant le méthane, les émissions de méthane sont de l'ordre de 78%.

a.4. Les impacts de concentrations d'ozone trop importants

Impact sanitaire

L'ozone troposphérique a un impact sur la santé humaine. C'est un gaz oxydant, agressif pour les muqueuses oculaires et respiratoires et qui pénètre facilement jusqu'aux voies respiratoires les plus fines. Une exposition à l'ozone est susceptible d'entraîner à court terme la survenue de problèmes respiratoires tels que toux sèche, déclenchement de crises d'asthme, diminution de la fonction pulmonaire. Par ailleurs, l'augmentation des niveaux d'ozone est corrélée à une augmentation à court terme de la mortalité et des hospitalisations.

Dans l'union européenne, le nombre de décès prématurés en 2015, dus à l'exposition aux PM_{2,5}, au NO₂ et à l'ozone est estimé respectivement à 391 000, 76 000 et 16 400 selon l'Agence de l'Environnement Européenne. Pour la France, ces décès prématurés sont respectivement de 35 800, 9 700 et 1 800 en 2015. Il n'existe pas d'études récentes quantifiant uniquement les impacts sanitaires de l'exposition à l'ozone.

Impact économique

La mesure de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique et du coût qui lui est associé a fait l'objet du rapport Cafe CBA, « Baseline analysis 2000 to 2020 », publié en 2005. Celui-ci met en avant l'impact sanitaire, en termes de mortalité et de morbidité, de l'ozone et des particules fines PM₁₀ et PM_{2,5} dans les différents Etats membres de l'Union européenne. Cette étude parvient à un coût total de l'impact sanitaire de l'ozone et des particules estimé entre 276 et 790 milliards d'euros dans les 25 pays européens. Le coût uniquement pour

la France et uniquement pour l’ozone en 2000 est estimé entre 7,42 et 8,81 milliards d’euros (tableau ci-après), bien moindre que celui concernant les particules.

Le coût de l’impact sanitaire de l’ozone et des particules dans 25 pays européens en 2000

(en milliards d’euros)

		Valeur basse	Valeur haute
Ozone	Morbidité	6,3	6,3
	Mortalité	1,12	2,51
Particules	Morbidité	78,3	78,3
	Mortalité	190,2	702,8
Total		275,8	789,9

Source : étude Cafe CBA

Figure 4 : Coût de l’impact sanitaire de l’ozone et des particules dans les 25 pays européens en Europe

Dans le cadre de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière de longue distance, un programme de recherche international étudie les impacts des polluants de l’air sur les cultures et les végétaux. Un rapport de 2014 met en avant les dangers de la pollution à l’ozone sur un certain nombre de cultures comme le blé, la tomate ou le soja. Pour la France, il chiffre le coût annuel de la baisse des rendements des cultures de blé due à l’ozone à 850 millions d’euros en 2000.

L’étude menée dans le cadre du programme Cafe¹ a cherché à évaluer le coût de l’impact de la pollution de l’air sur le bâti. Elle relève tout d’abord un certain nombre d’effets néfastes, comme la corrosion des pierres, de métaux et des peintures, la corrosion du patrimoine culturel, les dommages provoqués par l’ozone sur les matériaux polymères ou encore la salissure des bâtiments. Pour l’ensemble des 25 pays européens étudiés, elle chiffre le coût total de ces dégradations à 1,1 milliard d’euros.

Impact environnemental sur la biodiversité

La pollution de l’air affecte les végétaux et les écosystèmes. En effet, les interactions entre les milieux et le dépôt de polluants atmosphériques, notamment par les pluies, conduisent à des phénomènes d’acidification ou d’eutrophisation des espaces naturels. L’INERIS a ainsi mis en avant ce phénomène « d’eutrophisation » lié notamment à l’excès de dépôt d’azote. La concentration de certains polluants de l’air affecte également la capacité de stockage du CO₂ des végétaux. Ainsi, l’INERIS a estimé en 2000 que les niveaux d’ozone réduisaient la capacité des arbres à stocker le CO₂ de 14 %.

L’ozone perturbe l’activité photosynthétique des plantes et altère leur résistance. L’ozone attaque les plantes par leurs stomates. Les plantes absorbent moins d’ozone par temps sec que par temps humide. En effet, les stomates se referment par temps sec pour protéger la plante de la sécheresse et la protège de ce fait de l’ozone. Les plantes sont plus ou moins sensibles à l’ozone. Ce dernier provoque des dégâts visibles sur le feuillage (jaunissement par exemple) et entraîne des déficits en croissance.

Impact sur le réchauffement climatique

Les évaluations scientifiques internationales ont montré que les forçages radiatifs les plus importants sont dus en premier lieu au dioxyde de carbone, suivi du méthane, de l’ozone troposphérique, des gaz halogènes et du protoxyde d’azote. Les hausses de la concentration d’ozone dans la troposphère résultent de la pollution issue des activités humaines. Tous ces forçages positifs sont responsables du réchauffement de la surface de la Terre. L’ozone troposphérique est donc à la fois un polluant atmosphérique et le 3^{ème} gaz à effet de serre à l’échelle mondiale.

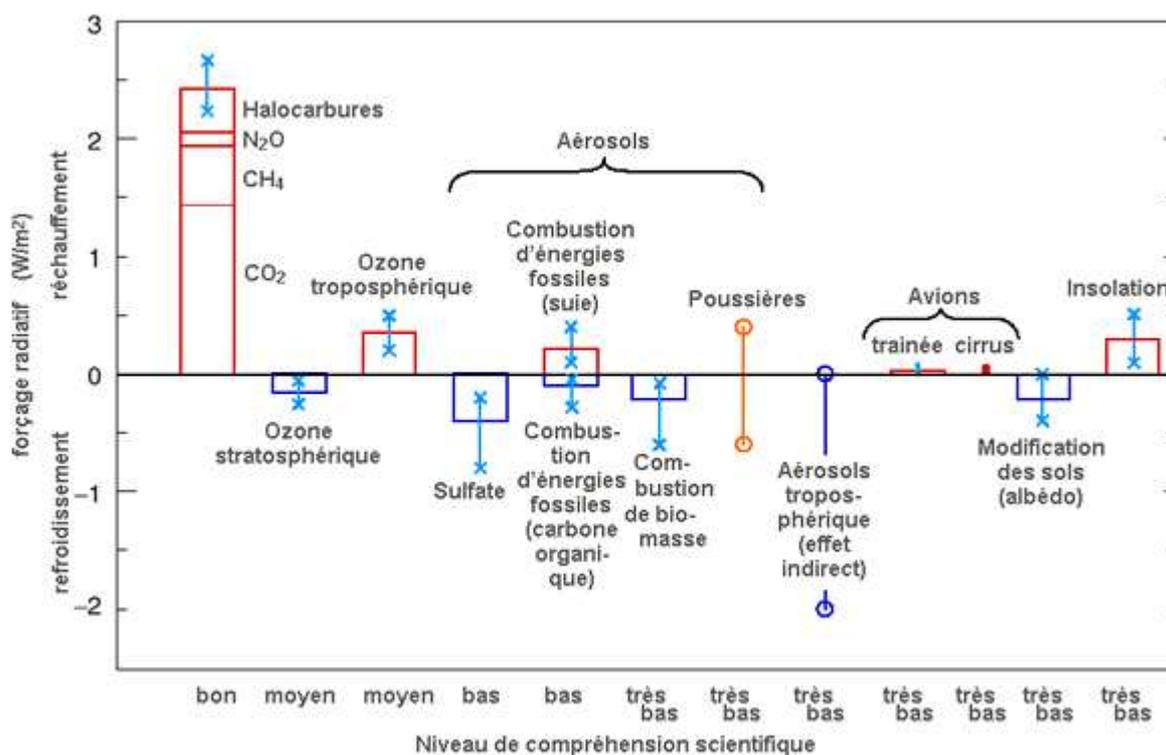


Figure 5

b. Spécificités régionales de la région Auvergne-Rhône-Alpes

L'efficacité des actions pouvant différer d'un territoire à un autre, cette partie analysera la variabilité spatio-temporelle des émissions et des concentrations des polluants en Auvergne-Rhône-Alpes et ailleurs. Ce travail permettra d'identifier les principaux précurseurs et leurs contributions au processus de formation de l'ozone à l'échelle régionale.

b.1. Cadastre des émissions des précurseurs et évolution prévue

Focus NO_x

En Auvergne-Rhône-Alpes, la quantité d'oxydes d'azote rejetée dans l'atmosphère pour l'année 2017 est estimée à 98 kilotonnes (kt). En incluant les émissions naturelles et non classifiées (émissions naturelles des sols non cultivés, des forêts, etc.), on atteint 118 kt. Hors émissions naturelles, les rejets de NO_x sont majoritairement issus du secteur des transports routiers (63%), devant l'industrie (15%) et le secteur résidentiel (8%). Les NO_x d'origine énergétique sont produits consécutivement à la combustion des combustibles (gazole, essence, gaz naturel, biomasse, etc.) dans les véhicules ou les appareils de chauffage. C'est l'oxydation de l'azote (N₂) contenu dans l'air qui produit le dioxyde d'azote.

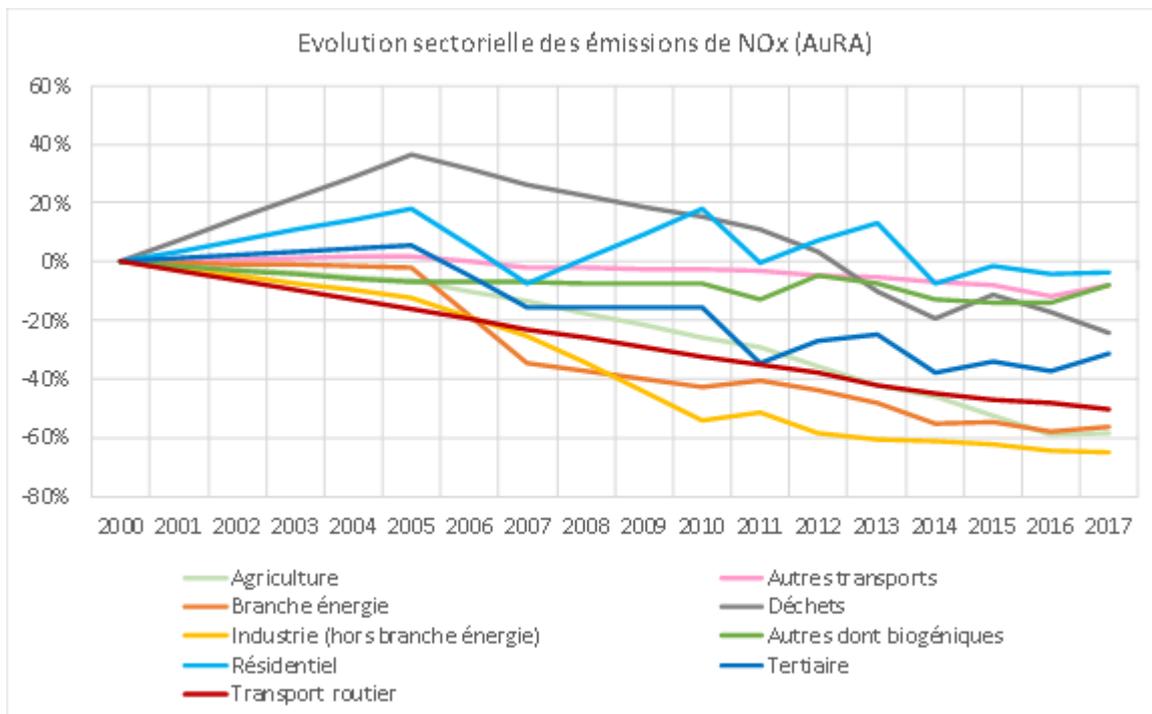
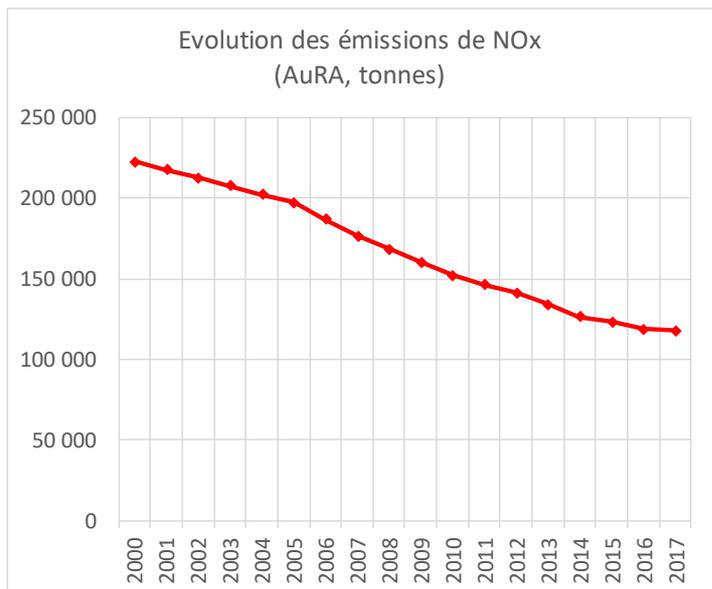
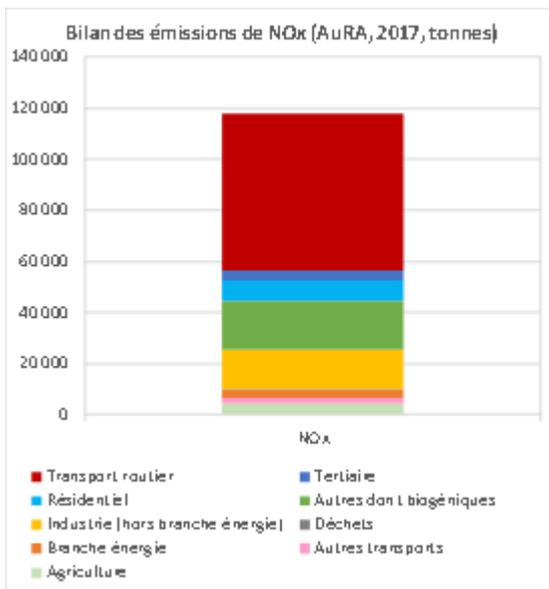


Figure 6 : Evolution des émissions de NOx en Auvergne-Rhône-Alpes

Les émissions de NOx diminuent en moyenne de 4% par an depuis l'année 2000. Cette baisse pourrait se poursuivre dans le temps et à ce rythme, grâce notamment à l'amélioration technologique des moteurs thermiques, au déploiement des véhicules électriques et au changement de comportements (report modal vers les mobilités douces).

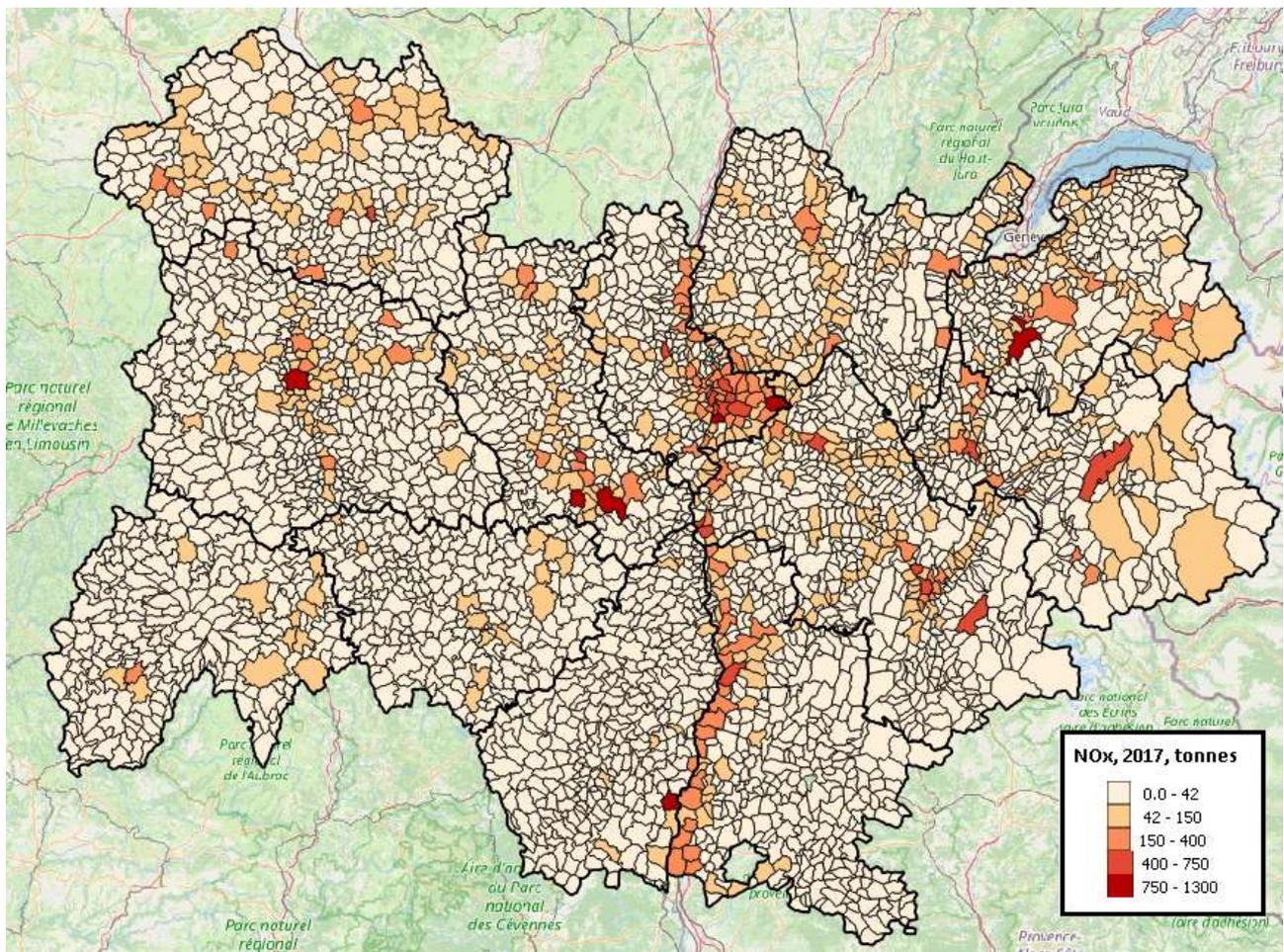


Figure 7 : Emissions communales de NOx (tonnes) ; Tous secteurs y compris émissions biogéniques ; 2017

Les émissions de NOx se concentrent majoritairement à proximité des axes routiers structurants de la région (autoroutes et routes nationales à fort trafic), ainsi que dans les grandes agglomérations où la consommation d'énergie est la plus élevée (chauffage des bâtiments résidentiels et tertiaires, procédés industriels, etc.).

Focus COVNM

En Auvergne-Rhône-Alpes, la quantité de COVNM rejetée dans l'atmosphère pour l'année 2017 est estimée à 88 kt. En incluant les émissions naturelles et non classifiées, on atteint 307 kt. Les forêts de feuillus et de conifères rejettent des quantités significatives de COVNM lors de la photosynthèse (estimées à 213 kt en 2017), ainsi que les prairies mais une moindre mesure (5 kt).

Parmi les COV biogéniques (dits COVB) produits dans la nature, on peut citer l'isoprène comme espèce majoritairement rencontrée (environ 70% des émissions de COV biogéniques), les composés oxygénés (18%) ou encore les monoterpènes (environ 11%)³. Plusieurs paramètres influencent les émissions de COVB :

- Le potentiel d'émissions des feuilles (certaines espèces de chênes ou de peupliers ont des potentiels d'émissions particulièrement élevés de l'ordre de 100 µg.g-1.h-1),
- La densité foliaire des espèces (certaines espèces de conifères comme le sapin de douglas ou certains épicéas, ont des densités foliaires élevées de l'ordre de 10 m².m-1),
- Le rayonnement solaire. Les émissions de COVB vont ainsi être maximales durant la période estivale.

³ Source : émissions régionales de l'Auvergne en 2012 (méthode ICARE version 3.2 (2017), couvert forestier : BD Forêt v2 © de l'IGN).

Hors émissions naturelles, les rejets de COVNM sont majoritairement issus du secteur résidentiel (63% ; sources : peintures et solvants à usage domestique) devant l'industrie (24% ; sources : traitements de surfaces, process industriels).

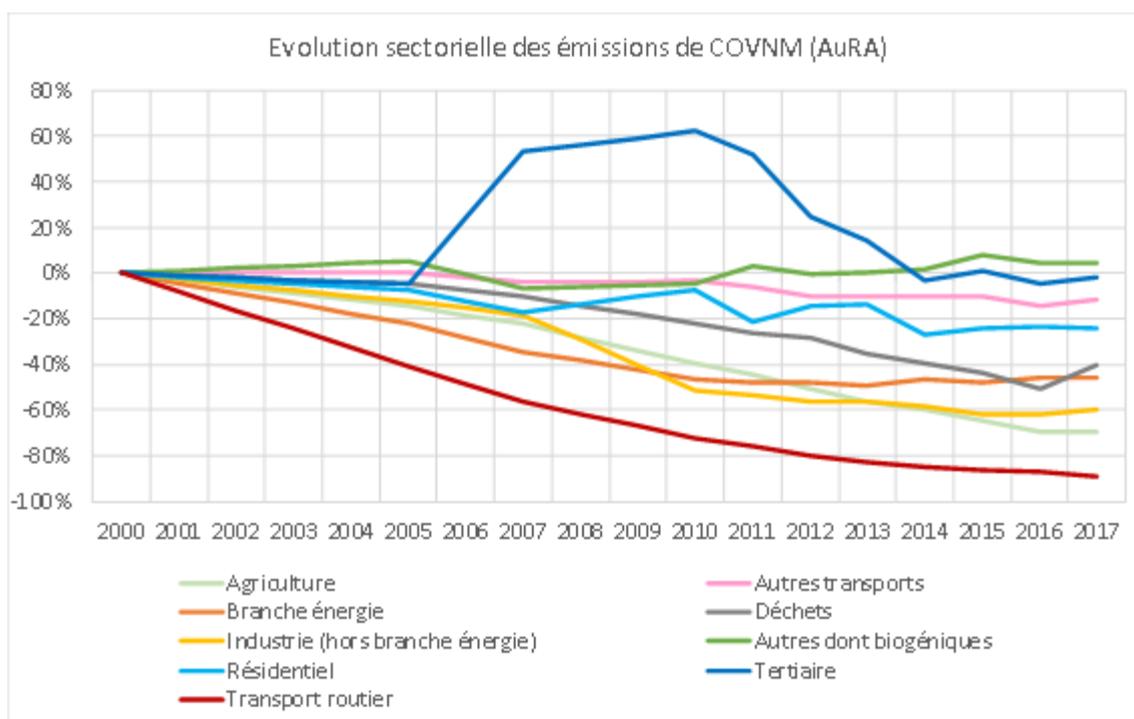
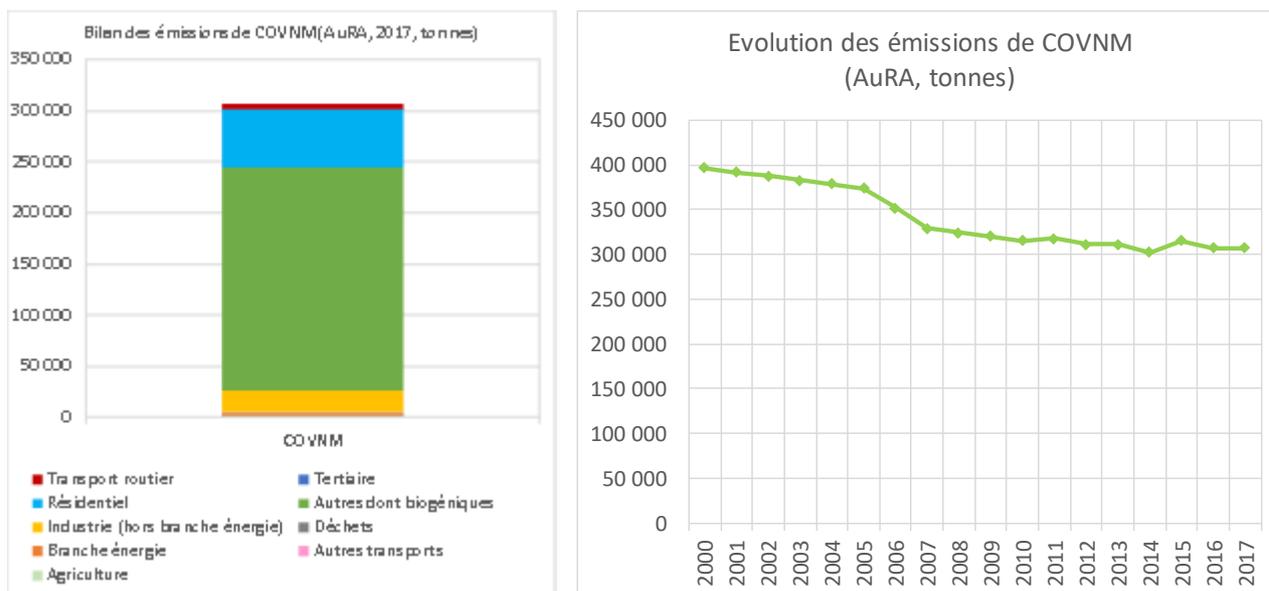


Figure 8 : Evolution des émissions de COVNM en Auvergne-Rhône-Alpes

Les émissions de COVNM d'origine anthropique diminuent en moyenne de 4% par an depuis l'année 2000. Cette baisse devrait se poursuivre dans le temps, grâce notamment à la réduction des composés organiques volatils contenus dans les produits industriels mais également ménagers comme les peintures et les solvants domestiques.

Les COV biogéniques sont produits par les espèces végétales (forêts, arbustes, prairies). Leurs émissions dans l'atmosphère varient principalement en fonction des conditions météorologiques. Au sein d'une même région et d'une année sur l'autre, les émissions peuvent croître ou décroître en fonction du rayonnement global annuel

reçu par les feuilles. Depuis l'année 2000, les émissions de COV biogéniques sont relativement stables dans le temps en Auvergne-Rhône-Alpes (évolution de l'ordre de +0,3% par an).

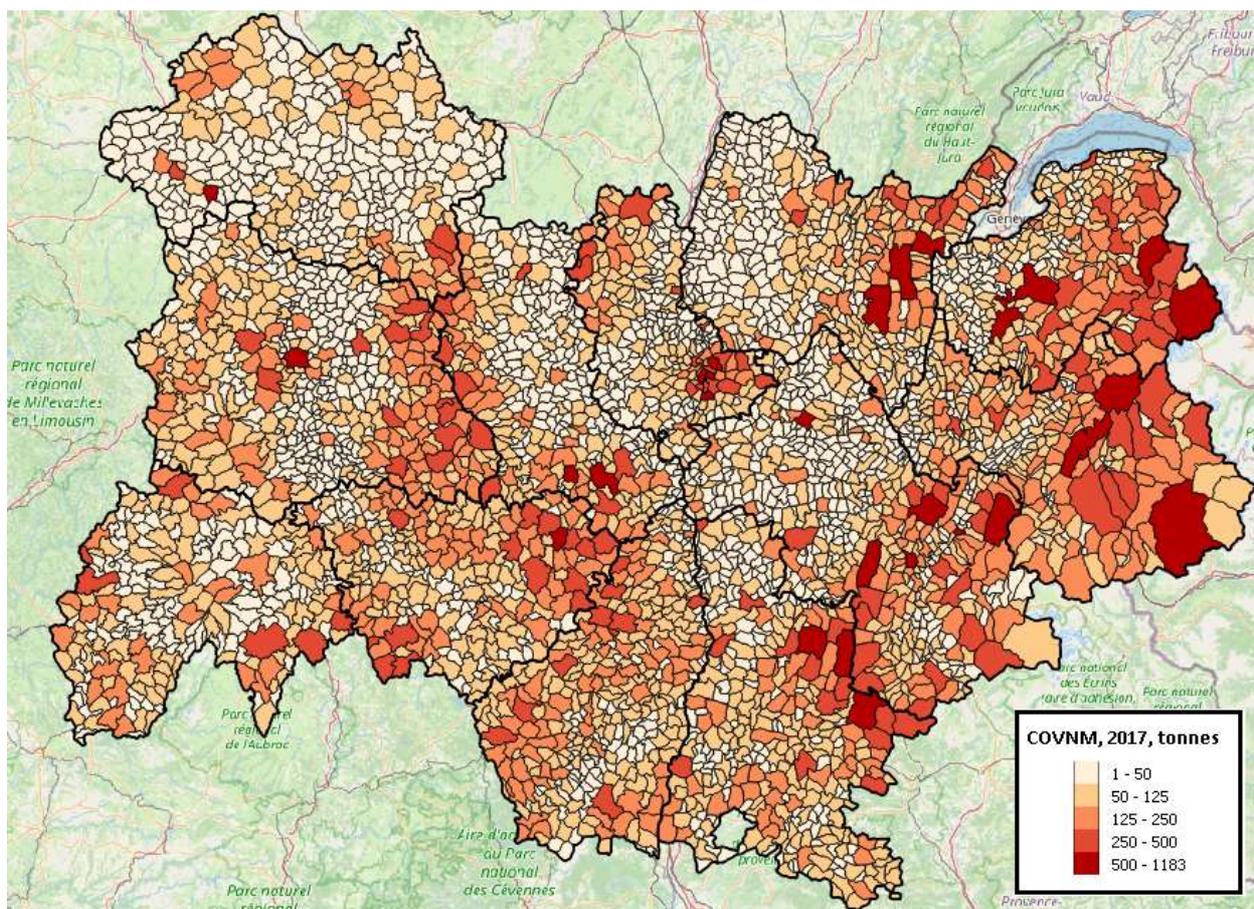


Figure 9 : Emissions communales de COVNM (tonnes) ; Tous secteurs y compris émissions biogéniques ; 2017

Les émissions de COVNM anthropiques se concentrent principalement dans les grandes agglomérations (Lyon, Saint-Etienne, Valence...) et dans des zones où sont implantées les industries chimiques, plastiques, de traitement de surface, etc. (vallée de la chimie, vallée de l'Arve). Comme indiqué plus haut, les émissions biogéniques de COVNM sont prépondérantes, c'est pourquoi on localise des émissions en milieu rural dans des territoires fortement boisés comme dans le Parc Naturel Régional du Livradois Forez ou dans le Parc Naturel Régional du Vercors.

