



RAPPORT D'ÉTUDE - Impact du chauffage domestique au bois sur la qualité de l'air extérieur

Cas d'étude sur l'Île-de-France et la France métropolitaine

Projet Wood-AAQ-2

Ce rapport a fait l'objet d'un financement de l'Anses dans le cadre d'un contrat d'une convention de recherche et développement signée entre les parties le 17 avril 2024 (2024_CRD_01). Les conclusions exprimées dans ce rapport n'engagent que leurs auteurs. Le contenu de ce rapport ne fait pas l'objet d'une validation de l'Anses et ne reflète pas nécessairement son avis définitif. La responsabilité de l'Anses ne peut être engagée en cas d'informations incomplètes ou erronées. Toute utilisation ou modification de ce rapport par des tiers, sous quelque forme que ce soit, est faite sous leur seule et entière responsabilité.

Table des matières

1.	Introduction.....	4
2.	Le cadastre des émissions sur l'Île-de-France	5
2.1	Présentation des différents cadastres des émissions	5
2.1.1	Les émissions par secteur d'activité.....	5
2.1.2	Prise en compte des condensables	7
2.1.3.	Spéciation des émissions et distribution en taille des particules.....	8
2.2	Mise à jour des données d'inventaire pour le chauffage domestique au bois	9
2.2.1	Mise à jour des facteurs d'émissions	9
2.2.2	Intégration des résultats des enquêtes sociologiques 2020 et 2022 dans l'inventaire des émissions	10
2.2.3	Résultats obtenus pour l'année 2022	11
2.2.4	Estimation des condensables émis par le chauffage domestique au bois avec les nouveaux facteurs d'émissions.....	16
2.3	Intégration des inventaires d'émission cadastre et des nouveaux facteurs d'émissions.....	17
2.4	Comparaison entre les condensables totaux obtenus avec les différentes approches d'estimation des condensables.....	18
3.	Modélisation de la qualité de l'air urbaine à l'échelle régionale	20
3.1.	Présentation du modèle et configuration des simulations	20
3.2.	Comparaisons des concentrations simulées à celles observées	21
4.	Estimation de la contribution du chauffage domestique au bois en Île-de-France	23
4.1	Présentation des tests de coupure.....	23
4.2	Contribution du chauffage domestique au bois aux émissions anthropiques.....	24
4.3	Contribution du chauffage domestique au bois aux concentrations.....	26
5.	Scénarios d'évolution à l'horizon 2030	28
5.1.	Présentation des scénarios.....	28
5.2	Impact des scénarios sur les émissions anthropiques totales	30
5.3	Evolution des concentrations dans les scénarios	32
6.	Analyse de la contribution du chauffage domestique au bois et évolution à 2030 à l'échelle de la France	34
6.1	Mise en place des cas d'étude à l'échelle de la France.....	34
6.2	Contribution du chauffage au bois aux émissions anthropiques et évolution des émissions à 2030.....	35
6.3	Contribution du chauffage au bois aux concentrations et évolution des concentrations à 2030	36
7.	Conclusion	38
7.1	Mise à jour des données d'émissions franciliennes de chauffage domestique au bois	38

7.2 Contribution du chauffage domestique au bois aux émissions anthropiques des polluants	39
7.3 Contribution du chauffage domestique au bois aux concentrations atmosphériques des polluants.....	39
7.4 Evolution de l'impact du chauffage domestique au bois sur les émissions anthropiques et sur les concentrations atmosphériques des polluants selon deux scénarios à l'horizon 2030	40
7. Références bibliographiques	41
8. Appendix.....	43
8.1 Cartes d'émission anthropiques des polluants analysés dans la simulation de référence.....	43
8.2 Les stations de qualité de l'air utilisées dans la comparaison modèle-mesure	43
8.3 Définition des indicateurs statistiques.....	44
8.4 Cartes des concentrations des polluants en Île-de-France pour la simulation de référence	45
8.5 Impact des tests de coupure sur les émissions anthropiques des polluants	46
8.5.1 Test de coupure des foyers ouverts (FO)	46
8.5.2 Test de coupure des foyers fermés anciens et ouverts (FAO)	46
8.5.3 Test de coupure du chauffage d'agrément et d'appoint (CAA)	47
8.6 Impact des tests de coupure sur les concentrations de polluants.....	48
8.6.1 Test de coupure des foyers ouverts (FO)	48
8.6.2 Test de coupure des foyers fermés anciens et ouverts (FAO)	49
8.6.3 Test de coupure du chauffage d'agrément et d'appoint (CAA)	50
8.7 Impact du scénario "fil de l'eau" à l'horizon 2030 sur les émissions anthropiques.....	51
8.8 Impact du scénario "fil de l'eau" à l'horizon 2030 sur les concentrations.....	52
8.9 Evolution des émissions nationales du chauffage résidentiel entre 2010 et 2022 et projection à 2030 à partir de l'inventaire national d'émissions CITEPA-SECTEN.....	52
8.10 Emissions anthropiques des particules en France métropolitaine pour la simulation de référence	57
8.11 Impact du scénario "Objectif National" à l'horizon 2030 (ON) sur les émissions anthropiques des particules à l'échelle de la France métropolitaine.....	57
8.12 Impact du scénario "fil de l'eau" (FDL) à l'horizon 2030 sur les émissions anthropiques des particules à l'échelle de la France	58
8.13 Cartes des concentrations des polluants en France métropolitaine pour la simulation de référence	58
8.14 Impact du scénario "Objectif National" à l'horizon 2030 (ON) sur les concentrations des particules à l'échelle de la France métropolitaine	59
8.15 Impact du scénario "Fil de l'eau" à l'horizon 2030 (FDL) sur les concentrations des particules à l'échelle de la France métropolitaine.....	60

1. Introduction

Améliorer la qualité de l'air constitue un véritable enjeu sanitaire et d'amélioration du cadre de vie des franciliennes et franciliens. La pollution de l'air cause chaque année 7 900 décès prématurés par an en Île-de-France, selon l'évaluation la plus récente de la région (Host et al., 2022). Même si la pollution atmosphérique diminue de manière tendancielle, 5 000 franciliennes et franciliens sont encore exposés en 2023 à un air qui ne respecte pas la valeur limite réglementaire annuelle en dioxyde d'azote (Airparif, 2024a). Les concentrations en particules (PM₁₀ et PM_{2.5}) sont en dessous des valeurs limites réglementaires en 2023. Cependant, des nouvelles valeurs limites réglementaires, plus basses et actuellement dépassées dans la région concernant les particules, seront à respecter d'ici 2030, suite à la directive européenne 2024/2881/CE publiée le 20 novembre 2024. De plus, ces concentrations en PM₁₀ et en PM_{2.5} restent largement supérieures aux seuils de qualité de l'air recommandés par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). En effet en 2023, 70 % des franciliennes et franciliens étaient exposés à un air ne respectant pas la recommandation de l'OMS concernant les PM₁₀ (et l'ensemble de la population de la région quant aux PM_{2.5}). Afin d'améliorer la qualité de l'air, il convient en premier lieu de réduire les émissions locales de polluants atmosphériques.

La combustion de biomasse pour le chauffage résidentiel est actuellement la source prépondérante d'émissions de particules primaires en Île-de-France. Avec une contribution annuelle moyenne de 30 % pour les PM₁₀ et de 47 % pour les PM_{2.5}, tous secteurs confondus, la combustion du bois à usage énergétique en Île-de-France est aujourd'hui la première source d'émissions régionales de particules, devant le transport routier (Airparif, 2024b). Le chauffage domestique au bois est responsable de 87 % des émissions de particules fines primaires du secteur résidentiel alors que ce combustible ne couvre que 7 % des besoins d'énergie de ce secteur. De surcroît, les émissions du chauffage domestique au bois ont été sous-estimées dans ces anciennes estimations d'Airparif. La meilleure prise en compte des particules condensables et la réévaluation du parc d'appareils individuels de chauffage au bois dans le nouvel inventaire d'Airparif à paraître en 2025 font du chauffage domestique au bois une source de particules encore plus importante en Ile-de-France (les émissions de PM_{2.5} du chauffage domestique au bois sont doublées du fait de ces changements méthodologiques).

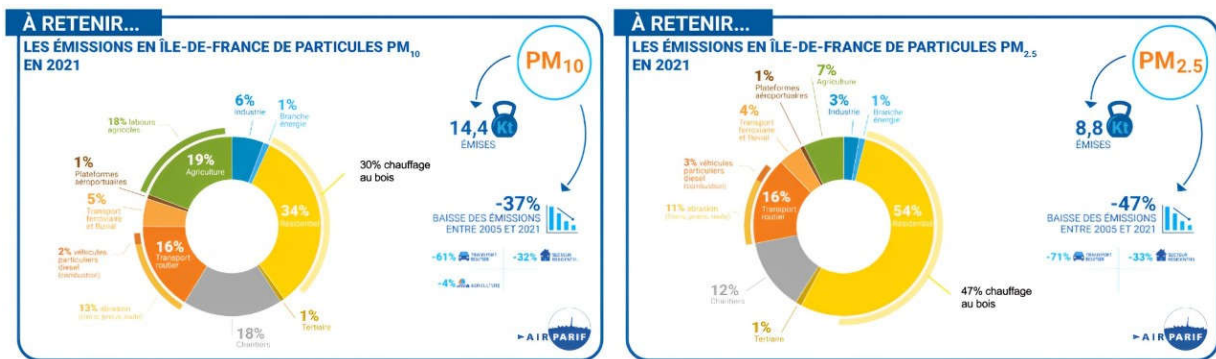


Figure 1 : Bilan d'émissions de particules PM₁₀ (à gauche) et PM_{2.5} (à droite) en Ile-de-France en 2021 (sans inclure pleinement les émissions de particules condensables par le chauffage au bois ni les dernières données sur le parc d'appareils individuels)

L'impact sanitaire des particules varie selon leur composition et leur taille. Notamment, le carbone suie (ou "black carbon" BC) et les composés organiques (ou "organic matter" OM) sont des composés dont les effets pourraient être particulièrement néfastes. Les particules ultrafines ou PUF (particules de diamètre inférieur à 0.1µm) en pénétrant plus profondément dans l'arbre respiratoire que les PM_{2.5} ou PM₁₀, sont également des polluants d'intérêt selon l'OMS et la nouvelle directive européenne. Ainsi l'impact du chauffage domestique au bois sera étudié sur les polluants réglementés NO₂, PM_{2.5} et PM₁₀, et pour les polluants émergents BC, OM et PUF. D'autres composés particuliers, comme les composés inorganiques (ou "inorganic matter" IM) et les poussières sont aussi présents dans les particules, et sont aussi pris en compte dans l'étude.

Afin d'identifier l'impact du chauffage au bois résidentiel sur la qualité de l'air extérieur, un système de modélisation régionale est mis en place sur l'Île-de-France, à partir des résultats du projet Européen RI-URBANS (<https://riurbans.eu/>). Ce système est modifié pour pouvoir quantifier les contributions du chauffage au bois résidentiel, ainsi que simuler des scénarios d'évolution de ces émissions à un horizon 2030. Les différents inventaires d'émissions impliqués sont présentés en section 2 de ce rapport, ainsi que (i) les enseignements récents apportés par les enquêtes régionales sur les pratiques de chauffage au bois en 2020 et 2022 et (ii) les corrections récentes appliquées à ces inventaires pour intégrer les particules condensables. La modélisation des concentrations sur l'Île-de-France pendant l'hiver 2020-2021 est présentée et comparée à des observations *in-situ* en section 3. L'analyse de la contribution du chauffage au bois résidentiel est étudiée en section 4, ainsi que différentes contributions spécifiques de cette source selon le type et l'âge du matériel utilisé et les pratiques de chauffages associées (foyers ouverts, foyers anciens, chauffage d'appoint et d'agrément). Deux scénarios d'évolution des émissions et des concentrations sur 2030 sont évalués en section 5.

2. Le cadastre des émissions sur l'Île-de-France

2.1 Présentation des différents cadastres des émissions

2.1.1 Les émissions par secteur d'activité

Deux inventaires des émissions d'Île-de-France spatialisés sur un maillage régulier du territoire ont été exploités dans le cadre de ce projet : un premier dit « inventaire cadastre 2018 » (permettant de distinguer localement les émissions du chauffage domestique au bois des émissions du secteur résidentiel) et un second dit « inventaire cadastre 2019 » (comprenant des améliorations sur certains secteurs et dont la résolution spatiale est plus fine, mais sans détail au sein du secteur résidentiel). Ils ont été développés et exploités dans le cadre de 2 projets distincts avec des besoins propres :

- **Le cadastre 2018** a été produit dans le cadre du projet « Trajectoire OMS » ; il présente l'avantage de décrire finement le secteur résidentiel dans la nomenclature SNAP en descendant à l'ordre 3 de cette nomenclature. Notamment pour le secteur résidentiel, la nomenclature SNAP d'ordre 3 permet de décliner les émissions du secteur résidentiel en 10 sous-catégories qui dépendent du type de chaudière mais également du combustible (Tableau 1). Les cadastres sont fournis temporalisés : un fichier par mois, par jour type (jour ouvré, samedi et veille de jour férié, dimanche et jour férié) contenant 24 heures. Le cadastre est fourni sur une maille de 3 km x 3 km de résolution (sur une grille régulière en Lambert II étendu (27572)).
- **Le cadastre 2019** a été produit dans le cadre du projet « Street » ; il est réalisé sur l'ensemble des secteurs d'activité dans la nomenclature SNAP de degré 1, et est produit à l'échelle annuelle. Le cadastre est fourni sur une maille à 1 km x 1 km de résolution (sur une grille régulière en Lambert 93 (2154)).

Les polluants dont les émissions sont fournies dans les 2 cadastres sont : monoxyde de carbone (CO), composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), ammoniac (NH₃), oxydes d'azote (NOx), particules totales en suspension (TSP), particules en suspension avec un diamètre égal ou inférieur à 10 µm (PM₁₀), particules en suspension avec un diamètre égal ou inférieur à 2,5 µm (PM_{2.5}), dioxyde de soufre (SO₂). La Figure 2 représente la grille sur laquelle les 2 cadastres ont été réalisés.

L'inventaire des émissions réalisé par Airparif pour l'année 2019 présente un certain nombre d'améliorations méthodologiques par rapport à l'inventaire réalisé pour l'inventaire 2018. Celles-ci ne concernent pas les émissions du chauffage au bois et par conséquent l'inventaire 2018 reste cohérent avec l'inventaire 2019 sur ce point. Néanmoins l'inventaire 2019 introduit une variation interannuelle des facteurs d'émissions pour diverses activités de combustion au sein du secteur résidentiel et tertiaire, pour mieux intégrer les évolutions technologiques concernant ces secteurs. Par conséquent les fortes baisses d'émissions de NOx du secteur résidentiel observées entre l'inventaire 2018 et 2019 sont principalement dues à cette mise à jour méthodologique. Il convient donc d'utiliser principalement le cadastre 2019 dans le cadre de ce projet et d'utiliser le cadastre 2018 pour distinguer la contribution du chauffage au bois résidentiel.

Tableau 1 : sous-secteurs liés au secteur résidentiel et tertiaire traités dans le cadastre 2018

Code nomenclature SNAP	Correspondance
020100_111	Tertiaire – bois
020103_204	Tertiaire – gaz naturel
020103_301	Tertiaire – gaz naturel
020200_111	Chaufferies biomasse dédiées au résidentiel
020202_111	Résidentiel – bois
020202_204	Résidentiel – fioul domestique
020202_301	Résidentiel – gaz naturel
020202_303	Résidentiel – GPL
020300_111	Bâtiments agricoles – bois
020302_204	Bâtiments agricoles – fioul domestique
020302_301	Bâtiments agricoles – gaz naturel
020302_303	Bâtiments agricoles – GPL

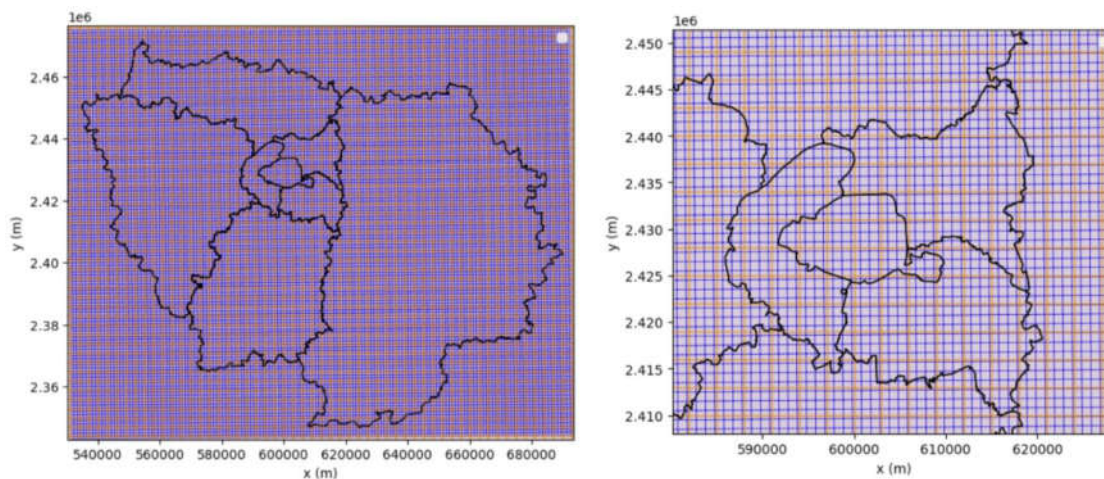


Figure 2 : Grilles des cadastres 2018 (en orange) et 2019 (en bleu) centrées en Ile-de-France et zoom sur Paris et la petite couronne

La spatialisation des émissions du secteur résidentiel sur un maillage régulier a été réalisée à partir des données communales. Les émissions d'une commune sont distribuées parmi les mailles au prorata de la superficie de la zone urbanisée de la commune se trouvant dans chaque maille (selon la base de données d'occupation des sols Corine Land Cover). Par exemple, une maille qui contient 30% de la zone urbanisée d'une commune se voit affecter 30% des émissions de cette commune. Cette répartition est effectuée pour chaque commune.

La temporalisation des émissions a été réalisée en utilisant des facteurs spécifiques fournis par divers organismes, ou estimés par Airparif, en fonction des secteurs d'activité. Ces facteurs permettent de répartir les émissions annuelles de chaque maille sur les différents mois de l'année, puis de les ventiler sur les jours types (jours ouvrés, samedis, dimanches), et enfin de les répartir heure par heure. Par exemple, dans le secteur résidentiel, notamment pour l'usage du bois comme source d'énergie, ces facteurs reflètent la variation inter-mensuelle des besoins de chauffage, influencée par le climat moyen. Ils tiennent également compte des besoins hebdomadaires, qui dépendent de la présence ou de l'absence des occupants dans les logements à différents jours de la semaine, et enfin des variations au cours de la journée, en fonction des habitudes de chauffage.

Les données d'émissions du trafic routier de l'inventaire cadastre 2019 ont été calculées par Airparif à l'aide du système HEAVEN. Ce système a été initialement développé en 2001, dans le cadre du projet européen du même nom en partenariat avec les services de gestion du trafic routier de la ville de Paris, et la Direction Régionale de l'Équipement d'Ile-de-France. Les émissions du trafic sont calculées toutes les heures pour chaque rue et segment de route. L'inventaire des émissions du trafic a été catégorisé en fonction des types d'émissions (combustion, usure des pneus, usure de la route, usure des freins et évaporation), les types de carburant, les types de véhicules et la classification Crit'Air. En France, la vignette Crit'Air classe les véhicules en fonction de leurs émissions de particules fines et d'oxydes d'azote. La classification Crit'Air dépend du type de carburant et de l'âge du véhicule, tels que déterminés par la norme Euro. Les types de véhicules comprennent les véhicules particuliers (VP), les véhicules utilitaires (VU), les véhicules lourds (PL), les transports en commun – bus et cars – (TC), et les véhicules à deux roues motorisés (2R).

2.1.2 Prise en compte des condensables

Les inventaires d'émissions présentés ci-dessus ne prennent pas en compte les composés organiques condensables du chauffage domestique au bois, c'est-à-dire ceux qui peuvent partitionner entre la phase gaz et la phase particulaire selon les conditions ambiantes. Ces composés sont ajoutés de

manière simplifiée depuis une dizaine d'année aux inventaires d'émissions (Bergström et al., 2012; Couvidat et al. 2013 ; Koo et al., 2014 ; Chrit et al. 2018 ; Sartelet et al. 2018 ; Foret et al. 2022), suite à l'article de Robinson et al. (2007) démontrant l'existence des composés organiques condensables. La méthodologie fréquemment utilisée pour estimer les émissions de composés organiques condensables et condensés consiste à multiplier les émissions d'aérosols organiques par un facteur 2,5 et ensuite, à les répartir en classe de volatilité. Trois classes de volatilité sont souvent utilisées, avec les composés de volatilité intermédiaire, semi-volatiles et de faible volatilité (COVI, COVS et COVF, respectivement). Cette répartition en classe de volatilité peut être effectuée selon les mesures présentées dans May et al. (2013), en répartissant les composés organiques condensables et condensés en 32% de COVI, 43% de COVS et 25% de COVF.

Les émissions de condensables sont estimées avec cette approche pour les différents secteurs d'activité, hors trafic routier. Pour le trafic routier, la matière organique primaire est supposée non volatile et assignée à la classe de composés COVF. Les émissions de condensables (COVI, COVS) sont estimées à partir des émissions de COVNM, avec des fractions qui varient selon le type de carburant des véhicules (Sartelet et al. 2018, Sarica et al. 2023).

Les émissions de condensables par le chauffage domestique au bois sont estimées à partir du dernier inventaire d'Airparif qui intègre mieux ces émissions (cf 2.2).

2.1.3. Spéciation des émissions et distribution en taille des particules

Pour tous les secteurs d'activité non liés au trafic, les NO_x sont spéciés comme étant 90 % de NO et 10 % de NO₂ (Sartelet et al., 2012 ; Menut et al., 2021 ; Lugon et al., 2021). La spéciation des émissions de particules grossières et fines suit la configuration CAMS (Kuenen et al., 2021), sauf pour le secteur résidentiel pour lequel la part de BC dans les émissions de particules fines est limitée à 10%. Les composés organiques volatils (COV) sont spéciés suivant Passant (2002). Pour les émissions trafic, les émissions de NO_x sont réparties en NO, NO₂ et HONO, en fonction de la norme Euro des véhicules et en utilisant les spécifications des lignes directrices d'EMEP (Ntziachristos, 2018). Les particules émises par la combustion sont supposées avoir un diamètre inférieur à 1 µm (PM₁) et être composées de matière organique (OM) et de carbone suie (BC) (Kostenidou et al. 2021, Park et al. 2024). Les PM du trafic émises par des sources hors échappement sont spéciées en OM, BC et particules inertes comme décrit dans le guide EMEP/EEA d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques. La spéciation des COVNM suit Theloke et Friedrich (2007), qui définissent des spéciations différentes pour les véhicules à essence et à moteur diesel.

Les inventaires d'émissions fournissent des estimations des émissions des particules pour les différents secteurs d'activité. Dans cette étude, l'inventaire des émissions trafic fournit des données d'émission pour les PM_{2.5}, les PM₁₀ et les PM₁, tandis que les inventaires cadastre 2018 et 2019 pour les secteurs hors trafic fournissent les émissions pour les PM_{2.5} et les PM₁₀. Cette distribution en taille n'est pas assez détaillée pour la modélisation, qui utilise une discrétisation en taille entre 0.01µm et 10µm. Donc ces émissions de particules sont réparties plus finement dans les sections de taille utilisée dans la modélisation, selon la méthodologie définie par Sartelet et al. (2022). Dans cette méthodologie, les émissions de particules dans la gamme PM_{0.1}-PM₁ et PM_{0.01}-PM_{0.1} sont estimées en utilisant les valeurs PM₁/PM_{2.5} et PM_{0.1}/PM₁ pour chaque secteur d'activité. On suppose que les particules émises par le secteur résidentiel ont un diamètre minimal de 80 nm, en accord avec les analyses "PMF" (Positive Matrix Factorization) sur plusieurs villes d'Europe de Garcia-Marlès et al. (2024), qui montrent que le chauffage domestique est caractérisé par des modes de taille variant entre 82 et 106 nm. Pour les autres secteurs d'activité comme le trafic, ce diamètre minimal est de 10 nm. Les émissions dans chacun des intervalles de taille : PM_{0.1}-PM₁ et PM₁-PM_{2.5} sont réparties entre les sections de taille du modèle à l'intérieur de cette plage à l'aide de la formule établie dans Park et al. (2024).

2.2 Mise à jour des données d'inventaire pour le chauffage domestique au bois

Une fois les données d'émissions spatialisées du chauffage domestique au bois définies à partir des cadastres « 2018 » et « 2019 », ces émissions sont mises à jour à partir du dernier inventaire d'Airparif à paraître en 2025, dont le cadastre des émissions n'est pas disponible. Ce dernier inventaire a recours à de nouveaux facteurs d'émissions pour les particules incluant mieux la fraction condensable (cf 2.2.1) et il intègre des données plus récentes pour la constitution du parc d'appareils individuels de chauffage au bois (cf 2.2.2). Cette mise à jour des données de cadastre s'effectue via l'application d'un facteur de correction par zone d'Île-de-France (cf. 2.2.4. Tableau 4).

2.2.1 Mise à jour des facteurs d'émissions

En juillet 2022, l'INERIS et le CITEPA publient l'étude « Réévaluation des facteurs d'émissions des particules totales (solides et condensables) du chauffage domestique au bois ». Cette étude propose une refonte complète des facteurs d'émissions relatifs aux équipements individuels de chauffage au bois en requalifiant, d'une part, les classes d'âge d'équipement en cohérence avec les améliorations technologiques relatives aux émissions de particules et, d'autre part, en intégrant les émissions de particules condensables.

