



HAL
open science

Conséquences du changement climatique sur la pollution de l'air et impact en assurance de personnes

Yannick Drif, Palmira Messina², Pierre Valade

► To cite this version:

Yannick Drif, Palmira Messina², Pierre Valade. Conséquences du changement climatique sur la pollution de l'air et impact en assurance de personnes. 2020. hal-02998527

HAL Id: hal-02998527

<https://hal.science/hal-02998527>

Preprint submitted on 10 Nov 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Conséquences du changement climatique sur la pollution de l'air et impact en assurance de personnes

Yannick Drif¹, Palmira Messina² et Pierre Valade^{1, 3}

¹ Département Vie, Accident et Santé, Aon France, Paris, France

² Centre d'Enseignement et de Recherche en Environnement Atmosphérique, Université Paris-Est, Marne-la-Vallée, France

³ Actuaire Certifié, Expert ERM de l'Institut des Actuaire Français

E-mail : yannick.drif@aon.com ; pierre.valade@aon.com

Résumé

La pollution atmosphérique est la cooccurrence de fortes émissions de polluants et de conditions météorologiques particulières. Parmi ses polluants, les particules fines (PM2.5 et PM10), l'Oxyde d'Azote (NO_x) et l'Ozone (O₃) sont les plus dangereuses pour la santé publique. L'exposition répétée ou prolongée à ces particules entraîne chaque année des maladies respiratoires et cardio-vasculaires, des cancers ainsi que des morts prématurées chez les personnes exposées. L'évolution du climat a un impact sur des variables météorologiques (température, pression, vents, précipitations, ...) qui affectent la qualité de l'air (émissions, lessivage par les précipitations, équilibre gaz/particule, ...).

L'objectif du présent rapport de synthèse est de fournir une étude pour éclairer les conséquences de la variation de la qualité de l'air en fonction des changements climatiques et des émissions dans un avenir proche (horizons 2030 et 2050), en particulier sur le scénario climatique RCP (Representative Concentration Pathway) 8.5 qui décrit une absence de politiques de changement climatique (Riahi et al., 2011).

Dans le cadre du présent rapport de synthèse, nous nous attachons à :

- Communiquer une évaluation qualitative de la variation des principaux polluants en particulier sur la France;
- lorsque cela est possible, quantifier l'impact dans les agglomérations urbaines,
- étudier en particulier la modification future de l'ozone (O₃), des particules grossières (PM10), des particules fines (PM2,5) et des oxydes d'azote (NO_x).
- traduire des impacts en sinistralité additionnelle pour les garanties d'assurance proposées dans le cadre de contrats d'assurances de personnes.

Mots clés : pollution, particules fines, changement climatique, assurance.

1. Changement Climatique et pollution

La qualité de l'air dépend fortement des émissions et des conditions météorologiques/climatiques. Tous les scénarios climatiques futurs suggèrent, dans une mesure différente, une

modification des émissions de polluants et des variables climatiques, ce qui implique que les concentrations de polluants dans l'atmosphère sont sensées varier à l'avenir (Jacob et Winner, 2009 ; Colette et al. 2013a, b).

Un point essentiel pour quantifier l'impact du changement climatique sur la qualité de l'air est de disposer de prévisions avec une résolution spatiale adéquate. Cette résolution spatiale peut permettre de représenter les processus atmosphériques régionaux et locaux qui affectent la concentration de polluants. Colette et al. (2013a, b) ont suggéré que les outils d'évaluation des risques climatiques nécessitaient une résolution plus fine ou égale à un demi-degré.

Les prévisions climatiques sont en général fournies par des modèles climatiques mondiaux (GCM) conçus pour saisir la sensibilité du climat mondial aux changements d'origine naturelle ou humaine. Cependant, leur résolution spatiale assez grossière ne permet pas de simuler en détail les processus atmosphériques locaux. En outre, leur principal objectif étant le bilan énergétique mondial, les modèles couplés peuvent présenter des biais régionaux importants pour des variables importantes telles que la température ou les précipitations. Pour l'évaluation de la qualité de l'air, il est fondamental de travailler sur une résolution spatiale plus fine. Pour déduire une résolution plus fine à partir d'une sortie à résolution grossière, deux procédures principales (appelées plus correctement "downscaling") peuvent être employées en utilisant (i) des outils statistiques ou (ii) des modèles régionaux (Jacob et Winner, 2009).

Les principaux facteurs qui influent sur la qualité future de l'air sont Colette et al. (2013b) :

- Le changement climatique
- Émissions biogènes et anthropiques
- Transport intercontinental de la pollution atmosphérique

Leur ampleur relative peut varier selon la zone étudiée et selon que l'on considère l'échelle locale ou régionale.

L'importance de ces différents facteurs est étudiée à l'échelle européenne par Colette et al. (2013a). Ils ont constaté qu'à l'horizon 2050, les principaux facteurs déterminants pour tous les polluants sont les émissions. Le polluant le plus sensible au changement climatique est l'ozone, tandis que les particules et les oxydes d'azote semblent être moins sensibles.

À l'échelle locale, les plus grandes incertitudes sont associées à la résolution du modèle mis en œuvre, en particulier la résolution de l'inventaire des émissions d'entrée, qui est très importante pour les zones urbaines (Likhvar et al., 2015).

La modification de la pollution atmosphérique, à son tour, peut avoir un impact sur le changement climatique, en modifiant le bilan radiatif par exemple. Ces rétroactions sont encore mal comprises (Denman et al., 2007). Dans la figure 1, nous présentons les principales interactions entre la chimie de l'air et le climat ainsi que les principales étapes de

modélisation impliquées dans leur quantification (Likhvar et al., 2013).

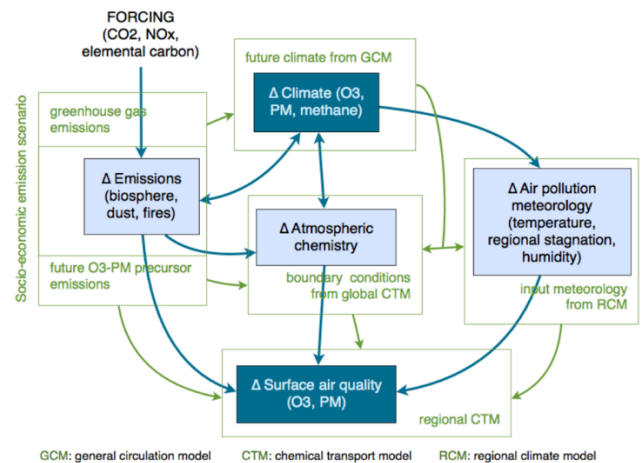


Figure 1. Schéma relationnel du changement climatique et de la qualité de l'air (Likhvar et al., 2013).

2. Informations générales sur les études collectées

Cette étude ne prend en compte que les recherches dont la résolution spatiale est inférieure à 0,5°. Les résolutions plus grossières ne sont pas mentionnées car elles ne sont pas considérées comme pertinentes pour une évaluation à l'échelle régionale. Nous fournissons ci-dessous une brève description du contexte des études et du principal dispositif de simulation.

2.1 Projet SALUT'AIR

Projet français SALUT'AIR (Colette et al., 2013a, b). Le but principal de ce projet est d'évaluer l'évolution de la qualité de l'air dans le futur (jusqu'en 2050) à l'échelle européenne. Cette étude utilise un nouveau système complet de modélisation régionale de la qualité de l'air et du climat afin de comprendre les principaux facteurs déterminants pour la qualité de l'air et le climat.

L'objectif du projet est également de quantifier les avantages sanitaires et les coûts des investissements dans l'atténuation du climat et de la qualité de l'air. Dans le projet SALUT'AIR, deux scénarios d'avenir sont explorés pour évaluer la pollution atmosphérique future : RCP 8.5 et RCP2.6 qui limitent le réchauffement climatique en dessous de 2°C d'ici la fin du siècle. Les émissions de polluants atmosphériques en Europe suivent le scénario d'émission de polluants atmosphériques GEA, qui est plus adapté aux études sur la qualité de l'air et comprend une représentation de l'ensemble de la législation actuelle sur la qualité de l'air en Europe (Riahi et al., 2012).

De plus amples informations sont disponibles dans le tableau 3 de Colette et al. (2013b). Le modèle régional de chimie-transport CHIMERE est utilisé (Menut et al, 2013) à

une résolution horizontale de $0,5^{\circ} \times 0,5^{\circ}$ pour décrire la distribution des espèces chimiques. Le scénario historique des polluants est calculé en utilisant comme moteur météorologique une version réduite du modèle IPSL-CM5A-MR de circulation globale atmosphère-océan à grande échelle (Dufresne et al., 2013) pour les années 1995-2004.

Le modèle météorologique utilisé dans la réduction d'échelle est l'un des modèles météorologiques à méso-échelle les plus établis dans le monde : Le modèle de recherche et de prévision météorologique (WRF) (Skamarock et Klemp, 2008) dans sa configuration non hydrostatique et à une résolution de 50 km^5 . Colette et al. (2013a, b) font tourner CHIMERE de 1995 à 2004 et de 2045 à 2054, en considérant ces simulations comme représentatives des années 2005 et 2050, respectivement. Nous présentons dans ce rapport de synthèse les résultats des simulations actuelles et futures dans le cadre des scénarios RCP8.5 pour l'O₃ (section 3.1) et les PM_{2.5} (section 3.2.2.).

2.2 Thèse de Lacressonniere (2012)

Dans cette étude exhaustive, la qualité de l'air dans le climat actuel et futur à l'échelle européenne et française est étudiée. Des simulations sur 5 ans sont réalisées avec le modèle de chimie-transport multi-échelle MOCAGE (Modèle de Chimie Atmosphérique à Grande Echelle). Le modèle MOCAGE est utilisé pour la prévision opérationnelle de la qualité de l'air en France (<http://www.prevoir.org>) (Honoré et al., 2008). MOCAGE utilise des domaines imbriqués à double sens sur une grille horizontale de $2^{\circ} \times 2^{\circ}$ sur le globe et une grille horizontale de $0,2^{\circ} \times 0,2^{\circ}$ sur l'Europe.