Focus CH₄

En Auvergne-Rhône-Alpes, la quantité de CH₄ rejetée dans l'atmosphère pour l'année 2017 est estimée à 318 kt. En incluant les émissions naturelles et non classifiées, on atteint 327 kt. Ce sont les activités agricoles et notamment l'élevage qui génèrent les rejets en méthane les plus importants (63%), devant le secteur des déchets (26%) qui comprend notamment les activités d'enfouissement des déchets ménagers.

Les émissions de méthane diminuent en moyenne de 1,2% par an depuis l'année 2000. Cette baisse va se poursuivre dans le temps et à ce rythme, grâce notamment au captage du méthane dans les centres d'enfouissement technique et au développement de la méthanisation dans le milieu agricole.

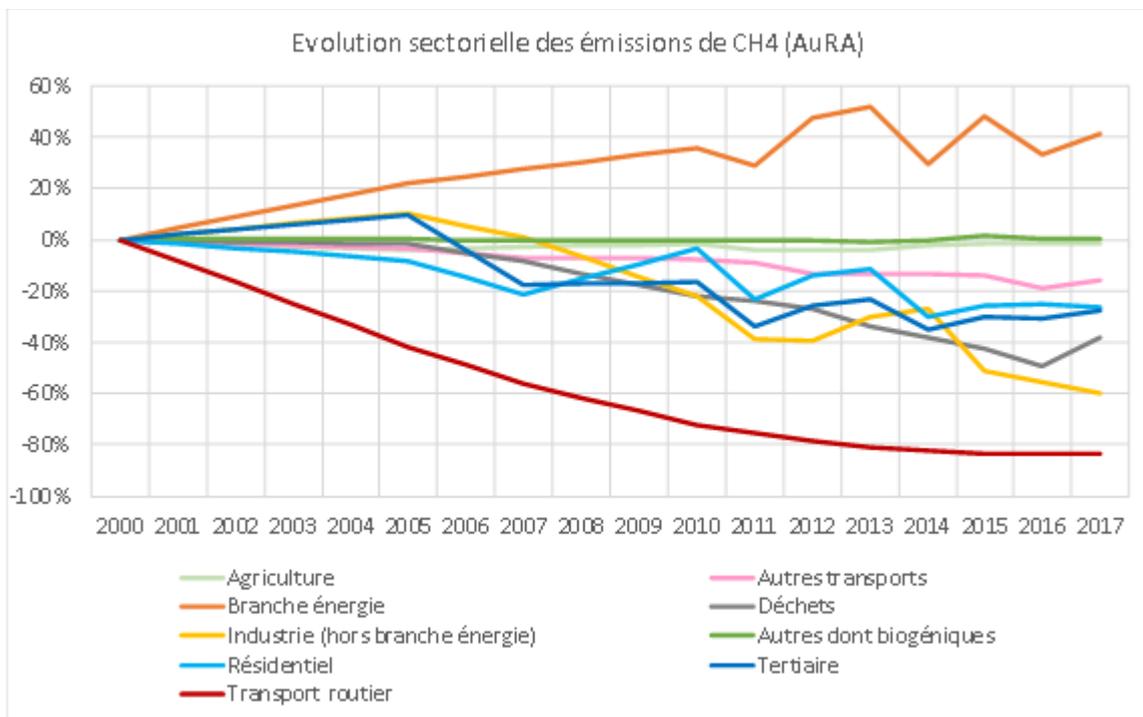
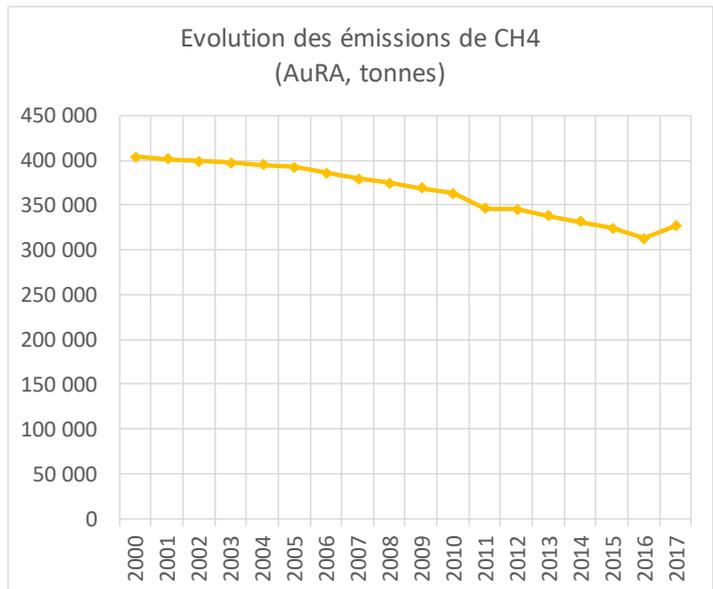
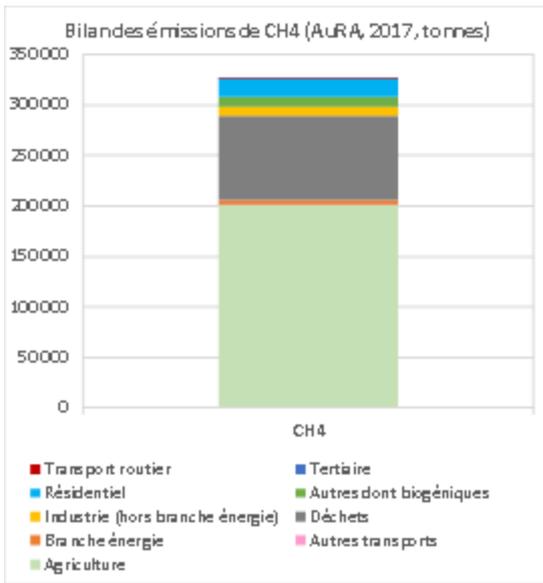


Figure 10 : Evolution des émissions de méthane en Auvergne-Rhône-Alpes

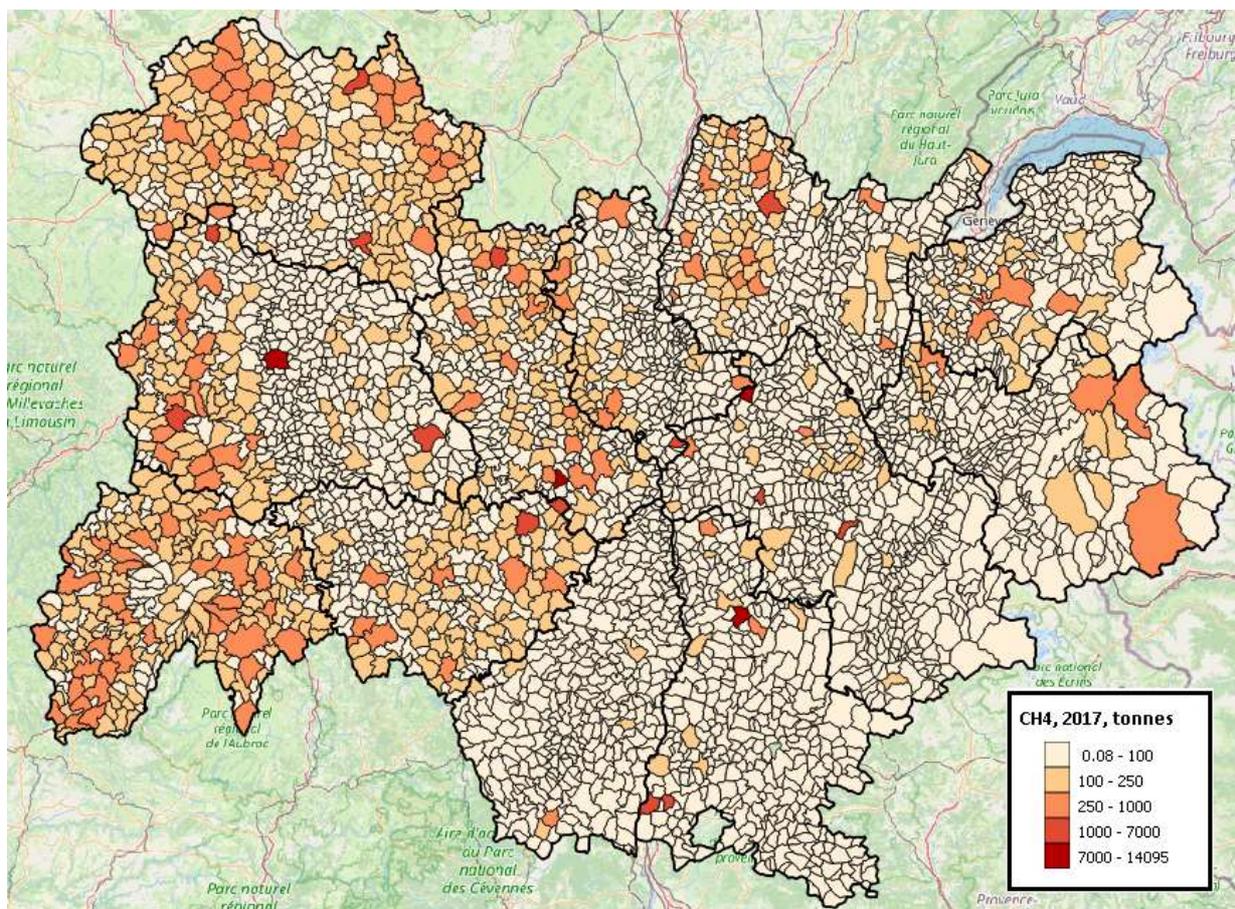


Figure 11 : Emissions communales de CH₄ (tonnes) ; Tous secteurs y compris émissions biogéniques ; 2017

Les émissions de CH₄ se concentrent principalement dans les zones où les activités agricoles et notamment l'élevage, sont implantées (départements du Cantal, du Puy-de-Dôme et de l'Allier). Certaines communes sont également représentées sur la carte, surtout en lien avec les activités de traitement des déchets.

Focus sur le rapport COV / NOx des émissions

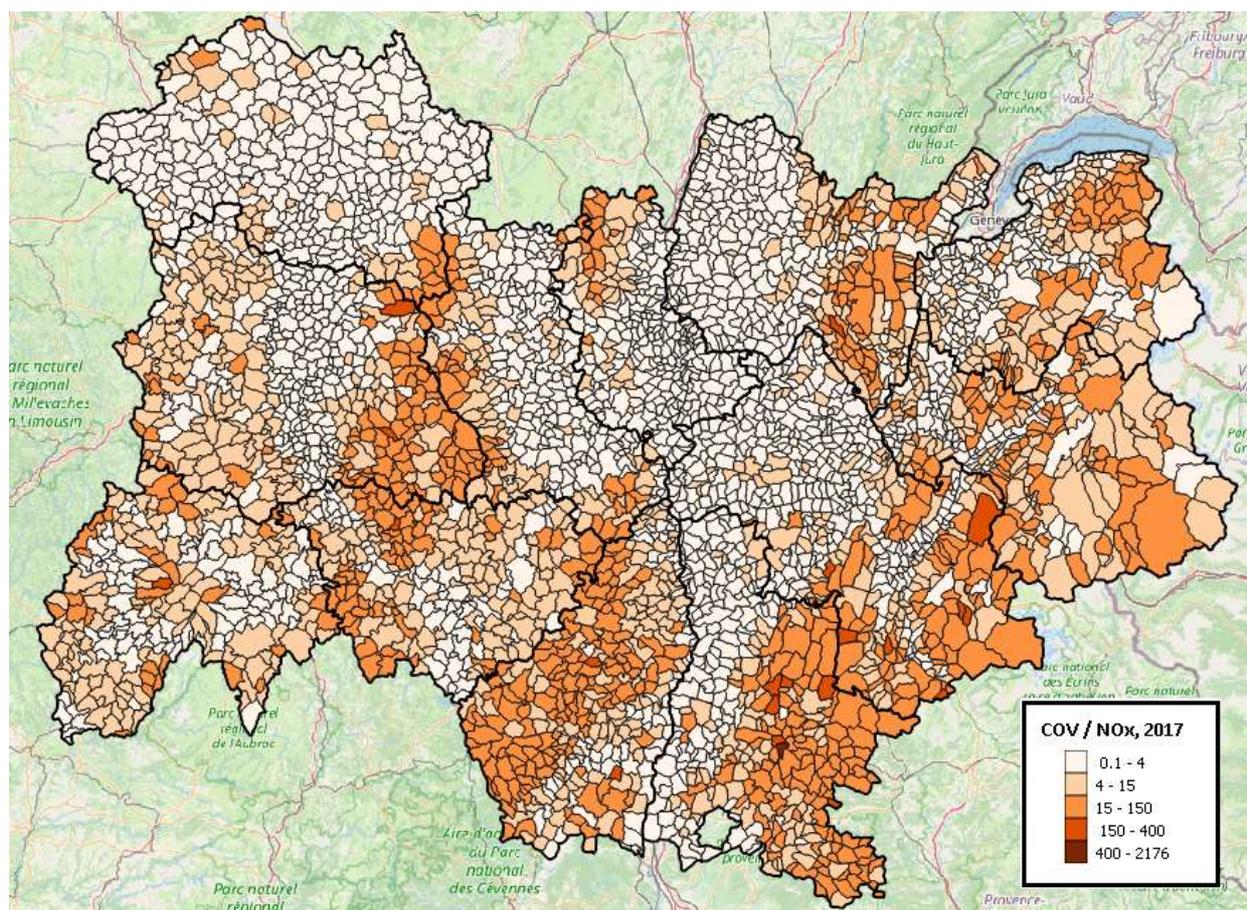


Figure 12 : Rapport COVNM / NOx des émissions communales tous secteurs confondus y compris biogéniques ; 2017

Le rapport COV/NOx des émissions communales, se compose d'une plage de valeurs relativement étendue, allant de 0 à 2176. On retient de cette carte les enseignements suivants :

- Dans les zones rurales et boisées de la région Auvergne-Rhône-Alpes (ex : Parc Naturel Régional des Monts d'Ardèche, Parc Naturel Régional Livradois-Forez), le rapport se compose essentiellement de valeurs élevées (> 15 voire >> 15). Les émissions de COVNM sont élevées et les rejets en NOx assez faibles (peu d'activités économiques ou de trafics routiers). C'est le « Régime limité en NOx » qui prédomine.
- En milieu urbain, les émissions de NOx sont élevées et le rapport COV/NOx nettement plus faible (< 4). C'est le « Régime limité en COV » qui représente les territoires urbains.

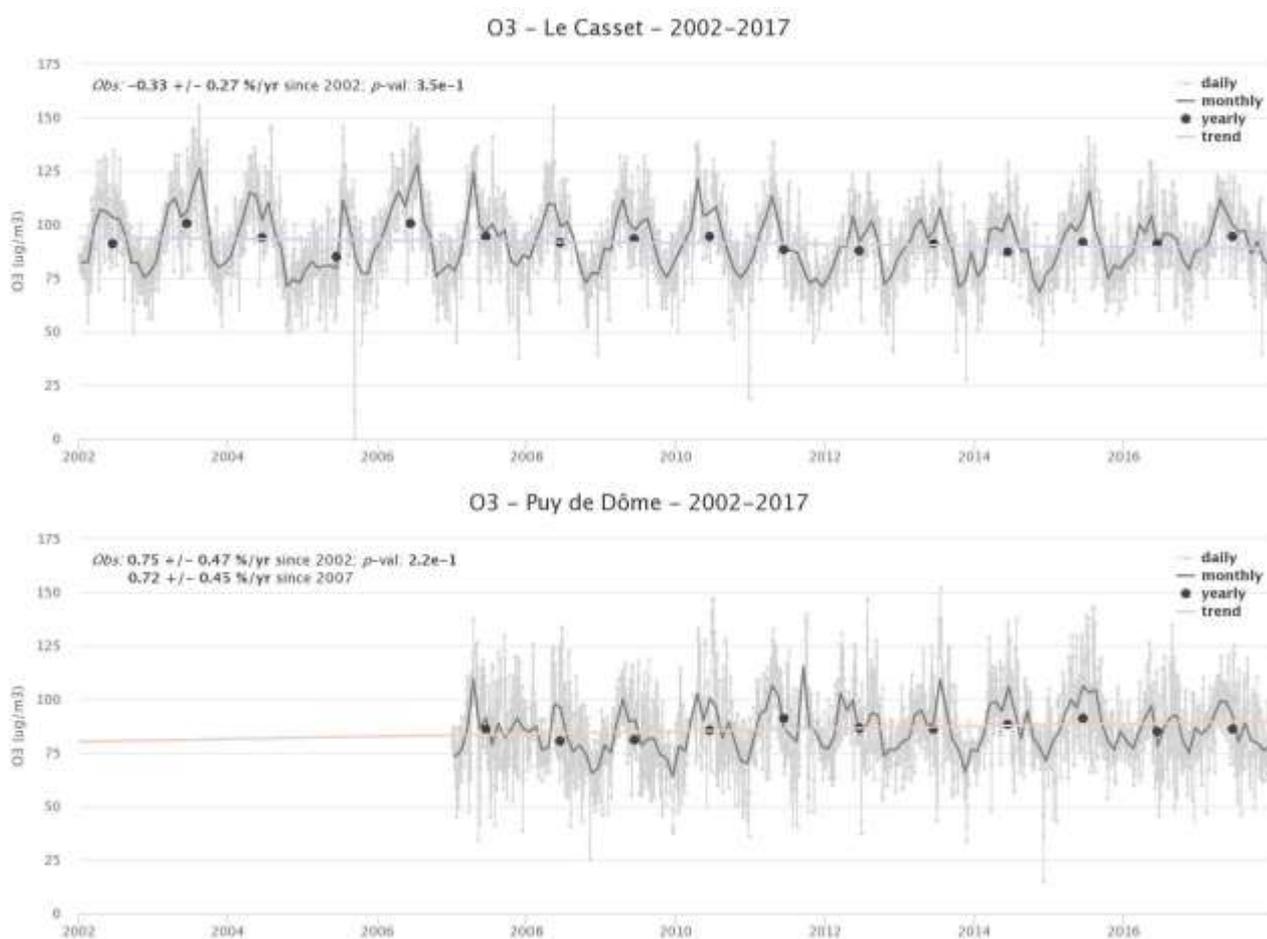
b.2. Etat de la surveillance et évolution des niveaux observés

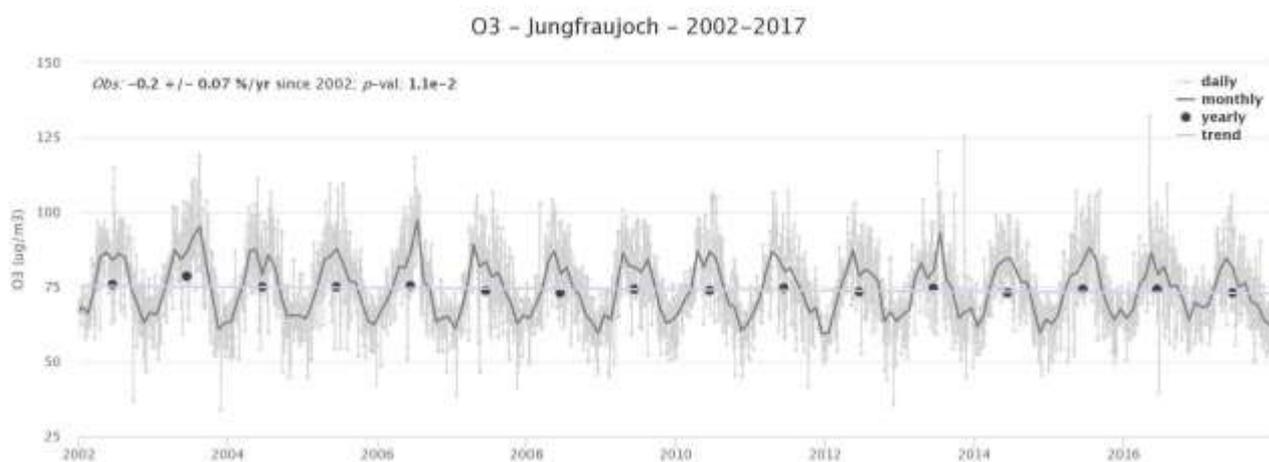
Région Auvergne-Rhône-Alpes

Tendances et situations

Les graphiques (Figure 13) montrent l'évolution des concentrations d'ozone pour des stations rurales et d'altitude du réseau EMEP et MERA d'Auvergne-Rhône-Alpes ou en proximité : Le Casset (Alpes de Haute Provence - 1750 m), Puy de Dôme (1477 m), St Nazaire le Désert (Drôme - 605 m) et Jungfraujoch (Suisse) pour une station alpine de haute altitude (3578 m).

Compte-tenu des mesures et de leurs incertitudes, il peut être considéré que la situation est stagnante concernant les stations MERA. Concernant la station drômoise de St Nazaire le Désert implantée plus récemment, EMEP a réalisé une reconstitution par modélisation qui semble surestimer les niveaux (modèle en gris, mesures en orange). Mais sur cette station à plus faible altitude, la tendance d'amélioration semble plus sensible.





O₃ – Saint Nazaire le Désert - 2000-2017

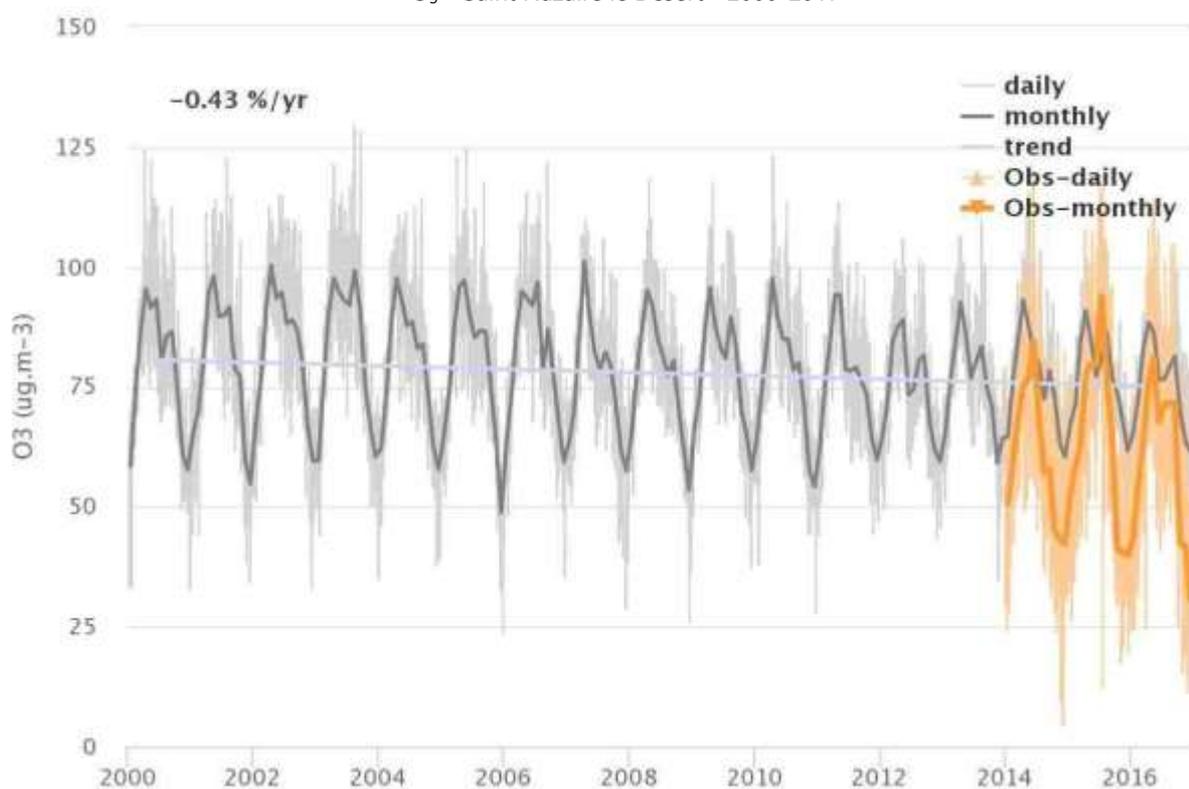


Figure 13 : Evolution des concentrations d'ozone sur des stations rurales

Situation réglementaire (Santé et végétation)

L'observation de l'évolution de la situation réglementaire sur les 4 dernières années donne une vision sensiblement différente de la situation avec une dégradation régulière sensible des mesures aux stations de la région Auvergne-Rhône-Alpes. Par exemple, la valeur cible pour la santé est dépassée sur 23% des stations en 2016 jusqu'à 56% en 2019. Les dernières années de 2016 à 2019 sont particulièrement importantes pour analyser ce retournement de tendance et ne sont pas prise en compte dans les derniers rapports AEE/EMEP qui mettent pour l'instant en évidence une amélioration...