Les anciennes classifications des appareils de chauffage individuels au bois et les facteurs d'émissions de particules associés étaient issus d'une étude ADEME / CITEPA de 2009. Le Tableau 2 présente les anciennes (v2009) et les nouvelles (v2022) classifications d'appareils et les facteurs d'émissions de TSP associés.

Tableau 2 : Classification d'appareils individuels de chauffage au bois et les facteurs d'émissions de particules totales (TSP) associés en 2009 (version ancienne) et en 2022 (version nouvelle)

Appareils	Année - v2009	Facteurs d'émissions TSP – g/GJ – v2009	Année - v2022	Facteurs d'émissions TSP – g/GJ – v2022
Foyers ouverts	sans objet	750	sans objet	932
Foyers fermés anciens	Avant 1996	700	Avant 2005	800
Foyer fermés récents	1996-2000	260	2005-2015	417
Foyer fermés performants	Après 2000	140	2015-2021	282
Foyer fermés avancés	nd.	nd.	Après 2021	128
Foyers fermés à granulés	sans objet	62	sans objet	62

Il est à noter qu'au-delà de l'évolution des facteurs d'émissions de particules, une évolution des dates de mise en service des équipements pour les considérer anciens, récents ou performants est intégrée. Cette évolution impacte, donc, aussi les émissions des autres composés même si les facteurs d'émissions par type d'appareil n'ont pas évolué.

Les enquêtes sur les pratiques du chauffage au bois, réalisées en Île-de-France, proposent de caractériser le parc de foyers fermés selon une classification intermédiaire : avant 2002, 2002-2007 et après 2007. Dans ce sens, Airparif propose les facteurs d'émissions applicables en Île-de-France pour l'année 2022 en croisant (i) les nouveaux facteurs d'émissions, (ii) la classification des équipements issue des enquêtes franciliennes, (iii) le parc d'équipement francilien, (iv) le taux de renouvellement annuel des foyers fermés national (environ 5%) et (v) la part des équipements à granulés en Île-de-France (environ 24 % des appareils, mais ne concernant pas les foyers ouverts ou les foyers fermés anciens), indiqués par le Tableau 3. Les pourcentages des particules émises par chaque appareil restent inchangés, avec une proportion dans le total des émissions de particules (TSP) de 95% pour les PM₁₀ et 93% pour les PM_{2,5}.

Tableau 3 : Facteurs d'émissions applicables en Île-de-France pour l'année 2022 (Airparif)

Appareils	Facteurs d'émissions TSP – g/GJ – Ile-de-France – 2022 – traitement Airparif
Foyers ouverts	932
Foyers fermés avant 2002	800
Foyers fermés 2002-2007	311
Foyers fermés après 2007	266

2.2.2 Intégration des résultats des enquêtes sociologiques 2020 et 2022 dans l'inventaire des émissions

A l'instar du CITEPA, en charge de la construction de l'inventaire national des émissions de polluants atmosphériques, les AASQA réalisent les inventaires régionaux spatialisés à la maille communale, selon une méthodologie de référence formalisée dans le guide du PCIT (Pôle de Coordination des Inventaires Territoriaux). La méthodologie de construction des parcs régionaux d'équipements individuels de chauffage au bois y est notamment décrite.

En résumé, l'approche préconisée pour le calcul des émissions du secteur résidentiel est dite « *bottom up* » car la première étape est de construire un parc de logements détaillé auquel est attribué ensuite des consommations d'énergies finales et des émissions de polluants atmosphériques.

Le parc de logements est obtenu via l'exploitation de la base de données « Fichier Détail Logement », que produit l'INSEE à partir de recensements de la population. Cette base enregistre l'ensemble des logements en France selon ses caractéristiques (catégorie, type de construction, confort, surface, nombre de pièces, etc.) et sa localisation à l'échelle de l'IRIS et par agrégation à la commune. Parmi les variables disponibles, le combustible principal du logement est décrit, mais pas spécifiquement le chauffage au bois, qui est inscrit dans la catégorie « Autre ». Le guide PCIT propose donc des hypothèses de répartition entre le chauffage au bois et les pompes à chaleur pour distinguer les logements utilisant le bois en chauffage principal. Aucune information sur les énergies secondaires utilisées par les ménages, comme le chauffage au bois d'appoint et d'agrément, n'est présente dans la base « Fichier Détail Logement » de l'INSEE.

Pour qualifier les usages de chauffage d'appoint et d'agrément, les équipements utilisés et les consommations de bois associées, Airparif utilise les enseignements des enquêtes sociologiques réalisées en Île-de-France sur le sujet. Pour ses éditions 2018 et 2019 de l'inventaire des émissions, les résultats des enquêtes suivantes ont été utilisés :

- Enquête sur la consommation de bois énergie des ménages en région Île-de-France – ADEME/ARENE/BVA – mai 2004
- Le chauffage domestique au bois en région Île-de-France – ADEME/BVA – mars 2015

Pour la mise à jour 2022 de l'inventaire des émissions prévues pour 2025, Airparif a intégré les enseignements des enquêtes suivantes :

- Les franciliens et le chauffage au bois – DRIEAT/IPSOS – octobre 2020
- Les habitants de la Métropole du Grand Paris et le chauffage au bois – Ville de Paris/Métropole du Grand Paris/IPSOS – décembre 2022

L'analyse, réalisée par Airparif, des résultats de ces enquêtes s'attache à caractériser les variables suivantes pour alimenter le calcul des émissions de polluants atmosphériques du chauffage domestique au bois :

- Taux de pénétration : part des logements ayant utilisé au moins une fois dans l'année un équipement individuel de chauffage au bois, quel qu'il soit. Le taux de pénétration a été défini par an, par zone (Paris, petite couronne, grande couronne) et par type de logement (maison/appartement). Ce taux n'est pas utilisé pour les logements utilisant le bois comme mode de chauffage principal, dont le nombre peut être calculé à partir de la base « Fichier Détail Logement » que produit l'INSEE ;
- Usage : distinction des intensités d'usage du chauffage au bois parmi les logements utilisateurs. Cette distinction se fait en chauffage principal, en chauffage d'appoint ou en chauffage d'agrément. Les répartitions par usage ont été définies par an, par zone et par type de logement ;
- Equipement : distinction des équipements de chauffage au bois individuels (foyer ouvert, foyer fermé d'avant 2002, foyer fermé entre 2002 et 2007 et foyer fermé d'après 2007). Les répartitions par équipement ont été définies par an, par zone (Paris, petite couronne, grande couronne) et par usage ;
- Consommation : les consommations annuelles de bois ont été définies par an, par usage, par équipement et par type de logement (maison/appartement).

Les résultats obtenus peuvent différer des résultats publiés directement dans les rapports de valorisation de ces études, compte-tenu des traitements opérés par Airparif pour les besoins du calcul des émissions avec notamment :

- Cohérence historique avec les résultats et traitements des précédentes études sociologiques sur le chauffage au bois réalisées en Ile-de-France.
- Cohérence des sources de données complémentaires :
 - Détail logement INSEE : base de données produite par l'INSEE à partir du recensement de la population. Chaque enregistrement du fichier correspond à un logement ordinaire décrit selon sa localisation, ses caractéristiques (catégorie, type de construction, confort, surface, nombre de pièces, etc.), et les caractéristiques sociodémographiques du ménage qui y réside. La source d'énergie principal utilisé pour le chauffage est notamment renseignée.
 - Les ventes régionales d'équipement individuels de chauffage au bois publiées chaque année par Observ'ER.
- Redressement statistique de l'échantillon de l'enquête afin que celui-ci soit représentatif du parc de logements franciliens sur des variables d'importance concernant les usages de chauffage (type de logement et année de construction)

2.2.3 Résultats obtenus pour l'année 2022

Les résultats présentés sont les résultats provisoires du chauffage domestique individuel au bois, qui seront à terme intégrés dans l'inventaire 2022 d'Airparif, qui intègre donc les enseignements de ces 2 dernières enquêtes et les nouveaux facteurs d'émissions précédemment décrits.

i) Taux de pénétration

Après traitement par Airparif des données d'enquête, les parts des logements ayant utilisé au moins une fois dans l'année un équipement individuel de chauffage au bois, quel qu'il soit en 2022 sont présentées dans la Figure 3.

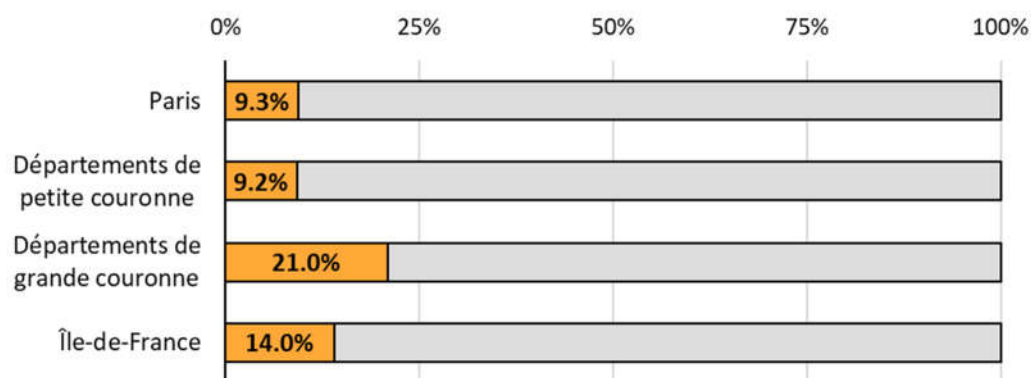


Figure 3 : Taux de pénétration du chauffage au bois individuel en Île-de-France en 2022 (Airparif)

ii) Usages

Les 3 usages du chauffage au bois par les ménages sont considérés :

- le chauffage principal : le chauffage au bois est la principale source d'énergie de chauffage du logement ;
- le chauffage d'appoint : le chauffage au bois vient en complément d'une autre source d'énergie de chauffage ;
- le chauffage d'agrément : le chauffage au bois est utilisé pour le « plaisir » et non comme une source de chauffage.

Il est important de noter que les périmètres des usages du chauffage au bois ne sont pas étanches et sont intimement liés au ressenti des personnes sondées et/ou de la tournure du questionnaire. La distinction entre chauffage principal et chauffage d'appoint, ou encore entre chauffage d'appoint et chauffage d'agrément, est associée à une forte incertitude.

En Île-de-France le chauffage domestique au bois est principalement utilisé en appoint (46 %), puis en agrément (42 %) et enfin en chauffage principal (12 %). La Figure 4 présente le détail par zone géographique.

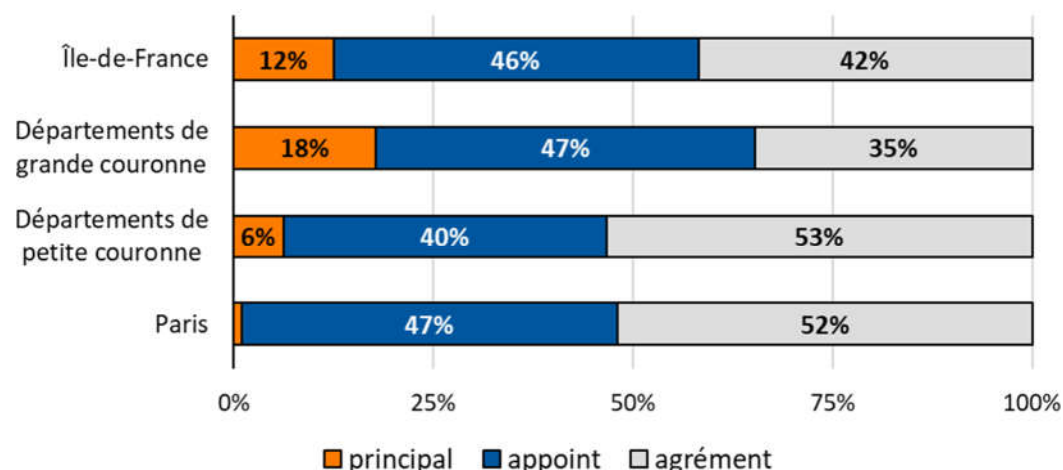


Figure 4 : Répartition par usage des logements utilisant du chauffage au bois individuel en Île-de-France en 2022 (Airparif)

iii) Les équipements individuels de chauffage au bois

Les 4 classes d'équipement considérées dans les enquêtes sont :

- Les foyers ouverts ou « cheminées »

- Les foyers fermés (poêles, inserts, cuisinières) installés avant 2002
- Les foyers fermés (poêles, inserts, cuisinières) installés entre 2002 et 2007
- Les foyers fermés (poêles, inserts, cuisinières) installés après 2007

En 2022, environ 760 000 logements utiliseraient du chauffage au bois dont 240 000 avec des foyers ouverts (FO), et 520 000 avec des foyers fermés (FF). La Figure 5 présente le détail par zone géographique et par classe d'âge des équipements.

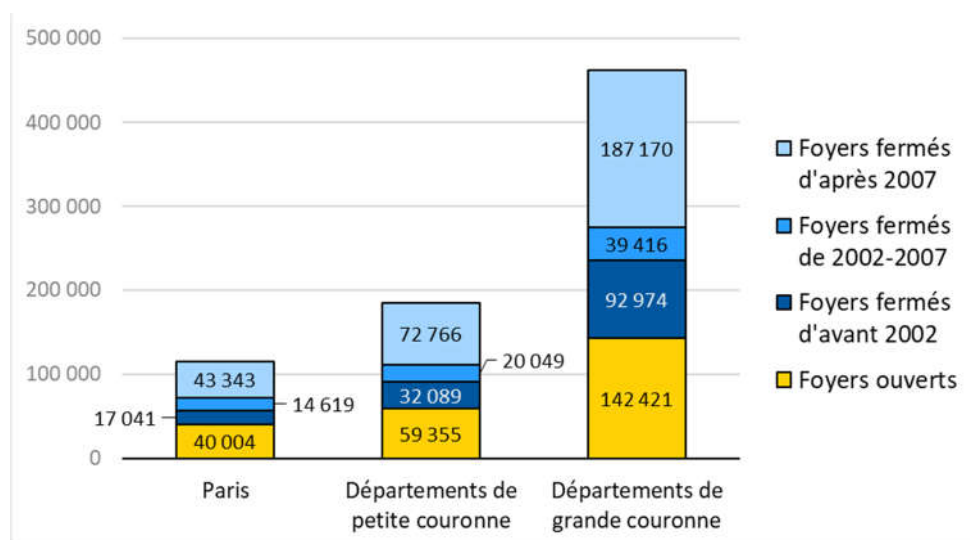


Figure 5 : Nombre d'équipements de chauffage domestique individuel au bois en Île-de-France en 2022 (Airparif)

L'enquête de 2022 permet en complément d'estimer que 24 % des foyers fermés utilisés en Île-de-France utilisent principalement des granulés et non des bûches. Compte-tenu de la taille de l'échantillon il n'est pas possible de décrire finement le parc d'équipement par zone, usage et type de logement en ajoutant le paramètre granulés/bûches. La part des appareils à granulés a été intégrée dans le calcul en modulant les facteurs d'émissions à l'échelle régionale, pour les foyers fermés de 2002-2007 et d'après 2007. En effet les facteurs d'émissions des appareils à granulés sont inférieurs à ceux relatifs aux équipements à bûches.

iv) Les consommations de bois

Une fois le parc d'équipements explicité par usage, type de logement et zone géographique, des consommations énergétiques unitaires annuelles sont appliquées. Celles-ci sont obtenues via l'analyse des enquêtes régionales en distinguant les usages, les équipements et les types de logements. Les consommations énergétiques finales de bois obtenues pour l'année 2022 sont présentées dans la Figure 6.

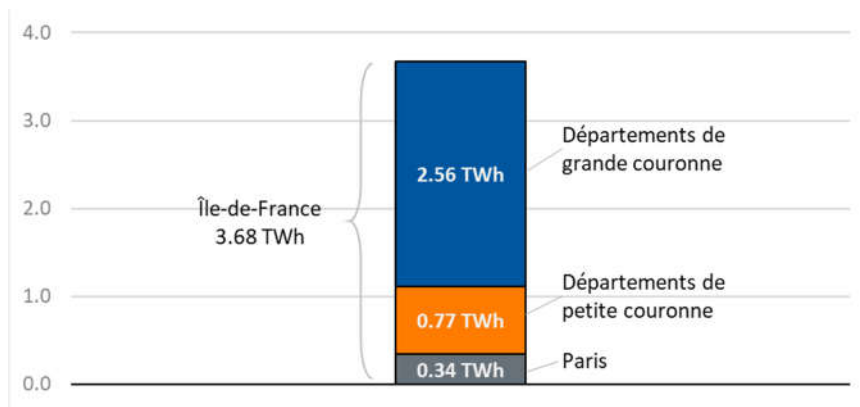


Figure 6 : Consommations énergétiques finales de bois pour le chauffage domestique individuel en Île-de-France en 2022 (Airparif)

v) Les émissions de polluants atmosphériques

Les émissions annuelles de particules PM₁₀ et PM_{2.5} réévaluées en intégrant les enseignements de l'enquête de 2022 et les nouveaux facteurs d'émissions s'élèvent, respectivement, à 7 035 tonnes et 6 887 tonnes par an pour le chauffage domestique au bois. Les Figures 7 et 8 présentent, respectivement, les émissions de particules PM₁₀ par zone géographique et par usage d'une part, et par équipement d'autre part. Par conséquent, les facteurs de correction à utiliser entre 2018 et 2022, sont indiqués dans le Tableau 4.

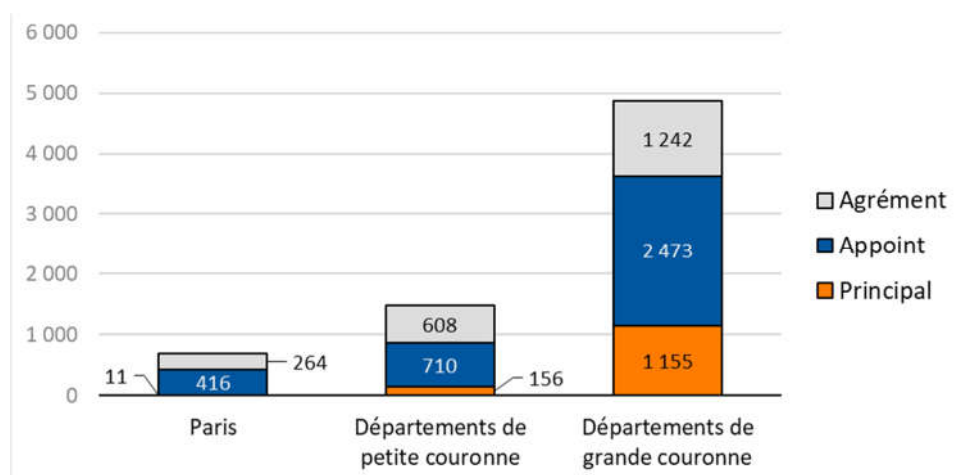


Figure 7 : Emissions de PM₁₀ (t/an) du chauffage domestique individuel au bois en 2022, par intensité d'usage (Airparif)

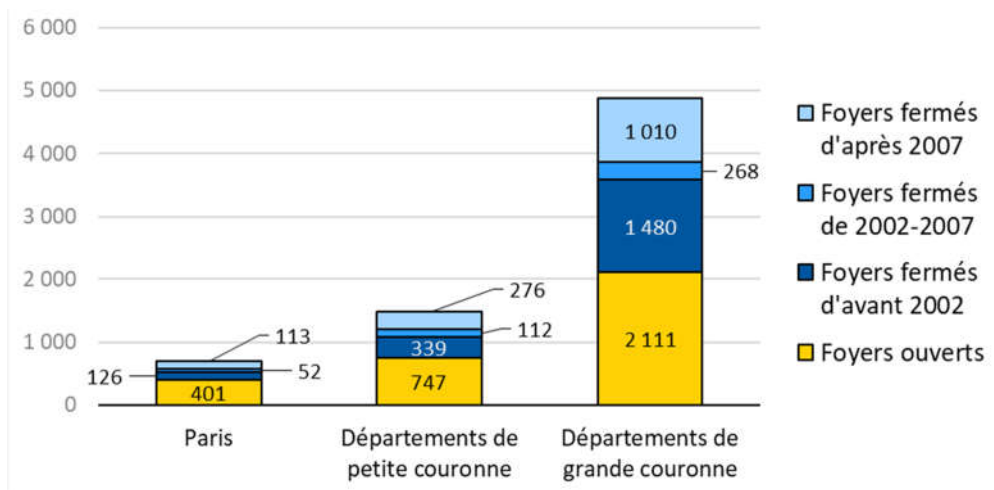


Figure 8 : Emissions de PM₁₀ (t/an) du chauffage domestique individuel au bois en Île-de-France en 2022, par équipement (Airparif)

Tableau 4 : Facteurs de correction des émissions du chauffage domestique au bois à utiliser entre 2018 et 2022

Zone	SO ₂	NO _x	CO	COVNM	NH ₃	TSP	PM ₁₀	PM _{2.5}	BC
Paris	1.58	1.10	2.06	2.13	1.73	2.44	2.50	2.51	1.84
Départements de petite couronne	0.79	0.51	1.23	1.53	0.96	1.57	1.63	1.64	1.14
Départements de grande couronne	0.76	0.63	1.07	1.40	0.94	1.47	1.52	1.53	1.04
Ile-de-France	0.80	0.62	1.15	1.47	0.99	1.55	1.61	1.62	1.11

L'intégration des enseignements de (i) cette nouvelle enquête sur les pratiques de chauffage au bois en Île-de-France, (ii) de la nouvelle classification des équipements par classe de performance et (iii) les nouveaux facteurs d'émissions intégrant les particules condensables, multiplie par un facteur 1.61 les émissions franciliennes de particules PM₁₀ liées au chauffage domestique au bois en 2022 par rapport aux précédentes estimations pour 2018. Ces évolutions varient spatialement avec un facteur 2.5 à Paris, un facteur 1.63 en petite couronne et un facteur 1.52 en grande couronne. Ces variations entre zones d'Île-de-France s'expliquent par l'intégration des nouvelles données de parc provenant des enquêtes 2020 et 2022 par zone, et par des différences de parc local d'appareils. A l'échelle nationale, l'implémentation des nouveaux facteurs d'émissions par le CITEPA a entraîné une multiplication par 2 des émissions de PM_{2.5} dues à la combustion de bois (ratio entre les dernières éditions des données SECTEN par rapport à SECTEN édition 2022). Les augmentations plus marquées à Paris sont liées aux enseignements des enquêtes 2020 et 2022 qui ont notamment montré que le taux de pénétration du chauffage au bois dans les appartements et l'utilisation des foyers ouverts étaient précédemment sous évalués.

Ces facteurs de correction des émissions résidentielles du chauffage au bois intègrent non seulement les particules condensées mais aussi les condensables. L'étude « Réévaluation des facteurs d'émissions des particules totales (solides et condensables) du chauffage domestique au bois – INERIS et CITEPA – juillet 2022 » propose, pour chaque type d'appareil de chauffage au bois, une distinction du facteur d'émission TSP entre particules « solides » et particules « totales » (« solides et condensables »). L'application de ces facteurs d'émissions au parc d'équipements modélisé pour l'Île-de-France en 2022 permet d'estimer les émissions par le chauffage domestique au bois de particules solides et de

particules totales. Le rapport entre les deux indique que parmi les émissions de particules du chauffage domestique au bois, de l'ordre de 35% sont relatives à des particules dites « condensées » (dites « solides » dans l'étude INERIS et CITEPA) et 65% à des particules dites « condensables ». On suppose que la répartition des PM_{2.5} entre condensées et condensables est identique à celle des TSP (et idem pour les PM₁₀). Avec cette répartition entre les particules condensées (35%) et condensables (65%), les facteurs de correction des PM_{2.5} et PM₁₀ émis par le chauffage au bois au sein des différentes zones géographiques sont indiqués dans le Tableau 5. Les espèces dites condensées correspondent au BC, poussières et composés organiques non volatils, et les espèces dites condensables correspondent aux composés organiques semi volatils.

Tableau 5 : Facteurs de correction des émissions du chauffage au bois des particules condensables et condensées par classe de taille et zone géographique

Zone	PM _{2.5}		PM ₁₀	
	condensables	condensées	condensables	condensées
Paris	1,63	0,88	1,62	0,87
Départements de petite couronne	1,07	0,58	1,06	0,57
Départements de grande couronne	0,99	0,54	0,99	0,53

Ces facteurs sont appliqués pour corriger les émissions résidentielles du chauffage au bois de tous les composés particuliers (i.e. BC, OM et poussières inclus dans les PM_{2.5} et PM₁₀). A titre d'exemple, pour le composé BC qui ne comprend qu'une phase condensée, la Figure 9(a) représente les émissions résidentielles obtenues directement avec l'inventaire cadastre 2018, et la Figure 9(b) ces mêmes émissions après l'application des facteurs de correction. Une légère réduction des émissions est obtenue dans Paris intra-muros (facteur de correction de 0,88), et une plus forte réduction des émissions est observée sur la petite et grande couronnes (facteur de réduction de 0,58 et 0,54 respectivement).