Les scénarios actuels sont réalisés de 2004 à 2008 en utilisant comme forçages météorologiques la simulation du modèle ARPEGE (Déqué, 1994). Le modèle ARPEGE est principalement utilisé pour la prévision météorologique. Pour la simulation actuelle, les émissions anthropiques européennes considérées par Lacressonniere (2012) proviennent de l'inventaire régional fourni dans le cadre du programme GMES (Global and regional Earth-system Monitoring using Satellite and in-situ data, Hollingsworth et al. (2008)).

Pour les scénarios futurs, Lacressonniere (2012) a effectué des simulations dans le cadre des scénarios RCP 8.5, de 2031 à 2035 (ci-après dénommé 2030s) et de 2051 à 2055 (ci-après dénommé 2050s). Les scénarios d'émissions futurs sont ceux mis en œuvre pour les années 2030 dans le cadre du projet EC4MACS (<http://www.ec4macs.eu/>) et ils sont également conservés pour les simulations des années 2050. Cet inventaire des émissions tient compte des prévisions de croissance économique et de la législation actuelle qui régit la pollution de l'air en Europe. Nous présentons dans ce rapport de synthèse les résultats de la simulation historique et des deux simulations futures (2030 et 2050) pour l'O₃ (section 3.1), les PM₁₀ (section 3.2.1.) et les NO_x (section 3.3.)

2.3 Projet A-C HIA (Air-Climate Health Impact Assessment) (Likvar et al., 2015)

Le projet A-C HIA vise à étudier les liens entre le changement climatique, la qualité de l'air et la santé publique. A-C HIA fournit des résultats à l'échelle européenne et d'Île de France. Les scénarios d'émissions de pollution atmosphérique utilisés dans l'A-C HIA proviennent du projet ECLIPSE (Evaluating the Climate and Air Quality Impacts of Short-Lived Pollutants) (Klimont et al., 2013).

Likvar et al. (2015) considèrent que ces scénarios proviennent du projet ECLIPSE sont plus adaptés aux études de la pollution atmosphérique que les scénarios d'émissions fournis par les RCP. En effet, bien que les RCP incluent les émissions de polluants atmosphériques, ils sont conçus exclusivement dans le but d'étudier le forçage radiatif dans le cadre du projet ACCMIP (Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project) (Shindell et al. 2012, Young et al. 2012).

Leur mise en œuvre pour les projections de la qualité de l'air constitue une déviation de leur objectif premier (Butler et al. 2012, Colette et al. 2012, Fiore et al. 2012). L'utilisation de scénarios conçus pour la qualité de l'air fournit une meilleure vue quantitative de l'efficacité des politiques de qualité de l'air. Nous présentons ici les simulations réalisées avec le scénario "Législation actuelle" (CLE) qui suppose que la législation existante en matière de qualité de l'air est pleinement mise en œuvre et appliquée. Il représente les scénarios d'émissions les moins optimistes du projet ECLIPSE.

Pour la simulation en Île de France, Likvar et al. (2015) corrigent les émissions ECLIPSE en tenant compte des variations locales fournies par l'inventaire AIRPARIF. A l'échelle européenne, l'évolution future du climat est évaluée en utilisant le modèle IPSL-cm5-MR membre du modèle CMIP5 à l'échelle globale (Taylor et al. 2012). L'IPSL-cm5-MR est réduit spatialement à une résolution de $0,44^{\circ} \times 0,44^{\circ}$ avec le modèle WRF (Skamarock et Klemp, 2008) utilisé comme modèle climatique régional.

La voie de forçage radiatif RCP4.5 est utilisée pour les simulations climatiques. La météorologie pour l'Île de France est dérivée de l'IPSL-INNERIS haute résolution membre de l'ensemble Euro-Cordex à une résolution de $0,11^{\circ} \times 0,11^{\circ}$ (10km) sur l'Europe (Jacob et al. 2013).

Pour la modélisation de la pollution atmosphérique, A-C HIA utilise le modèle CHIMERE à une résolution horizontale de 50km pour la simulation de l'Europe et de 4km pour la simulation de l'Île de France. Nous présentons dans ce rapport la concentration d'O₃ (section 3.1) et de PM_{2.5} (section 3.2.2.) en 2010 et 2050 ans qui se réfèrent à des scénarios historiques et futurs, respectivement. A-C HIA utilise le RCP4.5 au lieu du RCP8.5 ; néanmoins, nous avons décidé de présenter cette

étude car c'est l'une des rares études qui fournit des résultats en Île de France. De plus, le RCP4.5 est un scénario de stabilisation à forçage modéré qui diffère sensiblement du RCP8.5 après 2050 (GIEC, 2013).

2.4 Publication de Markakis et al. (2014).

Dans cette étude, les concentrations de polluants sur la ville de Paris sont modélisées avec le modèle régional CHIMERE de qualité de l'air (Menut et al., 2013) à une résolution horizontale de 4 km*4 km.

Deux scénarios de projection des émissions futures sont développés. Ils sont tous deux basés sur la projection d'émissions à haute résolution (1 km*1 km) jusqu'en 2020 pour l'agglomération parisienne développée par AIRPARIF. Ils sont ensuite étendus jusqu'en 2050 selon les scénarios de projection des émissions futures de la RCP-8.5 et de la RCP-2.6, respectivement (Riahi et al., 2012).

Le modèle de circulation globale IPSL-CM5A-MR (Dufresne et al., 2013) est utilisé pour dériver les projections futures des principaux facteurs climatiques (température, rayonnement solaire, etc.) suivant les scénarios RCP2.6 et RCP8.5.

Les conditions initiales et conditions limites sont tirées des concentrations à l'échelle globale modélisées avec le modèle couplé LMDz-INCA de chimie globale (Hauglustaine et al., 2004) et sont ensuite réduites avec le modèle CHIMERE en utilisant une imbrication unidirectionnelle à deux niveaux, d'abord à une grille de résolution de 50 km sur l'Europe (Colette et al., 2013) et ensuite à la grille de résolution de 4 km sur la région de l'Île de France (passes à l'échelle locale).

Markakis et al. (2014) ont réalisé des simulations de 1995 à 2004 représentant le présent et des simulations de 2045 à 2054 représentant l'année 2050. Nous présentons dans ce rapport les résultats pour O₃ (section 3.1) et PM_{2.5} (section 3.2.2.) dans le cadre du scénario RCP8.5 pour les projections actuelles et futures.

2.5 Thèse de Lecoeur (2013).

Ce travail propose une méthode statistique pour estimer les futures concentrations de PM_{2.5} en Europe à partir des champs de PM_{2.5}, des régimes météorologiques et des variables météorologiques de surface les plus significatives ayant un impact sur la pollution atmosphérique (pression, température, précipitations et vitesse du vent).

Il s'agit d'une approche différente des études présentées précédemment, qui étaient basées sur la réduction d'échelle de la modélisation régionale. Cette méthode est évaluée sur une période dite d'apprentissage, puis appliquée sur une période

historique (1975-2004) et deux périodes futures (2020-2049 et 2070-2099), ainsi que pour deux scénarios climatiques futurs (RCP4.5 et RCP8.5).

Les champs de PM_{2.5} sont fournis par les concentrations journalières simulées par Polyphemus/Polair3D (Couvidat et al., 2012 ; Mallet et al., 2007) avec une résolution horizontale de 0,5°*0,5° sur un domaine centré sur l'Europe.

Les données d'entrée du modèle proviennent du Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme (CEPMMT) pour les variables météorologiques, du programme EMEP (Programme coopératif pour la surveillance et l'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe) pour les émissions anthropiques et du modèle MOZART-4 (Emmons et al., 2010) pour les conditions aux limites.

Dans ce rapport, nous présentons les résultats du scénario RCP8.5 pour les périodes historiques (1975-2004) et le proche avenir (2020-2049) (section 3.2.2).2.

3. Prévision des polluants à l'avenir

Dans cette section, nous présentons les variations dans un avenir proche (jusqu'en 2050) des polluants (Ozone et particules fines)_x sur la base des études que nous avons décrites ci-dessus. L'objectif principal est de fournir des évaluations pour la France et les grandes agglomérations urbaines pour le scénario RCP 8.5. Dans certains documents recueillis, ces estimations ne sont pas directement fournies. Nous procédons alors à une analyse qualitative des graphiques ou des cartes pour extrapoler les concentrations actuelles et les différences entre les concentrations futures et actuelles.

3.1 Ozone (O₃)

L'ozone de surface est l'un des plus préoccupants pour la santé publique et le plus étudié parmi les polluants atmosphériques dans la troposphère (Jacob et Winner, 2009). Sa formation est favorisée par des conditions météorologiques spécifiques comme des températures élevées, un fort rayonnement solaire UV et en présence de ses précurseurs : oxydes d'azote, composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), CO et méthane.

Les premiers résultats décrits dans cette section sont ceux qui proviennent du projet français SALUT'AIR (Colette et al., 2013a, b). Les résultats concernant l'ozone sont présentés en utilisant deux indicateurs qui sont généralement utilisés dans les études d'impact et l'évaluation basée sur l'exposition :

- les maxima quotidiens moyens d'ozone O₃^{max} en été (sur la base de moyennes mobiles sur 8 heures)

- le SOMO35 défini comme la somme annuelle du maximum journalier de plus de 35 ppbv ($70 \mu\text{g m}^{-3}$) sur la base de 8 h de moyens de fonctionnement (exprimé en $\mu\text{g m}^{-3}$ selon l'AEE, 2009). Cet indicateur est particulièrement conçu pour saisir les effets néfastes de l'ozone sur la santé humaine.

Nous présentons dans la figure 2, l' O_3^{max} et le SOMO35 pour la simulation historique et les différences entre le scénario futur (2050) et le scénario historique. Les valeurs les plus élevées de l' O_3^{max} actuel sont enregistrées en Île de France et dans la région de Lyon (jusqu'à $115 \mu\text{g m}^{-3}$) et dans le sud-ouest de la France (jusqu'à $120 \mu\text{g m}^{-3}$). À l'avenir, l' O_3^{max} diminuera, dans le nord et l'ouest de la France, jusqu'à un maximum de $225 \mu\text{g m}^{-3}$, les régions les plus concernées étant l'Île de France et la région de Lyon. En ce qui concerne le SOMO35, Colette et al. (2013a, b) ne prévoient pas de changements significatifs dans l'ensemble pour la France.