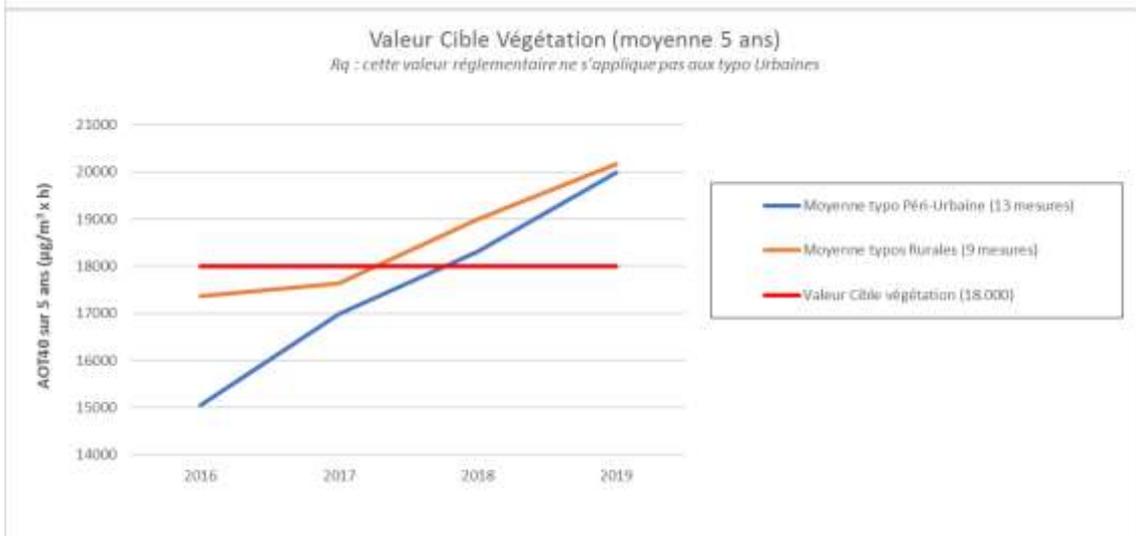
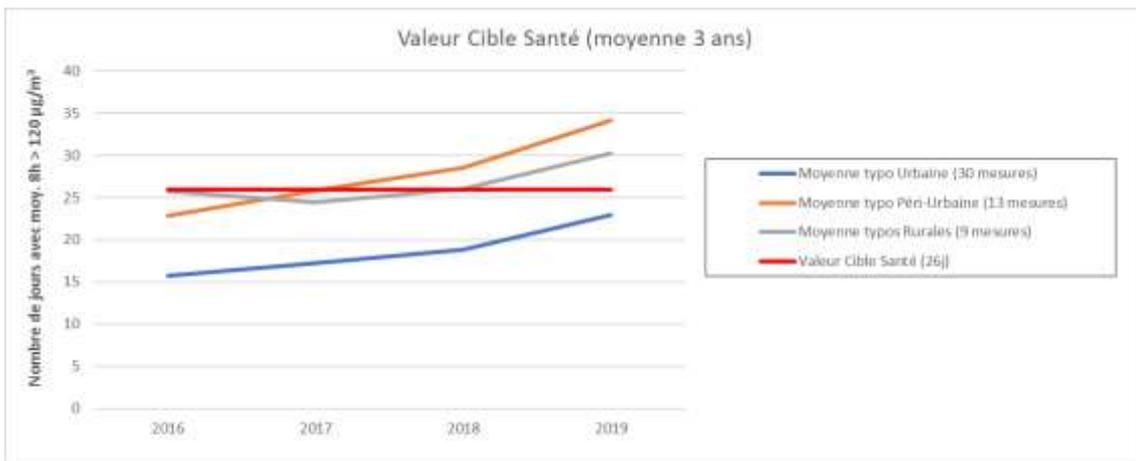


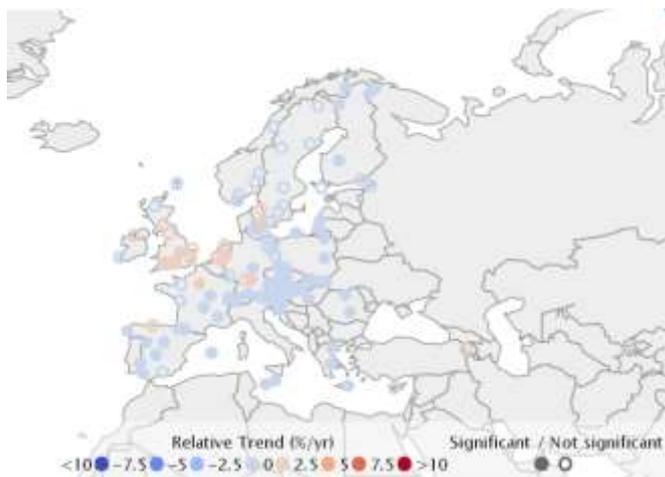
Figure 14 : Evolution de la situation réglementaire pour les stations d'Auvergne-Rhône-Alpes

Europe

Tendance et situations

En zone rurale, les niveaux moyens d'ozone sur la période 2000-2016 suivent une tendance relative à l'amélioration, comme l'indique la carte européenne extraite du nouveau module de calcul des tendances du programme EMEP. Pour la majeure partie des stations, cette évolution est estimée à une valeur allant jusqu'à -2,5% par an. Cependant, ce constat de l'EMEP doit être pris avec précaution car, d'une part les séries temporelles sont issues de la modélisation (écarts modèles/mesures constatés), et d'autre part l'amélioration est bien plus modérée sur les régions européennes du sud et notamment sur le sud-est de la France dont fait

partie Auvergne-Rhône-Alpes. Cette tendance légèrement favorable n'est cependant pas à la hauteur de celle de la réduction des précurseurs (COVNM et NOx).



<https://aerocom-trends.met.no/EMEP/>

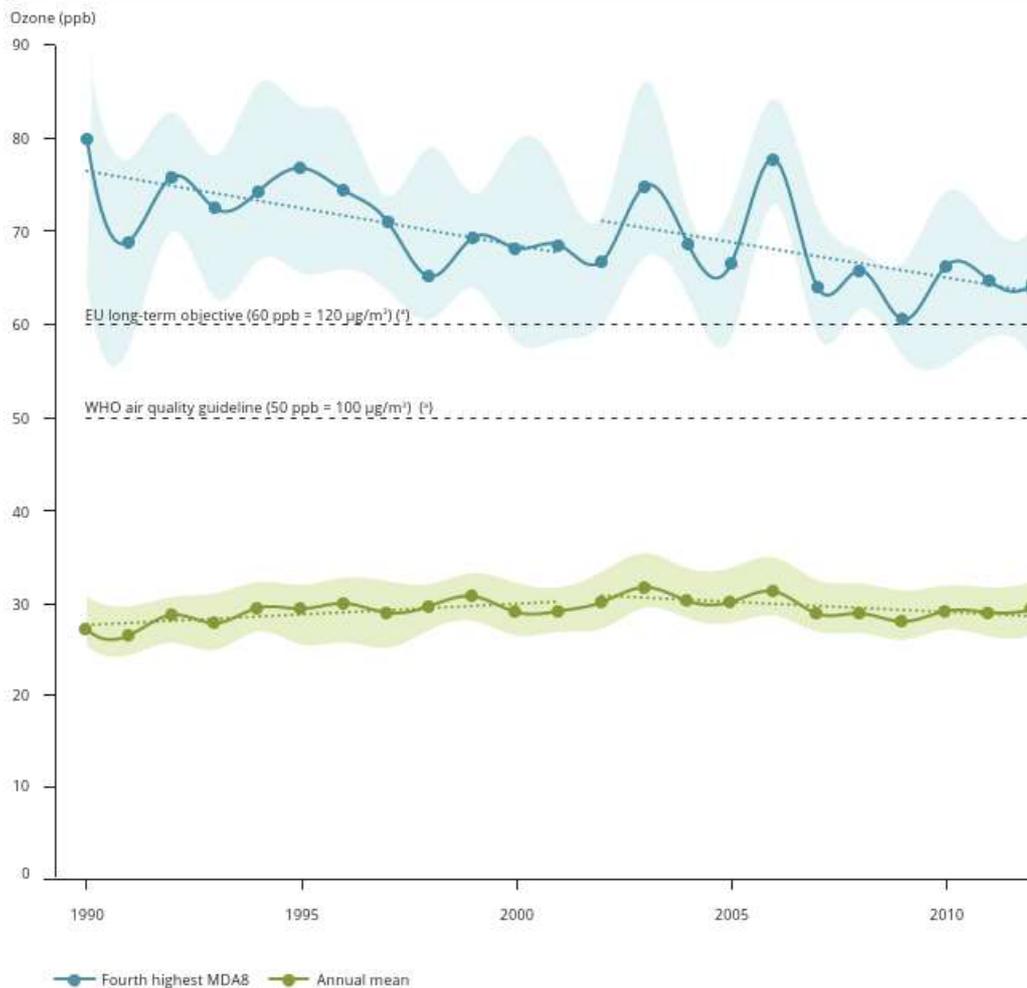
L'évolution des concentrations d'O₃ en Europe au cours des deux dernières décennies (rapport AEE 2018) a permis de soulever un certain nombre de questions. Malgré le fait que les émissions de précurseurs de l'ozone (NOx et COV) ont diminué dans l'UE-28 d'environ 40 % entre 2000 et 2016, une tendance similaire ne peut être trouvée pour la plupart des mesures de l'O₃.

En outre, le pourcentage de la population urbaine en Europe exposée à des niveaux dépassant la qualité de l'air fixée par l'OMS (maximum journalier sur 8 heures au-dessus de 100 µg/m³) est resté

constamment supérieur à 95 % pendant cette période (AEE, 2018).

Toutefois, différentes études basées sur les mesures de fond ont prouvé que les pics d'ozone ont effectivement diminué en Europe, en particulier dans les zones rurales. C'est ce que montre la Figure 15, qui présente l'évolution du quatrième quotidien le plus important maximum de la moyenne des 8 heures de fonctionnement comme indicateur des pics d'ozone. Le déclin des épisodes de fortes concentrations s'est avéré être de l'ordre de 10 % au niveau européen (EMEP) pour les deux périodes 1990-2001 et 2002-2012. La moyenne annuelle dans la période 1990-2012 est restée assez plate (EMEP, 2016).

Figure 5.2 Ozone annual mean (green) and peaks (blue) recorded at 55 EMEP rural sites in 1990-2012

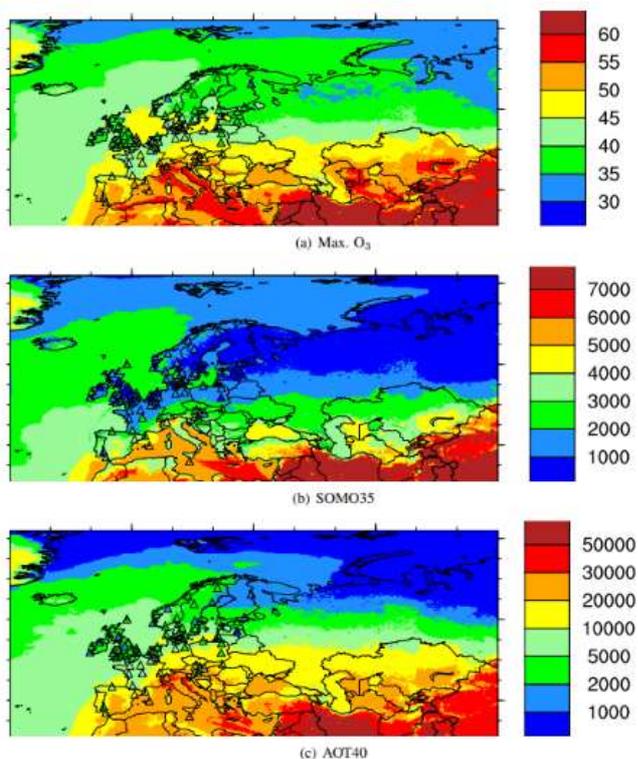


Source: EMEP, 2016.

Notes: Fourth highest MDA8 represents the fourth highest daily maximum of the 8-hour running mean and is used as an indicator of ozone peaks.

Figure 15 : moyennes annuelles d'ozone sur 55 sites ruraux EMEP entre 1992 et 2012

Situation actuelle : il existe un gradient dans les concentrations d'ozone avec des niveaux qui augmentent du nord vers le sud de l'Europe (EMEP 2019). La dépendance de l'ozone aux conditions photochimiques et météorologiques (température et rayonnement solaire) est la principale explication avancée. Les variations entre pays peuvent également s'expliquer par la composition du parc automobile, par les modes de chauffage ou par le nombre d'émetteurs industriels. Les indicateurs utilisés par EMEP sont les maximales O3, l'AOT40 (végétation) et le SOMO35 (indicateur santé basé sur le seuil 35 ppb de l'OMS).



Les cartes (Figure 16) montrent clairement la sensibilité à l’ozone du sud-est de la France et des régions bordant la méditerranée.

Les cartes réglementaires (Figure 17) de l’Agence Européenne pour l’Environnement (AAE) confirment les travaux EMEP et estiment que les dépassements observés en 2017 en Europe concernent 14 % de la population urbaine pour l’ozone. 20% des stations mesurant l’ozone sont en dessus de la valeur cible pour la protection de la santé.

Le pourcentage de stations de mesure en Europe qui ne respectent pas la norme pour la protection de la santé atteint 13 % pour la période 2015-2016-2017, contre respectivement 20% pour le territoire français. Cet écart est cohérent avec l’observation des cartes réglementaires ci-dessous qui montrent les fortes disparités des territoires de l’UE.

Figure 16 : Cartes d’indicateurs de la situation 2017 (EMEP 2019)

En France, après une période sensible d’amélioration dans les années 2000-2010, depuis 10 ans, la tendance est stagnante et semble fluctuer principalement suivant les variations météorologiques annuelles (cf. carte Prevoir 2013 à 2018) ; alors que la réduction des précurseurs ainsi que celles des autres polluants atmosphériques se poursuivent.

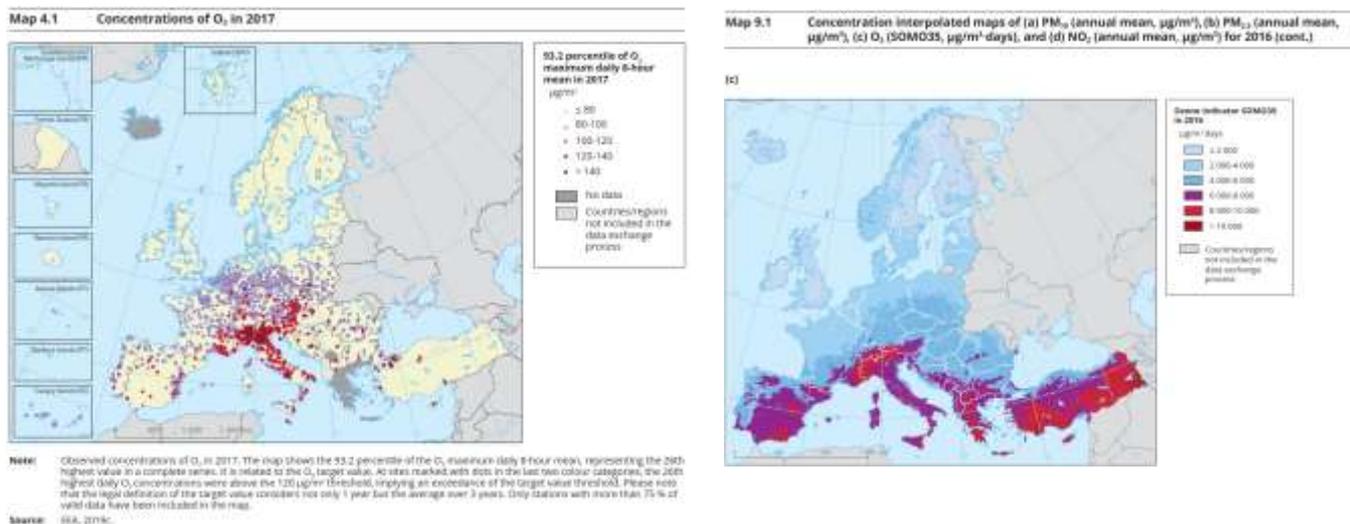
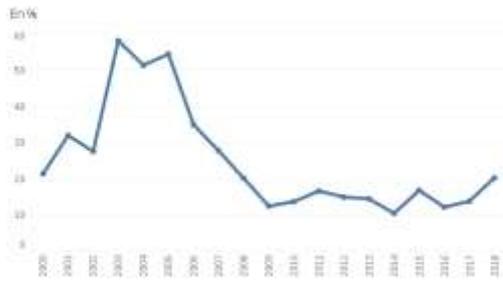


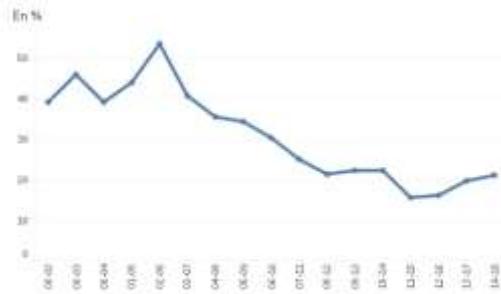
Figure 17

Évolution du pourcentage de stations ne respectant pas la norme réglementaire pour la protection de la santé à long terme en O₃ en fond urbain



Notes : Évolution du pourcentage de stations ne respectant pas la norme réglementaire pour la protection de la santé à long terme en O₃ en fond urbain. Les stations prises en compte sont celles de type fond urbain dans les zones non classées à l'agglomération pour l'environnement (ANE), soit 133 agglomérations en 2017. Les données sont issues de la base de données nationale de l'Atmo France (données de 2000 à 2017).
 Source : France métropolitaine et DRIEAT

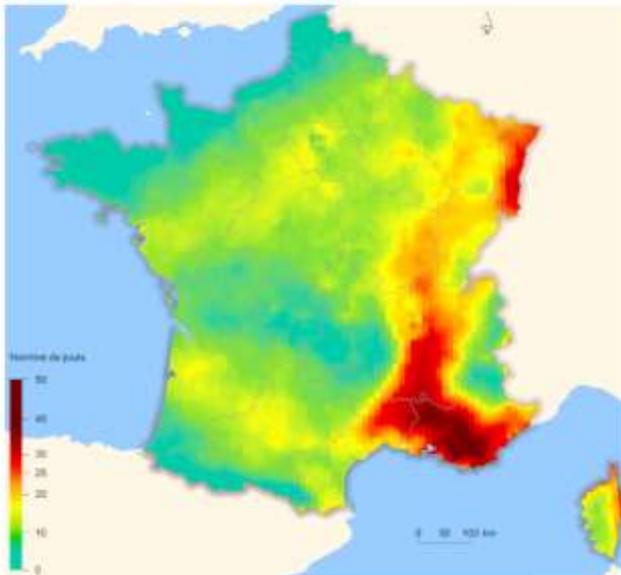
Évolution du pourcentage de stations ne respectant pas la norme réglementaire en O₃ pour la protection de la végétation en fond rural



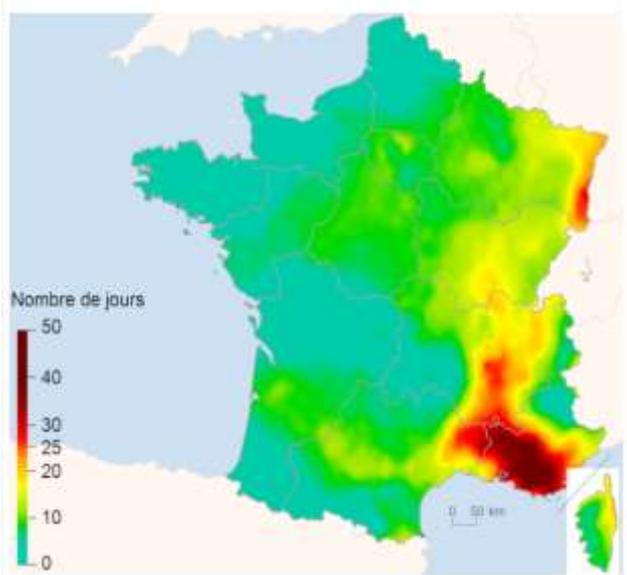
Notes : Évolution du pourcentage de stations ne respectant pas la norme réglementaire en O₃ pour la protection de la végétation en fond rural. Les stations prises en compte sont celles de type fond rural dans les zones non classées à l'agglomération pour l'environnement (ANE), soit 133 agglomérations en 2017. Les données sont issues de la base de données nationale de l'Atmo France (données de 2000 à 2017).
 Source : France métropolitaine et DRIEAT

Figure 18

Nombre de jours où la norme sanitaire en O₃ est dépassée en moyenne sur 2013-2015



Nombre de jours où la norme pour la protection de la santé à long terme en O₃ est dépassée en moyenne sur 2014-2016



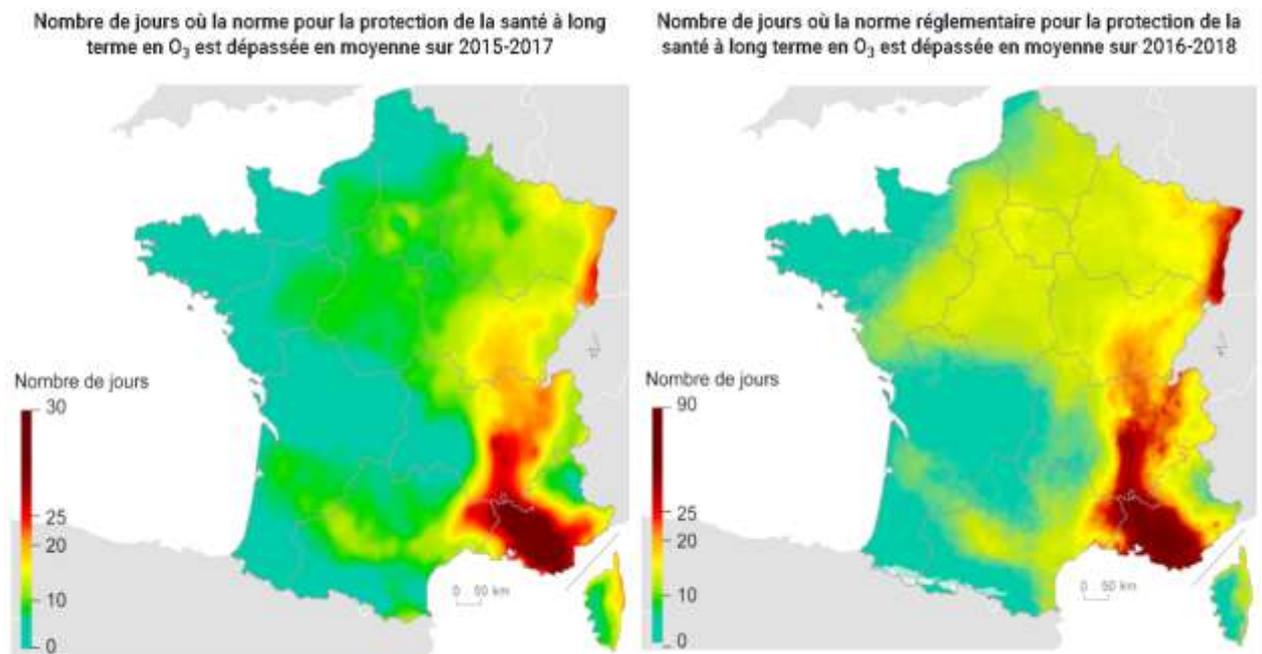
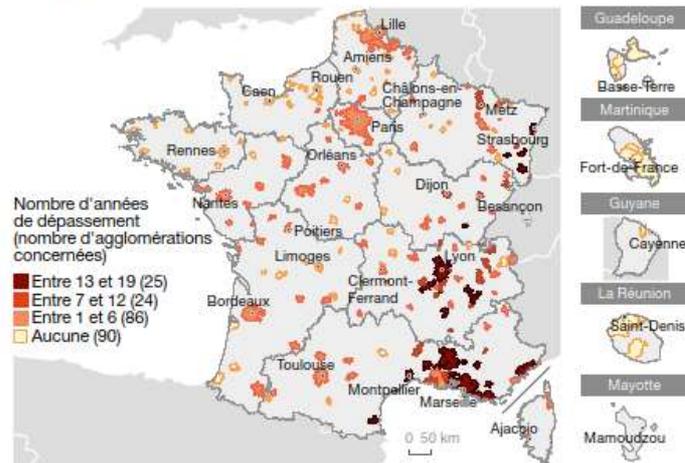


Figure 19

Le dernier rapport Datalab (Bilan 2018) basé sur les résultats de mesures Geod'air précise également que « si les concentrations moyennes d’ozone n’évoluent pas à la baisse, en revanche, le nombre d’agglomérations avec des dépassements de normes réglementaires a diminué sur la période 2000-2018. 40 agglomérations sont concernées en 2003, 2006, 2016-2017-2018, années marquées par de forts épisodes de pollution à l’ozone au niveau national. Contrairement au NO₂ et aux PM₁₀, les agglomérations les plus touchées sont celles de moyenne et de petite tailles (moins de 50 000 habitants) »

Carte 6 : O₃ (période 2000-2018)



Champ : France métropolitaine et DOM.
 Source : Géod'Air, juillet 2019. Traitements : SDES, 2019

Figure 20 : Dépassements réglementaires sur les agglomérations françaises sur l'ensemble de la période 2000-2018

La carte Figure 20 traduit en particulier la sensibilité du territoire Auvergne-Rhône-Alpes, de la région Sud et Grand Est vis-à-vis de l’ozone.

Actions d'amélioration

Ce sujet est abordé par EMEP et l'AEE dans leurs rapports 2018 et 2019. Il est intéressant de consulter le détail de l'étude faite sur Barcelone qui conclut notamment que l'échelle d'action la plus efficace est la grande agglomération de Barcelone et que les réductions limitées à la zone urbaine de Barcelone ont été moins efficaces que celles appliquées à la grande région et a même entraîné une augmentation des niveaux d'ozone à l'intérieur de la ville. Le rapport AEE 2018 conclut à ce sujet : « Dans les cas d'épisodes dominés par le transport local/régional entre les zones urbaines et rurales, les stratégies d'atténuation devraient viser la réduction des gaz précurseurs dans les zones urbaines et industrielles. Dans le cas d'épisodes dominés par des transports transfrontaliers, les prévisions de concentration d'ozone et les recommandations comportementales (par exemple, conseiller aux gens d'éviter l'activité physique), ainsi que des mesures ciblées à l'échelle régionale pour la réduction des concentrations de fond, peuvent être considérées comme des stratégies plus efficaces. Toutefois, étant donné que les deux types (formation locale et transport régional) d'épisodes peuvent se produire, une combinaison de mesures (les réductions d'émissions, associées aux prévisions et aux changements de comportement) constituerait la solution. Dans les deux cas, les mesures structurelles (réductions permanentes des COV et NOx) sont considérées comme les moyens les plus efficaces pour s'attaquer à ce problème dans le cadre d'une stratégie efficace, durable et à long terme ».

Le programme EMEP a également étudié pour chaque pays l'effet d'une réduction de 15% des précurseurs, soit NOx, soit COVNM : https://www.emep.int/publ/reports/2019/Country_Reports/report_FR.pdf

Les résultats pour la France sont présentés ci-après et indiquent qu'une réduction de NOx à l'échelle du territoire national aura un impact sensible positif et plus important qu'une réduction de COVNM. Également, l'effet d'une baisse de NOx précurseurs semble avoir amélioré sensiblement la situation en ozone à l'extérieur de la métropole.

Une étude identique est disponible pour chaque pays européen sur le site EMEP.

5.3 SOMO35 – Risk of ozone damages to human health

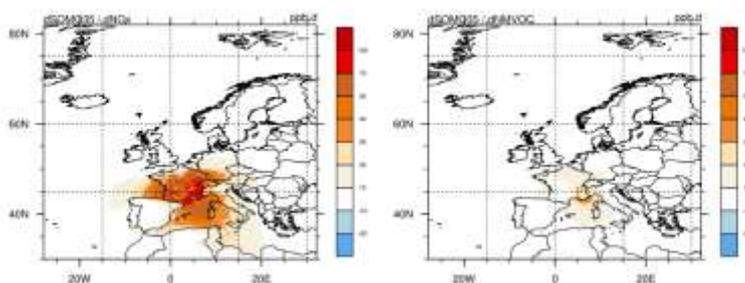


Figure 16: Reduction in SOMO35 that would result from a 15% reduction in emissions of NO_x (left) and NMVOC (right) from France. Unit: ppb-day.

3-Identification des leviers possibles et conditions de réduction des précurseurs d'ozone

La formation de l'ozone obéit à des mécanismes physicochimiques complexes. Les réductions des émissions de précurseurs de l'ozone n'induisent pas des baisses proportionnelles de sa concentration, elles peuvent même, dans certains cas, conduire des augmentations.

L'étude d'impact de la circulation différenciée sur la pollution en ozone réalisée par Atmo Auvergne-Rhône-Alpes en 2019 a permis d'établir un premier diagnostic en quantifiant durant un épisode de pollution l'impact

des baisses des émissions sur les concentrations d’ozone dans l’agglomération lyonnaise. Cette étude a montré que la réduction théorique des émissions NOx associée à la mise en place de la circulation différenciée pendant l’épisode de fin juin et début juillet 2019 n’a pas permis de réduire les concentrations d’O₃ dans le secteur lyonnais.

Pour approfondir ces conclusions, le présent travail ambitionne d’identifier les leviers d’actions potentiellement plus efficaces à court et/ou moyen terme, en réalisant des simulations des concentrations d’ozone avec différents abattements des émissions de précurseurs, à l’extérieur ou à l’intérieur de la région. Ces simulations numériques sont réalisées en utilisant la plateforme de modélisation régionale d’Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

a. Système de modélisation d’Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

La chaîne de modélisation d’Atmo Auvergne-Rhône-Alpes est un enchaînement de modèles imbriqués permettant d’obtenir des cartes de champs de concentrations à des échelles temporelle et spatiale définies sur un domaine d’étude européen ou régional (Figure 1). Ce dernier englobe l’ensemble de la région Auvergne-Rhône-Alpes, dont l’emprise spatiale est de 149 x 114 km² et la résolution horizontale de 3 x 3 km². La résolution horizontale du domaine européen est de 27 x 27 km². La plateforme de modélisation utilisée dans cette étude est composée principalement en deux maillons (Figure 2) : la météorologie et la chimie/transport. Le calcul de l’évolution des champs météorologiques régionaux est effectué par le modèle numérique WRF (National Center for Atmospheric Research). Les principales données d’entrée de ce modèle sont les prévisions à l’échelle globale (GFS), la topographie et l’occupation du sol. Le calcul des grandeurs météorologiques (vent, température, humidité...) par le modèle WRF à l’échelle régionale prend en compte d’une manière implicite les effets induits par le relief. La dispersion et les transformations chimiques des polluants sont réalisées avec le modèle CHIMERE. Il s’agit d’un modèle eulérien 3D de dispersion atmosphérique à méso-échelle, développé par l’IPSL (Institut Pierre Simon Laplace) en collaboration avec l’INERIS. CHIMERE calcule de manière déterministe les concentrations des espèces gazeuses et particulaires. Il permet de prévoir la pollution atmosphérique en prenant en compte l’évolution de nombreux processus physico-chimiques dans l’atmosphère.