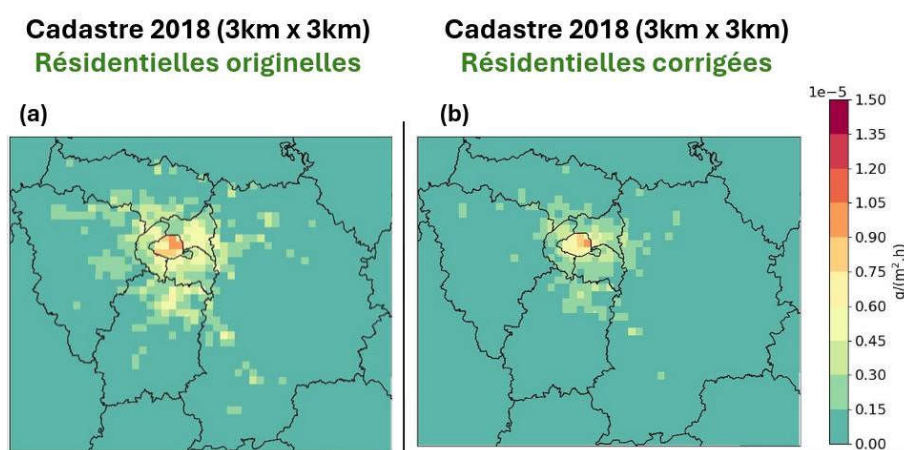


Figure 9 : Cartes d'émissions résidentielles de BC obtenues avec les inventaires d'émissions résidentielles cadastre 2018 (a) sans modification et (b) avec les corrections des émissions résidentielles.

2.2.4 Estimation des condensables émis par le chauffage domestique au bois avec les nouveaux facteurs d'émissions

Les émissions de condensables par le chauffage domestique au bois sont estimées à partir des émissions particulières dues à cette activité, qui intègrent 35% de particules condensées et 65% de

condensables (cf Section 2.2.2). Les facteurs de correction indiqués dans le Tableau 5 sont appliqués sur les émissions du chauffage au bois pour chaque zone géographique, pour les espèces dites condensées (BC, poussières et composés organiques non volatiles) et condensables.

Les émissions de matière organique sont calculées en sommant la partie organique condensée et la partie condensable. On suppose ici que la partie condensée des particules correspond à 35% des émissions totales des particules (condensées et condensables). La partie organique « condensée » (ou « solide ») est considérée comme présente entièrement dans la fraction $PM_{2,5}$. Pour la partie organique condensable, il a été privilégié d'utiliser la fraction PM_{10} plus proche des TSP (à partir desquelles les coefficients 0.35-0.65 ont été obtenus). En partant des facteurs d'émissions corrigés pour les $PM_{2,5}$ et PM_{10} (voir Tableau 4), la partie organique condensée est calculée en multipliant ces émissions de $PM_{2,5}$ par 0,35, pour avoir la phase condensée, et par la fraction de matière organique dans les composés condensés (0,45 typiquement pour le chauffage au bois, Kuenen et al. 2022). La partie organique condensable est calculée en multipliant les émissions totales de PM_{10} par 0,65 (i.e. les particules condensables sont considérées comme entièrement organiques). Les parties condensées et condensables pourraient aussi être estimées à partir des anciens facteurs d'émissions pour les $PM_{2,5}$ et PM_{10} . La partie organique condensée correspondrait alors à ces émissions de $PM_{2,5}$ multipliées par le facteur de correction correspondant à la partie condensée (voir Tableau 5, par exemple 0,88 pour Paris). La partie organique condensable correspondrait alors à ces émissions de PM_{10} multipliées par le facteur de correction correspondant à la partie condensable (voir Tableau 5, par exemple 1,63 pour Paris).

Cela nous permet d'estimer les émissions totales d'aérosols organiques du chauffage au bois, qui sont ensuite réparties en classe de volatilité (43% en COVI, 32% en COVS et 25% en COVF) définies à partir de May et al., (2003). La Figure 10 représente les émissions de COVF obtenues avec cette approche. La Figure 10(a) représente les émissions de COVF obtenues avec l'inventaire cadastre 2018 sans modifications, et la Figure 10(b) représente les émissions de COVF en prenant en compte les facteurs de corrections indiquées dans le Tableau 5 et la répartition en classes de volatilité des aérosols organiques. Après les corrections des émissions résidentielles, une augmentation des émissions des COVF est obtenue principalement dans Paris intra-muros (les facteurs utilisés sont en effet plus forts à Paris qu'en petite et grande couronne, cf Tableau 4, ces variations s'expliquent par l'intégration des nouvelles données de parc provenant des enquêtes 2020 et 2022 par zone, et par des différences de parc local d'appareils).

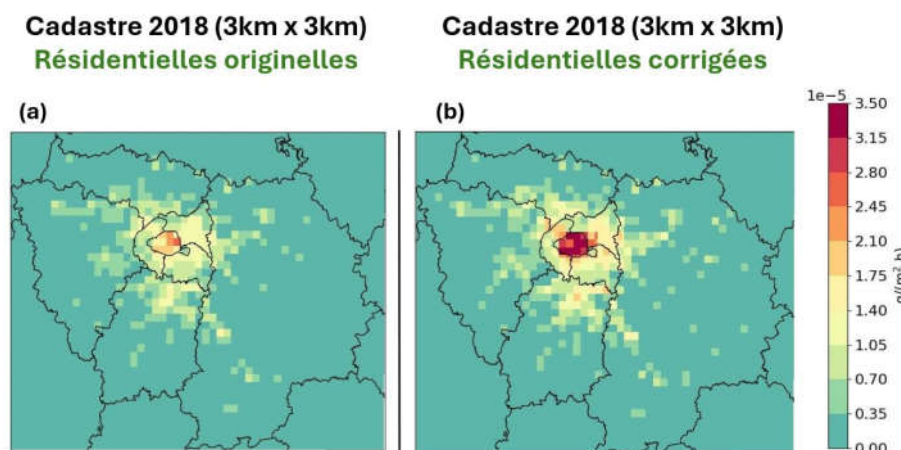


Figure 10 : Cartes d'émissions résidentielles de COVF obtenues avec les inventaires d'émissions résidentielles cadastre 2018 (a) sans modification et (b) avec les corrections des émissions résidentielles.

2.3 Intégration des inventaires d'émission cadastre et des nouveaux facteurs d'émissions

Comme présenté dans la Section 2.1.1, cette étude se base sur trois inventaires d'émissions : (i) l'inventaire cadastre 2018, avec une classification détaillée des catégories SNAP de niveau 2 du secteur

résidentiel (dont le chauffage domestique au bois) et une résolution spatiale de 3 km x 3 km, et (ii) l'inventaire cadastre 2019, avec une classification moins détaillée du secteur résidentiel, mais avec une résolution spatiale de 1 km x 1 km et (iii) les résultats pour le chauffage domestique au bois de l'inventaire 2022 non spatialisé sur une grille régulière, mais intégrant les condensables et incluant de nouvelles données de parc d'appareils de chauffage au bois. Afin de garder la haute résolution spatiale de l'inventaire cadastre 2019, et la classification détaillée du secteur résidentiel, l'inventaire 2019 de résolution spatiale 1 km x 1 km est utilisé dans cette étude, mais les contributions du chauffage au bois et des sous-secteurs associés sont estimées à partir de l'inventaire 3 km x 3km. Puis, les facteurs du Tableau 4 sont utilisés pour intégrer les améliorations du dernier inventaire.

Pour cela, dans un premier temps, les émissions résidentielles de chaque maille de l'inventaire de résolution spatiale 3km x 3km ont été réparties uniformément sur les mailles de l'inventaire 1km x 1km correspondantes. Ensuite, les contributions des émissions de chacun des sous-secteurs détaillés dans le Tableau 1 ont été calculées pour chaque heure des journées type (weekend et jours ouvrés), sur chacune des mailles de résolution 1 km x 1 km, et pour chacun des composés émis. Enfin, ces contributions des émissions de chacun des sous-secteurs ont permis le calcul des émissions par sous-secteurs à partir des émissions résidentielles de l'inventaire cadastre 2019 de résolution 1 km x 1 km. Les émissions totales utilisées dans cette étude contiennent donc les émissions de l'inventaire cadastre 2019 avec une résolution de 1km x 1km pour tous les secteurs d'activité, en incluant les corrections des émissions du chauffage au bois dans le secteur résidentiel. A titre d'exemple, la Figure 11 représente respectivement les émissions de BC calculées avec l'inventaire cadastre 2019 avec 1km x 1km de résolution spatiale avant (11a) et après (11b) l'application des corrections des émissions du chauffage domestique au bois. Comme observé dans la Figure 9 pour le secteur résidentiel avec le cadastre 2018, cette correction entraîne une diminution des émissions totales de BC en petite et grande couronnes.

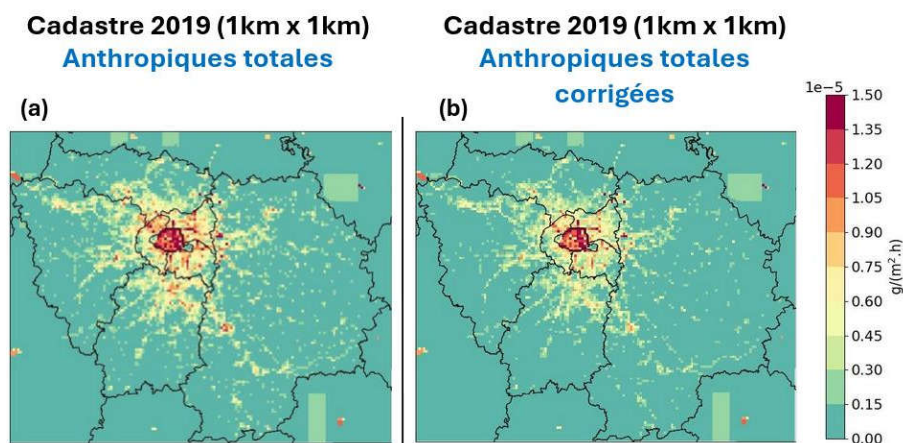


Figure 11 : Cartes d'émissions totales anthropiques du BC obtenues avec les inventaires d'émissions résidentielles cadastre 2019 (a) sans modifications et (b) après correction des émissions résidentielles

2.4 Comparaison entre les condensables totaux obtenus avec les différentes approches d'estimation des condensables

Comme indiqué dans la Section 2.1.2, pour les simulations de qualité de l'air, les émissions des condensables sont en général estimées à partir des émissions de particules des inventaires d'émissions. Les émissions totales des condensables estimées selon cette méthode sont comparées aux émissions totales des condensables obtenues à partir des nouveaux facteurs d'émissions de

l'inventaire. Les Figures 12 et 13 représentent, respectivement, les émissions de COVF et la somme des COVI et COVS calculées avec l'inventaire cadastre 2019. Les Figures 12(a) et 13(a) illustrent les émissions de condensables estimées à partir de la littérature (cf Section 2.1.2). Les Figures 12(b) et 13(b) représentent les émissions de condensables estimées à partir des nouveaux facteurs d'émissions et du nouveau parc d'appareil (cf Section 2.2.4). Comme observées dans la Figure 10, les émissions des condensables sont plus importantes dans Paris intra-muros tant pour les COVF que pour les COVI et COVS.

Le Tableau 6 présente les ratios entre les émissions totales des condensables obtenues en utilisant la méthodologie précédemment décrite (comprenant les nouveaux facteurs d'émissions résidentielles et le nouveau parc) et celles obtenues avec l'approche classique basée sur la littérature, pour les COVF et la somme des COVI et COVS respectivement. Comme observé dans les Figures 12 et 13, les différences les plus importantes entre les deux approches sont observées surtout dans Paris intra-muros. Les nouveaux facteurs d'émissions augmentent de 60% les émissions totales de COVF et de 70% des émissions de COVI et COVS par rapport à l'approche classique basée sur la littérature. Ces différences sont moins importantes pour la petite et la grande couronne.

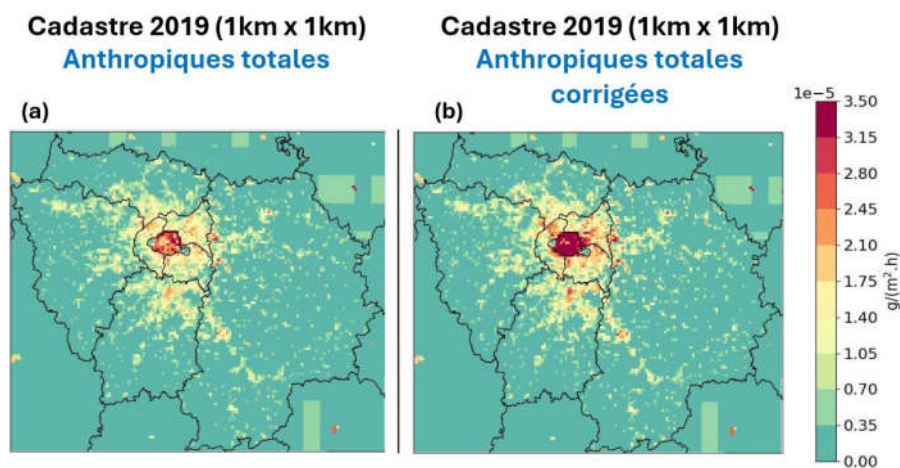


Figure 12 : Cartes d'émissions totales anthropiques des COVF obtenus à partir du cadastre 2019 (a) et les estimations de la littérature et (b) après prise en compte des facteurs d'émissions intégrant les condensables.

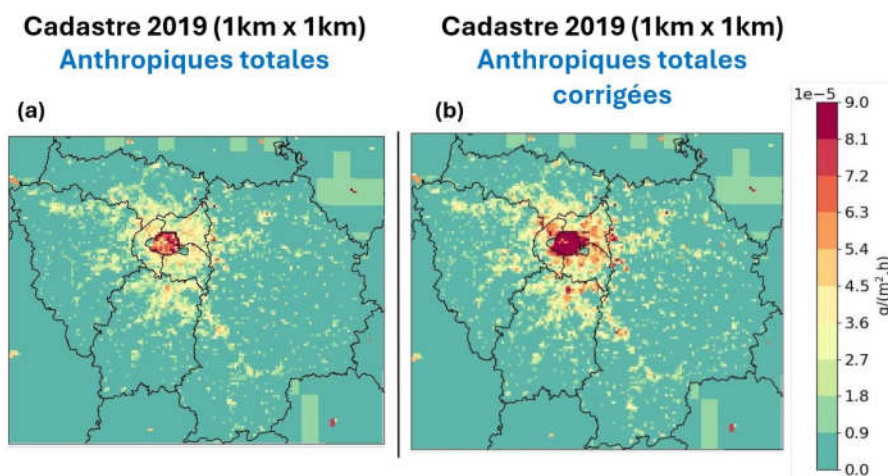


Figure 13 : Cartes d'émissions totales anthropiques des COVI et COVS obtenus à partir du cadastre 2019 (a) et les estimations de la littérature et (b) après prise en compte des facteurs d'émissions intégrant les condensables.

Tableau 6 : Ratios entre les émissions totales des condensables obtenues en utilisant la nouvelle méthodologie (comprenant les nouveaux facteurs d'émissions résidentielles et le nouveau parc) et celles obtenues avec l'approche classique basée sur la littérature

Zone	COVF	COVI+COVS
Paris	1,6	1,7
Départements de petite couronne	1,2	1,3
Départements de grande couronne	1,0	1,2
Région Île-de-France	1,1	1,3

3. Modélisation de la qualité de l'air urbaine à l'échelle régionale

Les modèles 3D de chimie-transport permettent de représenter les concentrations des polluants atmosphériques à une échelle spatiale de l'ordre du kilomètre carré, en tenant compte non seulement des émissions de polluants, mais également du transport météorologique (advection et mélange), de leurs dépôts, de la chimie et de la dynamique des aérosols. Ils sont largement utilisés non seulement pour estimer les concentrations des polluants, mais aussi pour estimer l'efficacité de différents scénarios de réduction d'émission visant l'amélioration de la qualité de l'air urbaine.

3.1. Présentation du modèle et configuration des simulations

Dans cette étude, le modèle chimie-transport CHIMERE version 2020r1 (Menut et al., 2021) est utilisé pour calculer les concentrations des polluants atmosphériques sur l'Île-de-France entre le 1 décembre 2020 au 28 février 2021. Cette période correspond à une campagne de mesures Airparif en Île-de-France, où en plus des polluants réglementés (NO₂, PM_{2.5} et PM₁₀), les polluants émergents (PUF, BC, OM et IM) sont aussi mesurés.

Les processus les plus importants pour la dispersion des polluants sont pris en compte dans la simulation, dont les transformations chimiques et la dynamique des aérosols. Le modèle CHIMERE est couplé avec le module chimique SSH-aerosol version 1.3 (Sartelet et al., 2020), ce qui permet une représentation de la dynamique des aérosols (nucléation, coagulation et condensation/évaporation) avec l'état de l'art des paramétrisations dans la littérature. Dans cette étude les particules sont discrétisées en 10 sections de taille, avec les diamètres compris entre 0,01 µm et 10 µm. Dans cette fenêtre de taille, les processus dominants dans la dynamique des aérosols sont la condensation/évaporation et la coagulation, qui sont pris en compte dans la modélisation. Le schéma chimique MELCHIOR2 est modifié pour représenter la formation de condensables organiques comme décrit dans Sartelet et al., (2020).

Pour une description détaillée des concentrations urbaines, la résolution spatiale sur l'Île-de-France est de 1 km x 1 km. Les conditions limites sont obtenues avec des simulations à plus grande échelle, en utilisant une approche de domaines imbriqués. Comme illustré sur la Figure 14, trois domaines sont simulés : (i) le domaine FRA9, de plus grande échelle, qui couvre la France et une partie de l'Europe occidentale sur un domaine de 1476 km x 1566 km avec une résolution horizontale de 9 km x 9 km, (ii) le domaine IDF3, intermédiaire, centré sur l'Île-de-France sur un domaine de 495 km x 513 km avec une résolution spatiale de 3 km x 3 km, et (iii) le domaine d'intérêt IDF1, sur la région de l'Île-de-France,

avec une résolution spatiale de 1 km x 1 km. Les réanalyses CAMS (Inness et al., 2019) sont utilisées comme conditions aux limites du domaine FRA9.

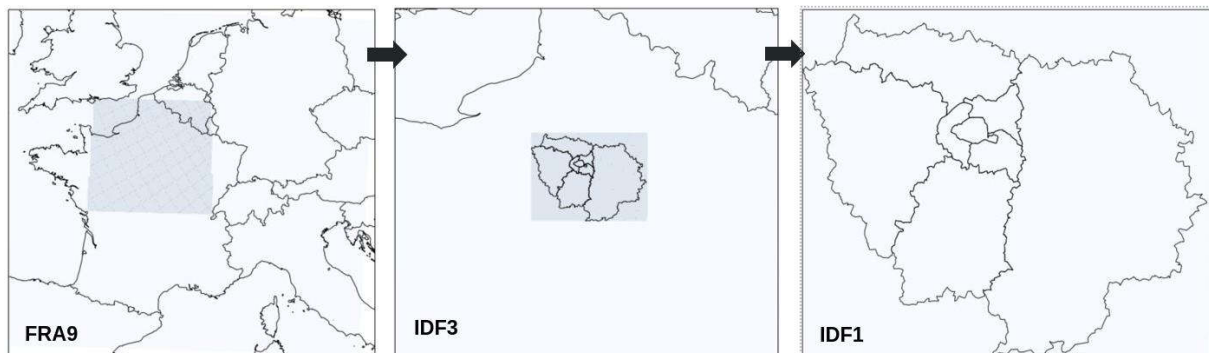


Figure 14 : Représentation des domaines imbriqués simulés. Le domaine FRA9 couvre une surface incluant l'Île-de-France et les territoires avoisinants avec une résolution spatiale de 9 km x 9 km, le domaine IDF3 couvre le nord de la France avec une résolution spatiale de 3 km x 3 km, et le domaine IDF1 couvre la région de l'Île de France avec une résolution spatiale de 1 km x 1 km.

Les champs météorologiques des trois domaines sont estimés par le modèle Weather and Research Forecasting (WRF) version 3.7.1 (Powers et al., 2017), intégré à CHIMERE (Briant et al., 2017). Le modèle de canopée urbaine à couche unique (« *Urban canopy model* » UCM) (Kusaka et al., 2001) est utilisé dans les domaines IDF3 et IDF1, afin d'améliorer la représentation des champs météorologiques dans les zones urbaines (Squarcioni et al., 2024). Pour cela, la base de données d'occupation des sols CORINE Land Cover (disponible dans 10.2909/71c95a07-e296-44fc-b22b-415f42acdf0) est utilisée. Cette base de données permet de classer les zones urbaines en trois sous-catégories (zones commerciales, zones résidentielles de haute intensité et zones résidentielles de faible intensité).

Les émissions anthropiques sont calculées à partir de différents inventaires d'émissions. L'inventaire d'émissions EMEP (« *European Monitoring and Evaluation Program* ») de résolution spatiale 0.1° x 0.1° est utilisé pour les simulations à grande échelle sur les domaines FRA9 et IDF3. Pour les simulations sur l'Île-de-France (domaine IDF1) les émissions anthropiques proviennent des inventaires d'émissions d'Airparif, comme décrit dans la Section 2. Pour l'inventaire EMEP, les émissions condensables sont estimées selon la méthodologie de la littérature. Pour l'inventaire Airparif, les facteurs corrigés des émissions de chauffage au bois sont utilisés, comme décrit dans la Section 2 (cf Tableau 4 pour les polluants gazeux, et Tableau 5 pour les particules). Les émissions anthropiques totales moyennées sur la période simulée sont illustrées en annexes dans la Figure A.1. Pour tous les polluants, les émissions sont plutôt concentrées dans le centre de Paris, à cause de la grande densité de population comparée aux autres zones géographiques comme la grande couronne.

Les émissions biogéniques sont calculées par le modèle MEGAN version 2.1 (Guenther et al., 2012), intégré dans CHIMERE. La base de données GLOBCOVER (Arino et al., 2007), avec une résolution spatiale de 300 m, est utilisée pour calculer les émissions biogéniques et les dépôts de polluants.

3.2. Comparaisons des concentrations simulées à celles observées

Les concentrations simulées avec CHIMERE sont comparées aux concentrations observées par Airparif à différentes stations de qualité de l'air de fond urbain en Île-de-France (Tableau A.1 et Figure A.2). Le Tableau 7 indique le nombre de stations de qualité de l'air qui ont été utilisées pour la comparaison modèle-mesure, la concentration moyenne simulée et observée, ainsi que les indicateurs statistiques MFB (biais moyen), MFE (erreur moyenne) et R² (corrélation). La définition de ces indicateurs statistiques est décrite indiquée dans l'Appendix 8.3. Pour la comparaison modèle-mesure du BC le

facteur d'harmonisation de 1,7 a été utilisé pour obtenir le “*equivalent black carbon*” eBC (correspondant aux mesures), en suivant les recommandations de Savadkoohi et al. (2024).

Table 7 : Indicateurs statistiques obtenus avec la comparaison des concentrations journalières simulées et observées en Île-de-France

Polluant	Nb. stations	Simulation	Observation	MFE (%)	MFB (%)	R ² (%)
NO ₂ [µg.m ⁻³]	24	25,0	24,9	30	-3	62
PM ₁₀ [µg.m ⁻³]	14	14,6	16,7	33	-7	57
PM _{2,5} [µg.m ⁻³]	8	13,1	11,9	39	18	61
OM ₁ [µg.m ⁻³]	1	3,9	3,8	28	5	71
IM ₁ [µg.m ⁻³]	1	4,2	3,7	55	36	77
eBC [µg.m ⁻³]	5	0,7	0,6	41	13	51
PUF [#.m ⁻³]	4	6902	7086	36	6	49

Pour tous les polluants analysés, réglementés et émergents, les concentrations simulées sont proches des concentrations observées. Les indicateurs statistiques obtenus respectent les critères de performance définis dans littérature MFE ≤ 75% et un |MFB| < 60% (Boylan and Russel, 2006), et même les critères les plus stricts MFE ≤ 50% et un |MFB| < 30% pour la majorité des polluants. En plus des indicateurs statistiques, l'évolution temporelle des polluants est bien simulée, et la corrélation entre les concentrations mesurées et modélisées est légèrement plus élevée pour PM_{2,5} et OM comparativement à eBC et PUF, comme montre la Figure 15. La Figure A.2 en annexes illustre la distribution spatiale des concentrations simulées en Île-de-France. Comme observé pour les émissions, les concentrations des polluants analysés ne sont pas distribuées de façon homogène dans l'Île-de-France. Les concentrations les plus élevées sont obtenues dans Paris intra-muros, dû à la forte densité populationnelle.