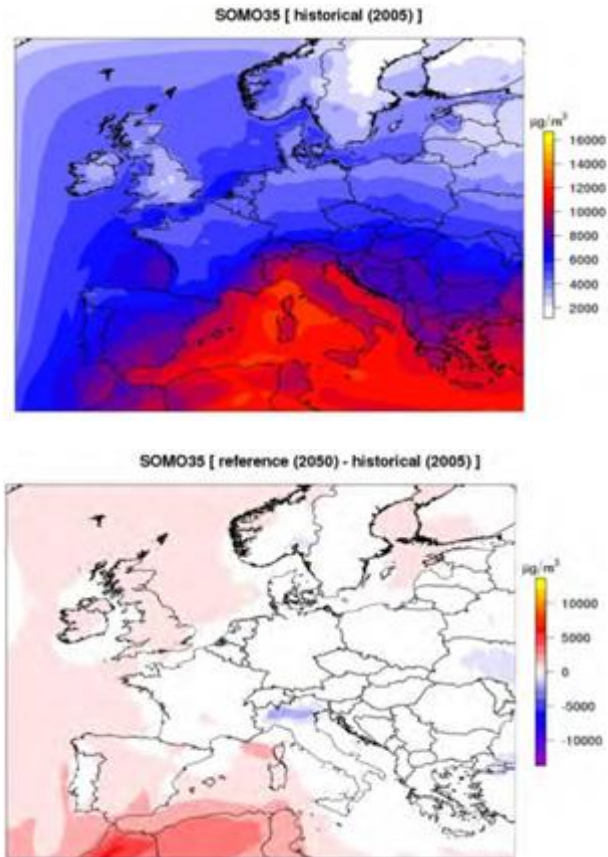
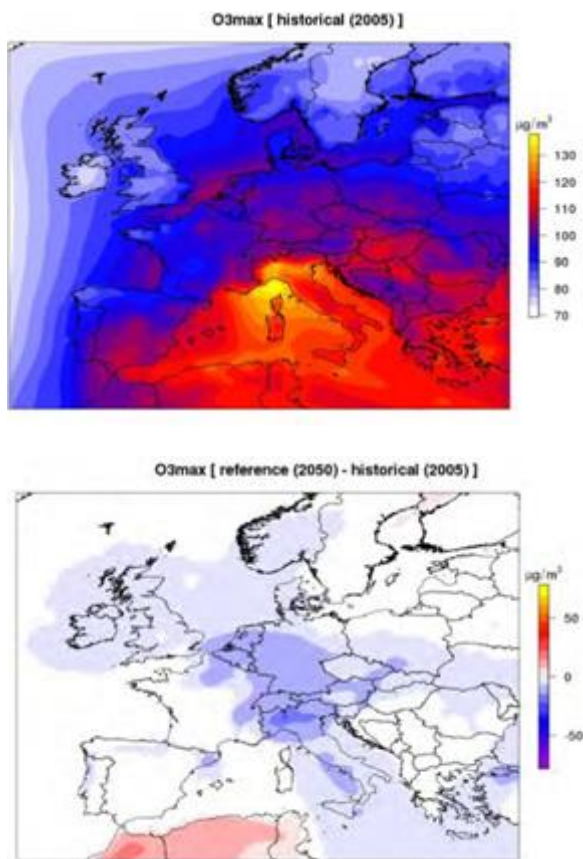


Figure 2. Champs moyens d' O_3 comme moyenne estivale des maxima quotidiens (O_3^{max} , $\mu\text{g m}^{-3}$), et SOMO35 ($\mu\text{g m}^{-3}/\text{jour}$) dans la simulation historique (moyenne sur 10 ans correspondant au climat actuel, année 2005) et projections pour 2050 prises par rapport à la simulation historique du climat.

Lacressonniere (2012) fournit des résultats à l'échelle saisonnière pour la concentration d'ozone actuelle et future. La figure 3 illustre la concentration actuelle d' O_3 en surface en été (définie comme la moyenne de juin à septembre) et en hiver (définie comme la moyenne de décembre à mars). En France, la concentration d'ozone est plus élevée en été avec des valeurs allant de 50 à 75 g m^{-3} alors qu'en hiver, la plupart des régions ont une valeur autour de 4050 g m^{-3} , à quelques exceptions près dans le sud, atteignant une concentration de 75 g m^{-3} .

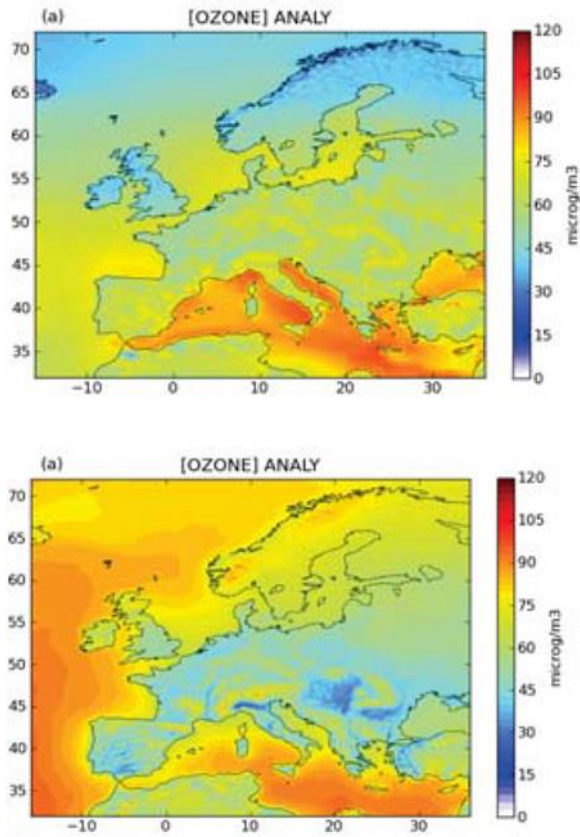


Figure 3. Moyenne simulée de l'O₃ en surface en été (en haut) et en hiver (en bas). Les valeurs sont exprimées en (g.m⁻³).

Une partie intéressante de l'étude de Lacressonnière (2012) est la France. Dans la figure 4, nous présentons la variation de l'O₃ dans les années 2030 et 2050 par rapport à la simulation historique pour l'été et l'hiver. Pendant l'été, l'O₃ augmente dans les zones ouest (surtout en Bretagne) et nord jusqu'à 12 g m⁻³ pour les années 2030 et jusqu'à 18 g m⁻³ pour les années 2050, alors qu'il diminue dans les zones sud de 8-16 g m⁻³ pour les années 2030 et de 6-12 g m⁻³ pour les années 2050. Pendant l'hiver, on observe une augmentation de l'ozone dans toute la France, principalement dans les régions centrales et septentrionales, jusqu'à 18-24 g m⁻³ pour les années 2030 et jusqu'à 24-30 g m⁻³ pour les années 2050.

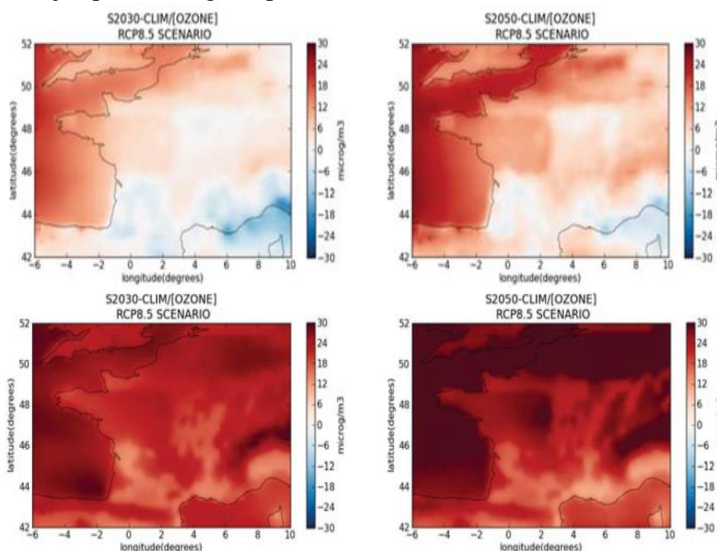


Figure 4. Différences de concentration en O₃ en surface entre les simulations de 2030 et d'aujourd'hui (colonne de gauche), les simulations de 2050 et d'aujourd'hui (colonne droite), en été (première ligne) et en hiver (deuxième ligne). Les valeurs sont exprimées en (g.m⁻³). Lacressonnière (2012).

Même si les émissions locales sont considérées comme prédominantes dans l'évaluation futur des concentrations d'ozone, Lacressonnière (2012) et Colette et al. (2013b) soulignent que les impacts des politiques européennes de réduction des émissions anthropiques peuvent être atténués par le transport à longue distance de l'ozone, en raison de l'augmentation des concentrations dans certains pays du monde, comme en Asie.

Des résultats intéressants sont obtenus par Likvar et al. (2015) dans le cadre du projet A-C HIA. L'importance de ce travail est qu'il fournit également des résultats à l'échelle urbaine. La figure 5 montre les concentrations d'O₃ en été (de juin à août) en 2010 et 2050 en Europe et en Île de France. Dans la simulation européenne, nous voyons que la concentration d'ozone se situe dans une fourchette de 86 à 130 g m⁻³, les valeurs les plus élevées étant enregistrées en Île de France (environ 100 g m⁻³) et dans les régions du sud-est (jusqu'à 130 g m⁻³).

En France, la répartition géographique en 2050 est similaire à celle de la simulation historique, mais les valeurs sont plus faibles, allant de 74 à 122 g m⁻³. Si l'on considère les simulations à l'échelle de l'Île de France, on constate que la valeur moyenne se situe toujours autour de 100 g m⁻³, mais il ressort que Paris présente des valeurs plus faibles (86-90 g m⁻³) que le reste de l'Île de France.