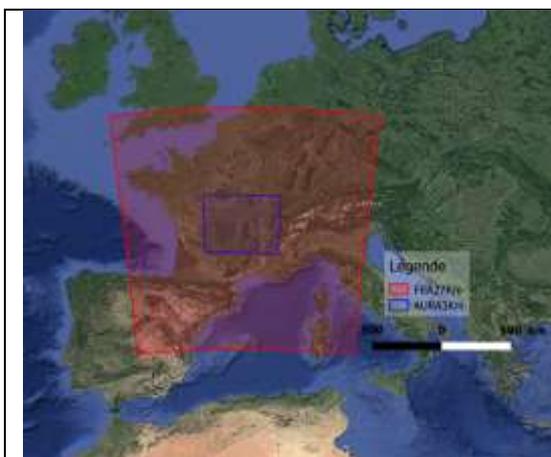


Figure 21 - Grille de calcul CHIMERE. En rouge le domaine à 27 km de résolution, en bleu le domaine à 3 km de résolution.

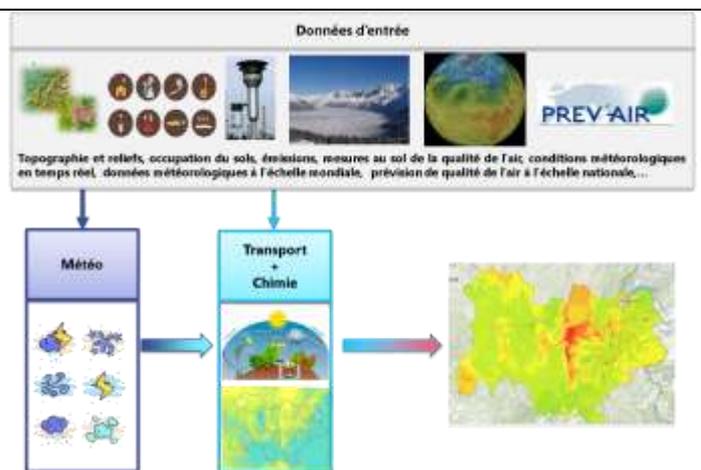


Figure 22 : Chaîne de modélisation régionale d’Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

b. Configuration de calcul et description des différents scénarii

Pour identifier les leviers d'actions les plus efficaces à court et/ou moyen terme, une vingtaine des simulations numériques a été réalisée par le modèle régional d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes. Le Tableau 1 présente brièvement les différentes simulations effectuées dans le cadre de cette étude. Nous utilisons pour chaque calcul le même jeu de données météorologiques et les mêmes paramètres physico-chimiques dans le modèle atmosphérique.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes a mis en œuvre tous les moyens informatiques nécessaires pour effectuer toutes ces simulations. 20 To de mémoire et 4 serveurs de calcul ont simultanément été utilisés (avec une performance globale de 276 cœurs et 680 Go de RAM). **Ce sont près de 80 % des moyens de calcul d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes qui ont été mis à disposition de ce projet sur 3 mois.**

Nom de scénario	Id_Scénario	Description
Référence	S1	Scénario de base avec aucune réduction des émissions. Il s'agit de l'état initial.
Coupeure des émissions anthropiques	S2	Ce scénario consiste à couper toutes les émissions anthropiques de la région Auvergne-Rhône-Alpes.
Réduction de 35% de Nox	S3	Réduction des émissions NOx : ce scénario correspond à une baisse théorique des émissions de NOx sur tout le territoire régional (moins 35% de NOx).
Réduction de 35% de COV	S4	Réduction des émissions COV : ce scénario correspond à une baisse théorique des émissions de COV sur tout le territoire régional (moins 35% de COV).
Réduction de 35% de NOx et de COV	S5	Réduction des émissions NOx et COV : ce scénario correspond à une baisse théorique des émissions de NOx et de COV sur tout le territoire régional (-35% de NOx et de COV).
Coupeure des émissions industrielles	S6	Ce scénario consiste à couper toutes les émissions industrielles de la région Auvergne-Rhône-Alpes.
Coupeure des émissions chauffage	S7	Ce scénario consiste à couper toutes les émissions issues de chauffages dans la région Auvergne-Rhône-Alpes.
Coupeure des émissions agricoles	S8	Ce scénario consiste à couper toutes les émissions anthropiques agricoles.
Coupeure des émissions trafic	S9	Ce scénario consiste à couper toutes les émissions issues du trafic routier.
Coupeure des autres émissions	S10	Ce scénario consiste à couper toutes les émissions des autres secteurs d'activité.
Coupeure des émissions biogéniques	S11	Scénario consiste à couper toutes les émissions biogéniques de la région Auvergne-Rhône-Alpes.

Tableau 1 : Description des différents scénarii réalisés

- Le scénario S1 est celui de référence. Il intègre les conditions météorologiques de l'année 2018 et l'inventaire des émissions 2015v74. .

- Les scénarii S2 et S11 permettent d'évaluer l'impact des contributions des émissions « fatales » de transport transfrontalier de masses d'air et de l'ozone formée par les COV biogéniques. Le croisement des résultats de ces deux scénarii permet de quantifier séparément la contribution des conditions aux limites et initiales (hors domaine d'étude).
- Les cinq scénarii S6, S7, S8, S9, S10 permettent de déterminer la sensibilité des concentrations d'ozone aux différents secteurs d'activités et d'identifier les secteurs les plus contributeurs à l'ozone par territoire. Dans cette étude, la priorité d'analyse est donnée aux territoires en zone PPA. Pour réaliser ces simulations, nous avons utilisé la nomenclature SNAP97 pour différencier les activités émettrices de polluants atmosphériques pour chaque scénario. Comme cité dans le tableau ci-dessus, 5 secteurs d'activités émettrices ont été ainsi créés et étudiés : émissions issues des activités industrielles (S6), émissions issues des activités des secteurs résidentiel et tertiaire (S7), émissions issues des activités agricoles (S8), émissions issues du trafic routier (S9) et le reste des émissions issues des autres activités anthropiques (S10).
- Les scénarii S3, S4 et S5 permettent d'étudier le régime chimique dans notre région (à l'échelle régionale et par territoire PPA). Ils consistent à réduire séparément ou simultanément les émissions des précurseurs d'O₃ sur le domaine d'étude. Nous avons appliqué un abattement fixe de l'ordre de 35% car il correspond à une baisse théorique réaliste des émissions en appliquant la circulation différenciée sur quelques agglomérations de la région notamment Lyon. Ainsi, cette valeur théorique a été largement utilisée par la communauté scientifique dans des études similaires.

c. Validation par comparaison modèle et mesure - scénario de base

Ce scénario de base permet de créer un jeu de données de référence (état initial), utilisé pour interpréter les résultats des autres scénarii étudiés. Pour cette raison, il est fortement recommandé de valider les résultats de base avant son utilisation. Une comparaison entre les observations disponibles dans la zone d'étude et la modélisation a été effectuée pour le scénario de référence afin d'évaluer les résultats de la chaîne de modélisation. La comparaison entre les résultats de la modélisation avec CHIMERE et les concentrations observées aux stations fixes d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes a été réalisée pour la période d'étude (sur toute l'année 2018). Il s'agit d'une validation aux stations. L'évaluation retenue ici est fondée principalement sur la méthode statistique. Cependant, certains graphiques sont utilisés pour l'évaluation scientifique des résultats et de l'outil utilisé. Dans un premier temps, les critères statistiques retenus pour l'évaluation sont décrits. En effet, chaque indicateur statistique apporte un éclairage particulier.

c.1. Mesures utilisées pour la validation statistique

Les mesures utilisées pour évaluer les résultats du scénario de référence sont issues du réseau de stations fixes d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes. Ces stations ont été classées par typologie (Urbaine, Rurale, Périurbain, Industrielle, Trafic). Les stations de typologie industrielle et trafic ont été écartées de cette analyse statistique car elles sont largement influencées par les émissions locales et de proximité, alors que le modèle est dit de « fond ». La répartition spatiale des stations et leurs mesures sont sur le site internet (<https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/donnees/acces-par-station>) (Figure 3).



Figure 23 : Accès aux données de mesure sur le site web d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

c.2. Evaluation statistique générale

L'approche utilisée pour évaluer la qualité des résultats de modélisation consiste à comparer les concentrations estimées à celles mesurées uniquement aux stations. La comparaison modèle-mesure, évaluée par différents indicateurs statistiques, est réalisée pour chaque mesure. Pour évaluer la qualité globale de la simulation, ces indicateurs statistiques sont moyennés sur l'ensemble des capteurs de la région ou typologie.

Les statistiques sont estimées à partir de valeurs journalières pour tous les polluants : la moyenne journalière pour les particules PM₁₀, et la valeur maximale horaire du jour pour l'ozone (O₃) et les oxydes d'azote (NO_x). Seules les stations de typologie urbaine, périurbaine et rurale sont utilisées pour calculer les paramètres statistiques.

La comparaison peut être effectuée d'une manière qualitative en traçant le croisement des valeurs prédites (modèle) du modèle en fonction de celles observées (Figure 24 – Graphiques de corrélation), ou en traçant les évolutions temporelles des concentrations (Figure 25 et Figure 26). Le modèle est considéré parfait au sens de mesures lorsque toutes les estimations sont situées sur l'axe 1:1 (trait rouge sur la Figure 24).

Nuages de points

La Figure 24 présente les nuages de points tracés en croisant les résultats de modélisation avec les mesures aux stations. Cette figure montre que la plateforme de modélisation d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes a souvent une tendance globale à la sous-estimation pour les PM₁₀ et les NO_x. Ce comportement est plus marquant pour les oxydes d'azote (NO_x) que pour les PM₁₀. Pour les particules fines PM₁₀, la sous-estimation concerne principalement les valeurs les plus élevées des concentrations. Le même constat est observé pour l'ozone. En effet, le modèle sous-estime les fortes concentrations d'O₃ et surestime les faibles concentrations (valeurs inférieures à 150 µg/m³). La Figure 24 montre, dans certains cas, des données très éloignées du centre de masse du nuage de points. Il s'agit des valeurs aberrantes qui peuvent avoir une incidence importante sur le calcul des indicateurs statistiques.

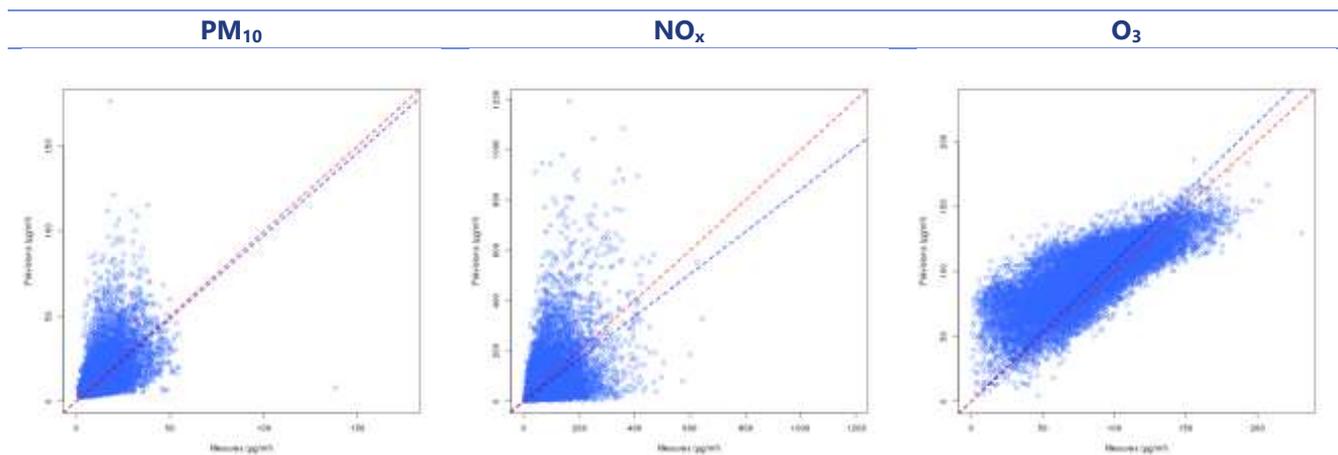


Figure 24 : Comparaison modèle-mesures : nuages des points pour chaque polluant.

Evolutions temporelles des concentrations

La deuxième approche visuelle permettant d'analyser la fiabilité du système de prévision est la superposition des évolutions temporelles modélisées à celles observées. Il n'est pas possible de tracer ces évolutions pour tous les polluants et pour toutes les stations compte tenu de leur nombre (plus de 80 par polluant). Deux stations ont été retenues pour illustrer les évolutions temporelles de concentrations : la station qui a le nombre de jours de dépassement le plus élevé pour les particules fines PM₁₀ du seuil de 50 µg/m³ en moyenne journalière (valeur limite réglementaire à ne pas dépasser plus de 35 fois par an) et celle qui a le nombre d'heures de dépassements le plus élevé pour l'ozone de 180 µg/m³ en valeur horaire (seuil d'information et de recommandations pour les épisodes de pollution). Il s'agit de la station urbaine Bourg-En-Bresse (Ain) pour l'ozone et celle de Passy (Haute-Savoie) pour les particules fines.

Les évolutions journalières de concentrations des stations Bourg-en-Bresse et Passy sont représentées respectivement sur les Figure 25 et Figure 26. Chaque figure illustre les profils temporels des concentrations mesurées (en gris) et modélisées (en rouge) de PM₁₀, NO_x et l'O₃ pour chaque station. La variabilité temporelle des concentrations journalières de NO_x est beaucoup plus importante que celle des concentrations de PM₁₀. En effet, les concentrations de NO_x sont beaucoup plus influencées par les émissions du trafic routier, elles-mêmes caractérisées par une forte fluctuation temporelle.

Les Figure 25 et Figure 26 montrent que les écarts modèle-mesures sont relativement importants pour Passy, notamment en hiver pour les PM₁₀ et NO₂. Les résultats de modélisation (les valeurs moyennes pour les PM₁₀ et les valeurs maximales pour le NO_x et l'O₃) sont globalement bons en Bourg-en-Bresse. Néanmoins, la qualité des résultats est fortement sensible à la période de l'année pour les particules fines PM₁₀. En effet, les écarts modèle-mesures sont relativement faibles sauf sur les deux derniers mois de l'année. Le modèle sous-estime largement les concentrations des polluants NO_x et O₃ à Passy en ne voyant pas la quasi-totalité des pics de concentrations de ces polluants, notamment les pics de pollution d'O₃ en été.

La comparaison sur les profils temporels des heures d'arrivée des pics de concentration montre toutefois que ce paramètre fondamental est souvent bien reproduit par la chaîne de modélisation pour les trois polluants. Le système de prévision prévoit correctement la vitesse de transport (vitesse d'advection) qui contrôle les déplacements des masses d'air polluées.

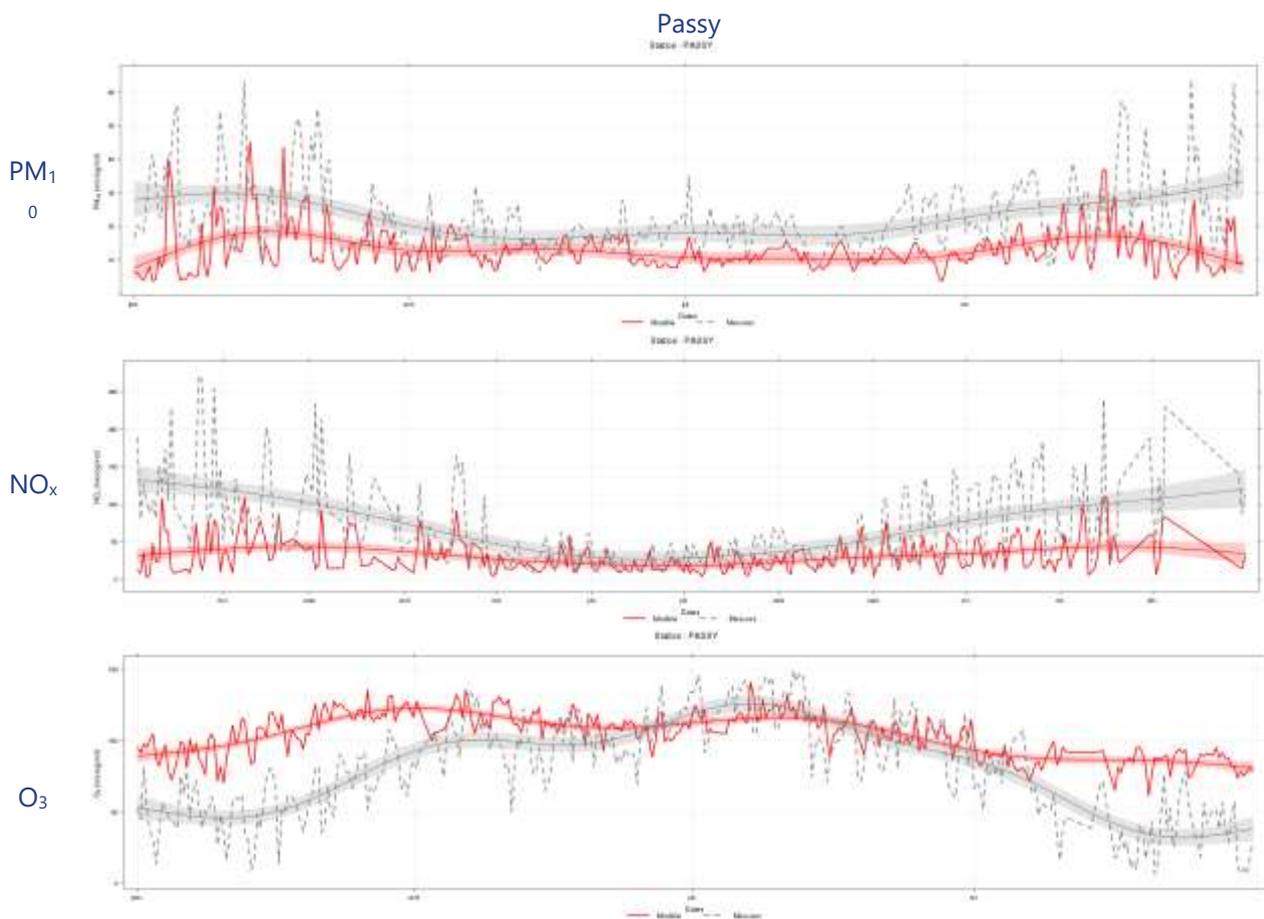


Figure 26 : Séries temporelles des concentrations journalières de PM_{10} , NO_2 et O_3 sur la station Passy

Indicateurs statistiques

Afin de quantifier les résultats de modélisation, il est nécessaire d'utiliser des indicateurs statistiques permettant d'étudier les écarts entre le modèle et les mesures. La bibliographie relate de nombreux travaux ayant abordé cette question récurrente de la quantification de la performance des prévisions et ont conduit à retenir certains paramètres statistiques. Il existe une multitude de paramètres statistiques pour ce type de quantification, notamment : le biais, l'erreur relative, l'erreur quadratique moyenne, la fraction dans un facteur de 2, le coefficient de performance, le coefficient de corrélation...

Sur la base de ces travaux bibliographiques, et conformément à « l'état de l'art », six indicateurs statistiques complémentaires ont été retenus pour évaluer la performance des prévisions (Tableau 2) :

- **Le biais moyen (MB)** : permet d'estimer l'erreur globale du modèle en quantifiant l'écart entre les moyennes des valeurs observées et modélisées. Sur la Figure 4, ce biais correspond à la distance entre le barycentre du nuage de points et l'axe 1:1. La valeur optimale de ce critère est 0.
- **La racine carrée de l'erreur quadratique des estimations (RMSE)** : peut être assimilée à une erreur locale. Sur la Figure 4, l'erreur type correspond à la diffusion ou la distribution moyenne des points par rapport à la droite 1:1. La valeur optimale pour ce paramètre est également 0.
- **Le coefficient de corrélation (R)** : paramètre statistique qui permet d'évaluer la corrélation entre les variations de deux variables. La valeur du coefficient de corrélation varie entre -1 et 1. La valeur optimale correspondant à des variables parfaitement corrélées est 1.
- **Le biais fractionnel (FB)** : le biais fractionnel correspond à un biais normalisé. Il quantifie l'erreur systématique, sa valeur optimale est 0.
- **L'erreur quadratique normalisée (NMSE)** : elle quantifie l'erreur locale. En effet, une valeur faible de NMSE traduit la performance du modèle à reproduire la variabilité spatiale et temporelle des

concentrations. Inversement, une valeur élevée de NMSE ne signifie pas forcément que le modèle n'est pas bon. À noter que les écarts locaux sur les pics ont un poids plus important sur ce critère.

- **La fraction d'un facteur de 2** : représente la fraction des valeurs calculées par le modèle pour lesquelles, $0,5 \leq C_p/C_m \leq 2$ si le modèle était parfait, FAC2=1. Ce paramètre indique la capacité du modèle à ne pas dépasser une erreur limite.

Puisque les modèles de dispersion atmosphérique ne peuvent pas prédire parfaitement la réalité (les concentrations mesurées par les capteurs), Chang and Hanna (2004) proposent des fourchettes de valeurs associées aux indicateurs FB, NMSE et FAC2 pour évaluer ces modèles : leurs résultats sont considérés comme acceptables lorsque les critères sont vérifiés. Malheureusement, il n'existe pas à notre connaissance de critères de qualité pour les indices R, Biais et RMSE.

Corrélation R	$\frac{(\overline{C_p - C_p})(\overline{C_m - C_m})}{\sqrt{(\overline{C_p - C_p})^2 (\overline{C_m - C_m})^2}}$	Biais Fractionnel FB	$\frac{\overline{C_p - C_m}}{\frac{1}{2}(\overline{C_p} + \overline{C_m})}$
Biais moyen MB	$\overline{C_p - C_m}$	L'erreur quadratique normalisé NMSE	$\frac{(\overline{C_p - C_m})^2}{\overline{C_p} \overline{C_m}}$
L'erreur type RMSE	$\sqrt{(\overline{C_p - C_m})^2}$	La fraction d'un facteur de 2	Fraction FAC2 des données telles que $0,5 \leq C_p/C_m \leq 2$

Tableau 2 : Paramètres statistiques utilisés habituellement pour évaluer les résultats des modèles de la qualité de l'air.

	R	Biais	RMSE	NMSE	FB	FAC2
Satisfaisant				NMSE < 4	≤ 0.3	≥ 0.5
Idéale	1	0	0	0	0	1

Tableau 3 : Critères d'évaluation de prévisions

- **Diagramme de Taylor**

Les diagrammes de Taylor (Figure 27 : Diagramme de Taylor – principe d'utilisation **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) sont conçus pour réaliser rapidement une évaluation comparative de plusieurs modèles, visuellement. Il rassemble trois indicateurs statistiques : le coefficient de corrélation de Pearson (R) (trait interrompu en vert), l'erreur quadratique moyenne (RMS) (trait interrompu en rouge) et l'écart-type (trait interrompu en bleu). Chaque point du diagramme est placé afin que la distance par rapport à l'origine soit égale à l'écart-type de la simulation. La position azimutale (en projetant le point sur l'arc extérieur parallèlement au trait interrompu vert) du point reflète la valeur du coefficient de corrélation entre les mesures et les prévisions.

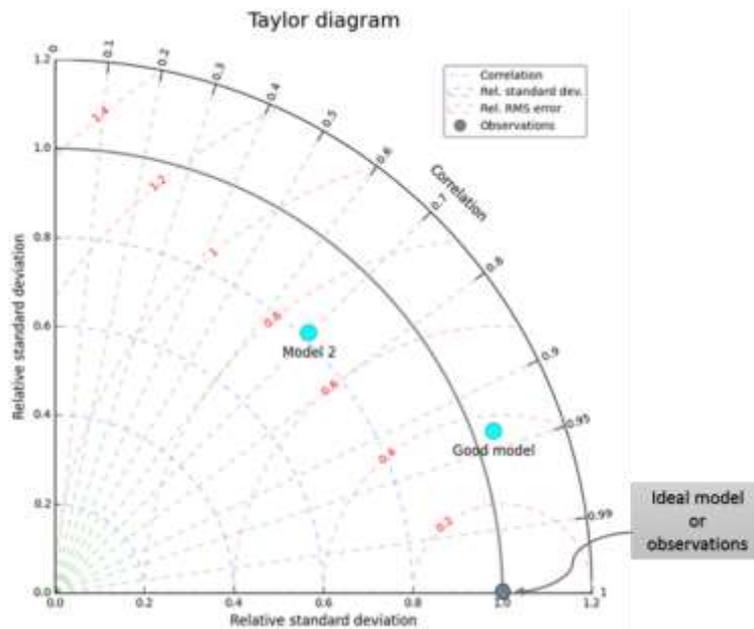


Figure 27 : Diagramme de Taylor – principe d'utilisation

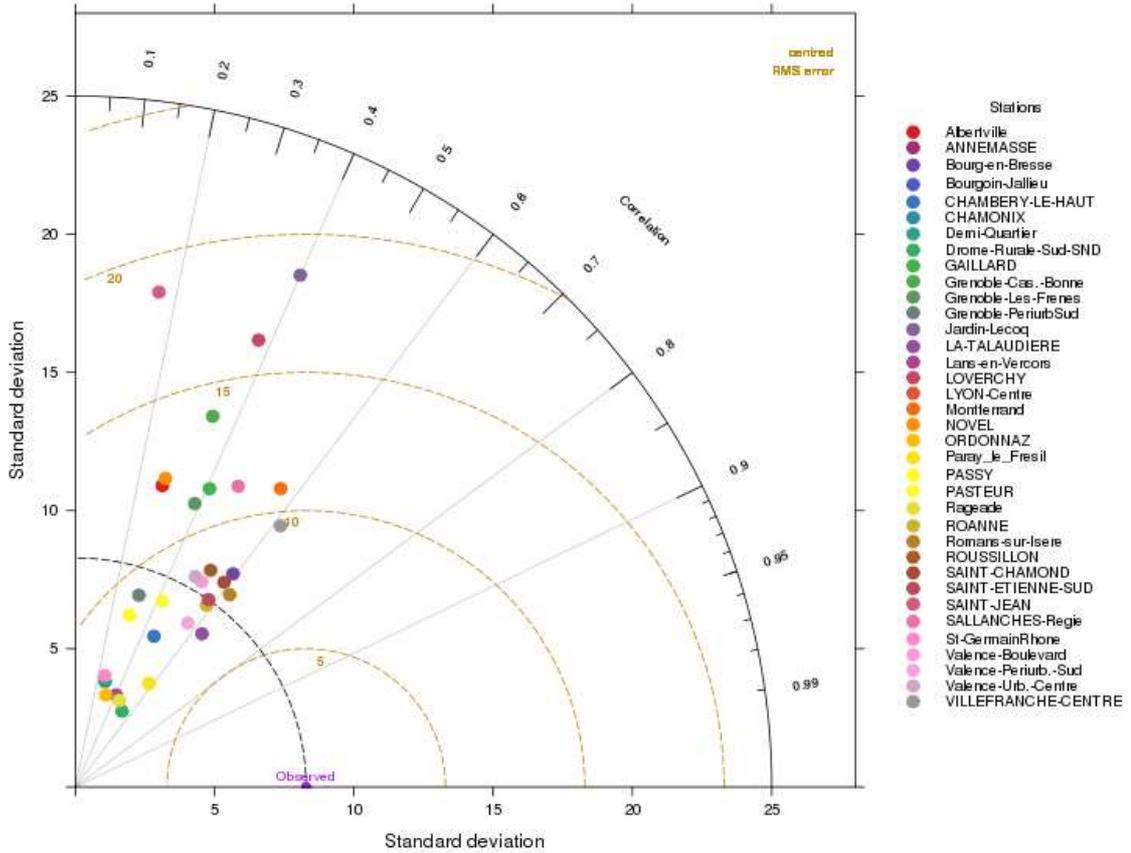
Ces diagrammes contribuent à évaluer la performance du modèle pour chaque polluant et pour chaque station. Il s'agit d'une démarche complémentaire à l'analyse des profils temporels présentée ci-dessus.