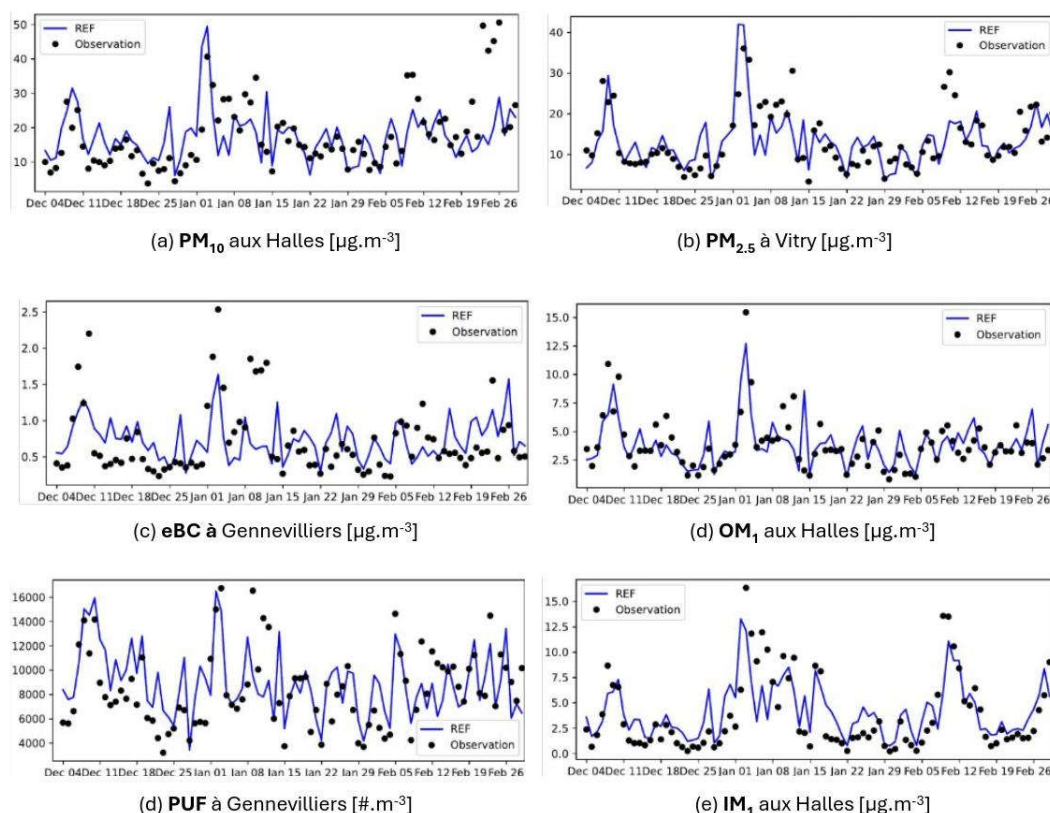


Figure 15 : Evolution temporelle des concentrations journalières des polluants PM₁₀ (a), PM_{2.5} (b), eBC (c), OM (d), PUF (d), et IM (e) simulées (en bleu) et observées (en noir) sur trois stations de qualité de l'air en Île-de-France

4. Estimation de la contribution du chauffage domestique au bois en Île-de-France

Afin d'estimer la contribution du chauffage domestique au bois individuel aux émissions anthropiques et aux concentrations des différents polluants, des tests de coupure basés sur la situation en Île-de-France entre le 1 décembre 2020 au 28 février 2021 ont été définis. Il ne s'agit pas d'un exercice de scénarisation au sens propre du terme, car l'ensemble des tests de coupure sont appliqués sans projection et sans substitution des sources analysées.

4.1 Présentation des tests de coupure

Les tests de coupure retenus sur les appareils individuels sont les suivants :

- **TCB ("total chauffage au bois")** : coupure de toutes les émissions du chauffage domestique individuel au bois (i.e. arrêt du chauffage domestique individuel au bois, sans substitution émettrice) ;
- **FO ("foyers ouverts")** : coupure des émissions des foyers ouverts, sans remplacement par un autre équipement ;
- **FAO ("foyers fermés anciens et ouverts")** : coupure des émissions des foyers fermés installés avant 2002 et des foyers ouverts, sans remplacement par un autre équipement ;
- **CAA ("chauffage d'appoint et d'agrément")** : coupure des émissions des équipements utilisés pour le chauffage d'appoint et d'agrément, sans remplacement par un autre équipement et sans changement d'usage ;

En appliquant ces tests de coupure, les réductions des émissions du chauffage domestique au bois, en %, résultantes sur chaque zone géographique et pour chaque polluant sont indiquées dans le Tableau 8. Les réductions des émissions du chauffage au bois obtenues pour le test de coupure des émissions de chauffage au bois (TCB) et le test de coupure du chauffage d'agrément et appoint (CAA) sont très proches à Paris (-100% et -98% respectivement pour tous les polluants). Cela souligne la forte contribution du chauffage d'agrément et d'appoint, qui est plus élevée que les contributions du chauffage des foyers ouverts (cas FO) et des foyers fermés anciens et ouverts (cas FAO) tous usages confondus. Comme attendu, les réductions des émissions du chauffage au bois obtenues par la coupure des foyers fermés anciens et ouverts (cas FAO) sont supérieures aux réductions obtenues par la seule coupure des foyers ouverts (cas FO) pour tous les polluants, ce qui est attendu étant donné que l'ensemble des appareils dont les émissions sont coupées dans le cas FO (foyers ouverts) est strictement inclus dans cet ensemble pour le cas FAO (foyers fermés installés avant 2002 et foyers ouverts). Cette différence entre les cas FAO et FO est assez similaire pour tous les polluants dans une même zone géographique (environ 30% à Paris, 50% en petite couronne et 80% en grande couronne), cet écart correspond à la contribution des foyers fermés anciens.

Tableau 8 : Réductions des émissions du chauffage domestique au bois pour chaque test de coupure sur chaque zone géographique et pour chaque polluant sur la période hivernale étudiée (en %).

Zone	Polluant	TCB	FO	FAO	CAA
Paris	SO ₂	-100	-37	-50	-98
Paris	NO _x	-100	-37	-50	-98
Paris	CO	-100	-48	-66	-98

Paris	COVNM	-100	-61	-82	-98
Paris	NH ₃	-100	-49	-66	-98
Paris	PM ₁₀	-100	-58	-76	-98
Paris	PM _{2,5}	-100	-58	-76	-98
Départements de petite couronne	SO ₂	-100	-31	-47	-87
Départements de petite couronne	NO _x	-100	-31	-47	-87
Départements de petite couronne	CO	-100	-41	-63	-89
Départements de petite couronne	COVNM	-100	-53	-80	-90
Départements de petite couronne	NH ₃	-100	-42	-63	-88
Départements de petite couronne	PM ₁₀	-100	-51	-74	-89
Départements de petite couronne	PM _{2,5}	-100	-51	-74	-89
Départements de grande couronne	SO ₂	-100	-26	-47	-71
Départements de grande couronne	NO _x	-100	-26	-47	-71
Départements de grande couronne	CO	-100	-35	-64	-74
Départements de grande couronne	COVNM	-100	-45	-80	-77
Départements de grande couronne	NH ₃	-100	-36	-63	-74
Départements de grande couronne	PM ₁₀	-100	-43	-74	-76
Départements de grande couronne	PM _{2,5}	-100	-43	-74	-76

4.2 Contribution du chauffage domestique au bois aux émissions anthropiques

Les polluants atmosphériques sont émis par différents secteurs d'activité (i.e. résidences, trafic routier, industries, etc.), et donc la contribution du chauffage au bois est variable selon le polluant et la zone géographique. Dans les tests de coupure, les émissions résidentielles sont plus basses que dans la simulation de référence (Section 4.1), et ces tests permettent par différence avec la simulation de référence de quantifier la contribution de la source d'émission qui est coupée. Pour chaque test de coupure étudié, les contributions aux émissions totales sont quantifiées dans le Tableau 9, pour chaque polluant et zone géographique. Les résultats en PM_{2,5} et PM₁₀ présentés dans cette section 4.2 correspondent à la phase condensée des particules, et ils n'incluent donc pas les condensables. Les tests de coupure montrent que la contribution du chauffage au bois aux émissions de NO₂ n'est pas significative (contribution moyenne de 1,4% en Île-de-France). Cependant, dans tous les tests de coupure, la contribution aux émissions de particules est importante. La contribution du chauffage au bois (TCB) aux émissions anthropiques est en moyenne sur l'Île-de-France de 40,2% pour les PM₁₀, 50,5% pour les PM_{2,5}, 33,7% pour le BC et 66,0% pour OM. Cette forte contribution du chauffage au bois aux émissions de particules s'applique aux particules fines et grossières, mais la contribution aux émissions de PUF (particules ultrafines, i.e. nombre de particules de diamètre inférieur à 100 nm) est faible. Cela est due à l'hypothèse selon laquelle les particules émises par le chauffage au bois ont des diamètres supérieurs à 80 nm (cf 2.1.3). Ainsi, malgré la contribution moyenne de 50,5% aux émissions de PM_{2,5} en Île-de-France, la contribution aux PUF n'est que de 7,9%.

Tableau 9 : Contribution du chauffage domestique au bois aux émissions anthropiques des polluants réglementés et émergents sur la période hivernale étudiée (en %)

Zone	Polluant	TCB	FO	FAO	CAA
Paris	NO ₂	1,5	0,6	0,8	1,5
Paris	PM ₁₀	53,0	30,8	40,3	52,0
Paris	PM _{2,5}	64,7	37,5	49,2	63,4

Paris	BC	44,7	25,9	34,0	43,8
Paris	OM	81,6	47,4	62,1	80,0
Paris	PUF	9,3	5,4	7,1	9,1
Départements de petite couronne	NO ₂	1,2	0,4	0,6	1,0
Départements de petite couronne	PM ₁₀	48,6	24,8	35,9	43,2
Départements de petite couronne	PM _{2.5}	63,1	32,2	46,7	56,2
Départements de petite couronne	BC	43,2	22,0	32,0	38,5
Départements de petite couronne	OM	81,7	41,7	60,5	72,8
Départements de petite couronne	PUF	8,4	4,3	6,2	7,5
Départements de grande couronne	NO ₂	1,4	0,8	0,7	1,0
Départements de grande couronne	PM ₁₀	35,5	15,3	26,3	27,0
Départements de grande couronne	PM _{2.5}	44,4	12,5	32,8	33,7
Départements de grande couronne	BC	29,2	12,6	21,6	22,2
Départements de grande couronne	OM	58,4	25,1	43,3	44,4
Départements de grande couronne	PUF	7,5	3,2	5,6	5,7
Région de Île-de-France	NO ₂	1,4	0,8	0,6	1,1
Région de Île-de-France	PM ₁₀	40,2	19,0	29,9	33,2
Région de Île-de-France	PM _{2.5}	50,5	13,9	37,5	41,7
Région de Île-de-France	BC	33,7	15,9	25,1	27,8
Région de Île-de-France	OM	66,0	31,2	49,0	54,5
Région de Île-de-France	PUF	7,9	3,8	5,9	6,6

Le chauffage d'appoint et d'agrément (CAA) contribue également fortement aux émissions de particules anthropiques durant la période hivernale, avec une contribution moyenne de 41,7% en Île-de-France, et allant jusqu'à 63,4% à Paris. Les contributions des foyers fermés anciens et ouverts (FAO) et des foyers ouverts (FO) de chauffage au bois sont également importantes, allant jusqu'à 49,2% et 37,5% pour les PM_{2.5} à Paris. Pour les différents tests de coupure, les contributions liées au chauffage au bois sont plus fortes pour OM que pour les autres polluants, allant jusqu'à 81,6% pour la contribution du chauffage au bois (TCB) à Paris.

Les contributions du chauffage au bois aux émissions ne sont pas homogènes sur toute la région de l'Île-de-France. Pour tous les polluants analysés, les contributions sont plus élevées à Paris et en petite couronne, comparées à la moyenne en Île-de-France. Cela est dû à une plus forte densité populationnelle. La Figure 16 illustre l'impact du test de coupure TCB sur les émissions anthropiques totales pour les polluants réglementés et émergents en Île-de-France. Les Figures A3, A4 et A5 en annexes illustrent les impacts obtenus pour les tests de coupure FO, FAO et CAA respectivement. Comme observé dans le Tableau 9, ces Figures montrent des contributions importantes des tests de coupure aux émissions de PM₁₀, PM_{2.5}, BC et principalement d'OM. Les impacts sur le NO₂ et les PUF sont plus faibles. Les contributions sont plus concentrées à Paris intra-muros, ce qui est dû à sa forte densité de population, et les contributions sont plus faibles à proximité des grands axes routiers (ces derniers étant localement la source majoritaire des émissions).

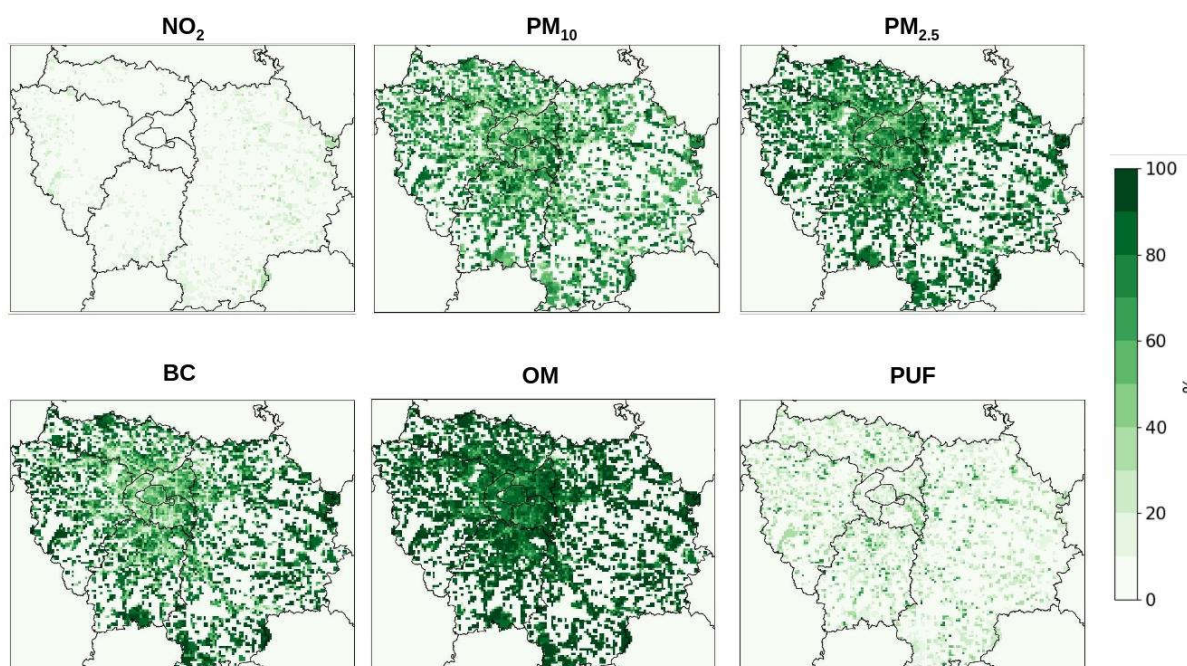


Figure 16 : Contribution du chauffage domestique au bois (test de coupure TCB) aux émissions anthropiques totales des polluants en Île-de-France sur la période hivernale étudiée

4.3 Contribution du chauffage domestique au bois aux concentrations

Bien que les émissions impactent fortement les concentrations des polluants, les relations entre émissions et concentrations ne sont pas forcément linéaires. Cela est dû à la complexité et la diversité des phénomènes atmosphériques qui participent à la dispersion des polluants, comme l'advection des polluants par le vent (e.g. import de la pollution des régions frontalières), les réactions chimiques et la dynamique des aérosols. L'impact de chacun des tests de coupure sur les concentrations de polluants est calculé avec le modèle 3D CTM CHIMERE (cf section 3). Le Tableau 10 présente la contribution de chaque test de coupure aux concentrations des polluants par zone géographique.

De manière similaire à la contribution aux émissions anthropiques totales, la contribution du chauffage domestique au bois aux concentrations de NO₂ est faible (inférieure à 2%). Cependant, la contribution aux concentrations en masse des particules est élevée, avec une contribution moyenne du chauffage domestique au bois à Paris de 35,8% pour les concentrations de PM₁₀ et 39,4% pour les concentrations de PM_{2.5}. La contribution du chauffage domestique au bois n'est pas homogène pour toutes les espèces particulaires. Par exemple à Paris, elle est la plus forte pour OM, allant jusqu'à 73,2%, tandis que la contribution aux concentrations de BC est de 41,0%. La contribution du chauffage domestique au bois est plus importante pour les particules fines et grossières que pour les PUF et IM (contributions inférieures ou égales à 10%).

Tableau 10 : Contribution du chauffage domestique au bois sur les concentrations des polluants réglementés et émergents sur la période hivernale étudiée [en %]

Zone	Polluant	TCB	FO	FAO	CAA
Paris	NO ₂	1,8	0,6	0,9	1,7
Paris	PM ₁₀	35,8	19,8	26,9	33,6
Paris	PM _{2.5}	39,4	21,8	29,6	37,0
Paris	BC	41,0	22,4	30,9	38,6

Paris	OM	73,2	42,8	57,2	69,5
Paris	IM	9,1	3,2	5,0	8,0
Paris	PUF	10,1	5,3	7,2	9,4
Départements de petite couronne	NO ₂	1,8	0,5	0,8	1,5
Départements de petite couronne	PM ₁₀	28,8	14,4	21,1	25,2
Départements de petite couronne	PM _{2.5}	32,1	16,0	23,5	28,0
Départements de petite couronne	BC	38,5	19,4	28,6	33,7
Départements de petite couronne	OM	67,5	36,0	51,8	60,1
Départements de petite couronne	IM	8,2	2,7	4,4	6,5
Départements de petite couronne	PUF	9,9	4,6	6,9	8,5
Départements de grande couronne	NO ₂	1,5	0,3	0,6	1,1
Départements de grande couronne	PM ₁₀	9,5	4,2	6,9	7,5
Départements de grande couronne	PM _{2.5}	10,6	4,7	7,7	8,4
Départements de grande couronne	BC	17,8	8,0	13,2	14,0
Départements de grande couronne	OM	31,7	15,0	24,1	25,6
Départements de grande couronne	IM	2,8	1,0	1,7	2,1
Départements de grande couronne	PUF	5,8	2,4	4,1	4,5
Région de Île-de-France	NO ₂	1,6	0,4	0,7	1,2
Région de Île-de-France	PM ₁₀	11,4	5,3	8,3	9,3
Région de Île-de-France	PM _{2.5}	12,7	5,8	9,2	10,4
Région de Île-de-France	BC	20,6	9,6	15,3	16,8
Région de Île-de-France	OM	36,9	18,1	28,2	30,7
Région de Île-de-France	IM	3,2	1,1	1,9	2,4
Région de Île-de-France	PUF	6,5	2,8	4,6	5,1

Les contributions du chauffage au bois aux concentrations, surtout à la masse des particules, ne sont pas distribuées de façon homogène sur l'Île-de-France, comme le montre la Figure 17, et les Figures A6, A7 et A8 en annexes. Pour tous les polluants et tous les tests de coupure, l'impact sur les concentrations est plus important dans Paris intra-muros et en petite couronne qu'en grande couronne.

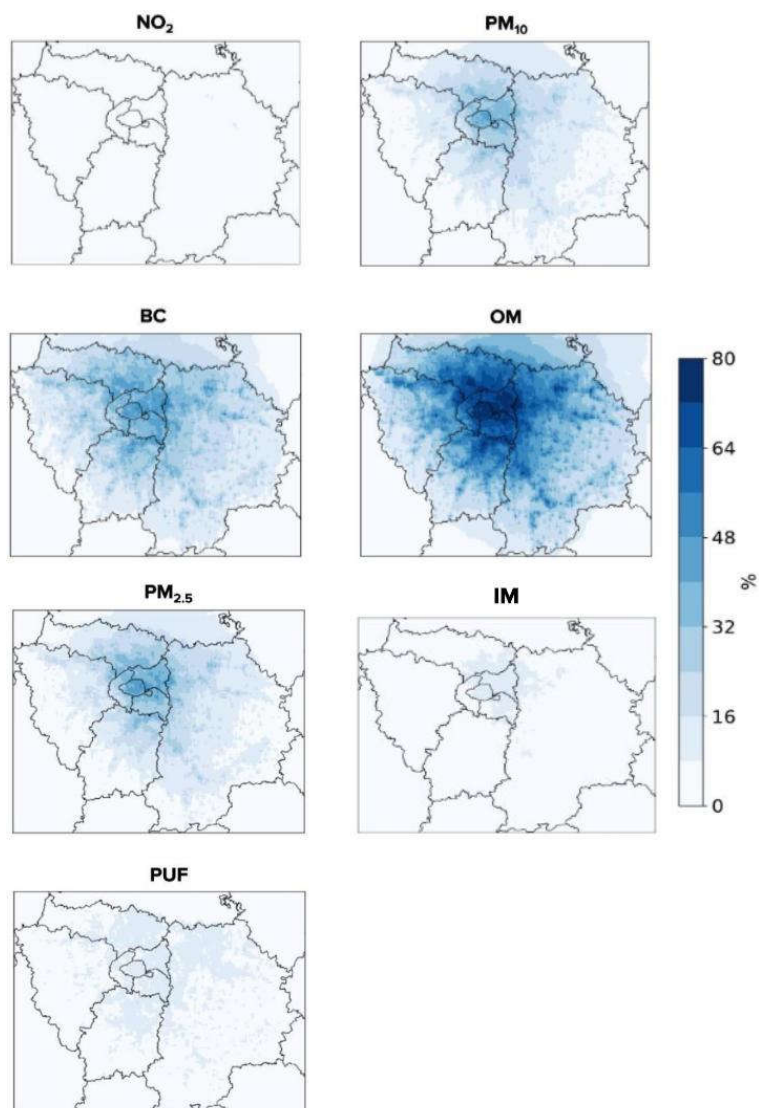


Figure 17 : Contribution du chauffage domestique au bois (test de coupure TCB) sur les concentrations de polluants en Île-de-France sur la période hivernale étudiée

5. Scénarios d'évolution à l'horizon 2030

5.1. Présentation des scénarios

Afin d'évaluer l'impact du chauffage domestique au bois à l'horizon 2030, deux scénarios élaborés à l'échelle de la France métropolitaine (indiqué par « France » dans la suite du document par souci de simplification) et de l'Île-de-France sont analysés dans cette étude, en prenant la simulation de l'hiver 2020-2021 en référence

- Scénario "fil de l'eau" (FDL) : tendanciel horizon 2030** : Ce scénario représente une évolution au "fil de l'eau" des émissions du chauffage domestique au bois à l'horizon 2030, avec une projection tendancielle des émissions. Les réductions des émissions sont principalement dues aux améliorations des performances du parc d'appareils individuels de chauffage au bois (et du combustible utilisé et des pratiques) sans réduction de la consommation de bois. La tendance des émissions de chauffage au bois résidentiel observée depuis 2010 avec l'inventaire national d'émissions CITEPA-SECTEN a permis d'estimer l'émission en 2030 (cf

Figure A10), via une régression linéaire réalisée par l'ANSES qui a permis d'estimer le coefficient d'évolution des émissions pour tous les polluants entre 2020 et 2030. La même approche a été utilisée avec l'inventaire Airparif, via une régression linéaire des émissions régionales à consommation constante en 2005, 2010, 2012, 2015, 2019 et 2022. Les évolutions obtenues en France et en Île-de-France sont similaires: 32% de réduction des émissions de PM_{2,5} avec l'inventaire CITEPA-SECTEN et 28% de réduction des émissions de PM_{2,5} avec l'inventaire Airparif. Les réductions obtenues avec l'inventaire national CITEPA-SECTEN (indiquées par FDL dans le Tableau 11) sont appliquées dans toutes les régions hors Île-de-France. Les réductions obtenues avec l'inventaire francilien Airparif (indiquées par FDL dans le Tableau 11) sont appliquées dans la région de l'Île-de-France.

- **Scénario "objectif national (ON) : réduction de -50 % des émissions de PM_{2,5} à l'horizon 2030"** : Ce scénario représente l'application de l'objectif de baisse du plan national de réduction des émissions du chauffage au bois PM_{2,5} entre 2020 et 2030. Les évolutions des émissions des autres polluants ont été estimées en se basant sur l'évolution des émissions du chauffage au bois de chacun des polluants par rapport à celle de PM_{2,5} entre 2010 et 2022, selon une approche développée par l'ANSES. Ces évolutions ont été estimées sur la France métropolitaine par l'ANSES et sur la région de l'Île-de-France par Airparif. Les corrélations entre les émissions de chaque polluant et celles de PM_{2,5} sont illustrées sur les Figures A11 à A17 pour l'inventaire national d'émissions CITEPA-SECTEN.

Ainsi, les évolutions des émissions de SO₂, NO_x, CO, COVNM, NH₃ et PM₁₀ ont été estimées à partir des évolutions des émissions de PM_{2,5} et sont indiqués dans le Tableau 11. Celui-ci résume les évolutions des émissions du chauffage au bois appliquées dans les scénarios FDL et ON, pour chaque polluant et zone géographique. A noter que, pour le scénario FDL, les évolutions obtenues avec la projection des données de l'inventaire national CITEPA-SECTEN sont utilisées pour les régions hors l'Île-de-France. Pour la région de l'Île-de-France, les évolutions appliquées sont celles obtenues avec la projection des données de l'inventaire Airparif. De façon similaire à ce qui était observé dans les tests de coupure présentés (Section 4), et comme le montrent les figures A12 et A15 en annexes, le chauffage au bois n'a pas d'impact significatif sur les émissions de NO_x et SO₂. Pour les autres polluants, la baisse tendancielle en Île-de-France des émissions de COVNM dues au chauffage au bois entre 2019 et 2030 est de 40% environ, celle de PM_{2,5} et PM₁₀ de 30% environ, et celle de CO et de NH₃ de 20% environ.

Comme ces scénarios reflètent des évolutions dans le temps, les baisses d'émissions sont appliquées sur toute la France métropolitaine et sur la région de l'Île de France. Ces baisses ne sont pas appliquées uniquement sur la région de l'Île de France comme pour les tests de coupure présentés dans la Section 4 qui quantifiaient les contributions du chauffage au bois en Île-de-France. Cela permet, donc, une évaluation des impacts de chaque scénario en France et en Île-de-France en prenant en compte aussi l'évolution des imports de pollution en Île-de-France provenant des autres régions de France (cf chapitre 5.3.).

Tableau 11 : Evolution des émissions du chauffage domestique au bois obtenues avec chaque scénario à l'horizon 2030 sur chaque zone géographique et pour chaque polluant en période hivernale (en %).