A l'inverse, dans la future simulation, la concentration en O₃ de la région parisienne est plus élevée (92-94 g m⁻³) que celle du reste de la région (80-92 g m⁻³). En d'autres termes, dans la ville de Paris, la future concentration d'ozone augmente légèrement, alors que dans le reste de l'Île de France, elle diminue de manière significative.

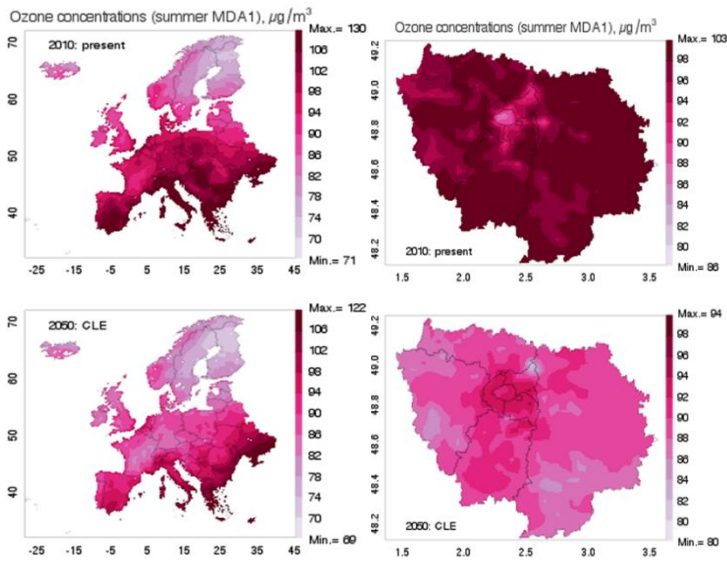


Figure 1. Concentrations d'O₃ en été 2010 (haut) et 2050 (bas) en Europe (gauche) et en Île de France (droite). Les valeurs sont exprimées en (g m⁻³). Likvar et al. (2015).

Une autre étude récente qui fournit des estimations à l'échelle urbaine est celle de Markakis et al. (2014). Nous présentons, dans la figure 6, les projections maximales quotidiennes de l'O₃, moyennées sur la période d'avril à août pour la simulation historique (CTL) et les différences entre la simulation future (REF) et la CTL.

10yr mean of daily max O₃ concentrations (APR-AUG)

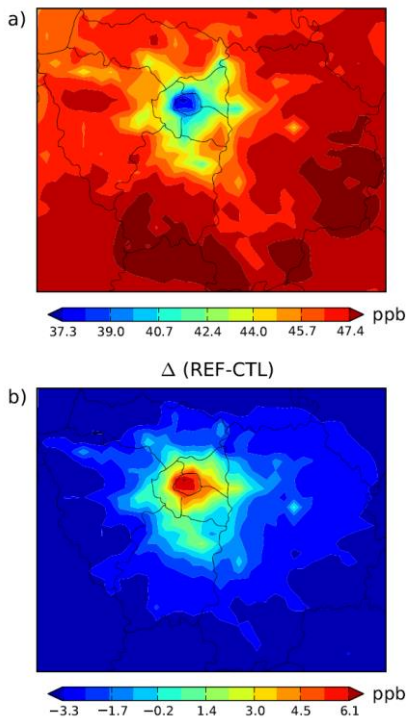


Figure 6. Mesure d'ozone quotidienne maximum observée pendant 8 heures sur la période avril-août (CTL) (a) ; les différences entre cette dernière et la future 2050 (REF) (b). Les valeurs sont exprimées en ppb. Markakis et al (2014).

Les résultats de Markakis et al. (2014) présentent la même caractéristique que ceux de Likvar et al. (2015). Dans la simulation historique, la concentration moyenne d'ozone pendant la journée est plus faible en région parisienne (72-76 g.m⁻³) que dans l'autre partie de l'Île de France (84-100 g.m⁻³).

À l'avenir, la concentration augmente dans le centre de Paris d'environ 9-15 g.m⁻³ et diminue dans les zones les plus rurales jusqu'à un maximum de 7 g.m⁻³. Markakis et al. (2014) soulignent que leurs résultats sont différents de ceux des projections à résolution plus grossière, où l'on constate que l'ozone diminue en 2050 dans tous les scénarios futurs.

Une analyse de sensibilité a montré que cette différence est due au fait que la formation d'ozone au-dessus de Paris, dans l'étude actuelle à l'échelle urbaine, est due à une chimie limitée par les composés organiques volatiles (COV), alors qu'à l'échelle régionale, la formation d'ozone se produit dans des conditions sensibles aux NO_x. Cela explique pourquoi les fortes réductions de NO_x mises en œuvre dans les scénarios futurs ont un effet différent sur les projections d'ozone à différentes échelles.

Markakis et al. (2014) calculent également l'indice SOMO35 : la somme des différences entre les moyennes journalières maximales sur 8 heures et la valeur seuil de 35 ppb (70 g.m⁻³). Markakis et al. (2014) ont constaté que dans le cadre du scénario REF, l'indice SOMO35 modélisé dans la ville, à l'échelle locale, est presque doublé par rapport à la situation actuelle (de 13 763 à 27 470 ppb/jours). Cela implique que ce scénario n'est pas avantageux pour la santé humaine.

3.2 Particules fines (PM)

Les particules sont généralement classées en fonction de leur diamètre aérodynamique. Dans le cadre des questions de qualité de l'air, les particules d'un diamètre compris entre 102,5 m (PM10) et moins de 2,5 m (PM2,5) sont plus fréquemment étudiées.

Les PM comprennent comme composants principaux le sulfate, l'ammonium, le nitrate, le carbone organique, le carbone élémentaire, la poussière du sol et le sel marin. Les cinq premiers composants sont principalement présents sous forme de particules fines de moins de 2,5 mm de diamètre (PM2,5), qui sont les plus préoccupantes pour la santé humaine. Le sulfate, le nitrate et le carbone organique sont produits dans l'atmosphère par l'oxydation du SO₂, des NO_x et des COVM. Les particules de carbone sont également

émises directement par la combustion. L'échange de nitrates et de carbone organique entre la phase particulaire et la phase gazeuse dépend principalement de la température. La variation saisonnière des particules est complexe et dépend du lieu (Jacob et Winner, 2009).

3.2.1 PM10

Lacressonniere (2012) étudie la concentration actuelle et future des PM10.

Dans la section 2.1, tous les détails concernant la mise en place de la simulation sont rapportés. Dans la figure 7, nous indiquons la concentration moyenne de PM10 en été et en hiver pour la simulation actuelle.

En France, les valeurs vont de 2 à 14 g m^{-3} en été (juin-septembre) et de 8 à 24 g m^{-3} en hiver (décembre-mars). Les valeurs les plus élevées sont détectées en Île de France, soit environ 14 g m^{-3} en été et environ 24 g m^{-3} en hiver. La concentration de particules diminue dans les scénarios futurs (2030 et 2050) (figure 8) à la fois en été (jusqu'à un maximum de 5 g m^{-3}) et en hiver (jusqu'à un maximum de 15 g m^{-3}).

Les zones les plus urbanisées, comme la région parisienne, sont celles où la réduction est la plus importante dans le futur. D'autres zones, comme le centre et le nord de la France, surtout en hiver, sont touchées par une baisse significative des PM10 allant de 6 à 10 g m^{-3} pour le scénario 2030 et de 8 à 12 g m^{-3} pour celui de 2050.

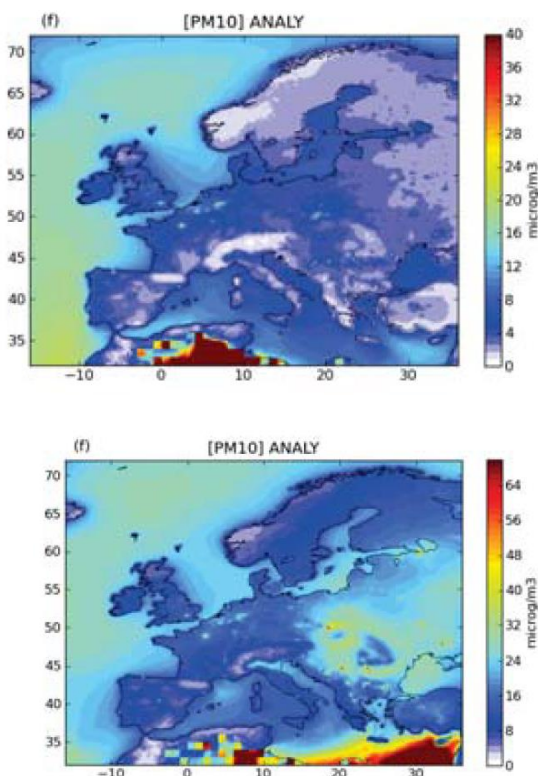


Figure 2. Moyenne simulée des PM10 en surface en été (haut) et en hiver (bas). Les valeurs sont exprimées en (g m^{-3}). D'après Lacressonniere (2012).