La Figure 27 représente les diagrammes de Taylor calculés pour les différents polluants et les différentes stations pour l'ensemble de l'année 2018. Chaque point de ces diagrammes correspond aux résultats statistiques d'une station.

On observe que la dispersion des données modélisées pour l'O₃ est moins importante que celles des données mesurées. Le RMS (distance par rapport à l'observation) est moins bon pour le NO₂ et l'O₃ que pour les particules fines. Cela peut s'expliquer en partie par l'ordre de grandeur des concentrations de ces deux polluants qui sont souvent plus élevées que les PM₁₀. Ainsi, la Figure 27 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** montre que la performance du modèle est plus homogène sur l'ensemble du territoire pour l'O₃ que les PM₁₀ et les NO_x (où les points sont plus dispersés sur le diagramme de Taylor). Ces diagrammes montrent que statistiquement, les résultats de modélisation aux stations sont moins corrélés aux mesures pour les particules PM₁₀ que pour les deux autres polluants.

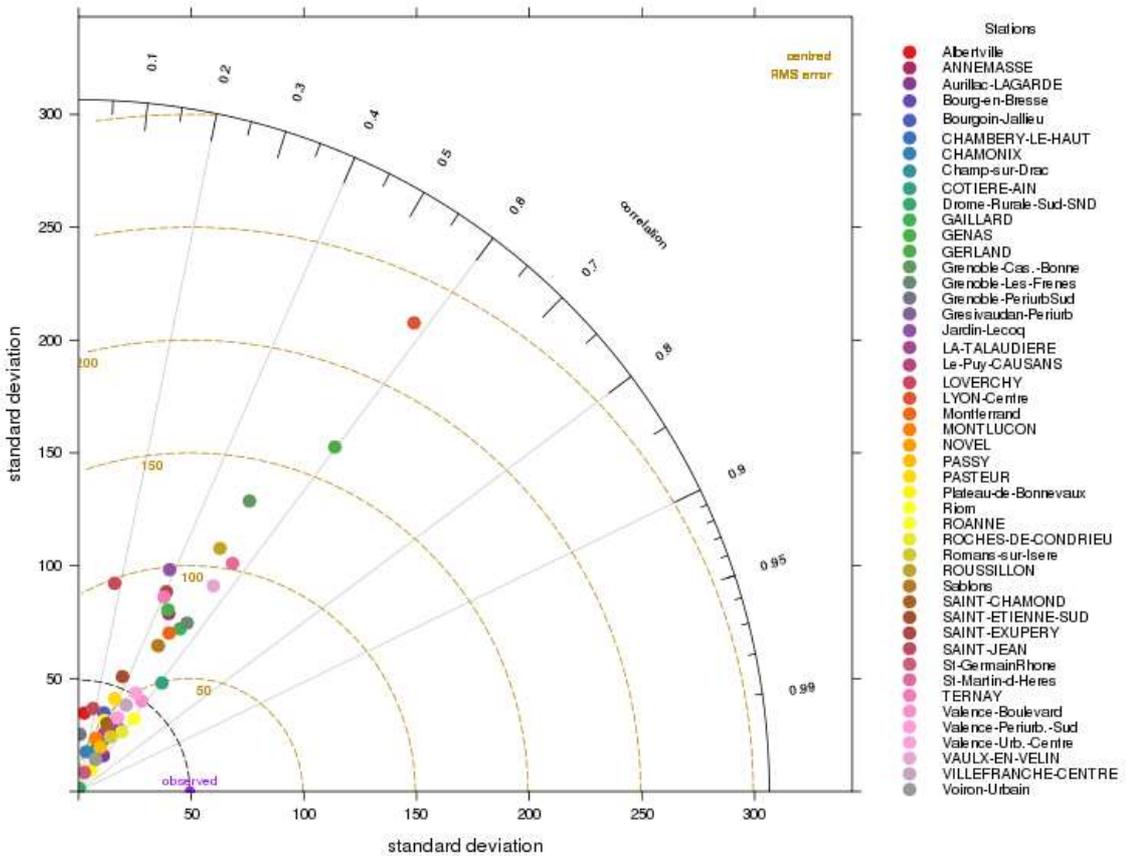
Diagramme de Taylor pour le polluant : PM₁₀

PM₁₀



NO_x

Diagramme de Taylor pour le polluant : NO_x



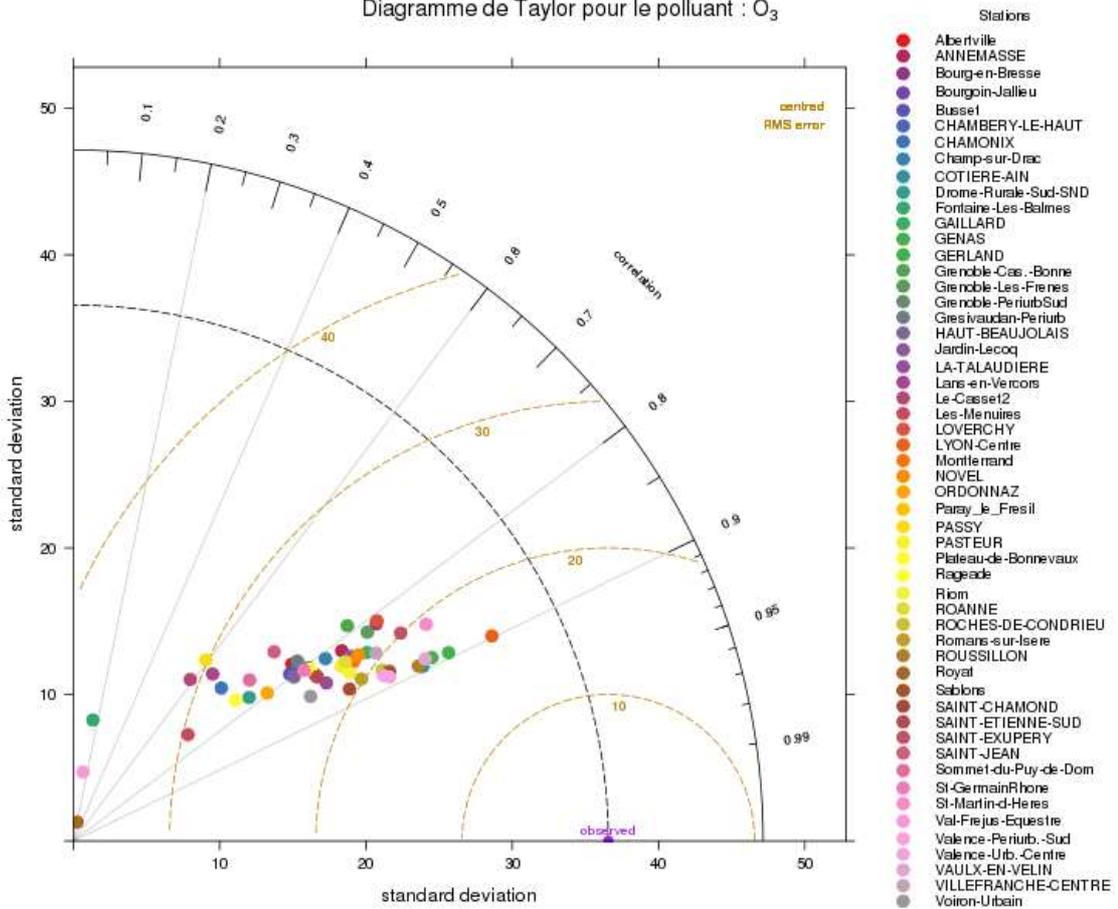


Figure 28 : Diagramme de Taylor – Performance du modèle de dispersion à chaque station.

Résultats des indicateurs statistiques

Les performances statistiques du modèle sur l'année 2018 relatives aux polluants PM₁₀, NO_x et O₃ sont indiquées dans le Tableau 4. Chaque paramètre est calculé en utilisant toutes les données de 2018 pour les différents polluants. Le fait que le biais moyen global soit positif pour les particules PM₁₀ et l'ozone O₃ signifie que le modèle surestime la moyenne des concentrations pour ces deux polluants. Cette légère tendance à la surestimation des PM₁₀ peut paraître incohérente avec les tendances globales illustrées sur la Figure 4. En réalité, c'est la surestimation des faibles valeurs qui fait passer le biais au-dessus de zéro.

Le biais moyen global et le RMSE sont beaucoup plus faibles pour les PM₁₀ que pour les autres polluants (Tableau 4). Statistiquement, cela signifie que le modèle reproduit mieux les concentrations de particules fines PM₁₀ que celles des autres polluants. Mais cela peut s'expliquer en partie par l'ordre de grandeur des concentrations de ces deux polluants qui sont souvent plus élevées que les PM₁₀. Le RMSE montre que les résultats de modélisation sont relativement dispersés autour des mesures, de l'ordre de 11 µg/m³ en moyenne pour les PM₁₀. Cette dispersion est deux à huit fois plus importante pour les autres polluants. La corrélation des résultats de modélisation avec les mesures est relativement faible pour les deux polluants PM₁₀ et NO_x.

PM ₁₀			NO _x			O ₃		
MB	RMSE	R	MB	RMSE	R	MB	RMSE	R
0,8	11,1	0,4	-1,5	87,9	0,4	12,4	23,6	0,8
FAC2	FB	NMSE	FAC2	FB	NMSE	FAC2	FB	NMSE
0,8	0,1	0,5	0,6	0,0	1,3	0,9	0,1	0,1

Tableau 4 : Performances statistiques globales de trois polluants PM₁₀, NO_x, O₃, sur l'ensemble de l'année 2018

Les résultats globaux du modèle sont assez satisfaisants pour tous les polluants. En effet, les critères statistiques fournis par Chang and Hanna (2004) sont largement respectés. Les biais moyens associés à l’ozone sont relativement élevés car ils sont calculés à partir des données maximales horaires sur la journée. Cela traduit la plus grande difficulté du modèle à prévoir des valeurs extrêmes, par nature très variables, que des valeurs moyennes.

Afin de compléter cette analyse, le même calcul a été effectué sur des fenêtres temporelles prédéfinies afin de donner plus de poids aux valeurs élevées. Il s’agit de la période hivernale (du 01/01/2018 au 15/03/2018 et du 01/11/2018 au 31/12/2018) pour les statistiques relatives aux particules fines PM₁₀, et de la période estivale (du 01/06/2018 au 30/09/2018) pour l’ozone (O₃), comme recommandé par plusieurs études scientifiques. La période hivernale de l’année est concernée principalement par des épisodes de pollution dues aux particules fines et la période estivale est concernée par des épisodes d’ozone.

Les concentrations en PM₁₀ sont souvent plus élevées en hiver. En effet, les émissions associées aux particules sont plus importantes pendant la période hivernale et les conditions météorologiques sont favorables à l’accumulation des polluants dans les basses couches de l’atmosphère. Les conditions estivales sont davantage propices à la production d’ozone, compte tenu du fort ensoleillement et des températures élevées favorisant la photochimie.

Les statistiques illustrées dans le Tableau 5a mettent en évidence une nette amélioration des scores pour l’ozone. Par exemple, les biais moyens pour la période estivale sont dix fois plus faibles que ceux calculés sur toute l’année. Pour les particules PM₁₀, seules les corrélations sont meilleures pour les statistiques hivernales (Tableau 65b).

Ces différents résultats permettent de conclure que le modèle est bien plus performant pour prévoir les concentrations d’O₃ lors de la période estivale, qui est la plus critique pour ce polluant. Pour les particules PM₁₀, le bilan est plus contrasté : les tendances globales des évolutions des concentrations sont bien mieux reproduites en hiver que sur l’ensemble de l’année (corrélation) mais les écarts ponctuels avec les mesures se creusent, traduisant une difficulté de la chaîne de prévision à bien reproduire les plus fortes concentrations de particules PM₁₀.

O3 – période estivale					
MB	RMSE	R	FAC2	FB	NMSE
1,1	15,8	0,8	1,0	0,0	0,0

Tableau 5 : Performances statistiques globales de l’O₃, sur la période estivale (de 01/06/2018 au 30/09/2018)

PM10 – période hivernale					
MB	RMSE	R	FAC2	FB	NMSE
22,2	30,2	0,5	0,8	0,3	0,2

Tableau 6 : Performances statistiques globales, des particules fines PM₁₀ sur la période hivernale (de 01/01 au 15/03/2018 et du 01/11 au 31/12/2018)

Le Tableau 7 illustre les performances du modèle en fonction de la typologie des stations de mesures. Les meilleures performances statistiques (en vert dans le Tableau 7) sont globalement associées aux stations Périurbaine pour les particules fines PM₁₀ et aux stations d’Observation spécifique pour l’O₃. Les bonnes performances observées sur ces deux typologies peuvent s’expliquer par l’aptitude du modèle à reproduire les concentrations du fond mais aussi à l’absence de l’influence de sources locales et donc à la faible variabilité spatio-temporelle des émissions autour des sites de mesures. Globalement, les indicateurs statistiques calculés dans le Tableau 7 indiquent un très bon accord entre les résultats de modélisation et les mesures. Seuls les indicateurs statistiques de NO_x sur les sites Périurbaine dépassent légèrement la fourchette des valeurs considérées comme acceptables (valeurs en rouge).

Typologie	PM10			NO2			O3		
	MB	RMSE	R	MB	RMSE	R	MB	RMSE	R
Urbaine	2,77	12,55	0,39	0,42	98,22	0,41	13,78	24,45	0,79
Rurale régionale	-3,04	9,72	0,43	-6,56	62,83	0,43	6,64	15,04	0,80
Périurbaine	-1,14	4,90	0,52	-7,33	10,52	0,16	12,48	25,37	0,78
Rurale nationale	-1,50	5,41	0,51	-1,95	12,14	0,45	8,24	19,02	0,69
Observation spécifique	-	-	-	-	-	-	-3,18	12,99	0,74
Typologie	PM10			NO2			O3		
	FAC2	FB	NMSE	FAC2	FB	NMSE	FAC2	FB	NMSE
Urbaine	0,77	0,16	0,53	0,54	0,00	1,21	0,90	0,16	0,08
Rurale nationale	0,79	-0,19	0,38	0,65	-0,11	1,03	0,99	0,07	0,03
Périurbaine	0,85	-0,13	0,32	0,30	-1,11	3,67	0,90	0,14	0,08
Rurale Régionale	0,81	-0,15	0,31	0,74	-0,12	0,55	0,98	0,08	0,04
Observation spécifique	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,03	0,02

Tableau 7 : Performances statistiques par typologie associées au modèle.

c.3. Evaluation par dichotomie

Les scores présentés dans cette partie sont issus des méthodes d'évaluation de prévision par dichotomie. Ces méthodes sont fondées sur une table de contingence qui indique le nombre de « oui » et de « non » prévus et mesurés (Tableau 8). Les quatre combinaisons de prévisions et d'observations permettent de calculer des probabilités conjointes et conditionnelles. Le comptage des occurrences se fait par rapport un seuil prédéfini. Il s'agit, dans notre cas, des seuils de dépassement des valeurs réglementaires (seuil d'information ou d'alerte). Les seuils utilisés comme critères de dépassement sont listés ci-dessous :

Polluant	Seuil
O ₃ maximum horaire	180 µg.m ⁻³
PM ₁₀ moyenne journalière	50 µg.m ⁻³
NO ₂ maximum horaire	200 µg.m ⁻³

Tableau 8 : Valeurs des seuils utilisées pour le calcul des critères statistiques

Dans cette partie est étudiée uniquement la capacité de la chaîne de prévision à reproduire les dépassements du seuil d'information aux stations pour chaque polluant (PM₁₀, NO₂, O₃). Il convient de rappeler que ces dépassements aux stations n'expliquent pas systématiquement les vigilances de pollution activées sur la région en 2018. En effet, l'épisode de pollution se caractérise par le dépassement d'un seuil de recommandation ou d'alerte avec le respect d'autres critères définis dans l'arrêté zonal N°PREF-DIA-BCI-2018-05-22-01⁴.

Le tableau de contingence (Tableau 9) compte les éléments suivants :

- Succès (ou hit) : évènement prévu et observé
- Évènement manqué (ou miss) : évènement non prévu mais observé
- Fausse alerte (ou false alarm) : évènement prévu mais non observé
- Rejets corrects (ou correct negative) : évènement non prévu et non observé

⁴ http://www.prefectures-regions.gouv.fr/auvergne-rhone-alpes/content/download/35211/238621/file/5-7-2018_recueil-84-2018-096-recueil-des-actes-administratifs-special.pdf

		Observation		
		Oui	Non	Total
Prévision	Oui	Succès (a)	Fausse alerte (b)	Prévu (a+b)
	Non	Dépassement manqué (c)	Rejets corrects (d)	Non prévu (c+d)
Total		Observé (a+c)	Non observé (b+d)	

Tableau 9 : Table de contingence

Cette table permet de visualiser quel type d'erreur a été commis. Une bonne prévision devrait logiquement ne contenir que des succès et des rejets corrects, autrement dit tous les dépassements et non dépassements sont validés par les mesures. Inversement, une mauvaise prévision correspond à des dépassements ou non dépassements non validés par les mesures. Le nombre total d'évènements prévus et observés est également étudié et est appelé distribution marginale. Une grande variété d'indicateurs statistiques sont calculés à partir des éléments de cette table de contingence. Dans cette étude, les 5 critères retenus sont (Tableau 9) :

La précision de la prévision (ACC)	$\frac{\text{nombre de prévisions correctes}(a + d)}{\text{nombre total de prévisions}(a + b + c + d)}$
Le biais (Biais)	$\frac{\text{nombre de dépassements prévus}(a + b)}{\text{nombre de dépassement observés}(a + c)}$
La probabilité de détection (POD)	$\frac{\text{nombre de bons dépassements}(a)}{\text{nombre de dépassements observés}(a + c)}$
Le ratio de fausses Alarmes (FAR)	$\frac{\text{nombre de faux dépassements}(b)}{\text{nombre de dépassements prévus}(a + b)}$
Le ratio de dépassements manqués (DM)	$\frac{\text{nombre de dépassements manqués}(c)}{\text{nombre de dépassements observés}(a + c)}$

Tableau 9 : Critères statistique pour la méthode dichotomie

- **La précision de la prévision (ACC)** : représente la fraction des prévisions correctes par rapport au nombre total de prévisions. Le meilleur score correspond à ACC = 100% ; il reflète une prévision parfaite. Les dépassements et non dépassements sont traités symétriquement. L'indicateur est fortement influencé par la catégorie la plus importante généralement (« non observé »)
- **Le biais (Biais)** : représente la fraction de dépassements prévus par rapport à ceux observés. Cet indicateur n'évalue pas la correspondance des évènements mais il peut être utilisé comme indicateur du comportement global du modèle. Une bonne prévision correspond à un biais unitaire.
- **La probabilité de détection (POD)** : représente la fraction des dépassements correctement prévus par rapport aux dépassements observés. Le meilleur score est pour POD = 100%. À noter que ce dernier est différent d'une prévision parfaite. Ce paramètre se focalise sur les dépassements et n'est pas « pénalisé » par les fausses alarmes. Il est très sensible aux dépassements corrects et manqués. Il doit donc être utilisé conjointement avec l'indicateur de fausses alarmes.
- **Le ratio de fausses Alarmes (FAR)** : représente la fraction des fausses alertes par rapport au nombre total de dépassements prévus. Son meilleur score correspond à FAR = 0. Cet indicateur est sensible au nombre de fausses alarmes mais ignore les dépassements manqués. Il doit donc être utilisé avec les indicateurs POD et DM. À noter que le meilleur score est différent d'une prévision parfaite.
- **Le ratio de dépassements manqués (DM)** : représente le taux de dépassements manqués dans les dépassements observés. Il s'agit d'un bon critère pour évaluer le taux d'échec dans les prévisions. Le

meilleur score est pour MD=0, c'est-à-dire qu'on ne rate aucun dépassement observé. À noter que cet indicateur peut avoir la valeur zéro si on ne possède pas de dépassements observés.

Dans cette étude, le calcul des critères statistiques pour la méthode « dichotomie » a été effectué uniquement pour les particules fines (PM10) et l'ozone (O₃). En effet, on ne dispose pas assez d'occurrences permettant de calculer ces indices pour le dioxyde d'azote (NO₂). Avant de commencer le calcul des scores de performances pour les deux polluants retenus, le comptage d'occurrences pour les différents éléments de table de contingence a été effectué. Ce calcul a été effectué par rapport au seuil d'information et de recommandations de chaque polluant comme indiqué dans le Tableau 9. Les résultats sont présentés dans le Tableau 10 pour les deux polluants PM10 et O₃. Le modèle a réussi à prévoir un seul dépassement correct d'O₃ parmi 16.

	Succès	Fausse alarmes	Dépassements manqués	Rejets corrects
Particules fines PM10	0	231	25	10 548
Ozone O ₃	1	1	15	17 136

Tableau 10 : Table de contingence par polluants

Sont maintenant présentés les scores de performance déduits des comptages illustrés ci-dessus. Tout d'abord, le calcul des scores globaux, utilisant l'ensemble de données disponibles par polluant (Tableau 11 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Ce tableau confirme la difficulté du modèle à bien reproduire les fortes concentrations. En effet, le taux de détection de dépassement est très faible pour les deux polluants. Cependant, le ratio de dépassements manqués est très élevé. L'étude du biais de prévision du seuil d'information montre que le nombre de dépassements prévus est 9 fois plus élevé que le nombre de dépassements observés pour les PM10. Ce tableau montre un taux de précision (ACC) très élevé pour les deux polluants. Mais, ce paramètre n'a pas de sens car il est fortement influencé par le nombre de rejet correct.

	ACC	Biais	POD	FAR	RDM
Particules fines PM10	0,97	9,24	0	1	1
Ozone O ₃	0,99	0,13	0,06	0,50	0,94

Tableau 11 : Critères statistiques de la méthode « dichotomie » calculés avec l'ensemble de données pour chaque polluant.

c.4. Comportement dynamique du modèle

Pour les NOx

La comparaison modèle-mesures nécessite aussi d'analyser la variabilité spatiale et temporelle des concentrations. La Figure 29 trace les profils moyens horaire et mensuel des niveaux de concentration des NOx modélisés (en rouge) et mesurés (en bleu). Sur cette figure, les profils moyens horaires de NOx sont relativement en bon accord avec la mesure. Les pics du matin et du soir sont synchrones. A noter que le pic du soir (18h UTC) est surestimé par le modèle et que la nuit, les niveaux sont aussi en surestimation. Les niveaux moyens mensuels sont aussi en bon accord avec la mesure mais encore en légère surestimation.

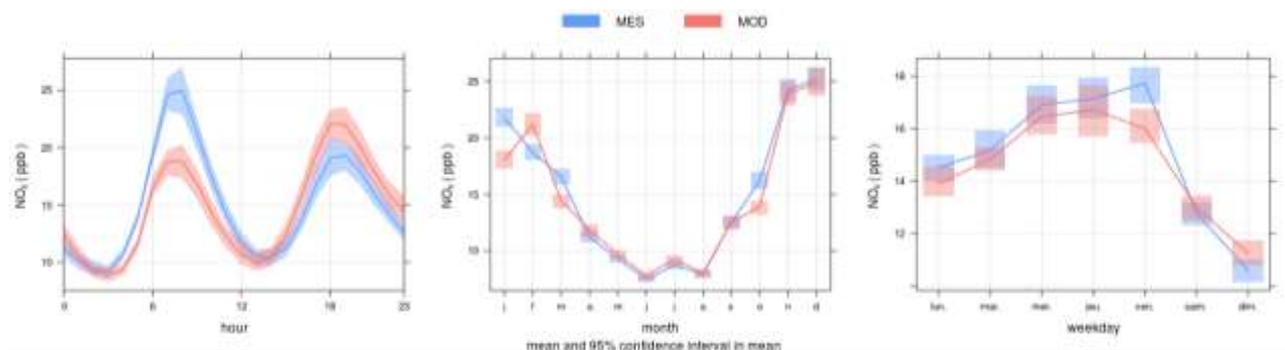


Figure 29 - Profils moyens horaires, mensuels, journaliers des concentrations de NOx mesurées et modélisées par le modèle CHIMERE sur le domaine à 3 km de résolution (en ppb)

La tendance géographique des biais modèles mesures sur les valeurs horaires des concentrations de NOx montrent que ces biais peuvent se compenser lorsqu'on regarde les niveaux moyens. La

Moyenne des écarts (Chimere2016 - Obs) sur horaire NOX

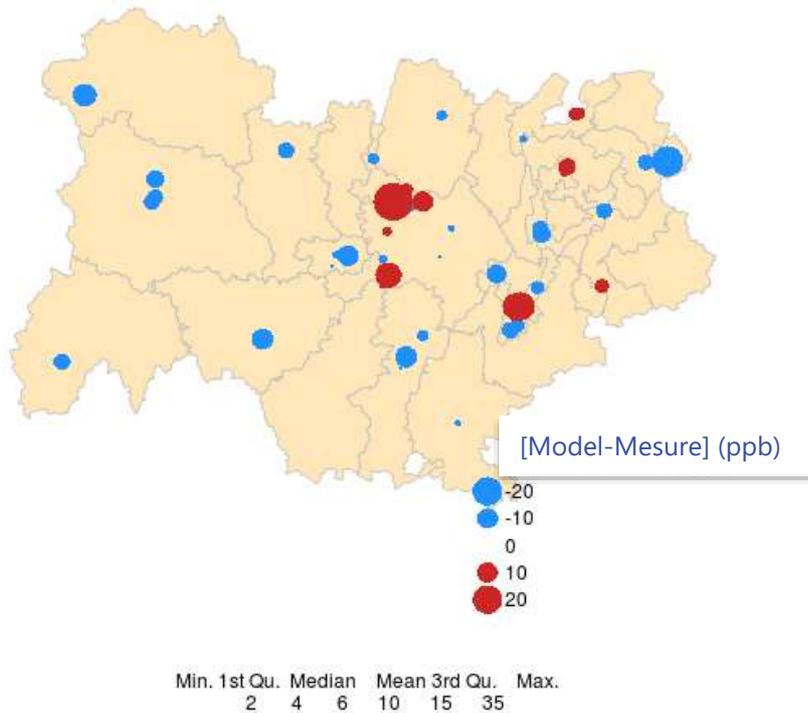


Figure 30 présente ces écarts de manière spatialisé. Ceux-ci sont relativement hétérogènes sur le domaine, la carte montre clairement la surestimation du modèle dans les villes comme par exemple Lyon, Grenoble, Roussillon, Annecy, Clermont Ferrand ou encore Annemasse et la sous-estimation dans les autres secteurs. Ces résultats montrent que les performances du modèle sont à prendre avec précaution et notamment dans les secteurs de Lyon, Roussillon ou Grenoble où les écarts sont les plus importants.

Moyenne des écarts (Chimere2016 - Obs) sur horaire NOX

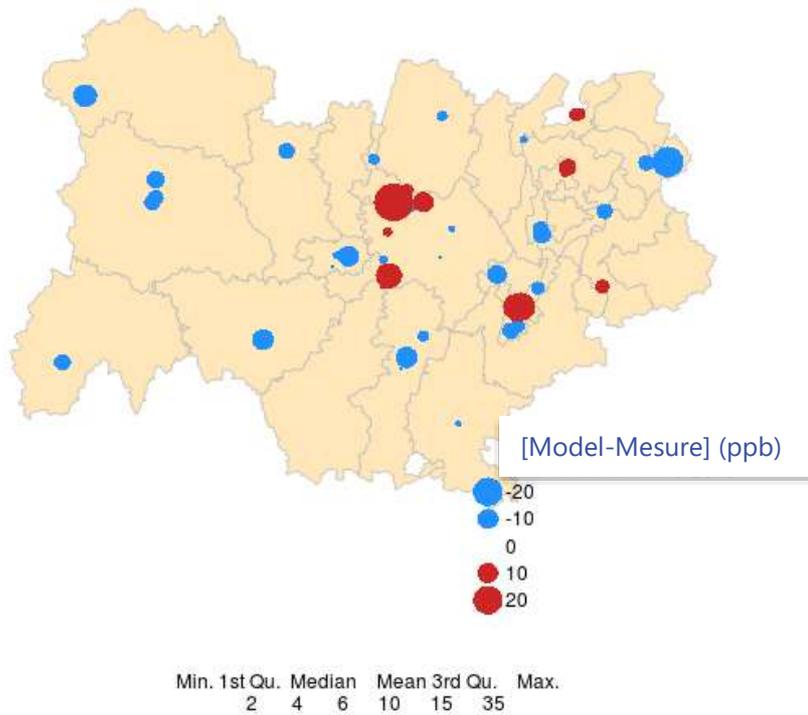


Figure 30 – Cartes des biais horaire moyen [Modèle - Mesure] (en ppb) des concentrations de NOX

Pour l’ozone

Le profil moyen horaire, mensuel et journalier des concentrations modélisées et mesurées aux stations montre que le modèle est en surestimation des concentrations quelques soit le profil moyen calculé (Figure 31).