Zone	Polluant	FDL	ON
Paris	SO ₂	0	0
Paris	NO _x	0	0
Paris	CO	-20	-47
Paris	COVNM	-38	-43
Paris	NH ₃	-19	-36

Paris	PM ₁₀	-28	-50
Paris	PM _{2.5}	-28	-50
Départements de petite couronne	SO ₂	0	0
Départements de petite couronne	NO _x	0	0
Départements de petite couronne	CO	-20	-47
Départements de petite couronne	COVNM	-38	-43
Départements de petite couronne	NH ₃	-19	-36
Départements de petite couronne	PM ₁₀	-28	-50
Départements de petite couronne	PM _{2.5}	-28	-50
Départements de grande couronne	SO ₂	0	0
Départements de grande couronne	NO _x	0	0
Départements de grande couronne	CO	-20	-47
Départements de grande couronne	COVNM	-38	-43
Départements de grande couronne	NH ₃	-19	-36
Départements de grande couronne	PM ₁₀	-28	-50
Départements de grande couronne	PM _{2.5}	-28	-50
France métropolitaine	SO ₂	0	0
France métropolitaine	NO _x	0	0
France métropolitaine	CO	-29	-47
France métropolitaine	COVNM	-30	-43
France métropolitaine	NH ₃	-23	-36
France métropolitaine	PM ₁₀	-32	-50
France métropolitaine	PM _{2.5}	-32	-50

5.2 Impact des scénarios sur les émissions anthropiques totales

Les deux scénarios présentés entraînent une baisse des émissions du chauffage domestique au bois et donc une baisse des émissions anthropiques totales. Le Tableau 12 indique les évolutions des émissions anthropiques totales de chaque polluant analysé, ainsi que la différence entre l'impact du scénario FDL et ON sur chaque zone géographique. A l'exception du NO₂, les émissions totales des PM₁₀ et PM_{2.5}, ainsi que ses composés BC et OM sont réduites de façon significative, avec une baisse moyenne qui s'étend de 12,1% à 43,8% dans les deux scénarios et pour toutes les zones géographiques. L'impact des scénarios sur les émissions des polluants est plus important pour l'OM, avec une baisse moyenne sur l'Île-de-France de 25,0% pour le scénario FDL et 42,8% pour le scénario ON. Comme observé dans les tests de coupure, l'impact des scénarios est significatif sur la masse totale émise des particules, mais il est peu significatif sur les PUF (baisse de 2,8% et 4,8% des émissions des PUF en Île-de-France avec les scénarios FDL et ON respectivement). Cela est dû au fait que les particules émises par le secteur résidentiel sont supposées être de diamètre supérieur à 80 nm, comme détaillé dans la Section 2.1.3. Des différences considérables sont observées entre les scénarios FDL et ON pour tous les polluants. Dans Paris intra-muros et en petite couronne, les réductions obtenues avec le scénario ON sont environ 80% plus importantes que celles obtenues avec le scénario FDL. En grande couronne, cette différence est entre 62% et 68% selon le polluant.

Tableau 12 : Evolution des émissions anthropiques des polluants réglementés et émergents (en %) en période hivernale, selon les scénarios d'évolution des émissions du chauffage domestique au bois en 2020 à l'horizon 2030.

Zone	Polluant	FDL	ON	Différence (FDL-ON)/FDL
Paris	NO ₂	0	0	-
Paris	PM ₁₀	-14,8	-26,5	-79
Paris	PM _{2.5}	-18,1	-32,4	-79
Paris	BC	-12,5	-22,4	-79
Paris	OM	-22,9	-40,8	-78
Paris	PUF	-2,6	-4,6	-77
Départements de petite couronne	NO ₂	0	0	-
Départements de petite couronne	PM ₁₀	-13,6	-24,3	-79
Départements de petite couronne	PM _{2.5}	-17,7	-31,6	-79
Départements de petite couronne	BC	-12,1	-21,7	-79
Départements de petite couronne	OM	-22,9	-40,9	-79
Départements de petite couronne	PUF	-2,3	-4,2	-83
Départements de grande couronne	NO ₂	0	0	-
Départements de grande couronne	PM ₁₀	-18,2	-30,0	-65
Départements de grande couronne	PM _{2.5}	-22,8	-37,8	-66
Départements de grande couronne	BC	-18,1	-29,3	-62
Départements de grande couronne	OM	-26,1	-43,8	-68
Départements de grande couronne	PUF	-3,0	-5,0	-67
Région de Île-de-France	NO ₂	0	0	-
Région de Île-de-France	PM ₁₀	-16,9	-28,4	-68
Région de Île-de-France	PM _{2.5}	-21,2	-35,9	-69
Région de Île-de-France	BC	-16,3	-27,0	-66
Région de Île-de-France	OM	-25,0	-42,8	-71
Région de Île-de-France	PUF	-2,8	-4,8	-71

Même si les valeurs moyennes de l'impact de chaque scénario sont assez similaires entre les différentes zones géographiques, elles ne sont pas homogènes sur le domaine. Les Figures 18 et A9 en annexes représentent les évolutions des émissions anthropiques des polluants analysés pour les scénarios ON et FDL, respectivement. A la différence des tests de coupure (Figures 16, A3, A4 et A5), l'impact des scénarios sur les émissions de polluants dépasse les frontières de la région Île-de-France, car les émissions sont réduites sur l'ensemble du territoire français.

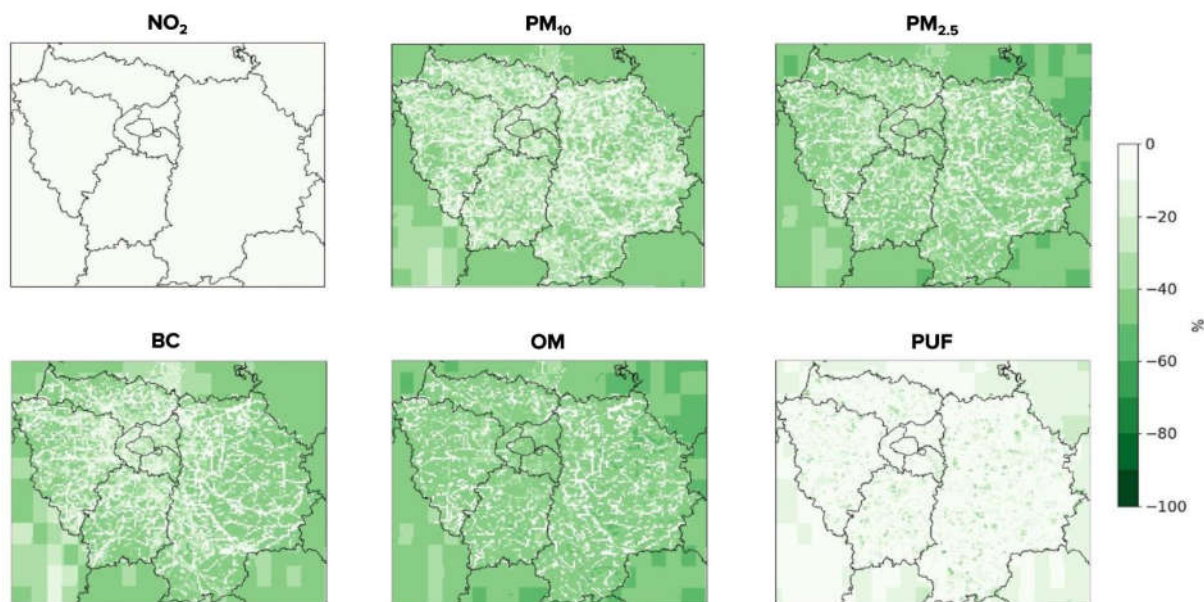


Figure 18 : Evolution des émissions anthropiques des polluants en Île-de-France avec le scénario ON en période hivernale.

5.3 Evolution des concentrations dans les scénarios

L'impact des scénarios est évalué sur les concentrations en Île-de-France. Le Tableau 13 présente les évolutions moyennes des concentrations de chaque polluant pour chacun des deux scénarios sur les différentes zones géographiques. Les deux scénarios entraînent une baisse non négligeable des concentrations massiques de particules PM_{10} et $PM_{2.5}$, ainsi que des composés BC et surtout OM. Les baisses de concentrations des PUF sont faibles. Les baisses obtenues pour les concentrations de $PM_{2.5}$ à Paris sont de 14,2% pour le scénario FDL et 24,0% pour le scénario ON, tandis que pour OM ces baisses s'élèvent à 27,6% pour le scénario FDL et 46,4% pour le scénario ON. Les baisses des concentrations obtenues pour tous les polluants sont plus importantes pour le scénario ON que celles obtenues pour le scénario FDL. A Paris, les différences entre les scénarios ON et FDL sont d'environ 55% pour les polluants plus fortement liés aux trafic routier (BC et PUF), et d'environ 70% pour les polluants plus fortement liés au secteur résidentiel (PM_{10} , $PM_{2.5}$ et OM). Cependant, dans les régions où le trafic routier est moins dense, les différences entre les scénarios FDL et ON peuvent être plus importantes et atteindre 98% pour le BC, en grande couronne par exemple.

Tableau 13 : Evolution des concentrations de polluants réglementés et émergents en période hivernale (en %), selon les scénarios FDL et ON

Zone	Polluant	FDL	ON	Différence (ON-FDL)/FDL
Paris	NO_2	0	0	-
Paris	PM_{10}	-12,7	-21,8	72
Paris	$PM_{2.5}$	-14,2	-24,0	69
Paris	BC	-16,8	-26,1	55
Paris	OM	-27,6	-46,4	68
Paris	IM	-1,9	-3,2	68
Paris	PUF	-3,3	-5,1	55
Départements de petite couronne	NO_2	0	0	-
Départements de petite couronne	PM_{10}	-11,1	-18,8	69

Départements de petite couronne	PM _{2,5}	-12,5	-20,9	67
Départements de petite couronne	BC	-15,2	-27,4	80
Départements de petite couronne	OM	-27,7	-46,1	66
Départements de petite couronne	IM	-1,8	-3,0	67
Départements de petite couronne	PUF	-2,9	-5,2	79
Départements de grande couronne	NO ₂	0	0	-
Départements de grande couronne	PM ₁₀	-8,1	-12,5	54
Départements de grande couronne	PM _{2,5}	-8,9	-14,0	57
Départements de grande couronne	BC	-16,2	-32,0	98
Départements de grande couronne	OM	-27,1	-42,1	55
Départements de grande couronne	IM	-0,9	-1,5	67
Départements de grande couronne	PUF	-2,9	-5,1	76
Région de Île-de-France	NO ₂	0	0	-
Région de Île-de-France	PM ₁₀	-8,7	-13,2	52
Région de Île-de-France	PM _{2,5}	-9,3	-14,7	58
Région de Île-de-France	BC	-20,4	-31,3	53
Région de Île-de-France	OM	-27,2	-42,7	57
Région de Île-de-France	IM	-1,0	-1,6	60
Région de Île-de-France	PUF	-3,1	-5,1	65

Les réductions des concentrations obtenues avec les scénarios ne sont pas homogènes spatialement, et sont représentées sur les Figures 19 pour le scénario ON et A9 en annexes pour le scénario FDL. Des différences négligeables entre les scénarios (inférieures ou égales à 5%) sont obtenues pour le NO₂ et les PUF. Les baisses les plus importantes des concentrations des PM₁₀, PM_{2,5} et OM en Île-de-France sont observées dans Paris et en petite couronne.

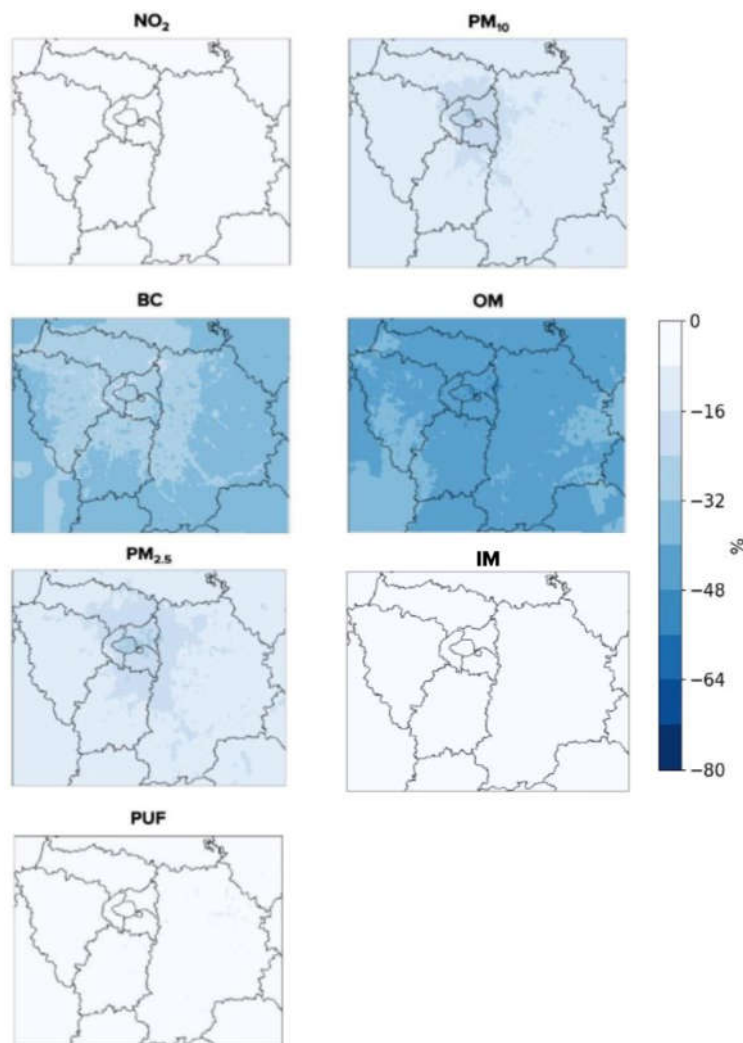


Figure 19 : Evolutions des concentrations de polluants en Île-de-France en période hivernale avec le scénario ON

6. Analyse de la contribution du chauffage domestique au bois et évolution à 2030 à l'échelle de la France

Une analyse à l'échelle de la France a été effectuée pour estimer l'impact du chauffage domestique au bois sur la qualité de l'air extérieur. Trois cas d'étude ont été simulés sur la France : (i) le cas de coupure TCB pour estimer la contribution des émissions du chauffage domestique au bois en période hivernale ; (ii) le scénario FDL, avec une projection "fil de l'eau" des évolutions des émissions du chauffage au bois de 2020 à un horizon 2030 ; et (iii) le scénario ON, avec une projection "Objectif National", i.e. une réduction de 50% des émissions des PM_{2,5} par le chauffage domestique au bois de 2020 à un horizon 2030.

6.1 Mise en place des cas d'étude à l'échelle de la France

Comme indiqué dans la Session 3.1, les émissions à l'échelle de la France sont obtenues à partir de l'inventaire EMEP ("European Monitoring and Evaluation Program"). Cet inventaire d'émissions fournit les émissions totales par secteur d'activité GNFR ("Gridded Nomenclature For Reporting") avec une résolution spatiale de 10 km x 10 km. Les émissions du secteur résidentiel sont incluses dans le secteur

“C_OtherStationaryComb”, qui comprend toutes les sources de combustion stationnaires autres que les industries et la production d’électricité, dont résidentielles et tertiaires. Ainsi, deux distinctions sont nécessaires pour la mise en place des cas d’étude : (i) séparer les émissions résidentielles des émissions totales du secteur GNFR C ; et (ii) séparer la contribution du chauffage au bois dans les émissions résidentielles. Ces séparations sont faites à partir du rapport Secten CITEPA (CITEPA, 2024). Ce rapport indique, pour chaque polluant et pour chaque année entre 2017 et 2023, les totaux émis en France métropolitaine par les sous-secteurs tertiaires et résidentiels, en distinguant les émissions du chauffage domestique. Ce rapport fournit pour chaque polluant (*pol*), la fraction des émissions résidentielles sur le total des émissions du secteur GNFR C, ainsi que la fraction des émissions du chauffage au bois dans les émissions résidentielles. Les émissions de chaque polluant (*pol*) dans chaque cas d’étude sont donc calculées selon l’équation suivante :

$$E_{tot}^{pol} = E_c^{pol} \times f_{res}^{pol} \times f_{ch}^{pol} \times (1 - f_{cas}^{pol}) + E_c^{pol} (1 - f_{res}^{pol}) + E_{oth}^{pol}, \text{ où :}$$

E_{tot}^{pol} représente les émissions totales, E_c^{pol} les émissions du secteur GNFR C (résidentielles et tertiaires) obtenues avec l’inventaire EMEP, f_{res}^{pol} la fraction des émissions résidentielles sur le total des émissions du secteur GNFR C, f_{ch}^{pol} la fraction des émissions du chauffage au bois dans les émissions résidentielles, f_{cas}^{pol} la fraction de réduction des émissions du chauffage au bois prévue pour chaque cas d’étude, et E_{oth}^{pol} les émissions des autres secteurs d’activité hors le GNFR C, obtenues avec l’inventaire EMEP.

Pour toutes les années disponibles dans le rapport, les valeurs de f_{res}^{pol} et f_{ch}^{pol} pour les particules (PM_{2.5} et PM₁₀) sont égales à 1,0 et 0,99, respectivement. Ces facteurs ont été appliqués aussi pour les composés particulaires BC et OM. Les facteurs f_{cas}^{pol} de chaque polluant suivent les valeurs indiquées dans les tableaux 8 (cas TCB) et 11 (cas FDL et ON). A noter que, même si les facteurs sont constants sur toute la France métropolitaine, la variabilité spatiale des émissions sur le territoire est prise en compte par l’inventaire EMEP, comme montre la Figure A18 en annexes. Les concentrations de particules obtenues avec la simulation de référence sur la France sont illustrées sur la Figure A21 en annexes.

6.2 Contribution du chauffage au bois aux émissions anthropiques et évolution des émissions à 2030

Le Tableau 15 et la Figure 20 détaillent la contribution du chauffage domestique au bois aux les émissions anthropiques de particules en France métropolitaine. Le chauffage résidentiel contribue fortement aux émissions de particules en période hivernale, avec une contribution de l’ordre de 93,9% pour PM_{2.5}, et 94,5% pour OM (cas TCB). La contribution du chauffage au bois n’est pas homogène sur le territoire, comme illustré par la Figure 20 (cas TCB). Dans les grandes villes et/ou zones de fort trafic routier, les contributions des émissions du chauffage au bois sont relativement moins importantes, vu la forte contribution du trafic routier aux émissions particulaires. Cela est observé surtout pour le BC et les PUF, polluants fortement émis par le trafic routier. Particulièrement pour les PUF, la contribution du chauffage au bois obtenue sur le territoire de la France métropolitaine (21,5%) est plus importante que celle obtenue sur la région de Île-de-France (7,9%, voir Tableau 9). Cela s’explique aussi par la forte contribution du trafic routier aux émissions de PUF, en particulier en Île-de-France.

Le Tableau 15 et les A19 et A20 détaillent les évolutions des émissions anthropiques de particules selon les scénarios FDL et ON. Les deux scénarios à l’horizon 2030 présentent des réductions significatives des émissions des particules (en moyenne de 48,8% et 32,6% pour les PM_{2.5} avec les scénarios ON et FDL, respectivement). Comme observée dans l’analyse sur l’Île-de-France, ces réductions sont moins

importantes pour les PUF, qui présentent des réductions moyennes de 11,2% et 7,5% avec les scénarios ON et FDL, respectivement. Pour tous les polluants analysés, les réductions obtenues avec le scénario ON sont, en moyenne, 50% supérieures aux réductions obtenues avec le scénario FDL.

Tableau 14 : Contribution du chauffage domestique au bois aux émissions anthropiques de particules (en %) en France métropolitaine en période hivernale

Polluant	TCB
PM _{2.5}	93,9
BC	83,1
OM	94,5
PUF	21,5

Tableau 15 : Evolution des émissions anthropiques des particules selon les scénarios FDL et ON (en %) en France métropolitaine en période hivernale

Polluant	ON	FDL
PM _{2.5}	-48,8	-32,6
BC	-43,2	-28,8
OM	-49,1	-32,8
PUF	-11,2	-7,5

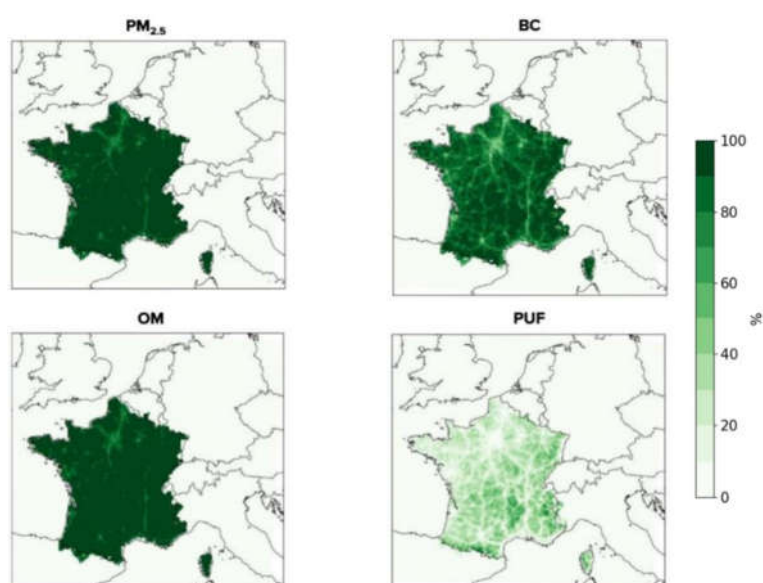


Figure 20 : Contribution du chauffage au bois aux émissions anthropiques des particules (en %) en France en période hivernale (cas TCB).

6.3 Contribution du chauffage au bois aux concentrations et évolution des concentrations à 2030

Le Tableau 16 indique la contribution du chauffage domestique au bois aux concentrations de particules en France métropolitaine. La contribution du chauffage domestique au bois (cas TCB) aux concentrations de PM_{2.5} est de 39,9% en moyenne en période hivernale. Pour les composants particulaires BC et OM, qui sont fortement émis par le chauffage au bois, la contribution est plus élevée : elle est de 72,4% pour le BC et 76,7% pour le OM. La contribution aux PM_{2.5} est moins élevée que celles à BC et OM, car les PM_{2.5} sont formées non seulement de BC et de OM, mais également de poussières et de composés inorganiques qui sont moins impactés par le chauffage au bois. La

contribution aux concentrations de PUF est plus faible (15,5%), car le chauffage au bois émet moins de particules de faible diamètre que d'autres sources comme le trafic routier. Une des hypothèses de la simulation est que les émissions des particules du secteur résidentiel ont un diamètre minimal de 80 nm (cf Section 2.1.3).

Les évolutions des concentrations obtenues avec les scénarios de 2020 à un horizon 2030 sont présentées dans le Tableau 17. Elles sont significatives, tant pour le scénario "fil de l'eau" (FDL) que pour "l'objectif national" (ON), avec une réduction de la concentration de PM_{2.5} de 13,4% et de 19,8%, respectivement. Les réductions des concentrations de OM et BC sont encore plus importantes, avec des réductions de OM de 29,4% et de 42,9% avec les scénarios FDL et ON, respectivement. Pour tous les polluants, les réductions des concentrations obtenues avec le scénario ON sont environ 50% plus importantes que celles obtenues avec le scénario FDL.

Tableau 16 : Contribution du chauffage domestique au bois aux concentrations (cas TCB) (en %) en France métropolitaine et en période hivernale.

Polluant	TCB
PM _{2.5}	39,9
BC	72,4
OM	76,7
IM	8,2
PUF	15,5

Tableau 17 : Evolution des concentrations de particules selon les scénarios FDL et ON (en %) en France métropolitaines en période hivernale.

Polluant	ON	FDL
PM _{2.5}	-19,8	-13,4
BC	-37,7	-25,2
OM	-42,9	-29,4
IM	-1,2	-0,8
PUF	-6,5	-4,3

La contribution du chauffage au bois et les évolutions des concentrations de 2020 à l'horizon 2030 ne sont pas homogènes sur le territoire, comme le montre les Figures 21, A22 et A23. En comparaison aux émissions (Figures 20, A19 et A20), des hétérogénéités plus importantes sont observées pour la contribution du chauffage au bois aux concentrations. Pour tous les polluants, une contribution relative plus importante du chauffage au bois aux concentrations est observée dans les régions au sud et à l'est de la France. Cela peut s'expliquer par une contribution plus importante des émissions résidentielles dans ces régions, influencées aussi par un terrain plus montagneux avec des températures plus basses, des émissions de chauffage au bois élevées, et dont la topographie peut limiter la dispersion des polluants. Contrairement aux PM_{2.5} totaux, la contribution du chauffage au bois aux concentrations de BC et PUF est moins importante dans les zones à fort trafic routier, comme Paris.

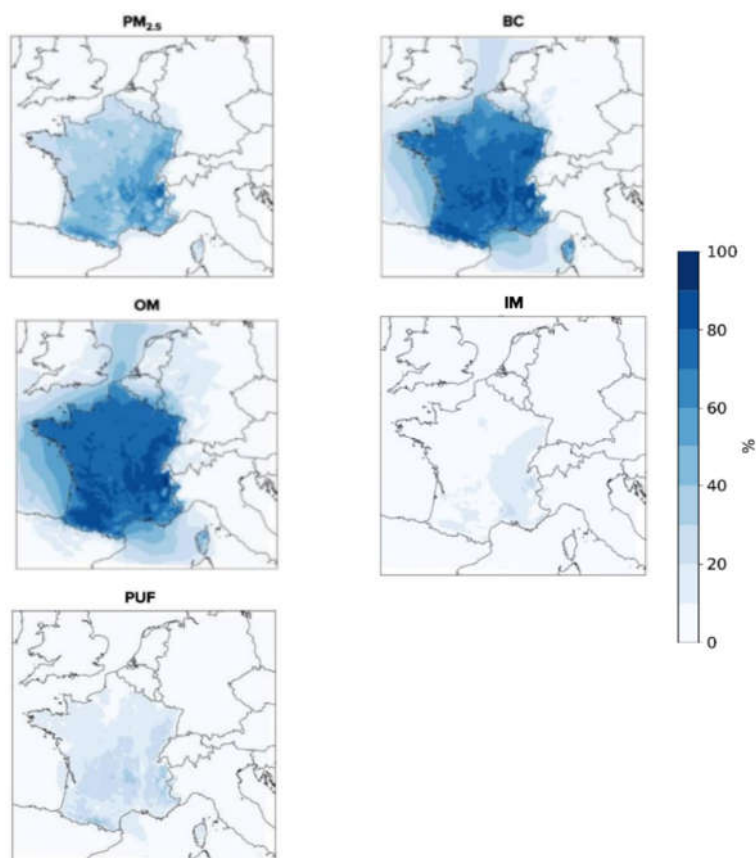


Figure 21 : Contribution du chauffage au bois aux concentrations de particules (en %) en France métropolitaine (cas de coupure TCB) en période hivernale.