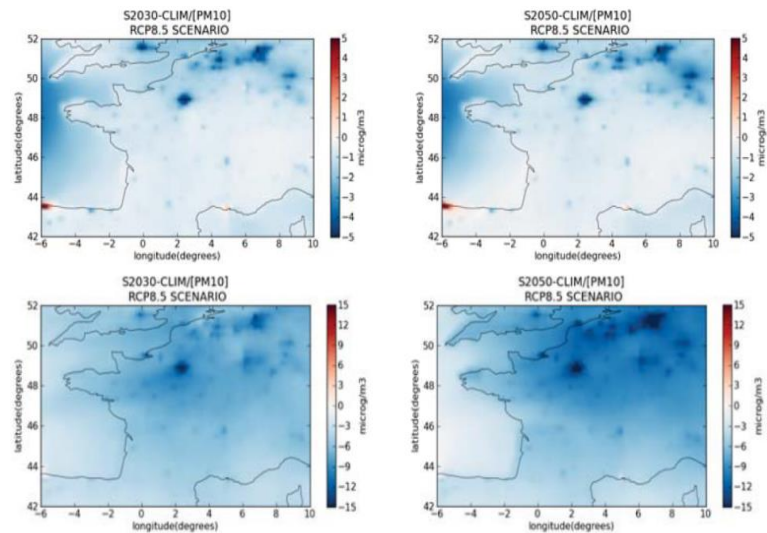
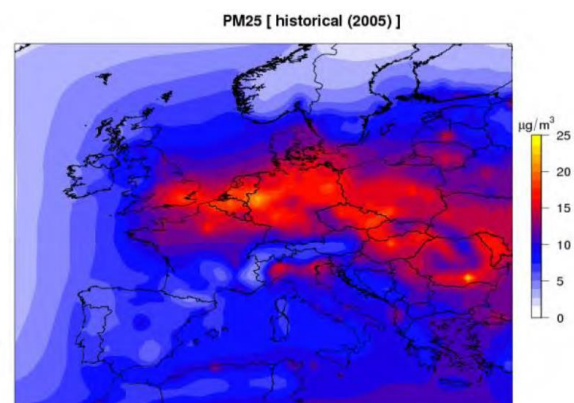


Figure 8. Différences des concentrations de PM10 en surface entre les simulations de 2030 et d'aujourd'hui (gauche), les simulations de 2050 et d'aujourd'hui (droite), en été (première ligne) et en hiver (deuxième ligne). Les différences sont exprimées en (g m^{-3}). D'après Lacressonniere (2012).

3.2.2 PM2,5

Nous commençons par présenter les résultats du projet Salut'Air (plus de détails dans la section 2.1.). Dans la simulation historique, les PM2,5 présentent des valeurs plus élevées dans la partie nord de la France, allant de 1520 g m^{-3} (Figure 9, panneau de gauche), les régions les plus concernées étant l'Île de France et la Haute-de-France. Ces dernières régions sont également les zones de France où la diminution des PM2,5 est la plus élevée (1015 g m^{-3}) dans le scénario futur (Figure 9, panneau de droite). Dans le reste de la France, les réductions des PM2,5 se situent entre 310 g m^{-3} .



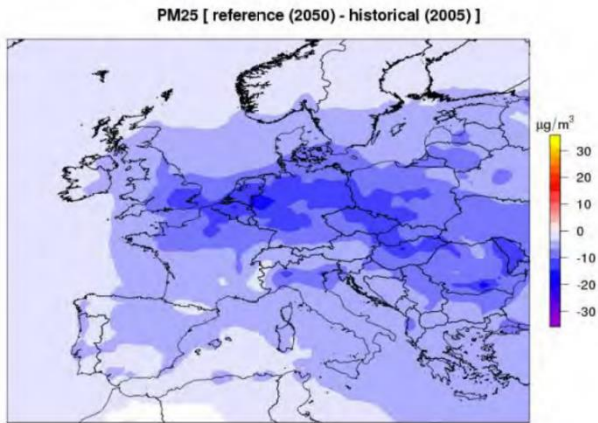


Figure 9. Moyenne annuelle des PM2,5 dans la simulation historique (haut) et différences entre les projections 2050 (référence) et la simulation historique (bas). Colette et al. (2013a, b).

Les principaux résultats de Likvar et al. (2015) sont présentés à la figure 10, où sont représentées les concentrations de PM2,5 simulées en Europe et en Île de France pour le présent (2010) et le futur (2050).

Si l'on considère la France (Figure 10, panneaux de gauche), le nord-est du pays est la zone la plus touchée par les valeurs élevées de PM2,5 (y compris l'Île de France) de 10 à 16 g.m⁻³. À l'avenir, dans cette région, les PM2,5 diminueront de manière significative pour atteindre 79 g.m⁻³. Une répartition spatiale plus détaillée pour l'Île de France est présentée dans les panneaux de droite de la figure 10.

Pour la simulation historique, les PM2,5 présentent des valeurs élevées dans la plupart des régions. Le secteur fortement urbanisé est le plus touché avec une concentration de 1322 g.m⁻³.

Dans le scénario futur, il y a une diminution significative des concentrations avec des valeurs allant de 4 à 8 g.m⁻³ dans la plus grande partie de l'Île de France. La ville de Paris et les environs de l'aéroport Charles de Gaulle connaissent également une baisse significative, mais les concentrations restent assez élevées (913 g.m⁻³) par rapport au reste de la région.

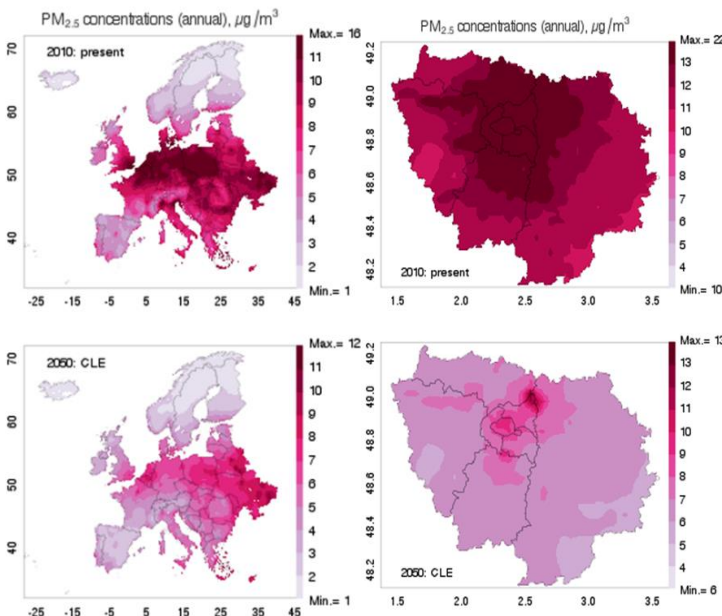


Figure 10. Concentrations annuelles de PM2,5 en 2010 (haut) et 2050 (bas) en Europe (gauche) et en Île de France (droite). Likvar et al. (2015).

Les PM2,5 en Île de France sont également estimées par Markakis et al (2014). La figure 11 présente les projections de PM2,5 à l'échelle locale en hiver (décembre-février) pour une simulation historique (haut).

Dans le centre-ville de Paris, les concentrations sont d'environ 1315 µg.m⁻³ alors que dans le reste de la région, elles sont d'environ 613 µg.m⁻³. Compte tenu des différences entre le scénario futur et le scénario actuel, on constate que la plus forte baisse se situe sur la ville (911 µg.m⁻³), alors que dans le reste de la région, la baisse est d'environ 48 µg.m⁻³.

Markakis et autres (2014) soulignent que les réductions sont beaucoup plus importantes en ville qu'en zone rurale en raison de l'atténuation efficace des émissions dues au transport routier.

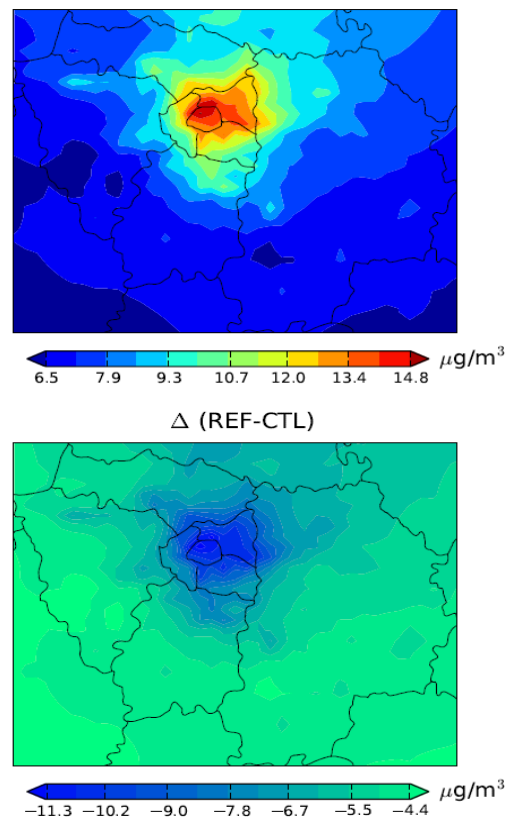


Figure 11. moyenne quotidienne de PM2,5 en hiver pour la simulation de contrôle (CTL) (haut) et différences entre cette dernière et la simulation future de 2050 (REF) (bas). Markakis et al (2014).

Les résultats de l'approche statistique utilisée par Lecoœur (2013) pour estimer les futures concentrations de PM_{2,5} sont présentés dans la figure 12.

Dans la simulation historique, les concentrations de PM_{2,5} en France se situent dans une fourchette de 1228 g.m⁻³, les valeurs les plus élevées se trouvant également dans ce cas dans les régions de l'Est de la France et en Île de France (2028 g.m⁻³).

À l'avenir, on assistera à une augmentation générale de la concentration annuelle de PM_{2,5}. Les régions les plus touchées sont l'Île de France, la région du Grand-Est et la zone située entre Lyon et Clermont-Ferrand, avec des augmentations de 0,42 g.m⁻³.