La dynamique des signaux modélisé est en bonne accord malgré des pics parfois désynchronisé sur l’échéance de l’après-midi par exemple. Cet écart peut provenir de différents aspects mais le fait que le biais soit quasiment constant et positif quel que soit les échéances montre peut induire un problème des conditions de bords

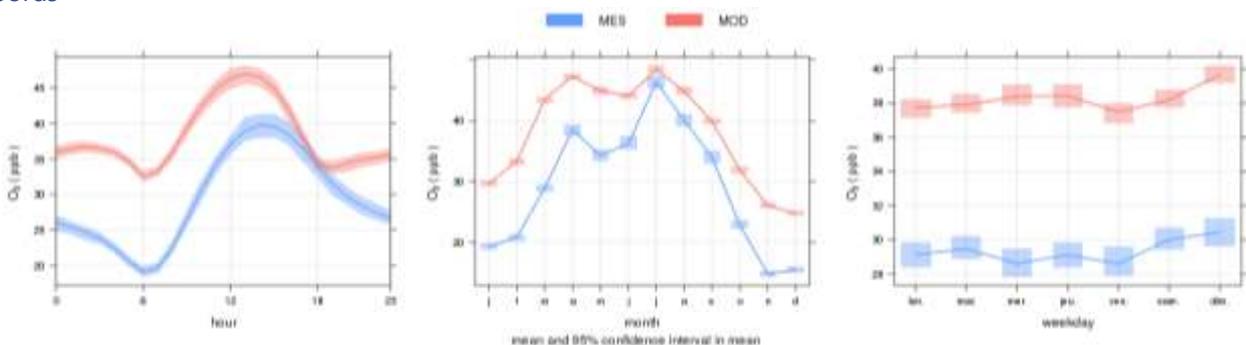


Figure 31 -Profils moyens horaires, mensuels, journaliers des concentrations d’ozone mesurées et modélisées par le modèle CHIMERE sur le domaine à 3 km de résolution (en ppb)

c.5. Conclusion générale sur la validation du modèle

La comparaison des résultats simulés avec les observations montre de nombreuses différences. Néanmoins, les valeurs prises par les indicateurs statistiques tels que le biais fractionnel (FB), l'erreur quadratique normalisée (NMSE) et la fraction d'un facteur de 2 (FAC2) se situent sans difficulté dans les intervalles recommandés par la communauté scientifique (Chang and Hanna, 2004). Les résultats modélisés peuvent donc être considérés comme acceptables.

Il est cependant important de remarquer que les procédures de validation utilisées consistent à comparer les concentrations de différents polluants. Elles permettent donc d'évaluer la capacité du modèle à simuler correctement les concentrations mais ne donnent pas de réelles informations sur sa capacité à reproduire correctement les changements de concentrations induits par des réductions d'émissions. Il existe malheureusement très peu de procédures permettant de valider les changements de concentrations. Ces procédures demandent la mise en œuvre de gros moyens et sont difficiles voire souvent impossible à mettre en place. On peut néanmoins compter sur le fait que les mécanismes de formations de l'ozone ont été abondamment étudiés depuis les trente dernières années, que ce soit en laboratoire ou en situation réelle. Ces mécanismes sont maintenant bien connus. Ils ont été implémentés dans des modèles comme CHIMERE qui ont été utilisés et validés sur de très nombreux sites dispersés dans le monde entier.

On peut donc affirmer sans risque de se tromper qu'un modèle comme CHIMERE simule correctement les tendances générales des changements concentrations même si ces changements de concentrations présentent des incertitudes dont les niveaux exacts sont difficiles à évaluer.

d. Contributions des émissions biogéniques, anthropiques à la formation de l'ozone et des masses d'air transfrontalière d'ozone

d.1. Décomposition des contributions

Les concentrations d'ozone observées dans la région Auvergne-Rhône-Alpes résultent des contributions de plusieurs sources. On peut tout d'abord distinguer une part d'ozone provenant de l'extérieur de la région et une part d'ozone qui se forme à l'intérieur de la région. La part d'ozone se formant à l'intérieur de la région peut elle-même être divisée entre l'ozone qui se forme à partir de précurseurs (NO_x et COV) provenant de l'extérieur de la région et l'ozone qui se forme à partir de précurseurs émis à l'intérieur de la région. Enfin, parmi les précurseurs émis dans la région Auvergne-Rhône-Alpes, il faut considérer les précurseurs biogéniques émis naturellement et les précurseurs anthropiques résultants de l'activité humaine. Finalement, les seuls leviers d'action dont disposent les décideurs de la région Auvergne-Rhône-Alpes concernent la part d'ozone formée à partir des précurseurs anthropiques émis à l'intérieur de la région.

Afin de simplifier l'étude des contributions à la formation de l'ozone, il a été choisi de focaliser l'analyse sur un nombre relativement réduit de simulations permettant de calculer les concentrations d'ozone suivantes :

- O_3 la concentration d'ozone résultant de la simulation du cas de base (100% des émissions).
- O_3^{Ant} la concentration d'ozone résultant de la simulation d'un scénario où toutes les émissions de précurseurs anthropiques de la région Auvergne Rhône-Alpes sont réduites.
- O_3^{Bio} la concentration d'ozone résultant de la simulation d'un scénario où toutes les émissions de précurseurs biogéniques de la région sont réduites.

- $O_3^{(0)}$ la concentration d’ozone résultant de la simulation d’un scénario où toutes les émissions de la région sont réduites.

Ces différentes concentrations sont utilisées pour calculer les changements d’ozone provoqués par la réduction des émissions anthropiques et biogéniques sur la région Auvergne Rhône-Alpes.

- $\Delta O_3^{Ant} = O_3 - O_3^{Ant}$: La variation de concentration d’ozone due à la réduction totale des émissions anthropiques de la région.
- $\Delta O_3^{Bio} = O_3 - O_3^{Bio}$: La variation de concentration d’ozone due à la réduction totale des émissions biogéniques de la région.
- $\Delta O_3^{AntBio} = O_3 - O_3^{(0)}$: La variation de concentration d’ozone due à la réduction totale des émissions de la région (anthropiques et biogéniques).

A cause des phénomènes photochimiques non linéaires à l’origine de la formation de l’ozone, le changement de concentration d’ozone provoqué par la réduction simultanée des émissions anthropiques et biogéniques n’est pas égal à la somme des changements résultant de la réduction des seules émissions anthropiques et des seules émissions biogéniques, si bien que l’on peut écrire la relation suivante :

$$\Delta O_3^{AntBio} = \Delta O_3^{Ant} + \Delta O_3^{Bio} + \hat{O}_3^{AntBio} \quad (1)$$

où \hat{O}_3^{AntBio} se calcule comme la différence entre les changements de concentration dus à une réduction simultanée de toutes les émissions et la somme des changements due aux réductions des seules émissions anthropiques et des seules émissions biogéniques : $\hat{O}_3^{AntBio} = \Delta O_3^{AntBio} - \Delta O_3^{Ant} - \Delta O_3^{Bio}$. Ce terme supplémentaire quantifie l’effet des interactions entre les émissions anthropiques et biogéniques.

En remplaçant ΔO_3^{AntBio} par $O_3 - O_3^{(0)}$ dans l’équation (1) les concentrations d’ozone peuvent s’exprimer comme la somme de termes plusieurs termes :

$$O_3 = O_3^{(0)} + \Delta O_3^{Bio} + \hat{O}_3^{AntBio} + \Delta O_3^{Ant} \quad (2)$$

- $O_3^{(0)}$ est le niveau de concentration d’ozone qui serait atteint si toutes les émissions de la région étaient coupées
- $O_3^{(0)} + \Delta O_3^{Bio} + \hat{O}_3^{AntBio}$ est le niveau d’ozone qui serait atteint si les émissions anthropiques de la région étaient coupées
- ΔO_3^{Ant} est la variation d’ozone due à la réduction totale des émissions anthropiques de la région.

d.2. Analyse des contributions moyennes à l’intérieur de la région Auvergne-Rhône-Alpes

L’impact des coupures d’émissions dans la région Auvergne-Rhône-Alpes a été analysé de manière synthétique. Cette analyse s’appuie sur les moyennes des écarts décrites dans la partie 3-d.1 calculées sur un mois et sur l’ensemble des mailles situées à l’intérieur du domaine géographique de la région. La Figure 32 montre ces écarts (ou delta) de concentrations moyenne. Elle peut être interprétée de la manière suivante :

- Des écarts négatifs signifient que les concentrations d’ozone après la réduction des émissions sont plus importantes que celles du cas de base. La coupure d’émissions entraîne une augmentation des concentrations d’ozone.
- Lorsque les écarts sont positifs, les concentrations d’ozone du scénario sont plus faibles que celles du cas de base. La coupure des émissions entraîne une diminution des concentrations d’ozone.

- Le terme d'interaction permet de quantifier le degré d'interaction entre les émissions anthropiques et biogénique. Un terme d'interaction faible signifie que les émissions anthropiques et biogéniques contribuent à la formation de l'ozone de manière indépendante. La somme des changements d'ozone obtenus en diminuant les émissions anthropiques seules puis les émissions biogéniques seules sera égale à la diminution entraînée par la diminution simultanée de toutes les émissions. Un terme d'interaction fortement négatif signifie que l'action des émissions génère de la saturation limitant la formation d'ozone. Une réduction simultanée aura moins d'impact que la somme des réductions individuelles. Un terme d'interaction fortement positif signifie que l'action simultanée de toutes les émissions amplifie la formation de l'ozone. Une réduction simultanée a plus d'impact que la somme des réduction individuelles.

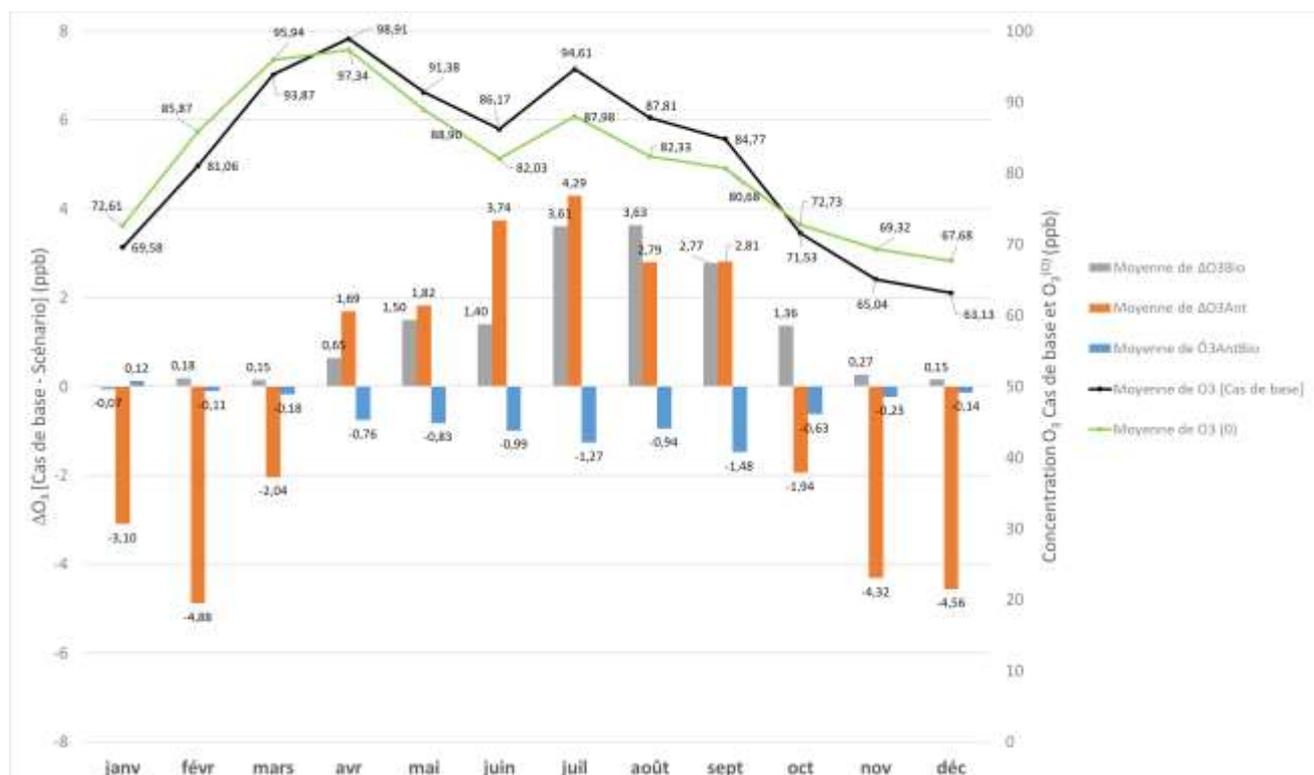


Figure 32 – Moyennes mensuelles de la région Auvergne-Rhône-Alpes :

- du cas de base (courbe noire et échelle secondaire des ordonnées en ppb),
- de la contribution extérieure à la région Auvergne-Rhône-Alpes (courbe verte et échelle secondaire des ordonnées en ppb)
- des écarts [Cas de base – Scénario] (histogrammes groupés en couleur et échelle principale des ordonnées en ppb)

Pour mémoire, 1 ppb = 2 µg/m³ pour l'ozone.

La Figure 32 montre qu'il existe :

- **Une saisonnalité dans les contributions de l'ozone** avec deux périodes identifiables :
 - Du mois d'octobre au mois de mars, la coupure des émissions anthropiques entraîne une augmentation d'ozone (écarts < 0) ce qui signifie que ces émissions contribuent à la destruction de l'ozone moyen. Les émissions biogéniques ont un impact beaucoup plus faible que les émissions anthropiques pendant cette période. En conséquence le terme d'interaction est très faible. On peut donc conclure que : **Agir sur les émissions internes à la région Auvergne-Rhône-Alpes pendant cette période amène à une augmentation de l'ozone pouvant aller jusqu'à augmenter le niveau moyen de ~5 ppb (10 µg/m³).**
 - Du mois d'avril au mois d'octobre, la coupure des émissions biogéniques et anthropiques de la région entraîne des diminutions de la concentration d'ozone (écarts > 0) ce qui signifie que ces émissions contribuent initialement à la formation d'ozone. Les termes d'interaction sont significativement négatifs (en bleu sur la figure) ce qui signifie que les effets couplés des

émissions biogéniques et anthropiques ont tendance à saturer les mécanismes de formation de l'ozone, c'est-à-dire qu'une réduction simultanée de ces deux émissions aura moins d'impact que la somme des réductions individuelles. **Agir sur les émissions internes à la région Auvergne-Rhône-Alpes pendant cette période amène à une diminution de l'ozone pouvant aller jusqu'à réduire le niveau moyen de l'ozone de ~7 ppb (14 µg/m³).**

- **Une contribution extérieure de l'ozone très importante.** En effet, le terme $O_3^{(0)}$ est proche de O_3 , le niveau de concentration moyen du cas de base.

Pour réduire la part de la contribution extérieure, il faudrait agir sur les émissions de précurseurs provenant d'une échelle pouvant être inter-régionale à européenne voire mondiale.

La Figure 32 montre des écarts de concentration moyennés sur toute la région mais ne donne aucune information sur la répartition spatiale de ces écarts. Afin de connaître cette répartition, il convient de tracer des cartes.

Le Tableau 12 contient les cartes de l'ensemble des écarts calculés en fonction des différentes saisons météorologiques (Ici Hiver = Janvier, Février, Mars et Eté = Juin, Juillet, Août) :

- Les écarts de concentration résultant des coupures d'émissions anthropiques sont les plus élevés en particulier dans les zones de fortes émissions (axes routiers et grandes villes). Dans ces zones, les écarts sont négatifs aussi bien en hiver ce qui indique que les concentrations d'ozone augmentent lorsque les émissions sont coupées. En dehors de cette zone, l'impact de la coupure des émissions anthropiques entraîne une diminution des concentrations d'ozone en été et une augmentation en hiver.
- Les écarts de concentration provoqués par les coupures des émissions biogéniques sont beaucoup plus homogènes et montrent peu de différences d'une saison à l'autre. Les impacts sont positifs en hiver comme en été. Ce scénario est purement théorique car il paraît impossible de pouvoir couper toutes les émissions biogéniques dans la réalité. Il permet cependant d'évaluer l'influence des COV sur les concentrations d'ozone de la région car les émissions biogéniques constituent ~70% des émissions des COV de la région.
- Le terme d'interaction est faible et ne montre pas de grandes hétérogénéités spatiales. Ces écarts sont positifs en hiver et négatifs en été ce qui signifie que les effets conjoints des émissions biogéniques et anthropiques sont amplifiés en hiver et saturés en été.

En résumé, une réduction des émissions anthropiques conduit à une augmentation de l'ozone dans les zones urbaines et autour des axes routiers. Dans le reste de la région, la réduction des émissions anthropiques entraîne une augmentation d'ozone en hiver mais sa diminution en été.

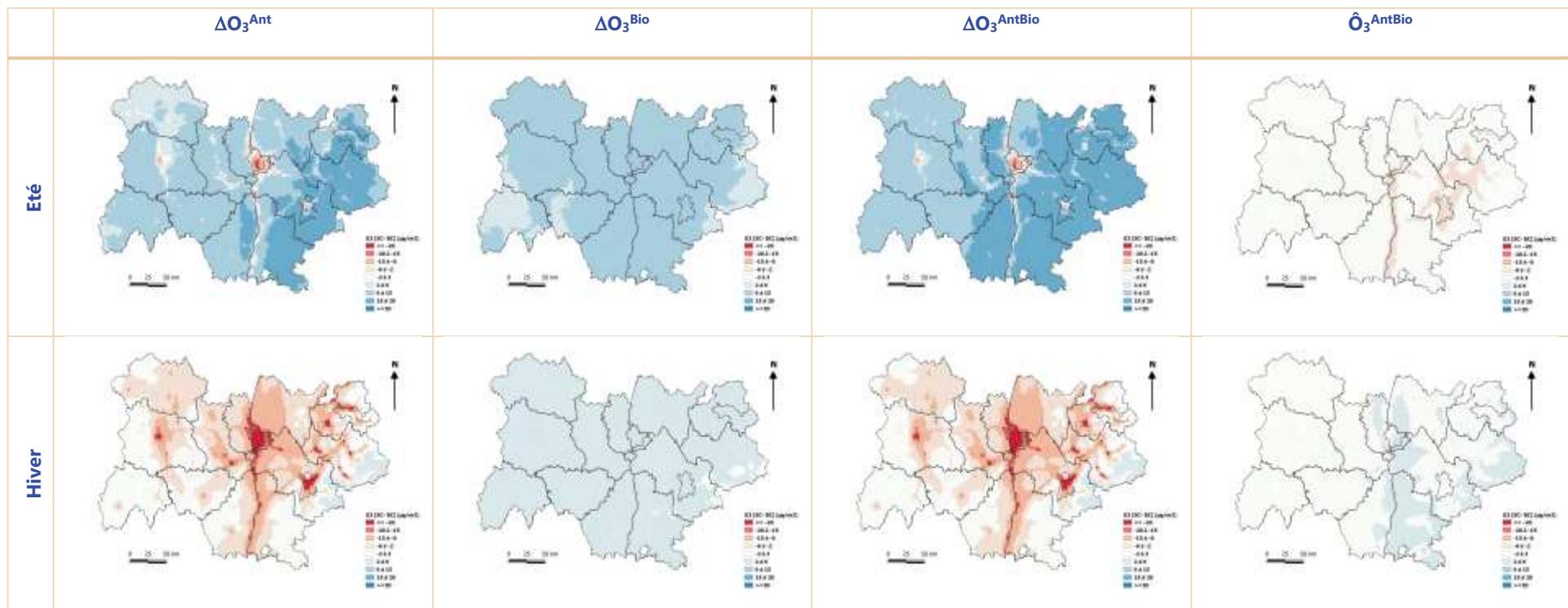


Tableau 12 - Cartes des écarts des scenarios de contribution été (1^{ère} ligne) et hiver (2^{ème} ligne) (écart = Cas de base – Scénario)

En rouge : augmentation des niveaux d'ozone
 En bleu : diminution des niveaux d'ozone

d.3. Contributions par zones

Les analyses réalisées dans les paragraphes précédents permettent de mettre en évidence deux zones dans la région Auvergne-Rhône-Alpes se comportant différemment : la zone des fortes émissions (régions urbaines et autour de axes routiers importants) et le reste du domaine, plus rural.

Ces deux zones peuvent être délimitées en utilisant les écarts de concentration d’ozone résultant de la diminution des émissions anthropiques en utilisant l’iso contour zéro de ces écarts. La carte de la Figure 33 permet de distinguer une zone d’influence des émissions anthropiques négative ($\Delta O_3^{Anth} < 0$) et une zone d’influence positive ($\Delta O_3^{Anth} > 0$).

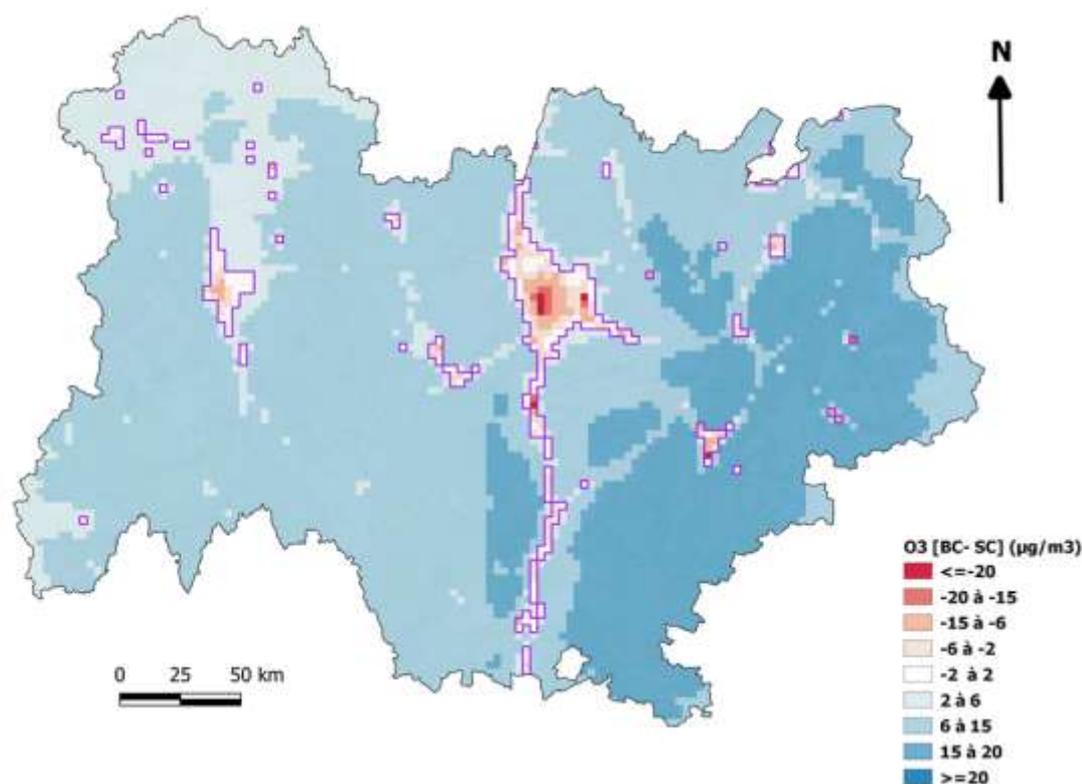


Figure 33 - Carte des écarts de la coupure des émissions anthropiques de la saison estivale et délimitation de la zone d'influence positive et négative de la coupure (contour violet)

A l'intérieur de la zone de fortes émissions :

La Figure 34 montre la moyenne des écarts à l'intérieur de la zone de fortes émissions identifiée sur la Figure 33 ($\Delta O_3^{Anth} < 0$). Comparée à la situation de l'ensemble de la région, la coupure des émissions anthropiques induit un impact négatif tous les mois de l'année. La coupure des émissions anthropiques amène à une augmentation des niveaux d'ozone pouvant aller jusqu'à ~ 20 ppb. En période estivale, cette dégradation est moins importante (~ 4 ppb). La coupure des émissions biogéniques a un impact significatif uniquement pendant la période estivale en réduisant les niveaux moyens d'ozone de la zone.

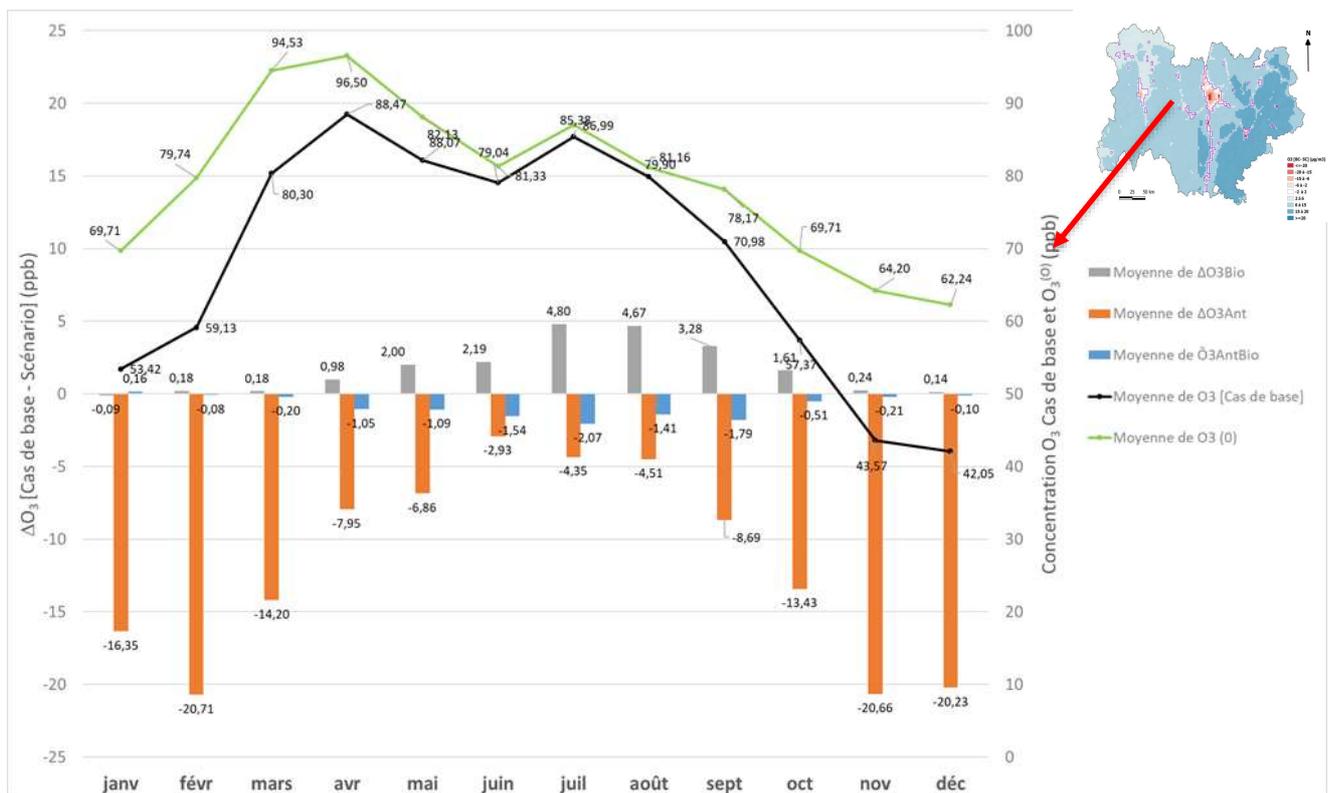


Figure 34 - Moyennes mensuelles à l'intérieur de la zone de fortes émissions :

- pour le cas de base (courbe noire et échelle secondaire des ordonnées en ppb)
- pour la contribution extérieure à la région Auvergne-Rhône-Alpes (courbe verte et échelle secondaire des ordonnées en ppb)
- des écarts [Cas de base – Scénario] (histogrammes groupés en couleur et échelle principale des ordonnées en ppb)

A l'extérieur de la zone de fortes émissions :

La Figure 35 montre le bilan des écarts à l'extérieur de la zone identifiée sur la Figure 33 (zone >0). Dans cette zone qui est beaucoup plus vaste en termes de surface, les écarts moyens sont très semblables à ceux calculés en moyenne sur l'ensemble de la région. Les écarts sont beaucoup plus faibles que dans la zone interne ce qui signifie que l'impact des émissions anthropiques et/ou biogénique est moins importante dans cette zone et donc que les contributions extérieures à la région sont plus importantes.