7. Conclusion

Cette étude quantifie la contribution du chauffage domestique au bois à la qualité de l'air en Île-de-France et en France, ainsi que les impacts de deux scénarios à l'horizon 2030. La contribution a été estimée pour les émissions et les concentrations de différents polluants (NO_2 , $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} , carbone suie BC, matière organique particulaire OM et particules ultrafines PUF).

7.1 Mise à jour des données d'émissions franciliennes de chauffage domestique au bois

Pour cela, dans un premier temps, Airparif a modifié l'inventaire d'émissions anthropiques de l'Île-de-France, pour (i) intégrer les résultats des enquêtes sociologiques 2020 et 2022 sur l'utilisation du chauffage domestique au bois dans la région ; et (ii) prendre en compte les nouveaux facteurs d'émissions de particules, incluant les composés condensables émis par le chauffage au bois résidentiel. Ces modifications de l'inventaire d'émissions du chauffage au bois ont un fort impact sur les émissions de polluants. Cet impact varie selon les zones géographiques de la région Île-de-France (Paris, petite et grande couronne). D'un côté, les modifications de l'inventaire des émissions du chauffage au bois résidentiel ont réduit les émissions des particules dites condensées (carbone suie, poussières et particules organiques non-volatiles), d'un facteur 0,87, 0,57 et 0,53 à Paris, petite et

grande couronne, respectivement. De l'autre côté, ces modifications ont induit une augmentation des émissions des condensables émis par le chauffage du bois, comparé à l'estimation des émissions de condensables basée sur la littérature et les émissions de composés condensés. Les émissions des condensables de faible volatilité (COVF) augmentent d'un facteur 1,6 à Paris, et 1,2 en petite couronne, et sont inchangées en grande couronne (facteur 1,0). Pour les condensables de volatilité intermédiaire (COVI et COVS), ce facteur s'élève à 1,7 à Paris, 1,3 en petite couronne, et 1,2 en grande couronne.

7.2 Contribution du chauffage domestique au bois aux émissions anthropiques des polluants

En Île-de-France, les contributions des émissions du chauffage au bois (TCB) et du chauffage d'agrément et appoint (CAA) aux émissions résidentielles sont très proches, surtout à Paris. Cela souligne la forte contribution du chauffage d'agrément et d'appoint, qui est plus élevée que les contributions des foyers ouverts (FO) et foyers fermés anciens et ouverts (FAO) tous usages confondus.

Pour la France, l'estimation de la contribution du chauffage au bois se base sur l'inventaire d'émissions anthropiques CITEPA-SECTEN, qui fournit également les ratios des émissions résidentielles sur les émissions tertiaires, ainsi que les ratios des émissions du chauffage au bois sur les émissions résidentielles.

La contribution du chauffage au bois aux émissions anthropiques de NO₂ et de PUF est faible (contribution moyenne de 1% en Île-de-France pour le NO₂ et 8% pour les PUF en période hivernale), mais elle est élevée pour la masse des particules PM₁₀, PM_{2.5}, BC et OM. La contribution du chauffage domestique au bois aux émissions est en moyenne sur l'Île-de-France en période hivernale de 40% pour les PM₁₀, 50% pour les PM_{2.5}, 34% pour le BC et 66% pour OM. En France métropolitaine en période hivernale, la contribution du chauffage au bois aux émissions de PM_{2.5}, BC et OM est de 94%, 83% et 94%, respectivement. La contribution aux émissions de PUF est moins importante (21%).

7.3 Contribution du chauffage domestique au bois aux concentrations atmosphériques des polluants

Les concentrations ont été calculées sur l'Île-de-France et sur la France métropolitaine pendant l'hiver 2020-2021 avec le modèle de chimie transport CHIMERE et une résolution spatiale de 9 x 9 km² et 1 x 1 km² respectivement. Les concentrations modélisées de NO₂, OM, BC, PM_{2.5}, PM₁₀ et PUF se comparent bien aux concentrations mesurées, les corrélations étant légèrement plus faibles pour BC et PUF par rapport aux autres polluants. La contribution du chauffage au bois aux concentrations de NO₂ est faible (inférieure à 2%), ainsi qu'aux concentrations de PUF (inférieure ou égale à 10% sur l'Île-de-France et 15% sur la France). Cependant, la contribution aux concentrations en masse des particules est élevée, avec une contribution moyenne du chauffage au bois à Paris de 36% pour les concentrations de PM₁₀, 39% pour les concentrations de PM_{2.5} et 41% pour les concentrations de BC. La contribution est la plus élevée pour OM (73% à Paris). En moyenne sur la France, les contributions du chauffage au bois sont similaires : 40% pour PM_{2.5} et 77% pour OM. La contribution du chauffage au bois aux

concentrations de BC est plus élevée en moyenne en France (72%) qu'à Paris, due à une moindre importance relative du trafic.

Les contributions du chauffage au bois aux émissions et aux concentrations ne sont pas spatialement homogènes en France, ni sur la région de l'Île-de-France. Par exemple en Île-de-France, les contributions sont plus élevées à Paris et en petite couronne, comparé à la grande couronne. Cela est notamment dû à une plus forte densité populationnelle. A l'échelle de la France, une contribution relative plus importante du chauffage au bois aux concentrations est observée dans les régions au sud et à l'est de la France. Cela peut s'expliquer par une contribution plus importante des émissions résidentielles dans ces régions, influencées aussi par un terrain plus montagneux avec des températures plus basses, des émissions de chauffage au bois élevées, et dont la topographie peut limiter la dispersion des polluants.

7.4 Evolution de l'impact du chauffage domestique au bois sur les émissions anthropiques et sur les concentrations atmosphériques des polluants selon deux scénarios à l'horizon 2030

Deux scénarios de 2020 à l'horizon 2030 ont été analysés sur l'Île-de-France et sur la France métropolitaine : un scénario au "fil de l'eau" (FDL), qui représente les évolutions des émissions du chauffage au bois avec une projection tendancielle des émissions à l'horizon 2030 ; ainsi qu'un scénario "objectif national" (ON) avec une réduction à l'horizon 2030 de -50 % des émissions de PM_{2.5} associées à une réduction des autres polluants étudiés.

Les scénarios entraînent une baisse des émissions du chauffage au bois et donc une baisse des émissions anthropiques totales. A l'exception du NO₂ et des PUF, les émissions anthropiques des PM₁₀ et PM_{2.5}, ainsi que des composés BC et OM sont réduites de façon significative, avec une baisse moyenne en Île-de-France qui s'étend de 12% à 44% en fonction du polluant, du scénario et de la zone géographique. L'impact des scénarios sur les émissions des polluants est plus important pour OM, avec une baisse moyenne sur l'Île-de-France de 25% pour le scénario FDL et de 43% pour le scénario ON. Sur la France métropolitaine, la baisse moyenne des émissions de OM est similaire : elle est de 33% pour le scénario FDL et 49% pour le scénario ON.

Pour les concentrations, les concentrations de PM_{2.5} à Paris baissent d'environ 14% pour le scénario FDL et 24% pour le scénario ON, tandis que pour OM ces baisses s'élèvent à 28% pour le scénario FDL et 46% pour le scénario ON. Les impacts relatifs sont légèrement moins importants en petite et grande couronnes, avec une baisse moyenne des concentrations de PM_{2.5} et de OM de 9% et 27% sur l'Île-de-France dans le scénario FDL et de 15% et 43% dans le scénario ON. Pour les PUF, la baisse des concentrations est faible (-3% dans le scénario FDL et -5% dans le scénario ON). La baisse des concentrations est similaire sur la France métropolitaine. Pour les PM_{2.5}, elle est en moyenne de 13% pour le scénario FDL et de 20% pour le scénario ON. Pour OM elle est en moyenne de 30% pour le scénario FDL et de 43% pour le scénario ON. Pour les PUF, la baisse est faible (-4% dans le scénario FDL et -7% dans le scénario ON).

Pour tous les polluants particuliers, les réductions des concentrations obtenues dans le scénario ON sont, globalement, 50% plus élevées que les réductions des concentrations obtenues avec le scénario FDL.

Pour les PUF, la baisse des concentrations est faible (en Île-de-France, ces baisses sont de 3% dans le scénario FDL et 5,1% dans le scénario ON). Cependant, la baisse des concentrations de PUF pourrait être encore plus faible, voire elles pourraient même augmenter selon l'évolution de la technologie des équipements du chauffage au bois. En effet, les facteurs d'émissions de PUF sont estimés à partir des émissions de PM_{2.5}, et ne prennent pas en compte la diminution des diamètres des particules émises dans les appareils de chauffage plus récents.

7. Références bibliographiques

Airparif (2024a), *Bilan de la qualité de l'air en Ile-de-France 2023*. Rapport Airparif.

Airparif (2024b), *Inventaire Air-Climat-Energie : Bilan Ile-de-France 2021*. Rapport Airparif.

Bergström, R., Denier Van Der Gon, H. A. C., Prévôt, A. S., Yttri, K. E., & Simpson, D. (2012). Modelling of organic aerosols over Europe (2002–2007) using a volatility basis set (VBS) framework: application of different assumptions regarding the formation of secondary organic aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(18), 8499-8527.

CITEPA (2024), *Rapport Secten éd. 2024 Émissions de gaz à effet de serre et de polluants atmosphériques en France | 1990-2023*.

Chrit, M., Sartelet, K., Sciare, J., Majdi, M., Nicolas, J., Petit, J.-E., and Dulac, F. (2018), Modeling organic aerosol concentrations and properties during winter 2014 in the northwestern Mediterranean region. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18, 18079-18100, doi:10.5194/acp-18-18079-2018.

Couvidat, F., Debry, E., Sartelet, K., & Seigneur, C. (2012). A hydrophilic/hydrophobic organic (H₂O) aerosol model: Development, evaluation and sensitivity analysis. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 117(D10).

Couvidat, F., Kim, Y., Sartelet, K., Seigneur, C., Marchand, N., & Sciare, J. (2013). Modeling secondary organic aerosol in an urban area: application to Paris, France. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(2), 983-996.

Garcia-Marlès M., Lara R., Reche C., Pérez N., Tobías A., Savadkoobi M., Beddows D., Salma I., Vörösmarty M., Weidinger T., Hueglin C., Mihalopoulos N., Grivas G., Kalkavouras P., Ondracek J., Zikova N., Niemi J.V., Manninen H.E., Green D.C., Tremper A.H., Norman M., Vratolis S., Diapouli E., Eleftheriadis K., Gómez-Moreno F.J., Alonso-Blanco E., Wiedensohler A., Weinhold K., Merkel M., Bastian S., Hoffmann B., Altug H., Petit J.-E., Acharja P., Favez O., Dos Santos S.M., Putaud J.-P., Dinoi A., Contini D., Casans A., Casquero-Vera J.A., Crumeyrolle S., Bourriane E., Van Poppel M., Dreesen F.E., Harni S., Timonen H., Lampilahti J., Petäjä T., Pandolfi M., Hopke P.K., Harrison R.M., Alastuey A., Querol X. (2024). Source apportionment of ultrafine particles in urban Europe, *Environment International*, 194, 109149,

Foret, G., Michoud, V., Kotthaus, S., Petit, J. E., Baudic, A., Siour, G., ... & Beekmann, M. (2022). The December 2016 extreme weather and particulate matter pollution episode in the Paris region (France). *Atmospheric Environment*, 291, 119386.

Host, S., Cardot, T., Saunal, A., Ghersi, V., Joly, F. (2022) *Mortalité attribuable à la pollution atmosphérique en Île-de-France - Quelle évolution depuis 10 ans et quels bénéfices d'une amélioration de la qualité de l'air dans les territoires ?* Airparif.

Koo, B., Knipping, E., & Yarwood, G. (2014). 1.5-Dimensional volatility basis set approach for modeling organic aerosol in CAMx and CMAQ. *Atmospheric Environment*, 95, 158-164.

Kostenidou, E., Martinez-Valiente, A., R'Mili, B., Marques, B., Temime-Roussel, B., Durand, A., ... & D'Anna, B. (2021). Emission factors, chemical composition, and morphology of particles emitted from Euro 5 diesel and gasoline light-duty vehicles during transient cycles. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(6), 4779-4796.

Kuenen, J., Dellaert, S., Visschedijk, A., Jalkanen, J. P., Super, I., & Denier van der Gon, H. (2022). CAMS-REG-v4: a state-of-the-art high-resolution European emission inventory for air quality modelling. *Earth System Science Data*, 14(2), 491-515.

- Lugon, L., Sartelet, K., Kim, Y., Vigneron, J., & Chrétien, O. (2021). Simulation of primary and secondary particles in the streets of Paris using MUNICH. *Faraday Discussions*, 226, 432-456.
- May, A. A., E. J. T. Levin, C. J. Hennigan, I. Riipinen, T. Lee, J. L. Collett Jr., J. L. Jimenez, S. M. Kreidenweis, and A. L. Robinson (2013), Gas-particle partitioning of primary organic aerosol emissions: 3. Biomass burning, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 118, 11,327–11,338, doi:10.1002/jgrd.50828.
- Menut, L., Bessagnet, B., Briant, R., Cholakian, A., Couvidat, F., Mailler, S., ... & Valari, M. (2021). The CHIMERE v2020r1 online chemistry-transport model. *Geoscientific Model Development*, 14(11), 6781-6811.
- Ntziachristos, L., & Samaras, Z. (2018). Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including buses and motorcycles. *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016–Update July 2018*.
- Park, S. J., Lugon, L., Jacquot, O., Kim, Y., Baudic, A., D'anna, B., ... & Sartelet, K. (2024). Population exposure to outdoor NO₂, black carbon, particle mass, and number concentrations over Paris with multi-scale modelling down to the street scale. *EGUsphere*, 2024, 1-37.
- Passant, N. R. (2002). *Speciation of UK emissions of non-methane volatile organic compounds* (p. 289). Carlsbad, CA, USA: AEA Technology.
- Robinson, A. L., Donahue, N. M., Shrivastava, M. K., Weitkamp, E. A., Sage, A. M., Grieshop, A. P., Lane, T. E., Pierce, J. R. & Pandis, S. N. A (2007). Rethinking Organic Aerosols: Semivolatile Emissions and Photochemical Aging. *Science* 315,1259-1262(2007). doi:10.1126/science.1133061
- Sarica, T., Sartelet, K., Roustan, Y., Kim, Y., Lugon, L., Marques, B., ... & Larrieu, C. (2023). Sensitivity of pollutant concentrations in urban streets to asphalt and traffic-related emissions. *Environmental Pollution*, 332, 121955.
- Sartelet, K. N., Couvidat, F., Seigneur, C., & Roustan, Y. (2012). Impact of biogenic emissions on air quality over Europe and North America. *Atmospheric Environment*, 53, 131-141.
- Sartelet, K., Zhu, S., Moukhtar, S., André, M., André, J. M., Gros, V., ... & Redaelli, M. (2018). Emission of intermediate, semi and low volatile organic compounds from traffic and their impact on secondary organic aerosol concentrations over Greater Paris. *Atmospheric Environment*, 180, 126-137.
- Sartelet K., Couvidat F., Wang Z., Flageul C., Kim Y. (2020), SSH-Aerosol v1.1: A Modular Box Model to Simulate the Evolution of Primary and Secondary Aerosols. *Atmosphere*, 2020, 11, 525, doi:10.3390/atmos11050525.
- Sartelet, K., Kim, Y., Couvidat, F., Merkel, M., Petäjä, T., Sciare, J., & Wiedensohler, A. (2022). Influence of emission size distribution and nucleation on number concentrations over Greater Paris. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(13), 8579-8596.
- Savadkoobi, M., Pandolfi, M., Favez, O., Putaud, J. P., Eleftheriadis, K., Fiebig, M., ... & Querol, X. (2024). Recommendations for reporting equivalent black carbon (eBC) mass concentrations based on long-term pan-European in-situ observations. *Environment international*, 185, 108553.
- Theloke, J., & Friedrich, R. (2007). Compilation of a database on the composition of anthropogenic VOC emissions for atmospheric modeling in Europe. *Atmospheric Environment*, 41(19), 4148-4160.

8. Appendix

8.1 Cartes d'émission anthropiques des polluants analysés dans la simulation de référence

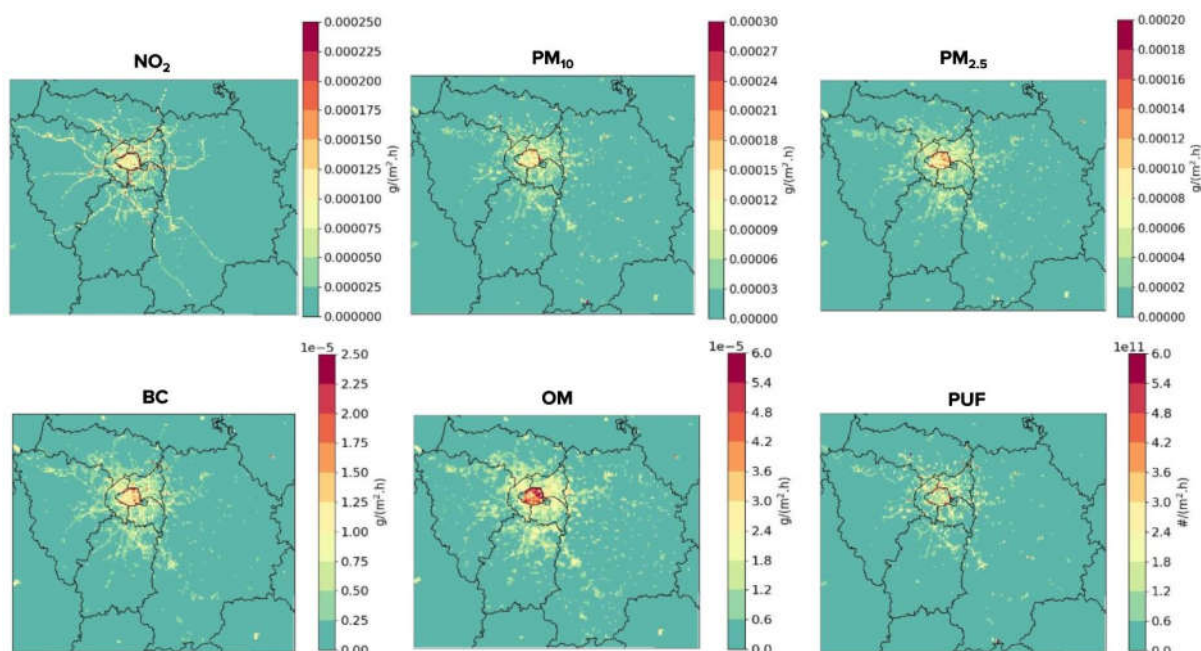


Figure A.1: Emissions anthropiques des polluants en Île-de-France pour la simulation de référence

8.2 Les stations de qualité de l'air utilisées dans la comparaison modèle-mesure

Tableau A.1 : Liste des stations de qualité de l'air urbaines utilisées pour valider la simulation de référence

Station de qualité de l'air	Polluants monitorés
Les Halles	NO ₂ , PM ₁₀ , PM ₂₅ , eBC, OM ₁ , PUF
Tremblay	NO ₂ , PM ₁₀ , eBC, PUF
Bobigny	NO ₂ , PM ₁₀ , PM ₂₅
Gones	NO ₂ , PM ₂₅
Rural Sud-est	NO ₂ , PM ₂₅
Paris 7eme arrondissement	NO ₂
Paris 12eme arrondissement	NO ₂
Paris 13eme arrondissement	eBC
Paris 15eme arrondissement	NO ₂ , PM ₁₀
Paris 18eme arrondissement	NO ₂ , PM ₁₀
Aubervilliers	NO ₂
Argenteuil	NO ₂
Champigny	NO ₂
Evry	NO ₂
Lognes	NO ₂ , PM ₁₀
Mantes	NO ₂
Melun	NO ₂

Montgeron	NO ₂
Neuilly	NO ₂
Gennevilliers	NO ₂ , PM ₁₀ , PM ₂₅ , eBC, PUF
Vitry	NO ₂ , PM ₁₀ , PM ₂₅
Saint Denis	NO ₂
Rural Nord	PM ₂₅
Rural Sud	PM ₁₀ , eBC, PUF
Rural Nord-est	PM ₁₀
Versailles	NO ₂
Villemomble	NO ₂
La Défense	NO ₂ , PM ₁₀
Cergy	PM ₁₀
Nogent-sur-Marne	PM ₁₀
Rambouillet	PM ₁₀ , PM ₂₅

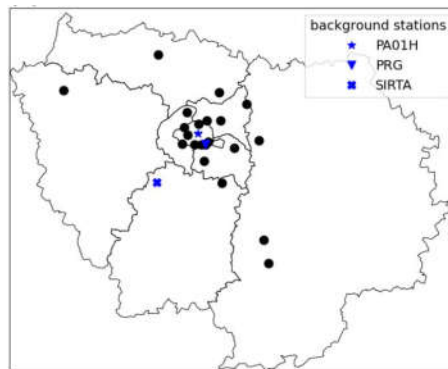


Figure A.1: Localisation des stations de qualité de l'air de urbaines utilisées dans la comparaison modèle-mesure de la simulation de référence (Park et al., 2024)

8.3 Définition des indicateurs statistiques

Pour tous les indicateurs statistiques, c représente les concentrations simulées, et o les concentrations observées.

- Mean fractional error (MFE)

$$MFE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|c_i - o_i|}{\left(\frac{c_i + o_i}{2}\right)}$$

- Mean fractional bias (MFB)

$$MFB = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{c_i - o_i}{\left(\frac{c_i + o_i}{2}\right)}$$

- Correlation (R^2)

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (c_i - \bar{c})(o_i - \bar{o})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (c_i - \bar{c})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2}}$$

avec

$$\bar{o} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n o_i \text{ and } \bar{c} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n c_i$$

8.4 Cartes des concentrations des polluants en Île-de-France pour la simulation de référence

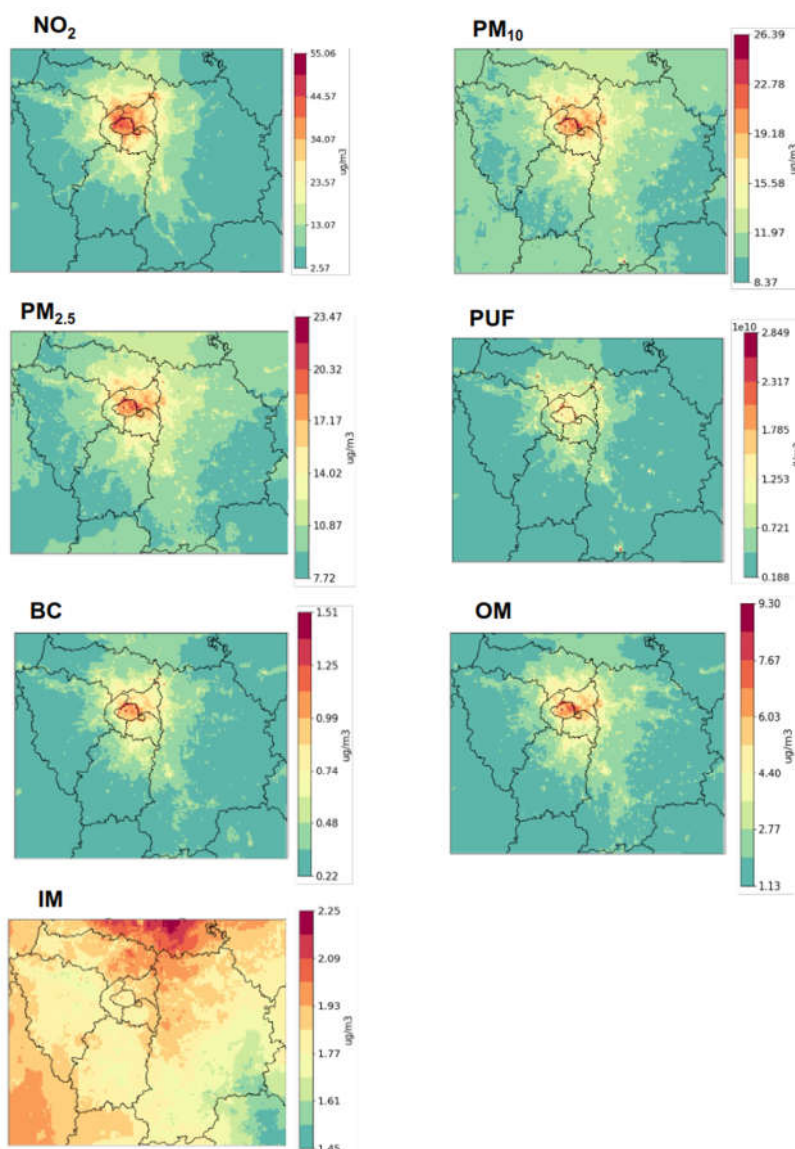


Figure A.2: Concentrations des polluants en Île-de-France pour la simulation de référence