Nous observons que, dans les études présentées précédemment (Colette et al., 2013a, b ; Likvar et al., 2015 ; Markakis et al., 2014) il y a plutôt une diminution assez importante par rapport à Lecoœur (2013). *Cet écart est principalement dû aux différences entre les scénarios d'émissions. En effet, dans Lecoœur (2013), la réduction des émissions due à la mise en œuvre complète de la législation actuelle n'est pas prise en compte.*

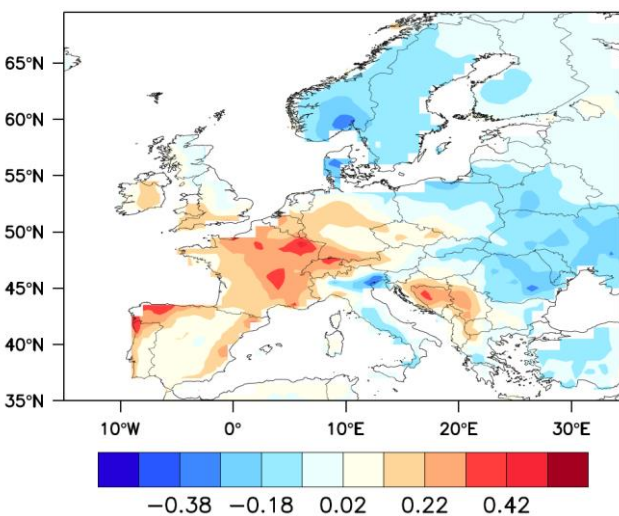
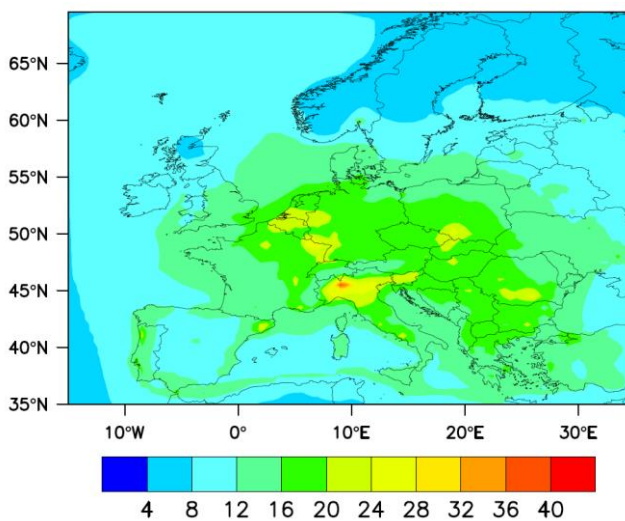


Figure 12. Concentrations historiques (2000-2008) de PM_{2,5} en surface (haut) et différence de concentration annuelle de PM_{2,5} entre les prévisions futures (2020-2049) et la simulation historique (bas). Les concentrations sont exprimées en (g.m⁻³). Lecoœur (2013).

Lecoœur (2013) estime les différences saisonnières entre les scénarios futurs et historiques (figure 13). On observe qu'en hiver, il y a une réduction des PM_{2,5} sur l'ensemble de la France (jusqu'à un maximum de 0,8 g.m⁻³) et que les saisons où l'augmentation est la plus forte sont le printemps et l'automne.

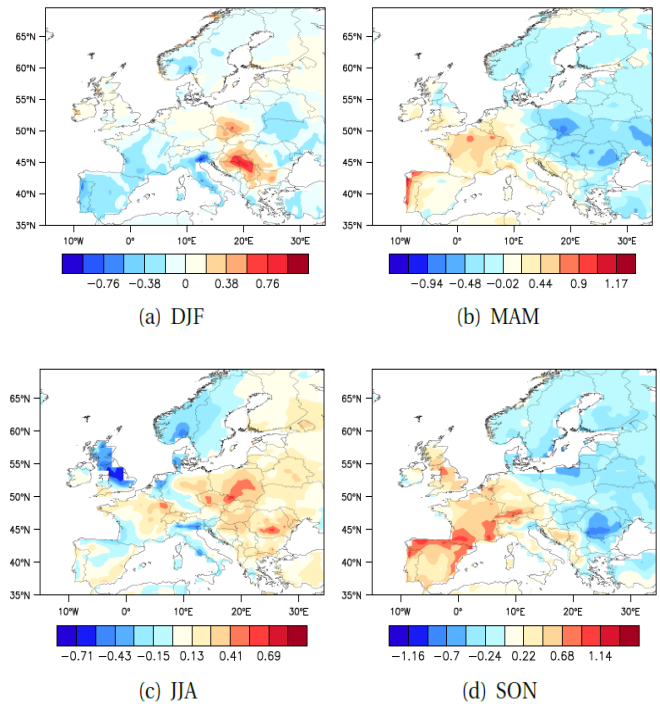


Figure 13. Différence de la concentration moyenne de PM_{2,5} entre la prévision future (2020-2049) et la simulation historique en hiver (a), printemps (b), été (c) et automne (d). Les différences sont exprimées en g.m⁻³. Lecoœur (2013).

3.3 NO_x

Les oxydes d'azote (NO_x) sont des composés très réactifs et constituent l'un des principaux précurseurs de l'ozone, au même titre que le monoxyde (CO) et les composés organiques volatils (COV). Il a des sources naturelles (biogènes) et anthropiques (transport, industries) (Crutzen et Paul, 2003).

Nous présentons dans cette section les résultats à l'échelle française de la Lacressonnière (2012) pour les NO_x. Les détails des simulations se trouvent dans la section 2.1.

Comme pour l'O₃ et les PM₁₀, Lacressonnière (2012) estime les NO_x actuels en été (juin-septembre) et en hiver (décembre-mars) à l'échelle européenne (figure 14) et les différences entre la simulation historique et les deux scénarios

futurs (figure 15). Comme on peut le voir, les valeurs les plus élevées se situent dans les zones urbaines avec un maximum en Île de France jusqu'à 25 g.m^{-3} en été et jusqu'à 40 g.m^{-3} en hiver. Dans d'autres villes comme Lyon et Marseille, nous pouvons détecter en hiver des valeurs assez élevées autour de 3236 g.m^{-3} (panneau de droite, figure 15).

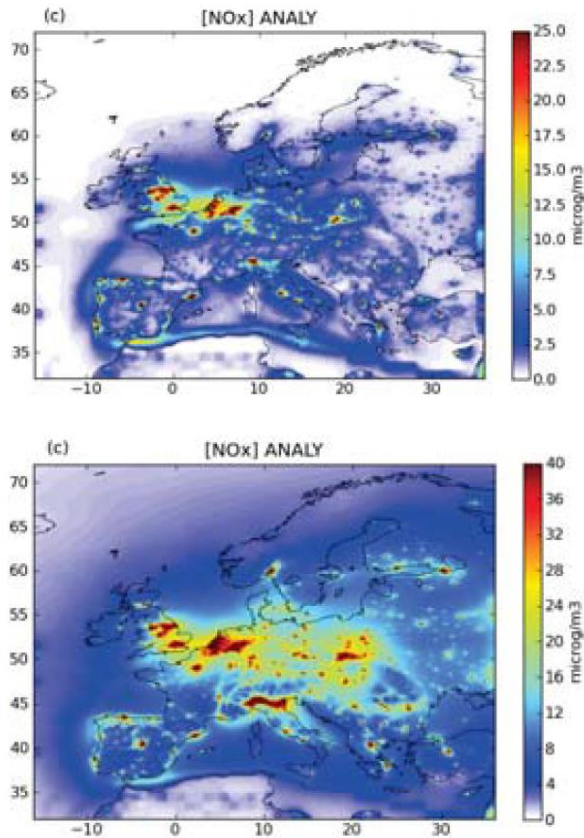


Figure 14. Moyenne simulée des NO_x de surface en été (haut) et en hiver (bas). Les concentrations sont exprimées en (g.m^{-3}). Lacressonniere (2012).

Étant extrêmement dépendantes des émissions, les futures concentrations de NO_x ne varient pas de manière significative entre 2030 et 2050. Nous rappelons que Lacressonniere (2012) ne change pas de scénario d'émission dans ces simulations. Tant en 2030 qu'en 2050, nous observons une forte diminution des NO_x dans les zones les plus urbanisées de France : Île de France, Lyon, Marseille à un maximum de 8 g.m^{-3} en été et à un maximum de 25 g.m^{-3} en hiver.

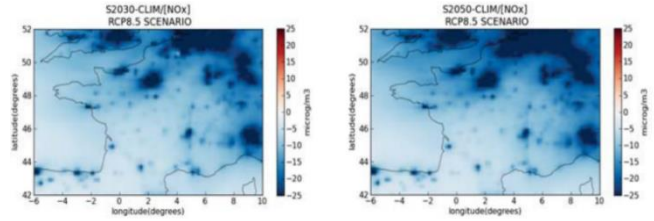


Figure 15. Différences des concentrations de NO_x en surface entre les simulations de 2030 et d'aujourd'hui (gauche), les simulations de 2050 et d'aujourd'hui (droite), en été (haut) et en hiver (bas). D'après Lacressonniere (2012).

3.4 Synthèse

La connaissance de la qualité de l'air est d'une importance capitale pour les préoccupations sanitaires.

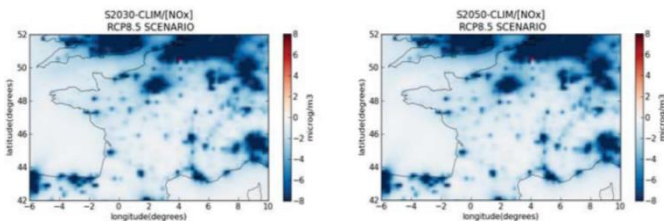
En considérant les études sélectionnées, on peut affirmer que les émissions sont les principaux facteurs déterminants (Colette et al., 2013b) et que les variations des seules variables climatiques ont un impact secondaire sur la qualité de l'air (Lecoeur 2013). Il est également important de souligner que pour une prévision correcte des polluants dispersés dans l'atmosphère, il est essentiel d'utiliser un scénario d'émission de précurseurs adéquat qui tienne compte des informations à l'échelle locale et de la législation actuelle qui régit la pollution de l'air (Likvar et al., 2015).

En outre, la résolution à laquelle les simulations sont réalisées peut conduire à des résultats différents comme le soulignent Markakis et al. (2014).

Dans le présent rapport de synthèse, nous communiquons une évaluation qualitative de la variation des polluants sur les agglomérations urbaines françaises. Par conséquent, nous considérons les recherches avec une résolution spatiale plus fine ou égale à $0,5^\circ$ qui permet une analyse significative entre les régions. Les concentrations de O₃, PM_{2.5}, PM₁₀ et NO_x simulées dans ces recherches sont compilées pour l'Île de France, Paris, les zones urbaines et suburbaines de Lyon, Bordeaux, Toulouse et Marseille dans le cadre du scénario climatique RCP 8.5 (Representative Concentration Pathway).

La plupart des études prévoient une diminution de l'ozone dans la plupart des régions de France et dans les principales villes (sauf Paris), tandis que pour Lacressonniere (2012), l'ozone augmentera sensiblement, surtout en 2050. Dans les études où les futures modifications des émissions sont prises en compte, les particules (PM_{2.5} et PM₁₀) diminueront considérablement dans les zones urbaines et rurales. Les oxydes d'azote diminueront, en particulier dans les zones urbaines.