Figure 35 - Moyennes mensuelles à l'extérieur de la zone de fortes émissions :

- pour le cas de base (courbe noire et échelle secondaire des ordonnées en ppb)
- pour la contribution extérieure à la région Auvergne-Rhône-Alpes (courbe verte et échelle secondaire des ordonnées en ppb)
- des écarts [Cas de base – Scénario] (histogrammes groupés en couleur et échelle principale des ordonnées en ppb)

Ces tests de sensibilité montrent que :

- **Le principal contributeur d’ozone sur la région provient d’import extérieur (= ozone importé depuis l’extérieur de la région ou formé à partir de précurseurs provenant de l’extérieur de la région).**
- **Une coupure des émissions anthropiques entraîne une augmentation des concentrations dans la majorité des cas (sur toute la région en hiver et dans les zones proches des fortes émissions en été).**
- **Une coupure des émissions anthropiques entrainera des diminutions d’ozone uniquement en été (d’avril à septembre) dans les zones éloignées des fortes émissions.**

Les scénarios de coupures totales des émissions permettent de quantifier l’impact des différentes sources de précurseurs sur la formation d’ozone mais restent malheureusement purement théoriques car ils sont impossibles à mettre en œuvre dans la réalité. Seules des réductions partielles des émissions anthropiques seront réalisables.

e. Réduction des émissions à 35% des composés NOx et COV

e.1. Décomposition des contributions de réduction à 35%

L'ozone se forme grâce à l'action du soleil sur deux types de précurseurs, les NOx et les COV, si bien qu'une réduction des émissions de ces précurseurs entrainera des changements des concentrations d'ozone (en augmentation ou en réduction). **La formation de l'ozone résultant de processus non linéaires, l'effet d'une réduction simultanée de tous les précurseurs ne sera pas forcément égale à la somme des effets produits par une réduction de chacun précurseur pris séparément.**

Pour étudier le comportement de ces réductions, on peut établir une relation similaire à la relation (1) :

$$\Delta O_3^{NO_xCOV} = \Delta O_3^{NO_x} + \Delta O_3^{COV} + \hat{O}_3^{NO_xCOV} \quad (3)$$

- $\Delta O_3^{NO_x}$ est la variation de concentration d'ozone due à une réduction de 35% des émissions de NOx de la région.
- ΔO_3^{COV} est la variation de concentration d'ozone due à une réduction de 35% des émissions de COV de la région.
- $\Delta O_3^{NO_xCOV}$ est la variation de concentration d'ozone due à une réduction de 35% des émissions de NOx et de COV de la région.
- $\hat{O}_3^{NO_xCOV}$ est un terme quantifiant les non-linéarités résultant des interactions entre les précurseurs. Il se calcule comme la différence entre la variation d'ozone due à la réduction simultanée des précurseur et la somme des variations due à la diminution de chaque précurseur :
$$\hat{O}_3^{NO_xCOV} = \Delta O_3^{NO_xCOV} - \Delta O_3^{NO_x} - \Delta O_3^{COV}.$$

L'analyse des effets de la réduction des précurseurs sur la formation de l'ozone se base sur des réductions partielles de 35% et ceci pour deux raisons :

- La mise en œuvre d'une réduction de 100% des émissions n'est pas réalisable en pratique car elle demanderait un arrêt quasi-total des activités humaines. Une réduction de 35% des émissions demande des efforts économiques importants mais reste un objectif qu'il est possible d'atteindre.
- Les études sur les mécanismes de formation de l'ozone montrent que les relations entre la réduction des émissions et les changements de concentrations d'ozone sont linéaires jusqu'à des seuils de 40 % à 50 % de réduction. La linéarité permet d'évaluer plus facilement les changements de concentrations d'ozone. En effet, les termes d'interaction étant négligeables, les effets de chacun des précurseurs peuvent simplement être additionnés pour estimer leurs effets combinés. De plus, les effets de différents pourcentages de réduction peuvent facilement être estimés à partir du calcul réalisé pour 35%. Ainsi, les effets sur l'ozone d'une réduction de 20% d'un précurseur pourront par exemple se calculer de la manière suivante : $\Delta O_3^{20\%} = 0,20/0,35 \times \Delta O_3^{35\%}$.

e.2. Contribution moyenne sur la région Auvergne-Rhône-Alpes

La Figure 36 permet de visualiser les impacts d'une réduction de 35 % des émissions anthropiques de NOx et de COV en moyenne sur la région Auvergne-Rhône-Alpes.

Cette figure montre que :

- Les différents écarts montrent un comportement saisonnier assez identique au comportement identifié pour les scénarios de coupure des émissions anthropiques et biogéniques (une saison autour de l'été et l'autre autour de l'hiver).
- La réduction de 35 % de COV amène à une diminution des concentrations d'ozone quelle que soit la saison (sauf pour le mois de Janvier), mais son impact est relativement faible.

- La réduction de 35% de NOx conduit à une augmentation des concentrations d’ozone pendant la période d’octobre à mars. Une diminution des concentrations est observable pendant la période d’avril à septembre ce qui signifie qu’agir sur ce polluant pendant cette période permettrait de réduire les niveaux moyens d’ozone de la région.
- Le terme d’interaction est relativement faible (régulièrement un ordre de grandeur en dessous des autres écarts de concentration) ce qui tend à montrer que l’effet des réductions se rapproche d’un comportement linéaire.

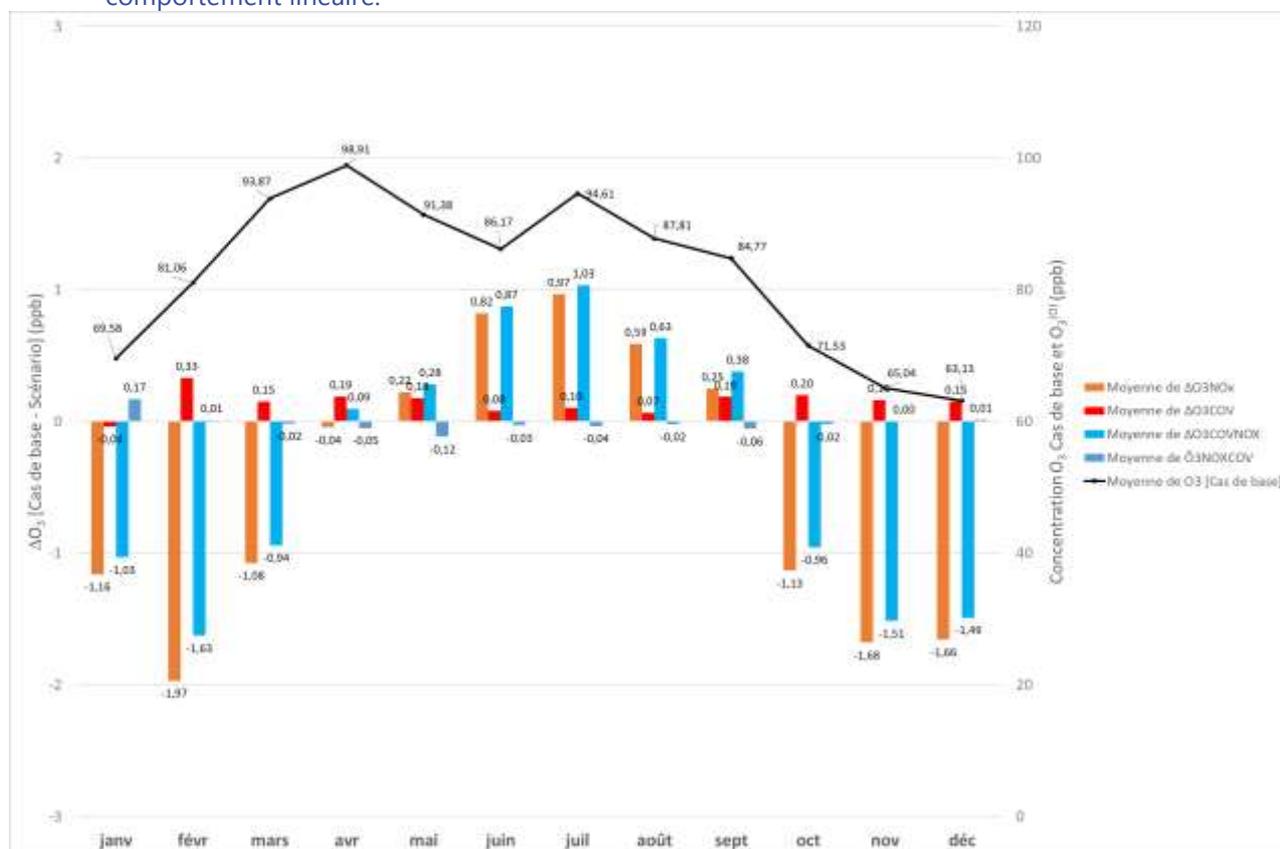


Figure 36 - Impact des réductions d’émissions à 35 % des polluants NOx, COV, COV + NOx et termes d’interaction. L’impact est calculé en fonction des écarts avec le cas de base [Cas de base -scénario]. La courbe noire représente la concentration moyenne du domaine modélisée. Toutes les valeurs sont exprimées en ppb.

Pour mémoire, 1 ppb = 2 µg/m³ pour l’ozone.

La répartition spatiale des différents écarts de concentration d’ozone apparait sur les cartes du Tableau 13 :

- L’impact de la réduction des NOx permet d’identifier deux zones : la zone de fortes émissions (dans les agglomérations et proche des axes routiers) montre une augmentation des concentrations d’ozone en toute saison et le reste de la région où la réduction des NOx amène à un résultat variable, allant d’une baisse à une légère augmentation (résultats détaillés dans la partie suivante).
- L’impact de la réduction des COV est relativement homogène géographiquement quelle que soit la saison. La réduction des COV de 35 % amène à de faibles réductions de concentrations d’ozone sur l’ensemble de la région en toute saison.
- La réduction simultanée des NOx et des COV génère des écarts comparables à ceux générés par la réduction des seuls NOx. Le terme d’interaction étant faible et homogène, les effets d’interaction entre les NOx et les COV peuvent être négligés. Les changements de régime chimique de formation de l’ozone sont conditionnés par les émissions de NOx.

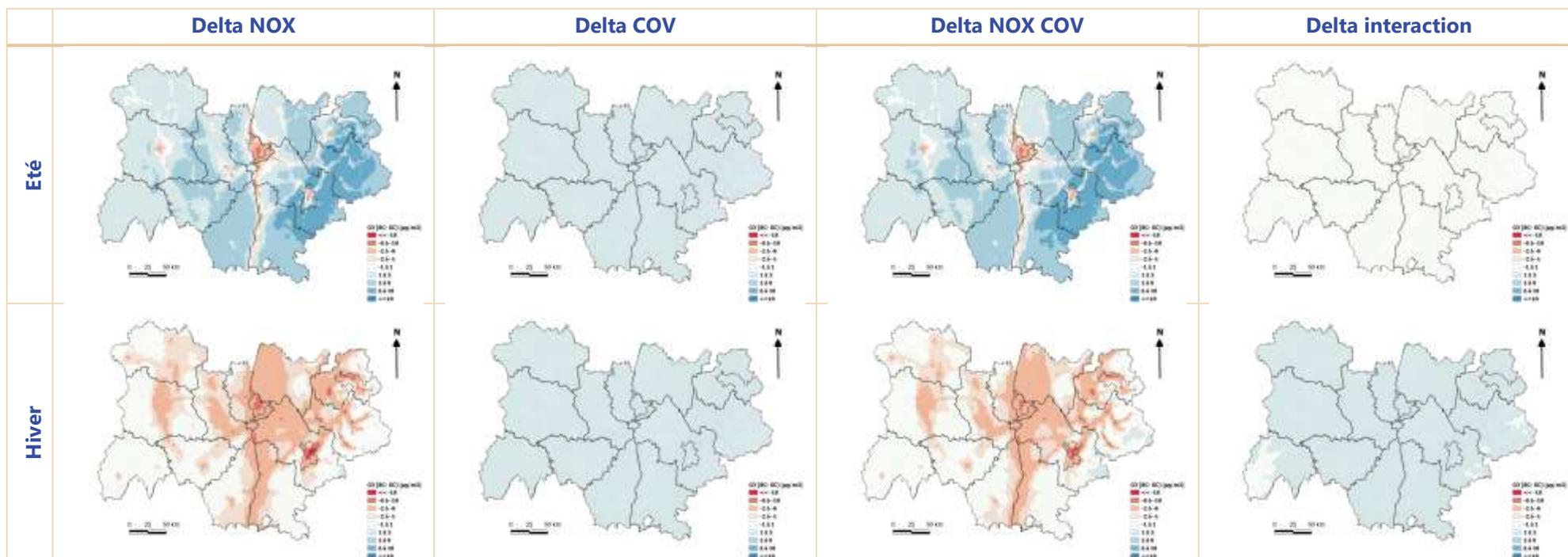


Tableau 13 - Cartes des écarts des scénarios de contribution été (1^{ère} ligne) et hiver (2^{ème} ligne) (écart = Cas de base – Scénario)
 En rouge : augmentation des niveaux d'ozone
 En bleu : diminution des niveaux d'ozone

e.3. Contribution par zone

Deux zones peuvent être identifiées en utilisant les écarts induits par les réductions de NOx en été (voir Figure 37) en distinguant la zone où ces écarts sont négatifs et la zone où ils sont positifs :

- Une zone interne représentant l'impact de la réduction amenant à une augmentation de l'ozone ;
- Une zone externe représentant l'impact de la réduction amenant à une diminution de l'ozone.

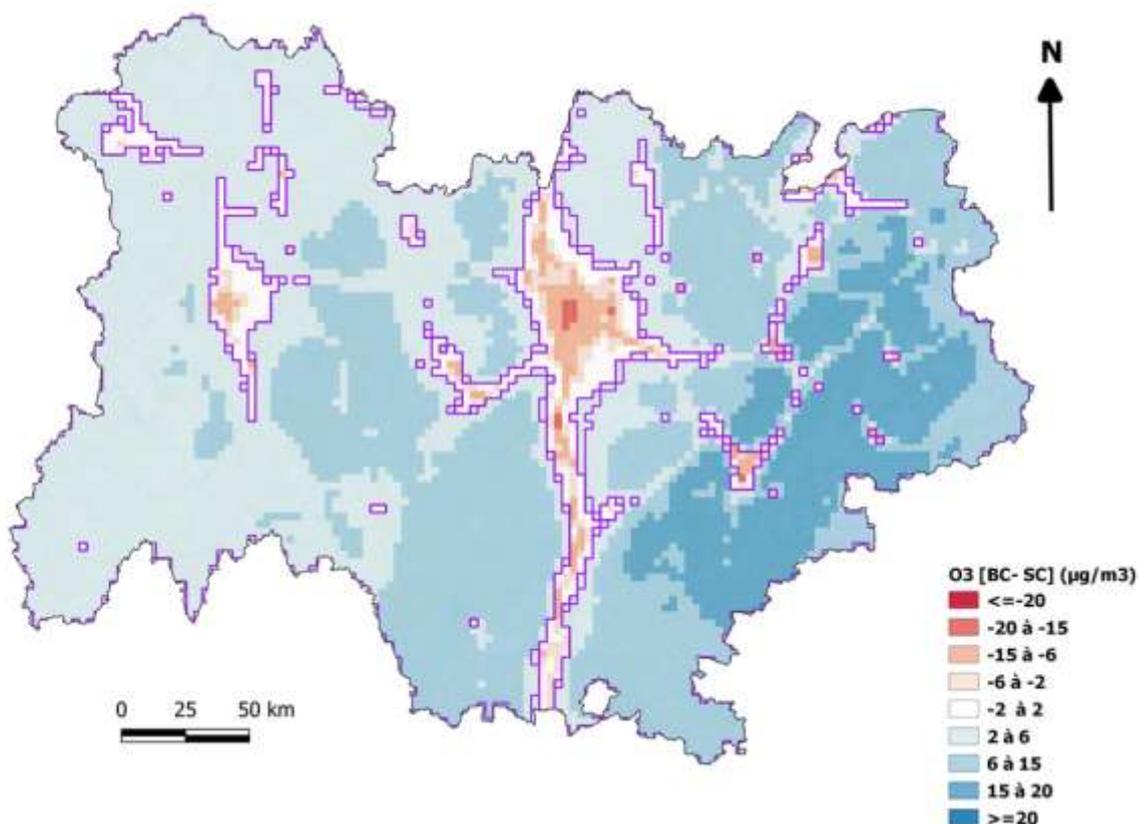


Figure 37 - Carte délimitant la zone d'influence positive des écarts de concentrations d'ozone après réduction de 35% des émissions des NOx en été (iso-contour en violet). Les écarts de concentrations (ΔO_3^{NOx}) sont représentés par des couleurs (Rouge : augmentation de l'ozone - Bleu : diminution de l'ozone).

Selon les deux zones identifiées, un bilan des écarts a été réalisé :

- **La zone « interne »** (Figure 38) : La réduction des émissions de NOx amène à une augmentation de l'ozone en toute saison pouvant atteindre jusqu'à ~5 ppb en moyenne sur un mois. Cette augmentation est plus faible l'été. La réduction des COV conduit à une faible diminution d'ozone. Le terme d'interaction est faible par rapport aux autres écarts.



Figure 38 - Impact des réductions d'émissions à 35 % des NOx sur la zone interne. L'impact est calculé en fonction des écarts avec le cas de base [Cas de base -scénario]. La courbe noire représente la concentration moyenne du domaine modélisée. Toutes les valeurs sont exprimées en ppb.

- **La zone « externe »** (Figure 39) : Les écarts d'ozone dans cette zone sont proches de ceux calculés sur l'ensemble de la région. La réduction des émissions de NOx conduit à une diminution de l'ozone en l'été pour cette zone et à une augmentation le reste du temps.

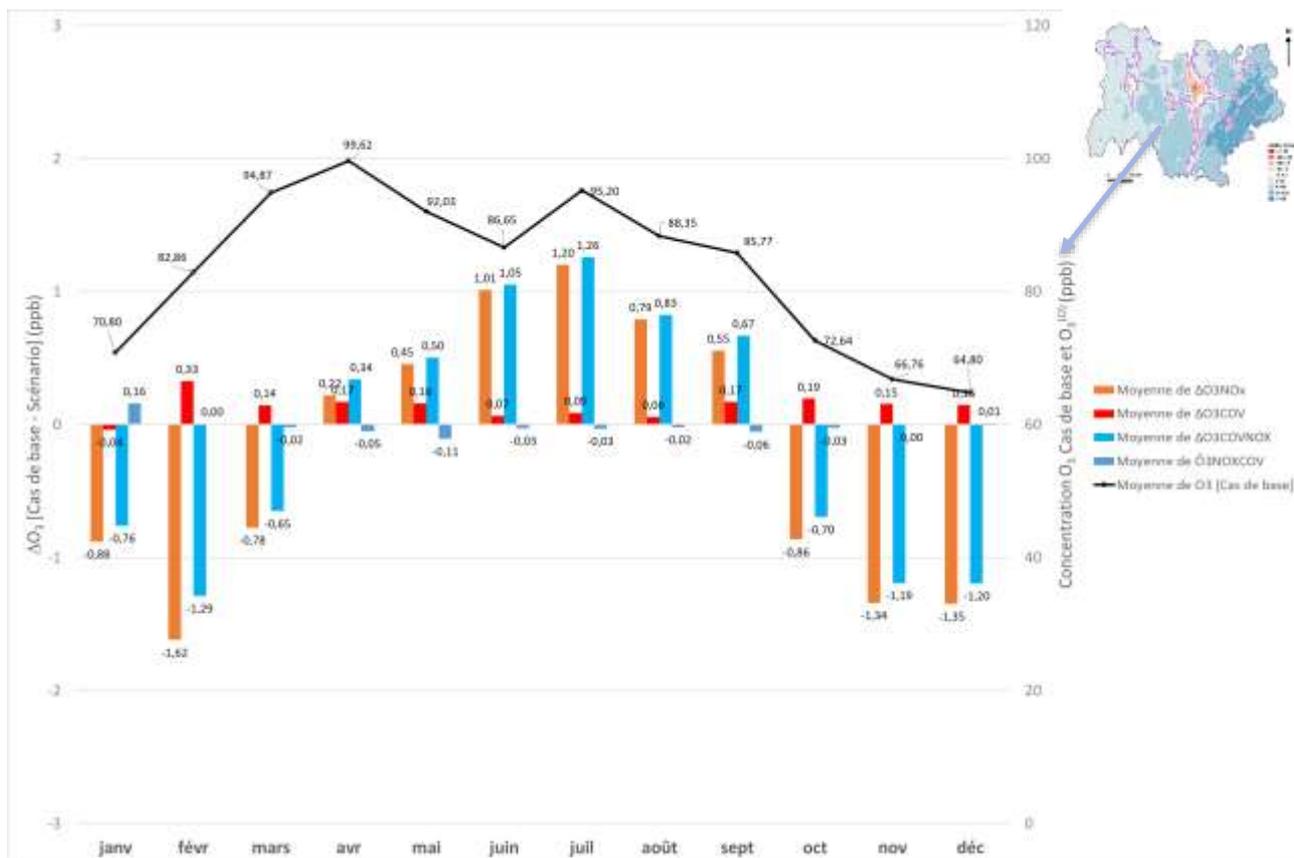


Figure 39 - Impact des réductions d'émissions à 35 % des NOx sur la zone externe. L'impact est calculé en fonction des écarts avec le cas de base [Cas de base -scénario]. La courbe noire représente la concentration moyenne du domaine modélisée. Toutes les valeurs sont exprimées en ppb.

Les conclusions sur les effets des réductions des émissions de NOx et de COV sont cohérentes avec ce qui a été observé lors des coupures des émissions anthropiques et biogéniques :

- **Le comportement de l'ozone est saisonnier, la saisonnalité des effets de réduction de NOx étant plus contrastée que celle générée par les COV. Une réduction des NOx peut amener à une augmentation ou à une réduction d'ozone en fonction de la saison alors qu'une réduction des COV permet d'assurer une diminution de l'ozone mais en quantité très faible.**
- **Les effets de réduction des émissions de NOx ne sont pas seulement très différents en fonction des saisons mais changent également en fonction des zones géographiques. Cette réduction induit des augmentations d'ozone dans les zones urbaines et proches des axes routiers quelle que soit la période de l'année et des baisses d'ozone dans le reste du domaine uniquement en été.**

Cette étude s'est focalisée sur les niveaux moyens mensuels régionaux, il conviendrait de regarder si les conclusions se confirment sur les maximums journaliers.

f. Analyse des régimes chimiques

f.1. Décomposition théorique

L'analyse des régimes chimiques responsables de la formation de l'ozone consiste simplement à identifier si la réduction des émissions de NOx induit une diminution plus importante des niveaux d'ozone que la réduction des émissions de COV. Cette analyse se base sur les termes $\Delta O_3^{NO_x}$ et ΔO_3^{COV} calculés pour établir la relation (3). Lorsque $\Delta O_3^{NO_x} > \Delta O_3^{COV}$, une réduction de 35 % des NOx provoque plus de diminution d'ozone qu'une réduction de 35 % des COV. Le régime chimique est alors limité par les NOx. Dans le cas contraire, $\Delta O_3^{COV} > \Delta O_3^{NO_x}$ le régime chimique est limité par les COV. Les régimes chimiques seront différenciés en calculant la différence entre $\Delta O_3^{NO_x}$ et ΔO_3^{COV} :

$$\Delta O_3^{NO_x} - \Delta O_3^{COV} > 0 \quad : \text{le régime chimique est limité par les NOx}$$

$$\Delta O_3^{NO_x} - \Delta O_3^{COV} < 0 \quad : \text{le régime chimique est limité par les COV.}$$

En d'autres termes, un régime limité par les NOx signifie qu'il faudrait prioriser l'action sur les NOx avant celle sur les COV pour envisager l'abaissement des concentrations d'ozone.

f.2. Régime chimique moyen sur la région Auvergne-Rhône-Alpes

L'analyse des régimes chimiques sur la région Auvergne-Rhône-Alpes montre une saisonnalité. D'octobre à mars, le régime chimique est, en moyenne sur l'ensemble de la région, limité par les COV alors que de juin à août, il est limité par les NOx (Figure 40). En avril, mai et septembre, les changements d'ozone provoqués par la réduction des NOx et des COV sont quasiment les mêmes.

Les cartes du Tableau 14 montrent qu'en hiver (de décembre à février), le régime chimique de formation de l'ozone est limité par les COV en tous lieux de la région et plus particulièrement au niveau des zones de fortes émissions correspondant aux centres urbains importants (Lyon, Grenoble, Clermont-Ferrand, etc.) et aux axes de communication (vallée du Rhône, vallées intra-alpines, etc.). En été (de juin à août), la carte du Tableau 14 montre que le régime chimique est limité par les COV dans les zones de fortes émissions alors qu'il est limité par les NOx sur le reste du domaine.