8.5 Impact des tests de coupure sur les émissions anthropiques des polluants

8.5.1 Test de coupure des foyers ouverts (FO)

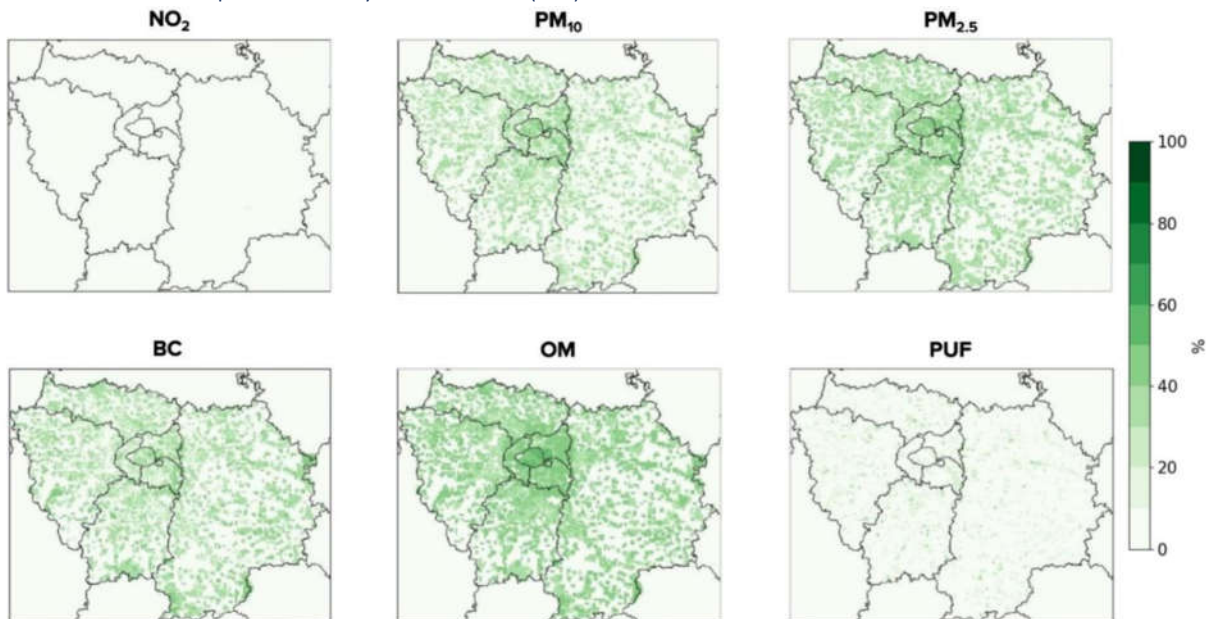


Figure A.3: Contribution des émissions du chauffage au bois des foyers ouverts (FO) aux émissions anthropiques totales (en %) pour la période hivernale étudiée

8.5.2 Test de coupure des foyers fermés anciens et ouverts (FAO)

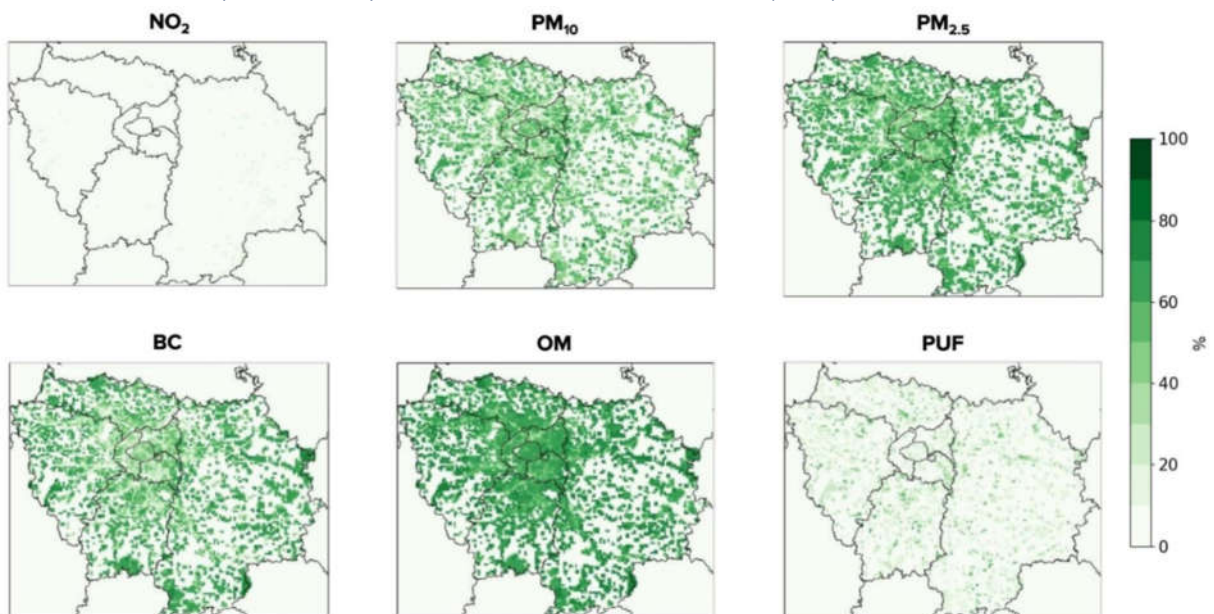


Figure A.4: Contribution des émissions du chauffage au bois des foyers fermés anciens et ouverts (FAO) aux émissions anthropiques totales pour la période hivernale étudiée

8.5.3 Test de coupure du chauffage d'agrément et d'appoint (CAA)

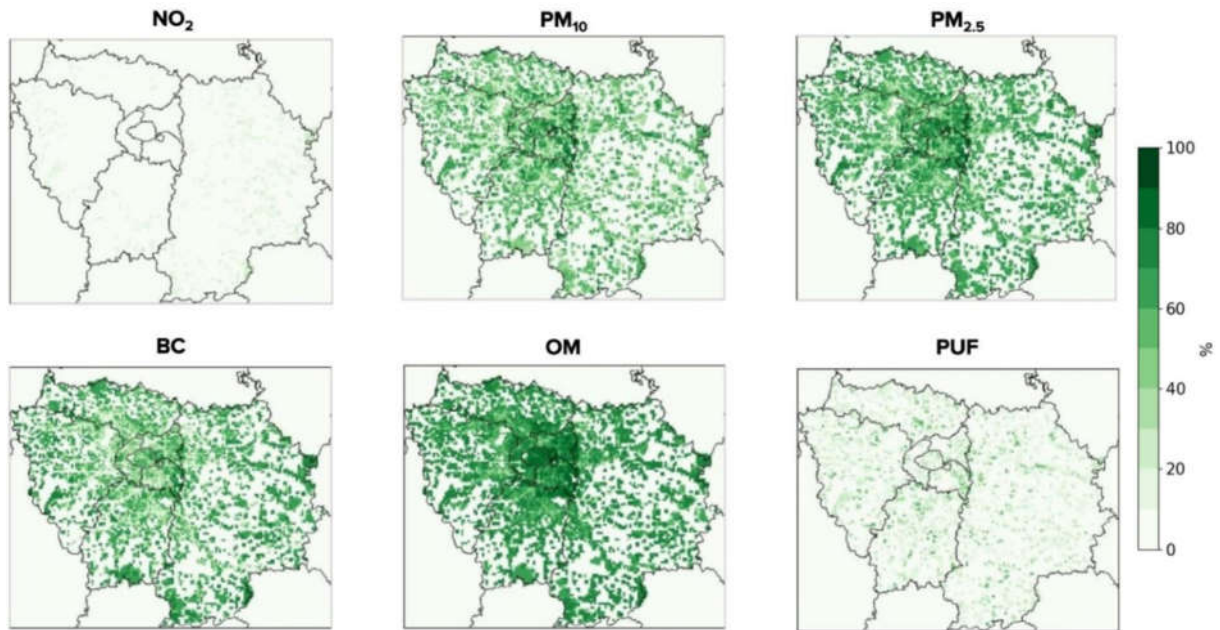


Figure A.5: Contribution des émissions du chauffage au bois d'agrément et d'appoint (CAA) aux émissions anthropiques totales (en %) pour la période hivernale étudiée

8.6 Impact des tests de coupure sur les concentrations de polluants

8.6.1 Test de coupure des foyers ouverts (FO)

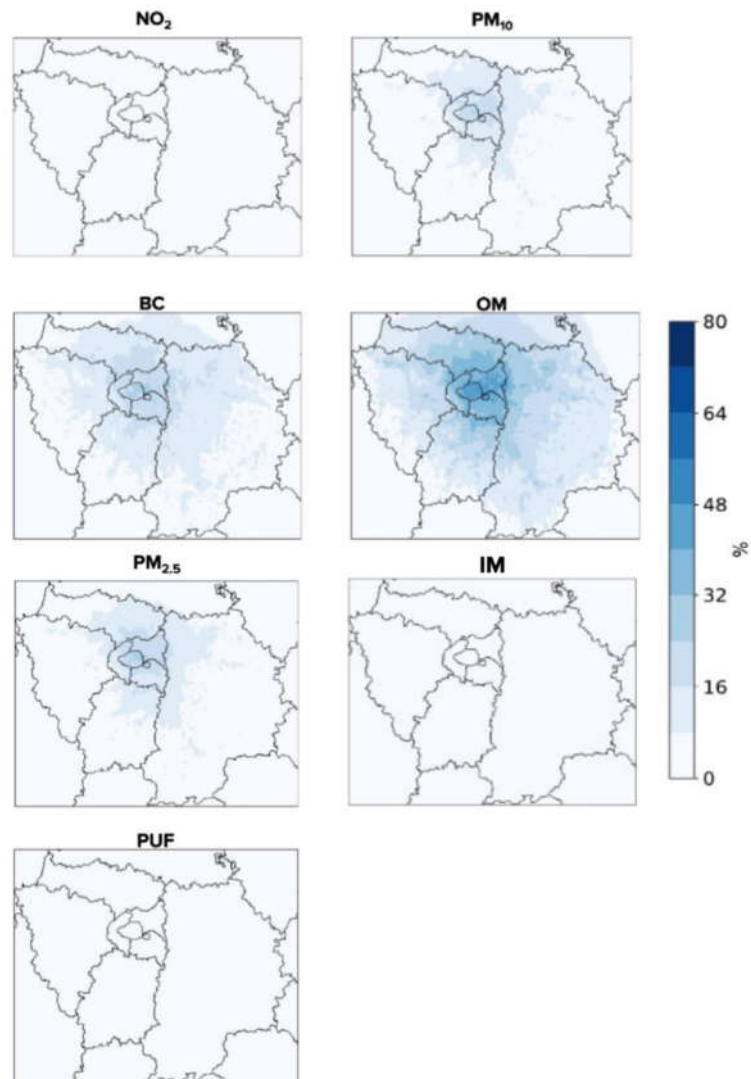


Figure A.6: Contribution des émissions du chauffage au bois des foyers ouverts (FO) sur les concentrations de polluants (en %) pour la période hivernale étudiée.

8.6.2 Test de coupure des foyers fermés anciens et ouverts (FAO)

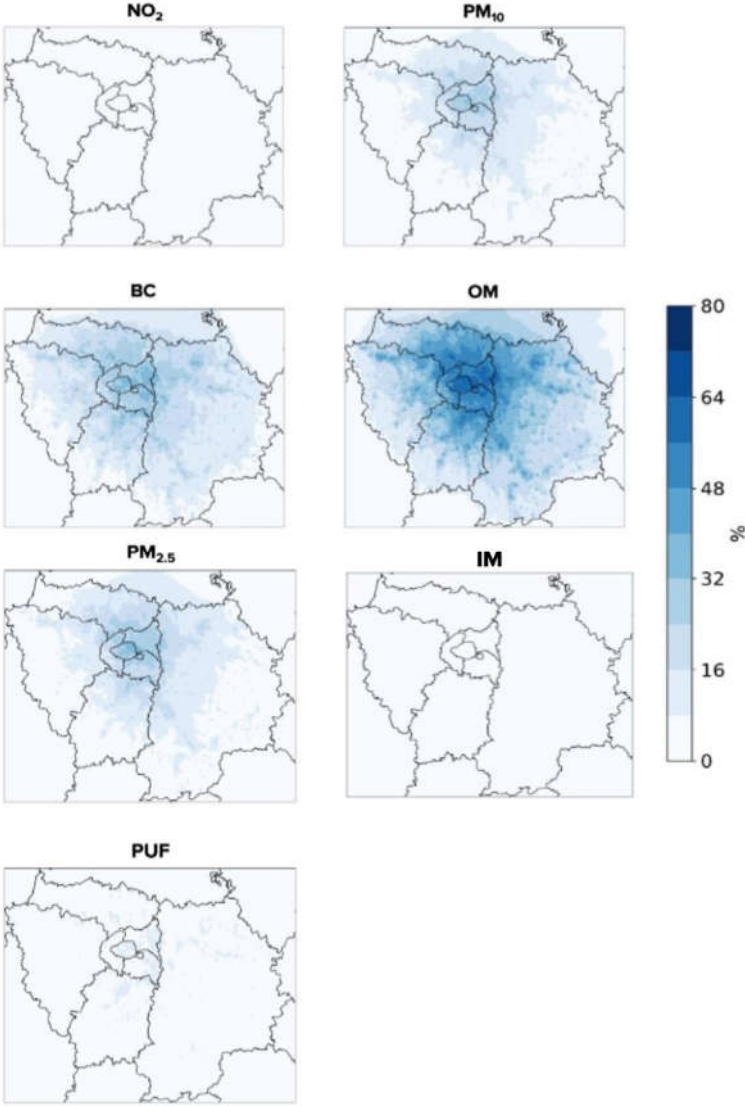


Figure A.7: Contribution des émissions du chauffage au bois des foyers fermés anciens et ouverts (FAO) aux concentrations de polluants (en %) pour la période hivernale étudiée.

8.6.3 Test de coupure du chauffage d'agrément et d'appoint (CAA)

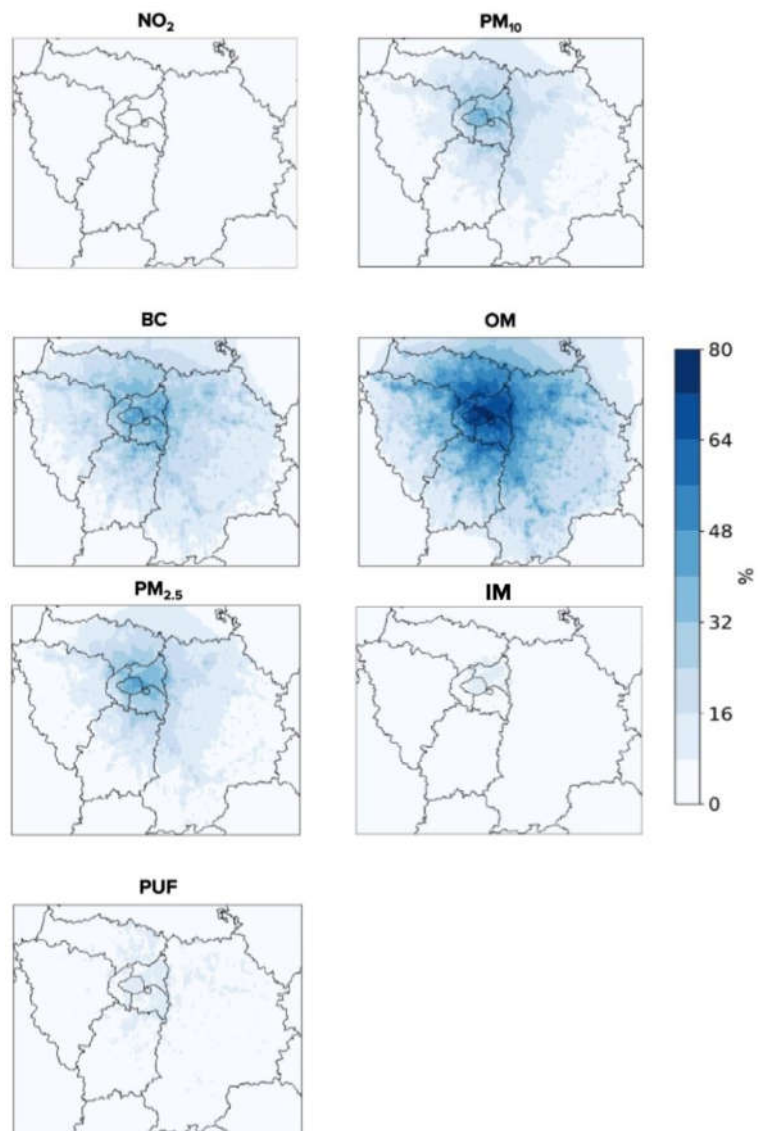


Figure A.8: Contribution des émissions du chauffage au bois d'agrément et d'appoint (CAA) aux concentrations de polluants (en %) pour la période hivernale étudiée.

8.7 Impact du scénario "fil de l'eau" à l'horizon 2030 sur les émissions anthropiques

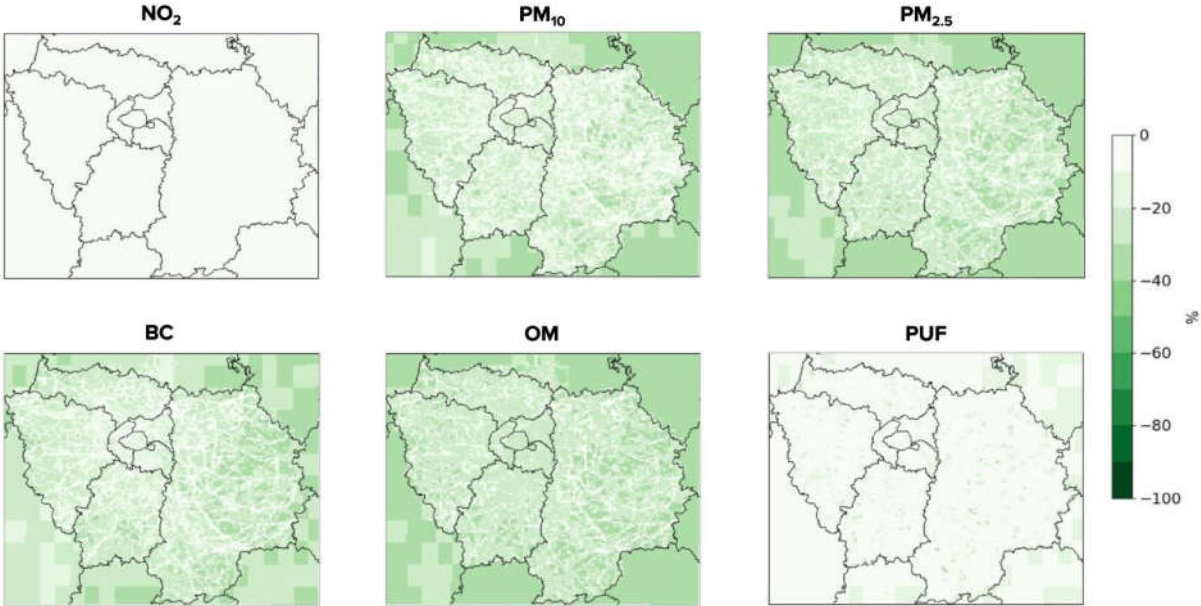


Figure A.9: Evolution des émissions anthropiques pour le scénario "fil de l'eau" à l'horizon 2030 (FDL) (en %) en période hivernale

8.8 Impact du scénario "fil de l'eau" à l'horizon 2030 sur les concentrations

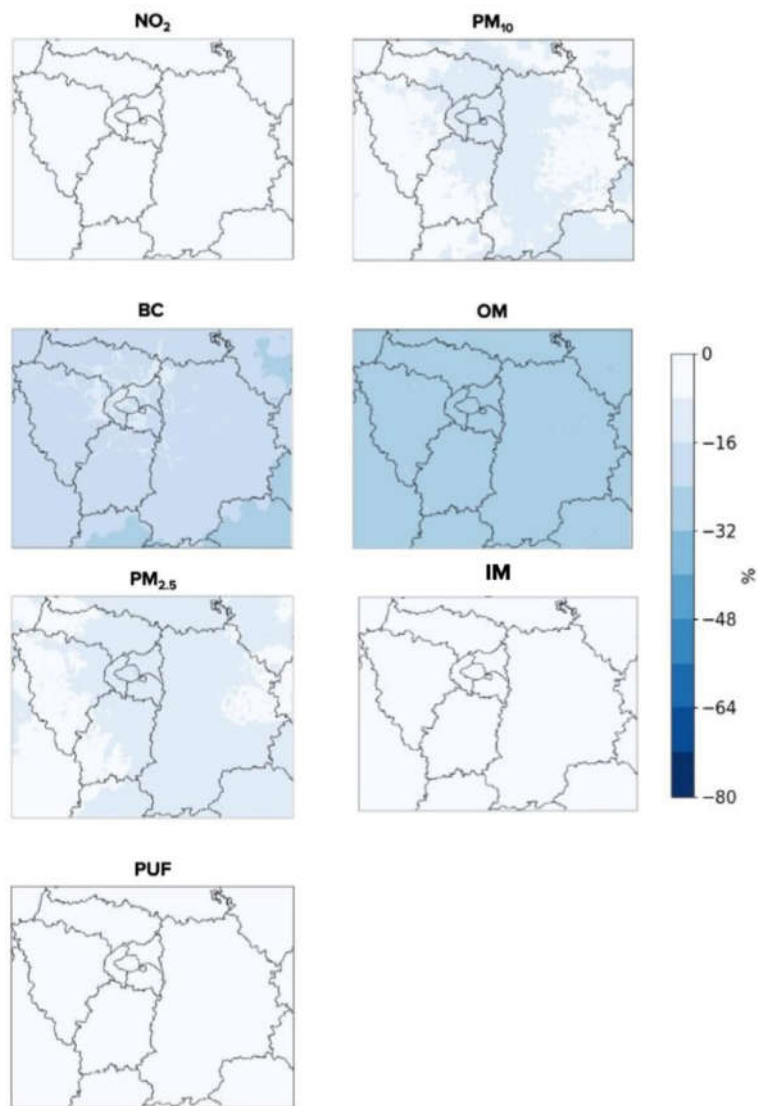


Figure A.9: Evolution des concentrations de polluants pour le scénario "fil de l'eau" à l'horizon 2030 (FDL) (en %) en période hivernale

8.9 Evolution des émissions nationales du chauffage résidentiel entre 2010 et 2022 et projection à 2030 à partir de l'inventaire national d'émissions CITEPA-SECTEN

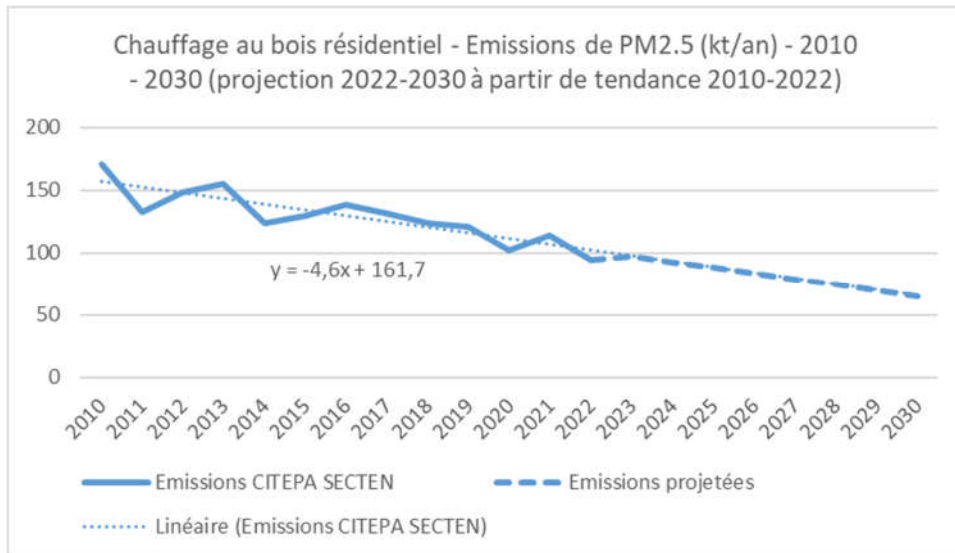


Figure A10 : Emissions de PM_{2.5} (kt/an) du chauffage résidentiel entre 2010 et 2030, avec projection 2022-2030 à partir de tendance 2010-2022.

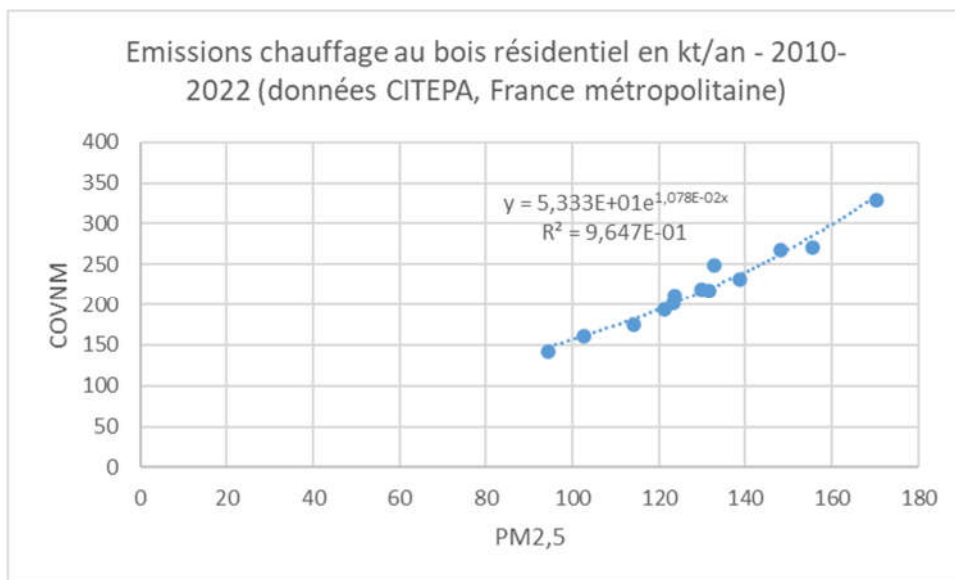


Figure A11 : Emissions de COVNM et de PM_{2.5} du chauffage au bois résidentiel en kt/an entre 2010 et 2022 en France métropolitaine.