Une autre étape du travail actuel devrait consister à acquérir et à post-traiter l'ensemble des données natives de chaque étude afin d'estimer plus précisément les concentrations de polluants et leurs variations à l'avenir.



4. Modélisation de l'impact sanitaire

La pollution atmosphérique est le facteur de risque environnemental le plus important. Le Bureau régional de l'OMS pour l'Europe a développé le logiciel AirQ+ dans le cadre de ses activités sur la qualité de l'air.

AirQ+ est un logiciel permettant de quantifier le fardeau et l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé mis au point par le Bureau régional de l'OMS pour l'Europe. AirQ+ inclut différentes méthodologies pour évaluer les effets de l'exposition à long terme (et à court terme) sur la pollution de l'air ambiant. Il permet de travailler sur les polluants suivants: PM_{2,5}, PM₁₀, NO₂, O₃ et le black carbon (BC).

Divers indicateurs de santé liés à la mortalité et à la morbidité, à la fois en termes d'affections aiguës et chroniques peuvent être considérés pour les calculs. Les preuves scientifiques sous-jacentes sur les effets sur la santé de la pollution de l'air ambiant utilisées dans le logiciel proviennent principalement d'études menées en Europe de l'Ouest et en Amérique du Nord.

4.1 Calcul de l'Ozone

4.1.1 Exposition à long terme

Les concentrations d'ozone troposphérique (au niveau du sol) sont mesurées en µg/m³ ou en ppb (partie par milliard ou part per billion en anglais), avec 1 ppb = 2 µg/m³. Cela signifie que les mesures en ppb sont doublées lorsqu'elles sont converties en µg/m³. Les mesures de la qualité de l'air aux stations de surveillance sont généralement indiquées sous forme de concentrations moyennes horaires d'ozone.

Pour l'évaluation des effets de l'ozone sur la santé, l'indicateur SOMO35 (somme des moyennes d'ozone supérieures à 35 ppb) est utilisée. SOMO35 a été développé pour être utilisé dans l'évaluation quantitative d'impact sanitaire (Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, 2008). Il est défini comme :

$$SOMO35_{noncorrigé} = \sum \max\{0, C_i - 35ppb\}$$

où C_i est la concentration moyenne journalière maximale sur 8 heures et la somme est annuelle, c'est-à-dire effectuée du jour $i = 1$ à 365 par année. D'autres périodes sont également possibles, comme 180 jours pour une analyse des mois d'été. SOMO35 a une dimension de $ppb \cdot \text{jours}$ si 35ppb est utilisé et $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{jours}$ si 70 µg/m³ est utilisé dans l'équation. SOMO35 est sensible aux valeurs manquantes (c'est-à-dire les jours où les concentrations moyennes journalières maximales sur 8 heures ne sont pas disponibles). Lorsque de telles données journalières sont manquantes, une correction en

prenant la couverture à temps plein (par exemple annuelle) est nécessaire. Ceci est fait en calculant :

$$SOMO35 = SOMO35_{noncorrigé} \frac{N_{total}}{N_{valide}}$$

où N_{total} est le nombre de jours dans la période d'intérêt 365 pour une année, 180 pour les mois d'été) et N_{valide} est le nombre de jours avec des valeurs valides (Miller, Hurley et Shafrir, 2011).

équation 1 :

$$RR = \exp\left(\beta \cdot \frac{SOMO35_{noncorrigé}}{N_{valide}}\right)$$

Avec une valeur centrale pour $RR = 1,014$ par 10 µg/m³ (Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, 2013), nous trouvons :

équation 2 :

$$\beta = \frac{\ln 1,014}{10} = 0,0013903$$

Les calculs sont similaires à ceux utilisés pour la fraction du risque attribuable d'autres polluants pour les estimations centrale, haute et basse. La valeur seuil X_0 utilisée dans les calculs est par défaut zéro.

4.1.2 Exposition à court terme

Pour l'évaluation de l'impact à court terme de l'ozone l'utilisateur peut entrer soit SOMO35 et N_{valide} , soit une base de données complète de valeurs moyennes journalières maximales sur 8 heures.

Évaluation à court terme utilisant SOMO35 :

Comme pour le long terme, les calculs sont similaires à ceux utilisés pour la fraction du risque attribuable d'autres polluants pour les estimations centrale, haute et basse. Les équations 1 et 2 prennent en compte des valeurs β calculées à partir des valeurs « Relations concentration-réponse recommandées pour l'exposition court terme à l'ozone » du modèle .

Évaluation à court terme en utilisant les valeurs moyennes :

Pour ce type d'évaluation le calcul est :

Equation 3 :

$$RR = \exp(\beta \cdot [C_{max} - X_0])$$

où C_{max} est mesuré en µg/m³. La valeur seuil X_0 doit être définie par l'utilisateur, par exemple $X_0 = 70$ µg/m³.

Encore une fois, les calculs sont similaires à ceux utilisés pour la fraction du risque attribuable d'autres polluants, pour les estimations centrale, haute et basse, avec des valeurs β calculées à partir des valeurs « Relations concentration-réponse recommandées pour l'exposition court terme à l'ozone » du modèle

4.2 Construction de scénarios pour les chocs de l'ACPR

La construction d'un scénario permet de matérialiser les conséquences du changement climatique par le biais des phénomènes de pollution en zone urbaine sur un horizon de 2020 à 2050. Ses conséquences sont prises en considérations en termes d'impact sur concernant l'assurabilité des garanties proposées dans le cadre de contrats d'assurances de personnes :

- Les garanties en cas de décès,
- Les garanties frais de soins,
- Les garanties Arrêts de Travail.

Les phénomènes de pollution sont modélisés selon l'augmentation des concentrations d'Ozone (O₃), de Dioxyde d'azote (NO₂), de fines particules de 2,5 micromètres (PM 2.5) et 10 micromètres (PM 10) pour les principales agglomérations françaises.

L'exposition considère tant la concentration que les épisodes de pic de pollution, favorisés par les périodes de fortes températures et qui tendent à augmenter tant en durée qu'en fréquence dans le scénario 8.5.

Pour rappel, la pollution par :

- L'Ozone est un gaz à effet de serre, présent naturellement dans l'atmosphère mais aussi au sol. Ce gaz occasionne des problèmes respiratoires sous l'effet d'ensoleillement et entraîne principalement des passages aux urgences pour des cas de détresse respiratoires (asthme, diminution de la fonction pulmonaire...) et des décès pour maladie cardiovasculaire et difficultés respiratoires.

- Le Dioxyde d'azote est un gaz provenant de la combustion. Ce gaz peut causer des irritations des poumons ainsi qu'une réduction de la fonction pulmonaire se traduisant par des hospitalisations, des arrêts de travaux de courte durée, des asthmes ou bronchites chez les enfants et des décès.

- Les PM 2.5 sont des particules fines pouvant traverser l'ensemble de l'appareil respiratoires ainsi que le sang à travers les alvéoles pulmonaires. Les conséquences de ces particules sont des problèmes respiratoires mais particulièrement des décès par suite de cancers du poumon, bronchopneumopathie chronique obstructive ou accidents Cardio-Vasculaires.

- Les PM 10 sont des particules fines se logeant dans les poumons et occasionnant principalement des bronchites chroniques, des bronchites chez les enfants, de l'asthme et des décès.

Afin de rendre l'application de ces scénarios plus cohérents avec les modèles de la profession, ce scénario est disponible sous deux niveaux de granularité :

- Granularité nationale (France métropolitaine) : le scénario est à appliquer l'échelle nationale, sans prise en compte d'une localisation précise.

- Granularité par agglomération : le scénario est à appliquer par région en France métropolitaine et permet la prise en compte de l'hétérogénéité du territoire.

Les différents éléments constituant le scénario sont :

- Le Facteur additif correspond à une majoration additive des taux de mortalité annuels. *Eg. Un Facteur additif de 0,002 % des taux de mortalité fait qu'un taux de mortalité, avant choc de 0,03 % passe à 0,032% après choc.*
- Facteur multiplicatif correspond à une aggravation annuelle du décalage des tables de mortalité. *Eg. Une Facteur multiplicatif de 2 % fait que les taux de mortalité qui décalent de 0,002 % la première année, décalent de 0,002 % x 1,02 la seconde année, de 0,002 % x 1,02 x 1,02 la seconde année ...*

		2021 - 2030	2031- 2040	2041- 2050
Granularité : Globale	Décès	0,02%	0,02%	0,03%
	Frais de Soins	0,84%	1,25%	1,65%
	Arrêts de Travail	0,07%	0,10%	0,13%
Granularité : Fine				
Bordeaux	Décès	0,01%	0,02%	0,02%
	Frais de Soins	0,68%	1,02%	1,37%
	Arrêts de Travail	0,06%	0,09%	0,13%
Ile de France	Décès	0,02%	0,03%	0,04%
	Frais de Soins	1,09%	1,60%	2,10%
	Arrêts de Travail	0,08%	0,12%	0,17%
Lille	Décès	0,02%	0,03%	0,03%
	Frais de Soins	1,00%	1,47%	1,94%
	Arrêts de Travail	0,08%	0,12%	0,16%
Lyon	Décès	0,02%	0,03%	0,04%
	Frais de Soins	1,09%	1,60%	2,10%
	Arrêts de Travail	0,08%	0,12%	0,17%
Marseille	Décès	0,02%	0,03%	0,04%
	Frais de Soins	1,09%	1,60%	2,10%
	Arrêts de Travail	0,08%	0,12%	0,17%
Montpellier	Décès	0,02%	0,03%	0,03%
	Frais de Soins	0,72%	1,09%	1,47%
	Arrêts de Travail	0,05%	0,08%	0,12%
Nantes	Décès	0,01%	0,02%	0,02%
	Frais de Soins	0,68%	1,01%	1,37%
	Arrêts de Travail	0,05%	0,08%	0,11%
Nice	Décès	0,01%	0,02%	0,02%
	Frais de Soins	0,68%	1,02%	1,37%

	Arrêts de Travail	0,05%	0,08%	0,11%
Strasbourg	Décès	0,01%	0,02%	0,02%
	Frais de Soins	0,68%	1,02%	1,37%
	Arrêts de Travail	0,05%	0,08%	0,11%
Toulouse	Décès	0,01%	0,02%	0,02%
	Frais de Soins	0,68%	1,02%	1,37%
	Arrêts de Travail	0,06%	0,09%	0,13%

Tableau 1. Impact additif et multiplicatif sur les décès, frais de soin et les Arrêts de Travail par horizon de projection.