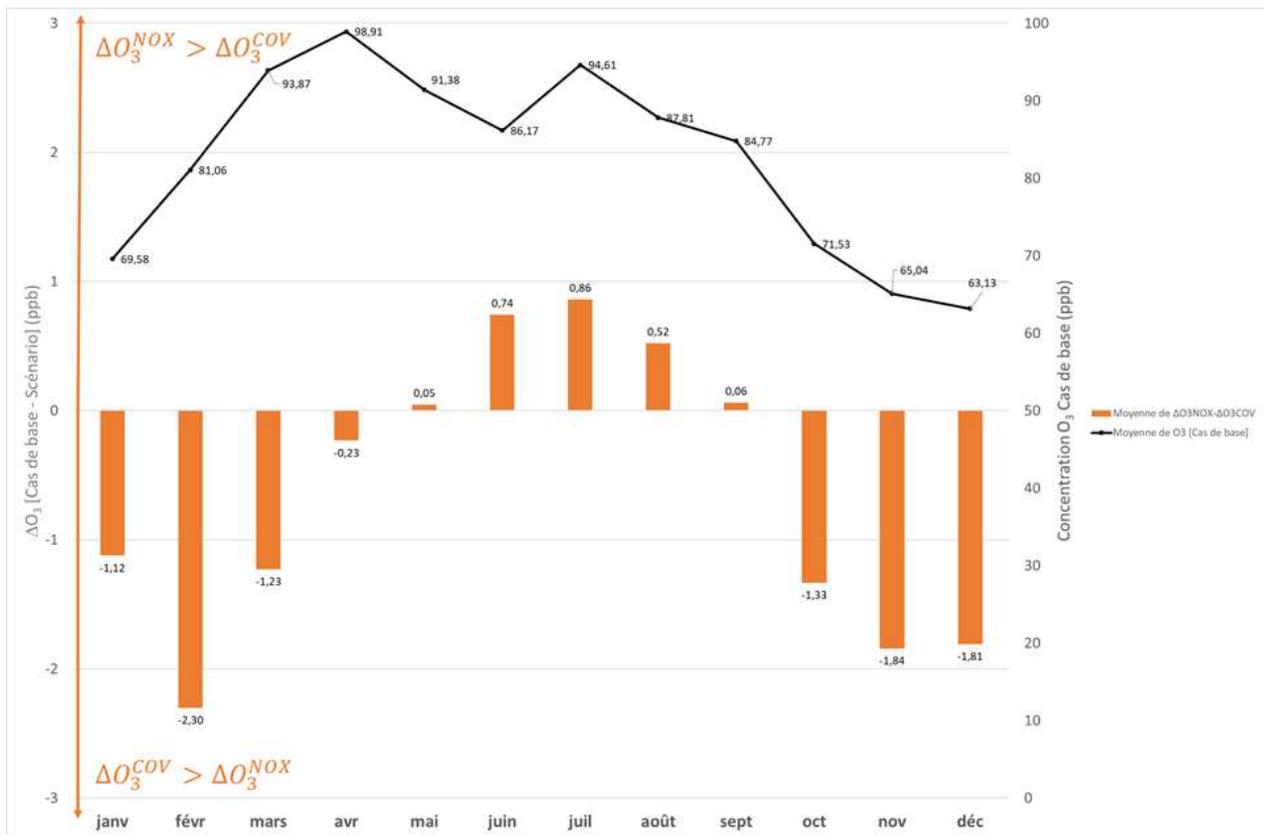
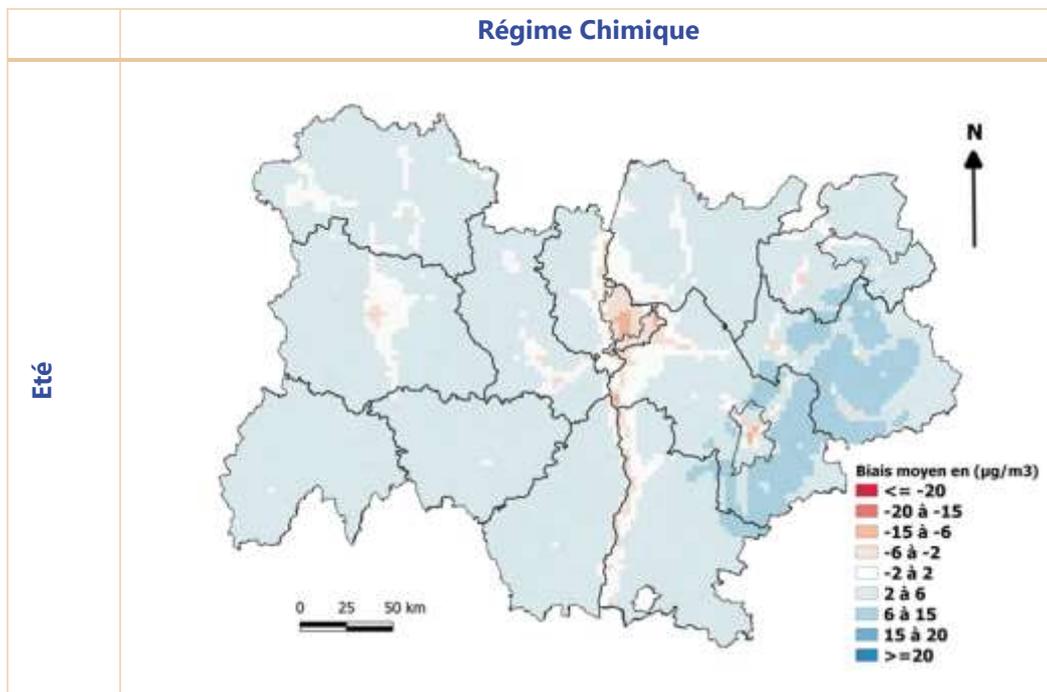


Figure 40 - Régime chimique région Auvergne-Rhône-Alpes



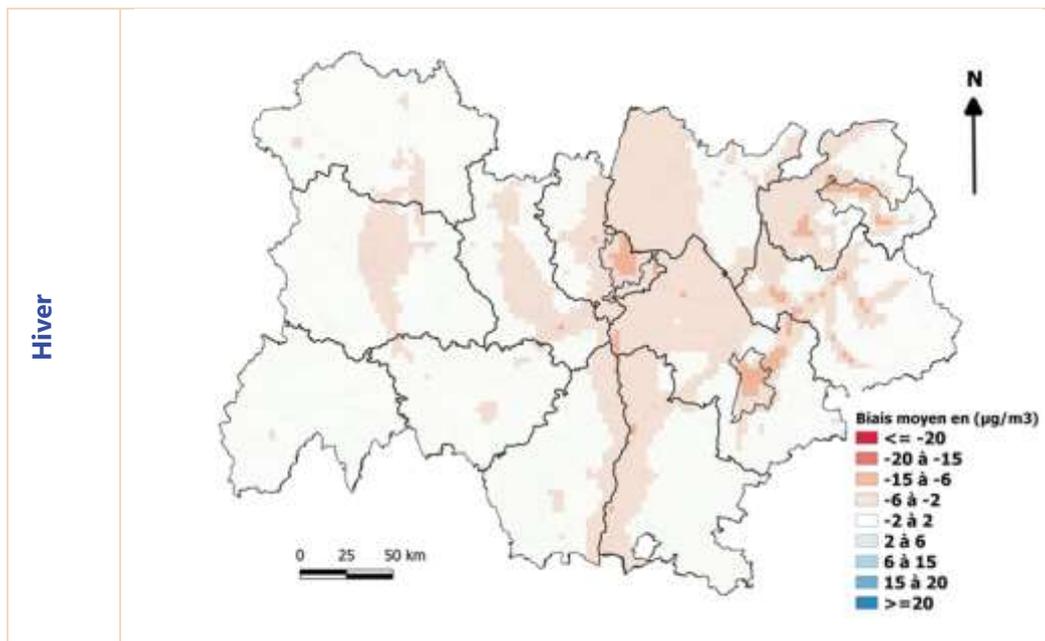


Tableau 14 - Régime chimique été et hiver

f.3. Régime chimique par zone

La répartition spatiale des régimes chimiques apparaissant sur les cartes du Tableau 14 permet d'affiner l'analyse en distinguant clairement deux zones qui correspondent aux zones précédemment identifiées.

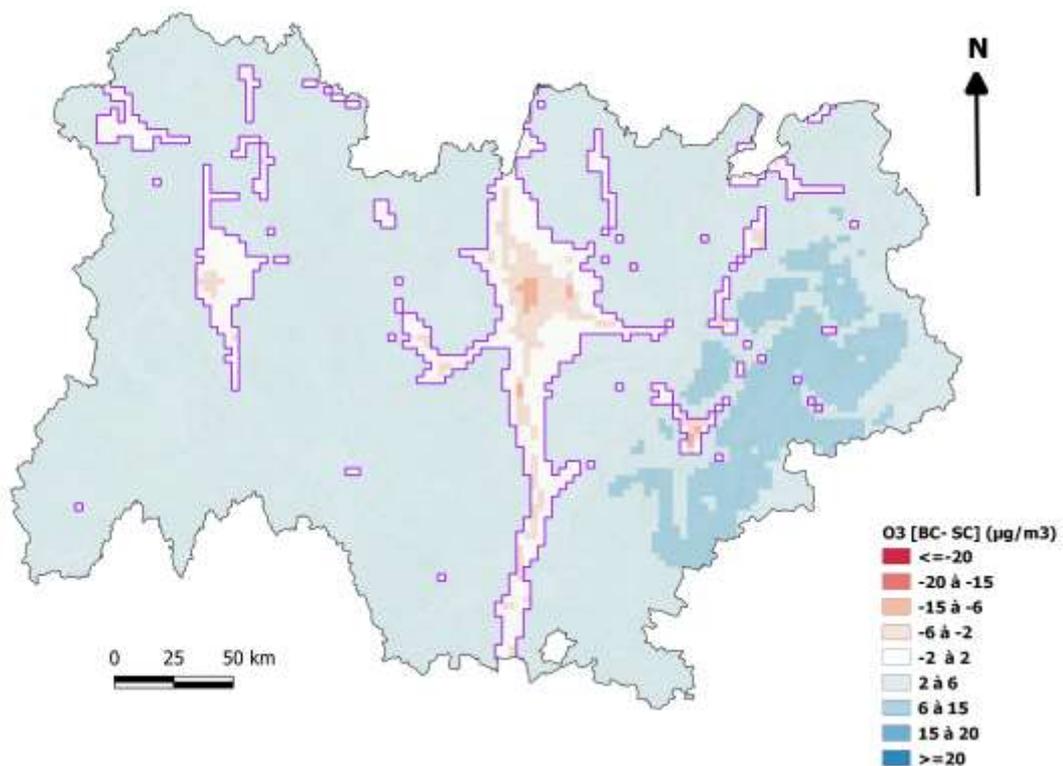


Figure 41 - Répartition spatiale des régimes chimiques de la saison estivale. Délimitation de la zone de passe $\Delta O_3^{NOX} = \Delta O_3^{COV}$ par iso-contour violet

La zone « interne » :

Dans la zone de fortes émissions (en rouge sur la carte Figure 41), le régime chimique de formation de l'ozone est limité par les COV toute l'année (Figure 42).

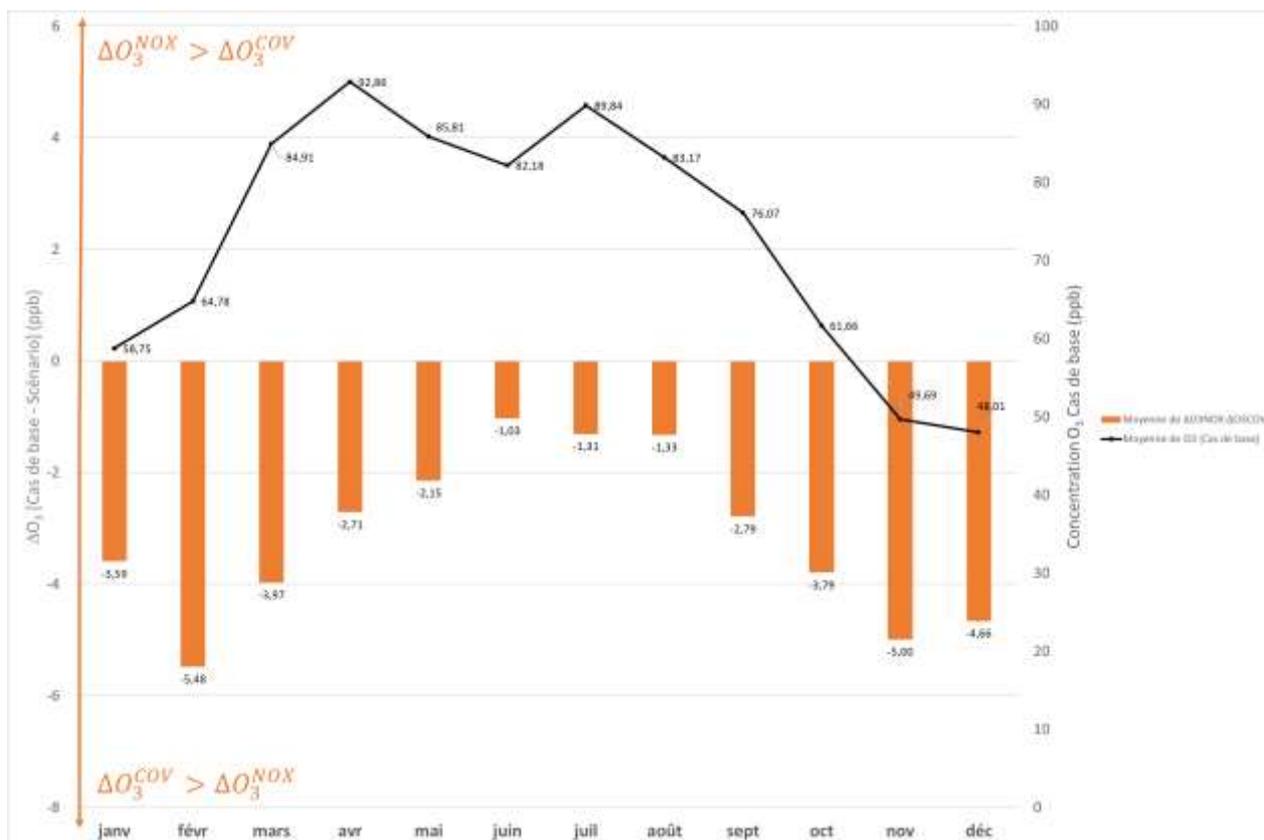


Figure 42 - Impact des réductions d'émissions à 35 % des NOx et des COV sur la zone interne. L'impact est calculé en fonction des écarts avec le cas de base [Cas de base -scénario]. La courbe noire représente la concentration moyenne du domaine modélisée. Toutes les valeurs sont exprimées en ppb.

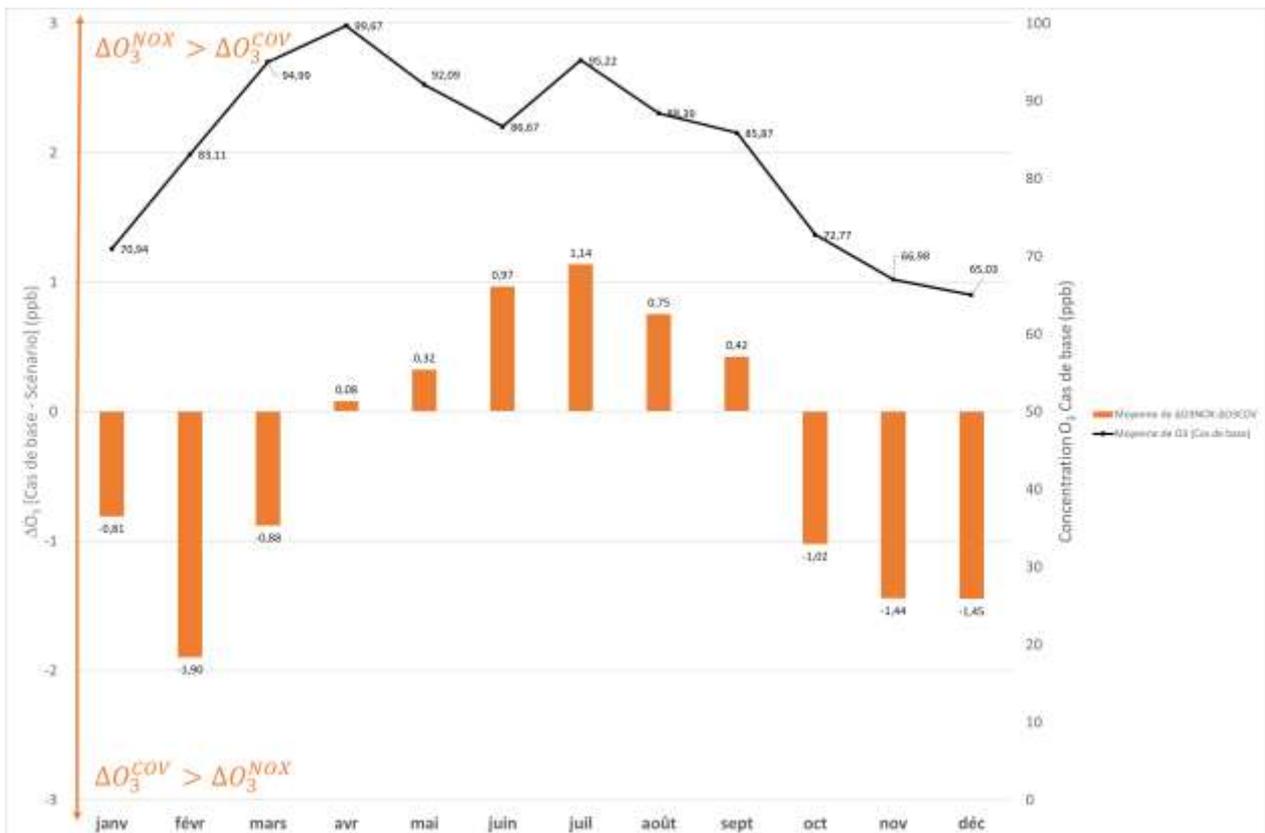


Figure 43 - Impact des réductions d'émissions à 35 % des NOx et des COV sur la zone externe. L'impact est calculé en fonction des écarts avec le cas de base [Cas de base - scénario]. La courbe noire représente la concentration moyenne du domaine modélisée. Toutes les valeurs sont exprimées en ppb.

La zone « externe » :

Sur le reste du domaine (en bleu sur la carte Figure 41), le régime chimique est limité par les COV d'octobre à mars et alors qu'il est limité par les NOx d'avril à septembre (Figure 43).

g. Etude de sensibilité par secteur d'activité et par territoire en période estivale

Les précédentes analyses ont permis de mieux comprendre quelles émissions contribuent à la formation d'ozone dans la région Auvergne-Rhône-Alpes :

- les émissions biogéniques et anthropiques,
- les émissions de précurseurs NOx et COV.

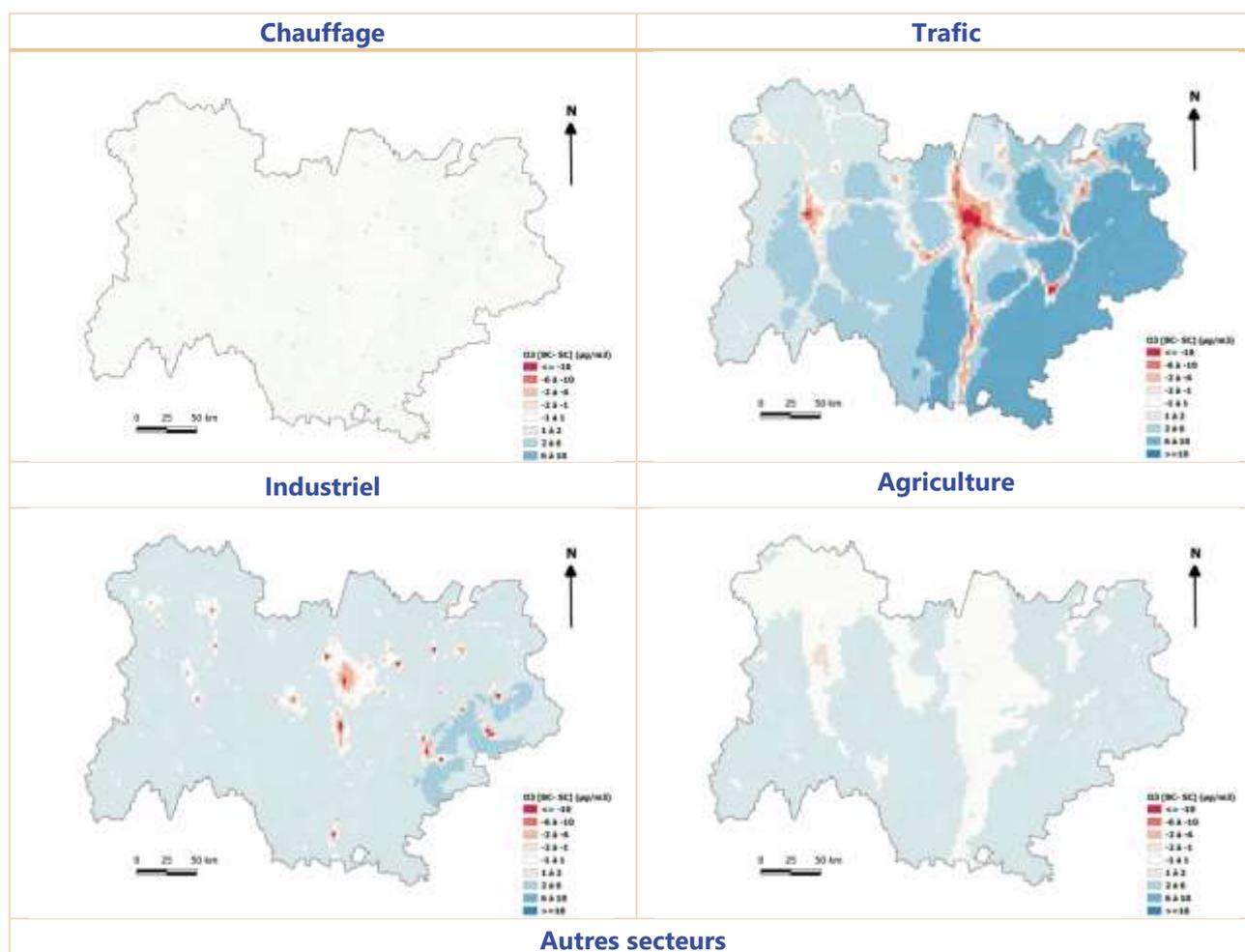
Cependant, en pratique, la mise en place de stratégies de réduction des concentrations cible des secteurs d'activités particuliers. Par exemple, les décideurs politiques peuvent choisir de mettre en place des actions limitant les émissions du trafic routier, de l'industrie ou du secteur résidentiel.

Afin de déterminer quels impacts les réductions des émissions des différents secteurs d'activité peuvent avoir sur les concentrations d'ozone, des scénarios complémentaires de coupure d'émissions ont été simulés sur la période d'avril à septembre (plus favorable à l'ozone). Cinq secteurs ont été choisis pour réaliser ces coupures : le secteur résidentiel, le trafic routier, le secteur industriel, le secteur agricole et enfin la dernière catégorie regroupant les secteurs d'activités restants. Pour chaque scénario, l'ensemble du secteur d'activité ciblé a été réduit de 100% sur toute la période simulée.

Les cartes des écarts de concentrations d’ozone avec le cas de base sont regroupées dans le Tableau 15.

Les secteurs d’activité contribuant le plus aux émissions de NOx et de COV sont le transport et l’industrie (cf. partie 2). Les plus grands changements de concentration d’ozone sont donc attendus par des actions visant à réduire les émissions de ces deux secteurs d’activité.

Les simulations montrent que les concentrations d’ozone varient de plus ou moins 10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Les effets d’une coupure des émissions du trafic routier sont comparables à ceux d’une réduction des NOx (voir sections précédentes). L’ozone augmente dans les agglomérations et autour des axes routiers et diminution dans le reste de la région. Les effets d’une coupure des émissions de l’industrie produit des effets similaires à ceux d’une réduction du trafic mais sont localisés sur quelques points correspondant aux zones industrielles situées généralement près des agglomérations. L’ozone augmente dans ces zones alors qu’il diminue dans le reste de la région. Les réductions des émissions des secteurs d’activité « agriculture » et « autres secteurs » induisent des impacts plus diffus et plus faibles que ceux du trafic ou de l’industrie ($<5\sim\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). La réduction des émissions du secteur résidentiel n’a pas d’impact significatif ce qui n’est pas surprenant car les émissions du secteur résidentiel proviennent du chauffage qui n’est pas en fonction pendant la période simulée (entre avril et septembre).



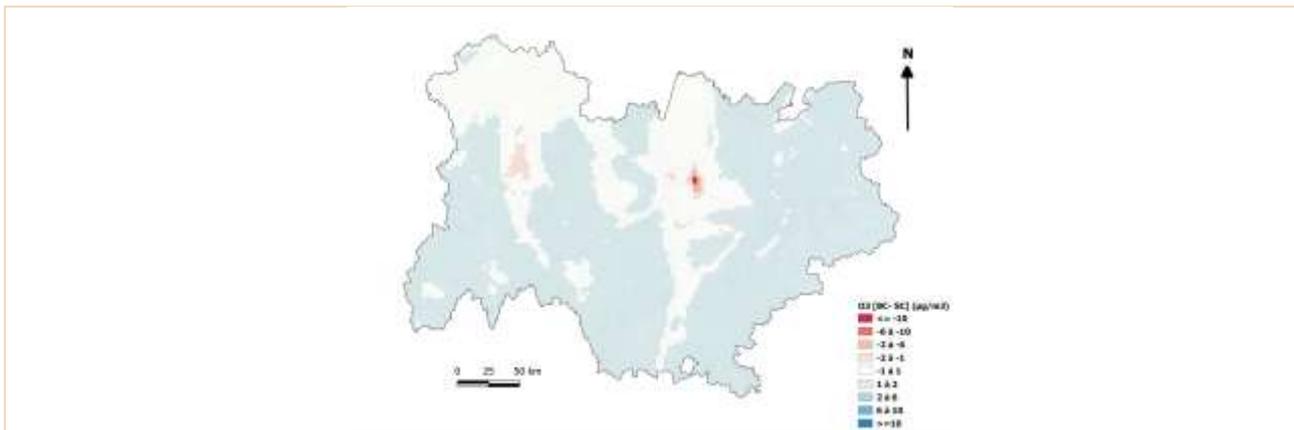


Tableau 15 - Carte des écarts de concentration d'ozone avec le cas de base pour chaque coupure d'activité (Chauffage, Trafic, Industrielle, Agriculture et autres secteurs)

4-Conclusions

La production d'ozone est étroitement liée à l'évolution du système COV/NO_x/HO_x. Parmi l'ensemble des facteurs conditionnant cette production, la charge en NO_x du milieu considéré est particulièrement déterminante.

Cependant, les COV jouent également un rôle important, mais tous n'ont pas la même réactivité dans l'atmosphère. La réactivité des COVNM est la suivante : Aromatiques > Alcènes > Aldéhydes > Alcanes. Le méthane est également considéré comme un précurseur d'ozone dans la troposphère en cas d'insolation suffisante. Même si les quantités du CH₄ émises par rapport aux autres COV sont très importantes, sa réactivité est considérée comme faible.

Afin d'identifier les leviers d'actions les plus efficaces à court et/ou moyen terme pour abaisser les niveaux d'ozone, une vingtaine de simulations numériques a été réalisée par le modèle régional d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes. Pour chacune, la sensibilité à la baisse des concentrations moyennes mensuelles d'ozone a été testée.

Si l'on analyse de manière macroscopique et moyenne l'influence des émissions strictement régionales (anthropiques ou biogéniques) de NO_x et de COV, on montre une saisonnalité dans les contributions de l'ozone avec deux périodes identifiables :

- Du mois d'octobre au mois de mars (période froide), la coupure des émissions anthropiques internes à la région entraîne une augmentation des concentrations d'ozone ce qui signifie que ces émissions contribuent à la destruction de l'ozone. Les émissions biogéniques de la région ont un impact beaucoup plus faible que les émissions anthropiques pendant cette période. Agir sur les émissions internes à la région Auvergne-Rhône-Alpes pendant cette période amène à une augmentation de l'ozone pouvant aller jusqu'à augmenter le niveau moyen de ~ 10 µg/m³.
- Du mois d'avril au mois d'octobre (période chaude), la coupure des émissions biogéniques et anthropiques de la région entraîne des diminutions de la concentration d'ozone, ce qui signifie que ces émissions contribuent à la formation d'ozone. Agir sur les émissions internes à la région Auvergne-Rhône-Alpes pendant cette période amène à une diminution de l'ozone pouvant aller jusqu'à réduire le niveau moyen de l'ozone de ~ 14 µg/m³.

Par ailleurs, la contribution des émissions externes à la région ou l'import d'ozone influent très nettement sur les concentrations d'ozone à l'intérieur de la région.

Ainsi, une action les émissions de précurseurs provenant d'une échelle pouvant être inter-régionale à européenne voire mondiale serait largement plus efficace qu'agir sur les émissions régionales de NOx ou de COV pour réduire le niveau d'exposition de la population à l'ozone en région Auvergne-Rhône-Alpes.

La chimie de l'ozone est cependant complexe, et il existe des disparités selon les **typologies du territoire**. Ainsi, la répartition spatiale des différents écarts de concentration d'ozone montre que :

- **L'impact de la réduction de 35 % des NOx permet d'identifier deux zones :**
 - o **la zone de fortes émissions (dans les agglomérations et proche des axes routiers) montre une augmentation des concentrations d'ozone en toute saison ;**
 - o **le reste de la région où la réduction des NOx amène à une diminution des concentrations d'ozone en été et une augmentation en hiver.**
- L'impact de la réduction des COV est relativement homogène géographiquement quelle que soit la saison. La réduction des COV de 35 % amène à de faibles réductions de concentrations d'ozone sur l'ensemble de la région en toute saison.
- La réduction simultanée des NOx et des COV génère des écarts comparables à ceux générés par la réduction des seuls NOx. Les changements de régime chimique de formation de l'ozone sont conditionnés par les émissions de NOx.

Les secteurs d'activité contribuant le plus aux émissions de NOx et de COV sont le transport et l'industrie. Les plus grands changements de concentration d'ozone sont donc attendus par des actions visant à réduire les émissions de ces deux secteurs d'activité.

Les simulations montrent que les concentrations d'ozone varient de plus ou moins 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les effets d'une coupure des émissions du trafic routier sont comparables à ceux d'une réduction des NOx tous secteurs confondus. L'ozone augmente dans les agglomérations et autour des axes routiers et diminue dans le reste de la région. Les effets d'une coupure des émissions de l'industrie produisent des effets similaires à ceux d'une réduction du trafic mais sont localisés sur quelques points correspondant aux zones industrielles situées généralement près des agglomérations. L'ozone diminue dans ces zones alors qu'il augmente dans le reste de la région. Les réductions des émissions des secteurs d'activité « agriculture » et « autres secteurs » induisent des impacts plus diffus et plus faibles que ceux du trafic ou de l'industrie ($< 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La réduction des émissions du secteur résidentiel n'a pas d'impact significatif, ce qui n'est pas surprenant car les émissions du secteur résidentiel proviennent du chauffage qui n'est pas en fonction pendant la période simulée (entre avril et septembre).

Finalement, il ressort de cette étude que l'effet maximal sur les concentrations d'ozone ne peut être atteint que si la baisse des émissions de précurseurs que sont les NOx et les COV se joue sur un territoire supra-régional, donc national, voire européen.

Ce constat n'exclut cependant pas d'agir à l'échelle locale, notamment sur les émissions des secteurs du trafic et de l'industrie. Mais alors, ce sont des mesures ambitieuses (générant au moins 35 % de réduction d'émissions de NOx) qu'il faudra viser pour espérer un effet positif d'un point de vue sanitaire sur les niveaux moyens d'ozone. Cet effet sera certes limité (quelques dizaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone en moins) mais c'est l'exemplarité du territoire régional qui pourra alors être mise en avant, incitant à leur tour d'autres territoires à programmer des actions ambitieuses dans la lutte dans la pollution atmosphérique.