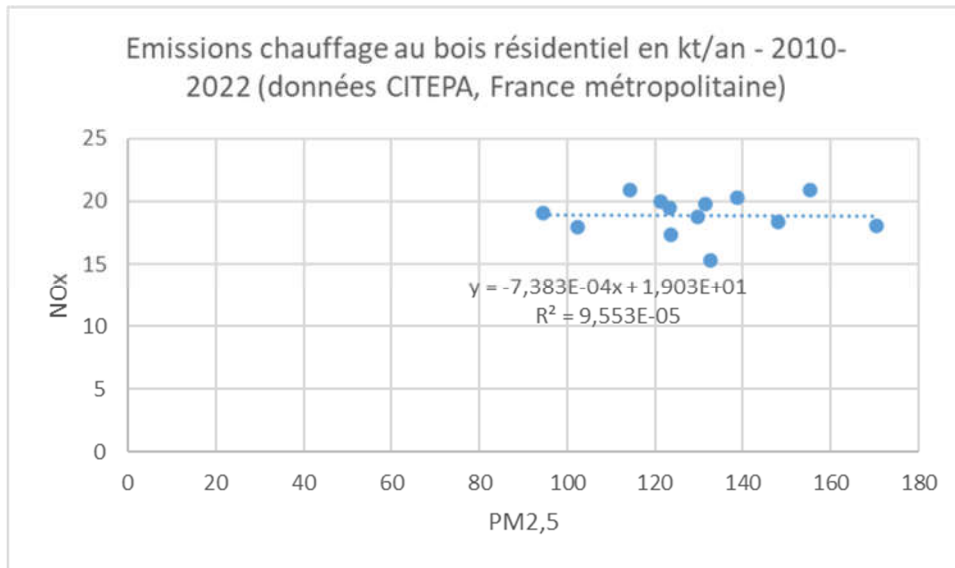


Figure A12 : Emissions de NO_x et de PM_{2.5} du chauffage au bois résidentiel en kt/an entre 2010 et 2022 en France métropolitaine.

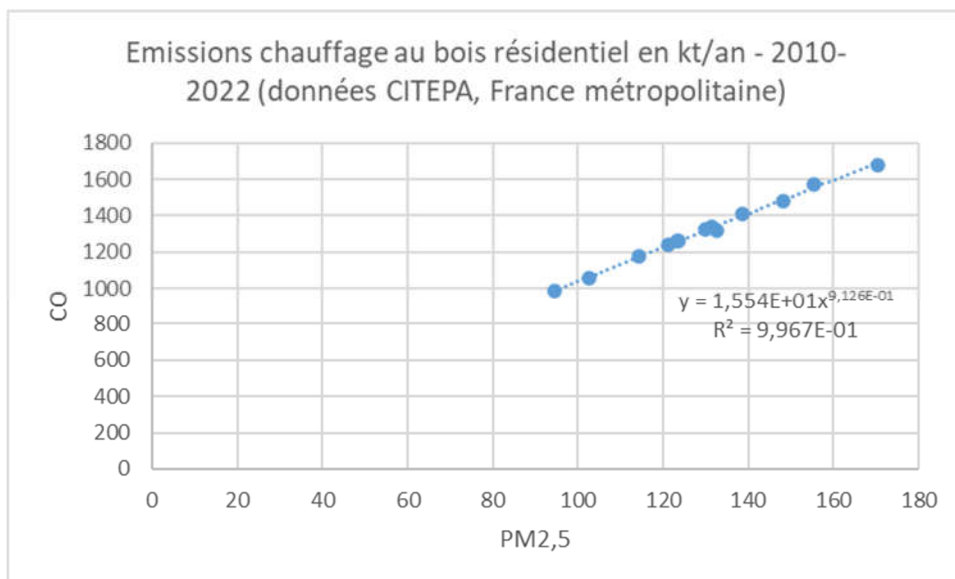


Figure A13 : Emissions de CO et de PM_{2.5} du chauffage au bois résidentiel en kt/an entre 2010 et 2022 en France métropolitaine.

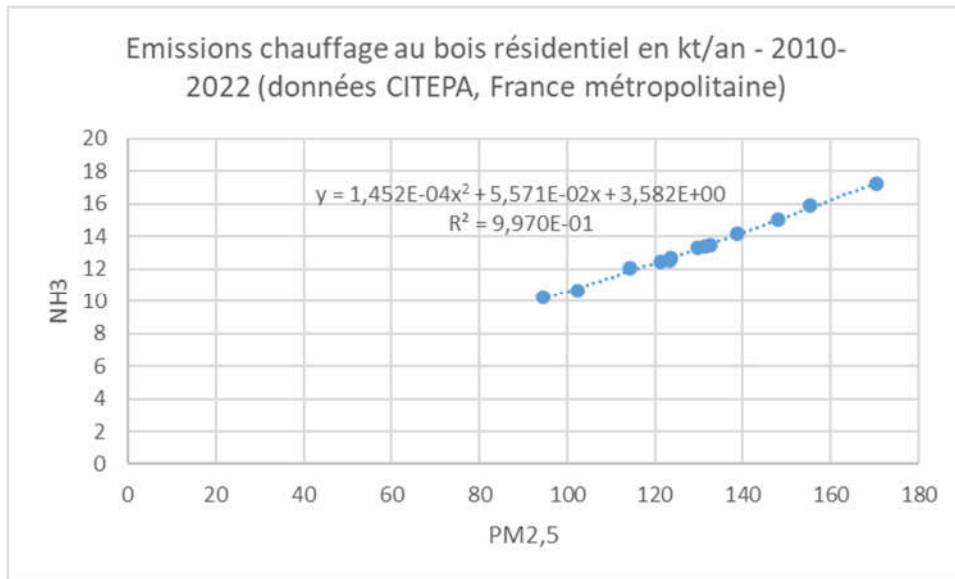


Figure A14 : Emissions de NH₃ et de PM_{2,5} du chauffage au bois résidentiel en kt/an entre 2010 et 2022 en France métropolitaine.

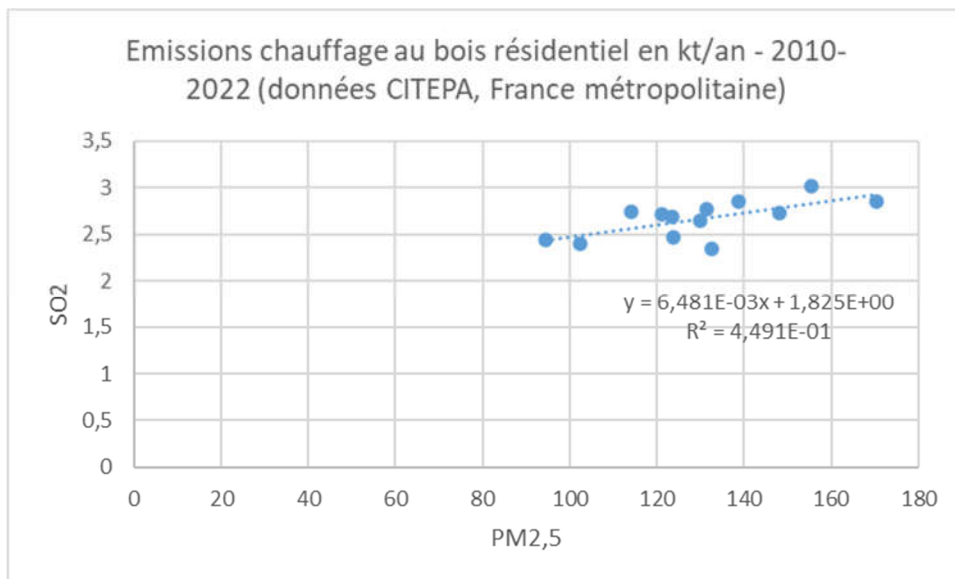


Figure A15 : Emissions de SO₂ et de PM_{2,5} du chauffage au bois résidentiel en kt/an entre 2010 et 2022 en France métropolitaine.

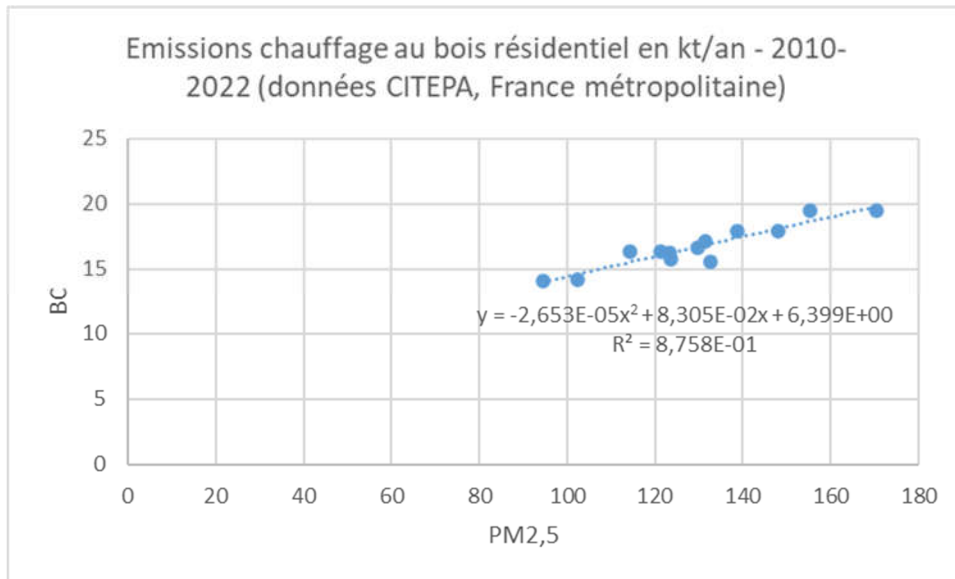


Figure A16 : Emissions de BC et de PM_{2.5} du chauffage au bois résidentiel en kt/an entre 2010 et 2022 en France métropolitaine.

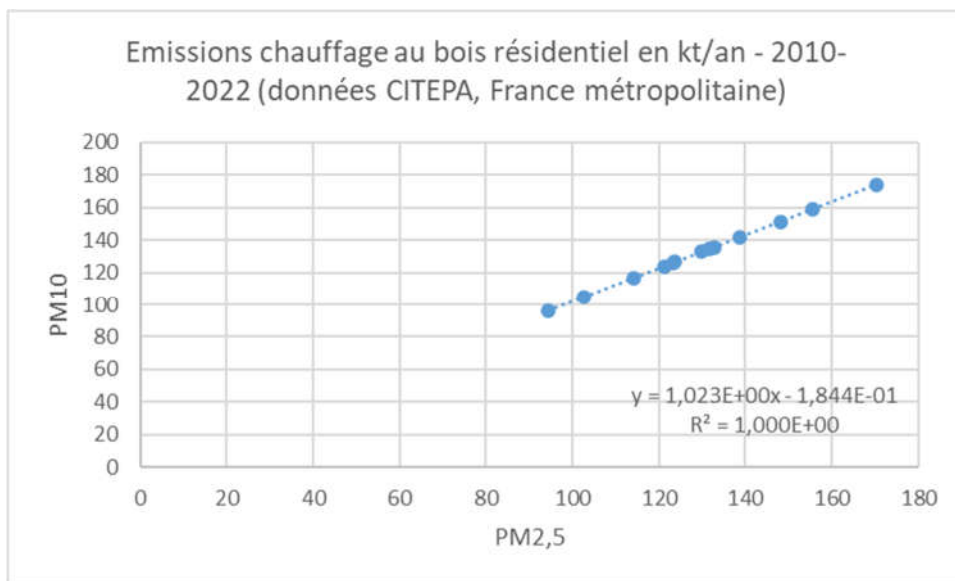


Figure A17 : Emissions de PM₁₀ et de PM_{2.5} du chauffage au bois résidentiel en kt/an entre 2010 et 2022 en France métropolitaine.

8.10 Emissions anthropiques des particules en France métropolitaine pour la simulation de référence

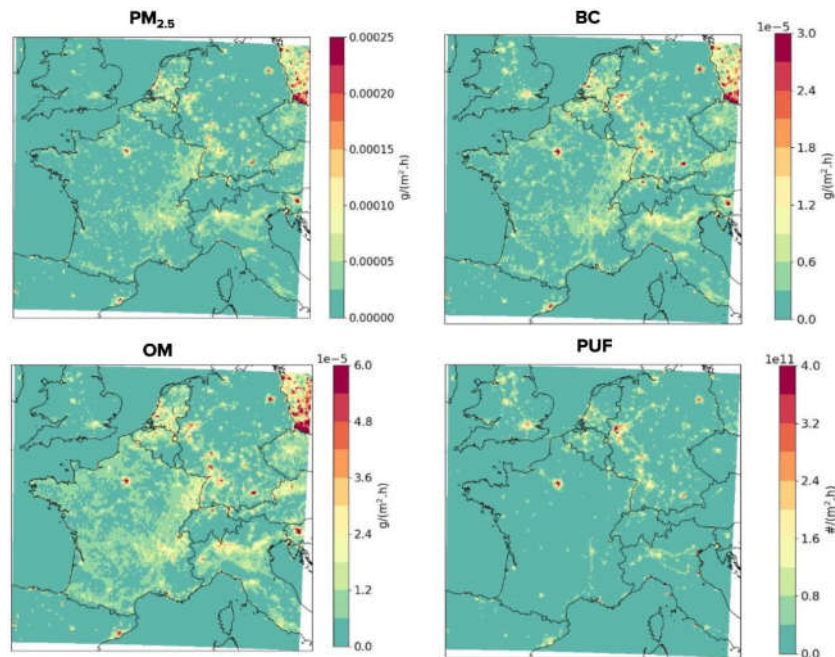


Figure A.18 : Emissions anthropiques des particules en France métropolitaine pour la simulation de référence

8.11 Impact du scénario “Objectif National” à l’horizon 2030 (ON) sur les émissions anthropiques des particules à l’échelle de la France métropolitaine

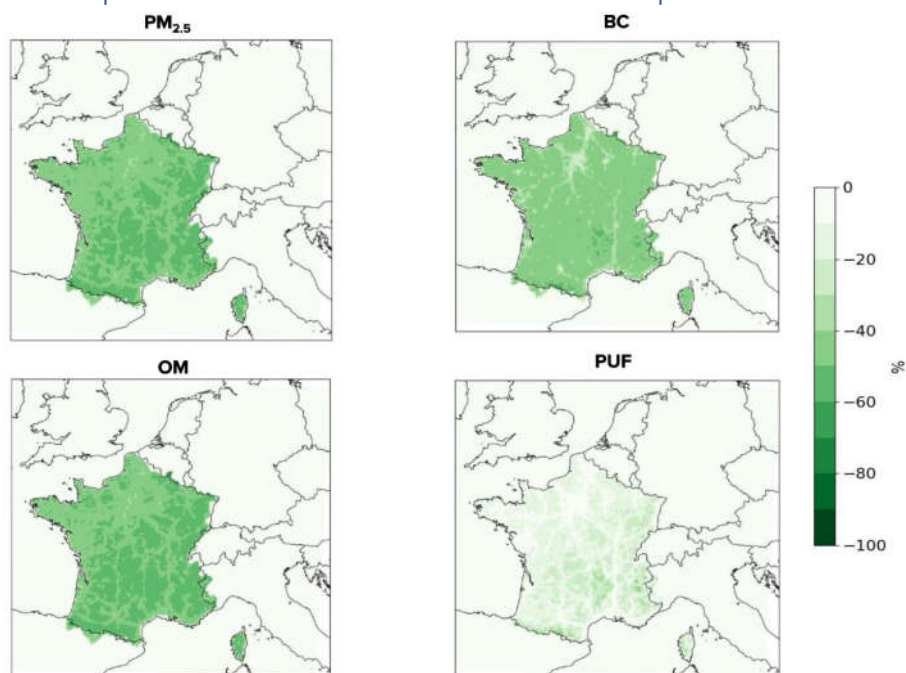


Figure A19 : Evolution des émissions anthropiques des particules avec le scénario “objectif national” à l’horizon 2030 (ON) en France métropolitaine (en %) en période hivernale.

8.12 Impact du scénario "fil de l'eau" (FDL) à l'horizon 2030 sur les émissions anthropiques des particules à l'échelle de la France

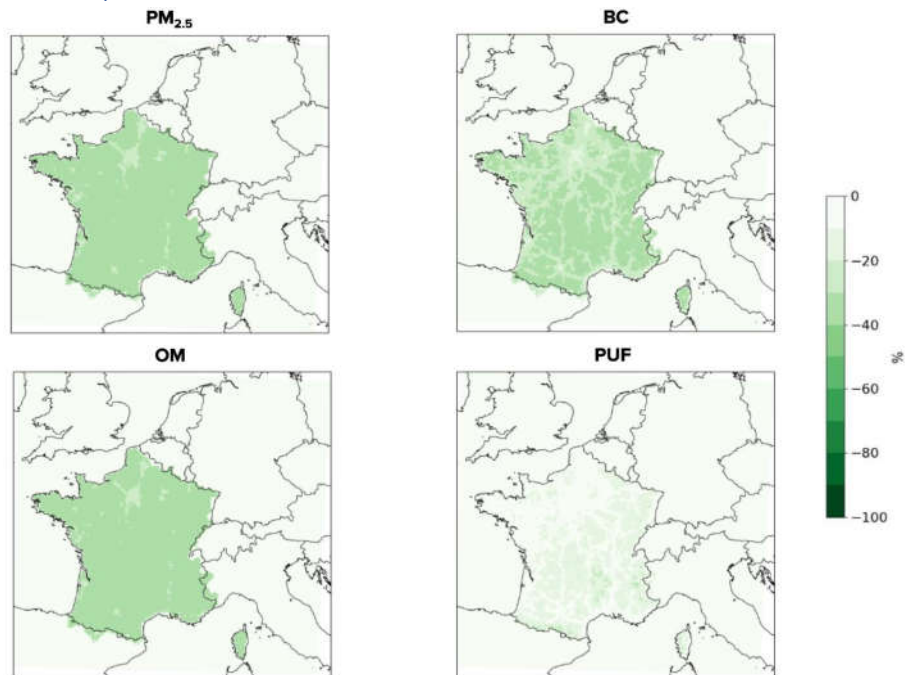


Figure A20 : Evolution des émissions anthropiques des particules avec le scénario "fil de l'eau" à l'horizon 2030 (FDL) (en %) en période hivernale.

8.13 Cartes des concentrations des polluants en France métropolitaine pour la simulation de référence

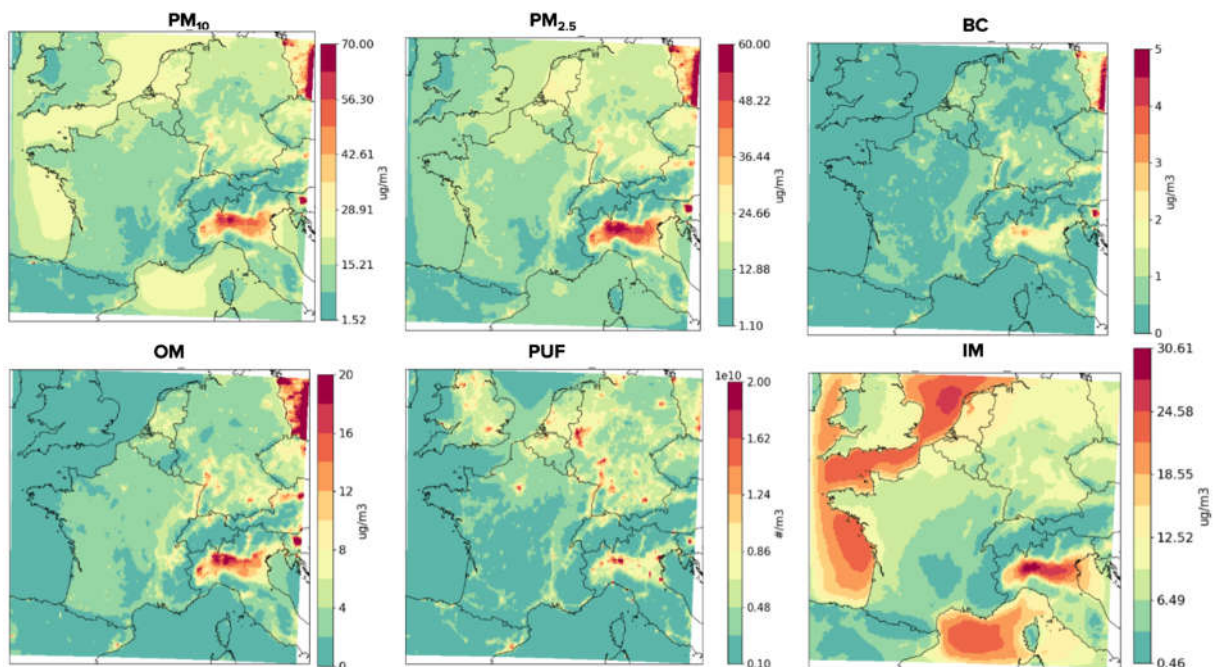


Figure A.21: Concentrations des particules en France métropolitaine pour la simulation de référence

8.14 Impact du scénario “Objectif National” à l’horizon 2030 (ON) sur les concentrations des particules à l’échelle de la France métropolitaine

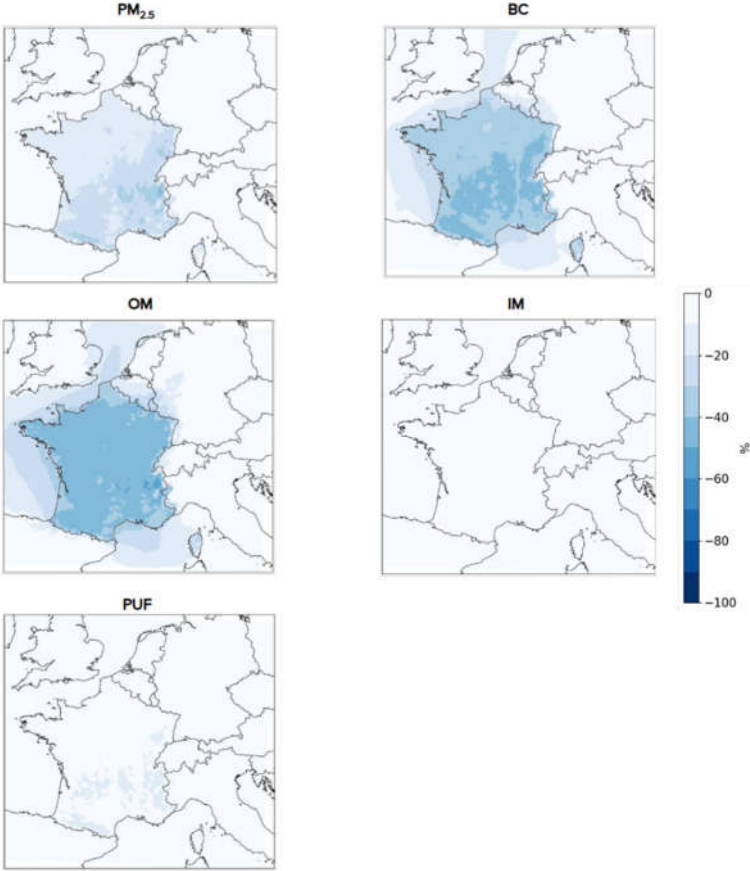


Figure A22 : Evolutions moyennes des concentrations de particules en France métropolitaine avec le scénario ON (en %) en période hivernale

8.15 Impact du scénario “Fil de l’eau” à l’horizon 2030 (FDL) sur les concentrations des particules à l’échelle de la France métropolitaine

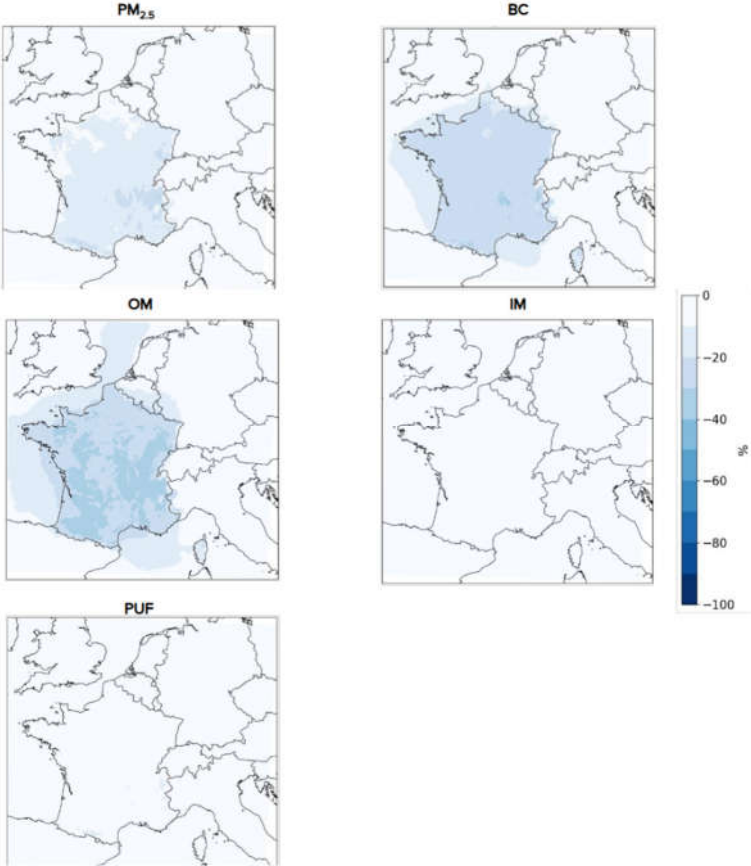


Figure A23 : Evolutions moyennes des concentrations de particules en France métropolitaine avec le scénario FDL (en %) en période hivernale