Remerciements

Nous remercions tout particulièrement le Centre d'Enseignement et de Recherche en Environnement Atmosphérique, Laboratoire commun École des Ponts ParisTech et EDF R&D pour son aide lors de l'élaboration de ce projet.

Bibliographie

Butler, T.M., Stock, Z.S., Russo, M.R., Denier van der Gon, H.A.C., & Lawrence, M.G., Megacity ozone air quality under four alternative future scenarios, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 4413–4428, 2012.

Colette, A., Koelemeijer, R., Mellios, G., Schucht, S., Péré, J.-C., Kouridis, C., et al., Co-benefits of climate and air pollution regulations, The context of the European Commission Roadmap for moving to a low carbon economy in 2050, ETC/ACM - EEA, Copenhagen, 78, 2012.

Colette, A., Bessagnet, B., Vautard, R., Szopa, S., Rao, S., Schucht, S., Klimont, Z., Menut, L., Clain, G., Meleux, F., Curci, G., and Rouil, L.: European atmosphere in 2050, a regional air quality and climate perspective under CMIP5 scenarios, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7451–7471, 2013a.

Colette, A., Schucht, S., Bessagnet, B., Szopa, S., Vautard, R., Menut, L., Tripathi, O., Clain, G., Lathière, J., Drobinski, P., Omrani, H., Hauglustaine, D., Meleux, F., Réal, E., Délias, M, Anav, A. Final Report on Salut'Air project "Assessing Long Term Air Quality Mitigation Strategies in the Face of Long Range Transport and Climate Change", 2013b.

Cox, W.M., Chu, S.-H. Assessment of interannual ozone variation in urban areas from a climatological perspective. *Atmos. Environ.* 30, 2615–2625, 1995.

Crutzen, P. The Role of NO and NO₂ in the Chemistry of the Troposphere and Stratosphere. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences.* 7. 443–472, 2003.

Couvidat, F., Debry, É., Sartelet, K., & Seigneur, C. A hydrophilic/hydrophobic organic (H₂O) aerosol model: Development, evaluation and sensitivity analysis. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 117, 2012.

Denman, K.L., et al. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. In: Solomon, S. (Ed.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

Déqué, M., Drevet, C., Braun, A., and Cariolle, D.: The ARPEGE/IFS atmosphere model: a contribution to the French community climate modelling, *Clim. Dynam.*, 10, 249–266, 1994.

Dufresne, J.-L., Foujols, M.-A., Denvil, S., Caubel, A., Marti, O., Aumont, O., Balkanski, Y., Bekki, S., Bellenger, H., Benshila, R., Bony, S., Bopp, L., Braconnot, P., Brockmann, P., Cadule, P., Cheruy, F., Codron, F., Cozic, A., Cugnet, D., de Noblet, N., Duvel, J.-P. Ethé, C., Fairhead, L., Fichefet, T., Flavoni, S., Friedlingstein, P., Grandpeix, J.-Y., Guez, L., Guilyardi, E., Hauglustaine, D., Hourdin, F., Idelkadi, A., Ghattas, J., Joussaume, S., Kageyama, M., Krinner, G., Labetoulle, S., Lahellec, A., Lefebvre, M.-P., Lefevre, F., Levy, C., Li, Z. X., Lloyd, J., Lott, J., Madec, G., Mancip, M., Marchand, M., Masson, S., Meurdesoif, Y., Mignot, J., Musat, I., Parouty, S., Polcher, J., Rio, C., Schulz, M., Swingedouw, D., Szopa, S., Talandier, C., Terray, P., Viovy, N., and Vuichard, N. Climate change projections using the IPSL-CM5 Earth System Model: from CMIP3 to CMIP5, *Clim. Dynam.*, 40, 2123–2165, 2013.

EEA: Assessment of ground-level ozone in EEA member countries, with a focus on long-term trends, European Environment Agency, Copenhagen, 56, 2009.

Emmons, L., Walters, S., Hess, P., Lamarque, J.-F., Pfister, G., Fillmore, D., Granier, C., Guenther, A., Kinnison, D., Laepple, T. et al. Description and evaluation of the Model for Ozone And Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4). *Geoscientific Model Development*, 3, 43–67, 2010.

Fiore, A.M., Naik, V., Spracklen, D.V., Steiner, A., Unger, N., Prather, M., et al., Global air quality and climate, *Chemical Society Reviews*, 41, 6663–6683, 2012.

Hauglustaine, D. A., Hourdin, F., Jourdain, L., Filiberti, M.- A., Walters, S, Lamarque, J. F., and Holland, E. A.: Interactive chemistry in the Laboratoire de Meteorologie Dynamique general circulation model: description and background tropospheric chemistry evaluation, *J. Geophys. Res.*, 190, D04314, 2004.

Honoré, C., Rouil, L., Vautard, R., Beekmann, M., Bessagne, B., Dufour, A., Elichegaray, C., Flaud, J.-M., Malherbe, L., Meleux, F., Menut, L., Martin, D., Peuch, A.,

- Peuch, V.-H., and Poisson, N.: Predictability of European air quality: assessment of 3 years of operational forecasts and analyses by the PREV'AIR system, *J. Geophys. Res.*, 113, D04301, doi:10.1029/2007JD008761, 2008.
- IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- Jacob, D. J., and Winner, D. A.: Effect of climate change on air quality, *Atmospheric Environment*, 43, 51–63, 2009.
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O., Bouwer, L., et al., EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research, *Regional Environmental Change*, 1–16, 2013.
- Klimont, Z., Kupiainen, K., Heyes, C., Cofala, J., Rafaj, P., Höglund-Isaksson, L., et al., ECLIPSE V4a: Global emission data set developed with the GAINS model for the period 2005 to 2050 Key features and principal data sources, 2013.
- Lecoeur, Influence de l'évolution climatique sur la qualité de l'air en Europe. PhD Thesis of Paris-East University, 2013.
- Lacressonnière, G., Peuch, V.-H., Arteta, J., Josse, B., Joly, M., Marécal, V., Saint Martin, D., Déqué, M., and Watson, L.: How realistic are air quality hindcasts driven by forcings from climate model simulations?, *Geosci. Model Dev.*, 5, 1565–1587, 2012.
- Lacressonnière, G.: Numerical modeling study of European air quality in current and future climates, PhD Thesis at Toulouse University, 2012.
- Likhvar, V. N., Markakis K., Valari M., Colette A., Hauglustaine D., Medina S., Pascal M., Kinney P., Poster pour International Society of Environmental Epidemiology, Pasel, Août 2013.
- Likhvar, V. N., Pascal, M., Markakis, K., Colette, A., Hauglustaine, D., et al. A multi-scale health impact assessment of air pollution over the 21st century. *Science of the Total Environment*, Elsevier, 514, pp.439-449, 2015.
- Mallet, V., Quélo, D., Sportisse, B., Ahmed de Biasi, M., Debry, É., Korsakissok, I., Wu, L., Roustan, Y., Sartelet, K., Tombette, M. et al. Technical Note: The air quality modeling system Polyphemus. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 5479–5487, 2007.
- Markakis, K., Valari, M., Colette, A., Sanchez, O., Perrussel, O., Honore, C., Vautard, R., Klimont, Z., and Rao, S.: Air quality in the mid-21st century for the city of Paris under two climate scenarios; from the regional to local scale, *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 7323–7340, 2014.
- Menut, L., Bessagnet, B., Khvorostyanov, D., Beekmann, M., Blond, N., Colette, A., Coll, I., Curci, G., Foret, G., Hodzic, A., Mailler, S., Meleux, F., Monge, J.-L., Pison, I., Siour, G., Turquety, S., Valari, M., Vautard, R., and Vivanco, M. G.: CHIMERE 2013: a model for regional atmospheric composition modelling, *Geosci. Model Dev.*, 6, 981–1028, doi:10.5194/gmd-6-981-2013, 2013.
- Riahi, K., Rao, S., Krey, V., Cho, C., Chirkov, V., Fischer, G., Kindermann, G., Nakicenovic, N., and Rafaj, P.: RCP 8.5 – a scenario of comparatively high greenhouse gas emissions, *Climatic Change*, 109, 33–57, 2011.
- Riahi, K., Dentener, F., Gielen, D., Grubler, A., Jewell, J., Klimont, Z., Krey, V., McCollum, D., Pachauri, S., Rao, S., van Ruijven, B., van Vuuren, D. P., and Wilson, C.: Energy Pathways for Sustainable Development, in: *Global Energy Assessment: Toward a Sustainable Future*, edited by: Nakicenovic, N., IASA, Laxenburg, Austria and Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, 2012.
- Shindell, D.T., Lamarque, J.F., Schulz, M., Flanner, M., Jiao, C., Chin, M., et al., Radiative forcing in the ACCMIP historical and future climate simulations, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 12, 21105-21210, 2012.
- Skamarock, W. C. and Klemp, J. B.: A time-split non-hydrostatic atmospheric model, *J. Comput. Phys.*, 227, 3465–3485, 2008.
- Taylor, K.E., Stouffer, R.J., & Meehl, G.A., An Overview of CMIP5 and the Experiment Design, *B. Am. Meteorol. Soc.*, 93, 485–498, 2012.
- Young, P.J., Archibald, A.T., Bowman, K.W., Lamarque, J.F., Naik, V., Stevenson, D.S., et al., Pre-industrial to end 21st century projections of tropospheric ozone from the Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project (ACCMIP), *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 12, 21615-21677, 2012.
- Miller B, Hurley F, Shafrir A (2011). Health Impact Assessment for the National Emissions Ceiling Directive (NECD) – Methodological Issues. Edinburgh, Scotland: Institute of Occupational Medicine (IOM).
- WHO Regional Office for Europe (2008). Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.
- WHO Regional Office for Europe (2013). Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.