

Évolution des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé entre 2009 et 2019

Évaluation quantitative sur le territoire du plan
de protection de l'atmosphère de
Montpellier



CREAI-ORS Occitanie

Évolution des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé entre 2009 et 2019

Évaluation quantitative sur le territoire du plan
de protection de l'atmosphère de
Montpellier

OCTOBRE 2024

Sylvie Cassadou – Patrice Poinat

Médecins épidémiologistes, CREAI-ORS Occitanie

Équipe Atmo Occitanie

REMERCIEMENTS :

Dr Cyrille Delpierre, Inserm, Directeur CERPOP UMR 1295

Dr Sylvia Medina, Santé publique France, Direction Santé Environnement Travail

Mme Magali Corso, Santé publique France, Direction Santé Environnement Travail

Mme Inca Ruiz, CREAI-ORS Occitanie

TABLE DES MATIÈRES

CONTEXTE.....	7
OBJECTIFS	9
MÉTHODES	10
1. Objectif central	10
2. Objectifs complémentaires.....	19
3. Estimation exploratoire des coûts de l'impact sur la santé de la PA.....	22
RÉSULTATS.....	27
1. Caractéristiques de la zone d'étude	27
2. Impact à court terme de la PA sur la santé.....	35
3. Impact à long terme de la PA sur la santé	39
4. Impact à long terme de la PA sur la mortalité selon le niveau de défavorisation sociale	46
5. Évaluation économique de l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé	48
DISCUSSION.....	52
1. Synthèse des résultats	52
2. Incertitudes à considérer dans l'interprétation des résultats	54
3. Validité des résultats.....	55
CONCLUSION	59
ANNEXES	60
Annexe 1. Communes de l'Hérault et composantes de la zone du 2 ^e PPA.....	60
Annexe 2. couples indicateurs de pollution / événements de santé étudiés et fonctions concentrations-risque utilisées	61
Annexe 3. Méthode pour l'estimation des concentrations de PM _{2,5} et de NO ₂ à l'échelle de l'IRIS.....	63
RÉFÉRENCES	65
TABLES DES ILLUSTRATIONS.....	69

CONTEXTE

Il est aujourd'hui démontré que la grande majorité de la pollution atmosphérique (PA) est d'origine anthropique et que celle-ci a des effets délétères sur la santé humaine [1-2].

Afin d'évaluer la qualité de l'air, le suivi de polluants atmosphériques a été organisé à partir des années 1990 avec la mise en place d'une Association agréée de surveillance de la qualité de l'air (Aasqa) dans chaque région française [3]. Aujourd'hui, ces Aasqa sont regroupées dans une fédération nationale, Atmo France, et l'association régionale, Atmo Occitanie, est ainsi localisée respectivement à Toulouse et Montpellier. Parallèlement, des seuils réglementaires de concentration atmosphérique des polluants traceurs ont été adoptés en France et en Europe [4] à partir des recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

Par leur surveillance continue, les Aasqa ont permis de mesurer l'évolution des concentrations des polluants réglementés et l'efficacité des actions locales de réduction des émissions, progressivement mises en place sur les 20 dernières années. Si une baisse significative et régulière des concentrations de la plupart des polluants a été observée au fil du temps en France [5], les seuils réglementaires sont encore aujourd'hui régulièrement dépassés dans certaines agglomérations, ce qui a récemment conduit à plusieurs condamnations de l'État français [6].

À la fin des années 1990, Santé publique France (ex-Institut de veille sanitaire) a estimé les premières relations, sur des villes françaises, entre concentrations de polluants atmosphériques et nombres d'événements sanitaires tels que les décès et les admissions hospitalières [7]. Ces relations concentrations-risque, et beaucoup d'autres produites par d'autres pays sur plusieurs continents, ont alors permis d'estimer l'impact sanitaire de l'exposition des populations à la PA urbaine, d'abord à court terme, puis à long terme.

Les méthodes et outils *ad hoc* ont été développés et diffusés, en collaboration avec l'OMS, afin que ces évaluations quantitatives des impacts sur la santé (EQIS) de la pollution de l'air ambiant soient réalisables, d'abord localement dans les zones urbaines, puis à l'échelle du territoire national [8, 9]. Ces EQIS ont l'intérêt de montrer dans quelles proportions l'incidence et la prévalence de certaines maladies sont augmentées par la PA. Elles permettent aussi d'analyser les gains sanitaires, rétrospectifs ou prospectifs, associés à la mise en place de mesures visant à réduire les niveaux de pollution. Enfin, elles permettent d'estimer la réduction des niveaux de pollution nécessaire à l'atteinte d'objectifs de santé que ce soit sur la mortalité ou sur l'incidence des maladies.

Les EQIS font donc aujourd'hui partie des outils scientifiquement validés pour l'aide à la décision des pouvoirs publics nationaux et locaux lors de la création ou de la révision de plans ou directives visant à réduire la PA d'origine anthropique et ses conséquences pour la santé [10]. Un des outils de planification développés à cet égard sur le versant local est le plan de protection de l'atmosphère (PPA), réglementairement obligatoire pour les agglomérations françaises de plus de 250 000 habitants [11]. Ces plans comportent une analyse du contexte et des différents facteurs anthropiques influençant localement la qualité de l'air. Ces travaux conduisent finalement à proposer des actions visant à améliorer celle-ci en réduisant les émissions des différents secteurs d'activité [12].

Dans le cadre des révisions en cours des PPA sur les agglomérations de la région, Atmo Occitanie et le Creai-ORS Occitanie ont conclu un partenariat technique afin de réaliser ensemble les EQIS susceptibles d'éclairer au mieux les décisions qui seront prises. Les résultats à produire sont d'autant plus importants pour la décision que les valeurs guides pour la protection de la santé humaine ont été abaissées par l'OMS en 2021 [13] et que l'union européenne est également en train de revoir, à la baisse, ses valeurs limites de concentration [14]. Ces nouvelles valeurs guides se basent sur l'amélioration et la consolidation des connaissances scientifiques sur les effets délétères de la PA sur la santé.

Les nombres d'évènements de santé attribuables à la PA, ainsi que leur évolution au fil des PPA, sont utiles à l'évaluation des actions adoptées par le passé et à l'élaboration de nouvelles actions pour le futur. Mais d'autres informations peuvent venir compléter la quantification globale des impacts sur la santé pour l'aide à la décision.

La répartition de ces impacts sanitaires au sein de la population de l'agglomération peut par exemple conduire à dimensionner certaines actions dans le but de protéger en priorité les populations les plus fragiles. Des études européennes ont confirmé une exposition généralement plus élevée à la PA des populations socialement les plus défavorisées [15]. Parallèlement, Unicef France rappelle que les populations socialement défavorisées, et parmi elles les enfants en premier lieu, sont plus sensibles à la PA que les autres [16]. Concrètement, une étude sur l'agglomération parisienne a montré que le risque de décès à court terme attribuable à une même exposition au NO₂ était plus élevé pour les populations socialement défavorisées [17].

Les coûts économiques des évènements de santé attribuables à la PA peuvent également être utiles aux décideurs locaux pour, par exemple, être comparés aux coûts prévisionnels de mise en œuvre de différentes actions de réduction des émissions de polluants.

OBJECTIFS

L'objectif central de ce travail est d'estimer la mortalité et la morbidité attribuables à la pollution de l'air ambiant sur la zone du PPA révisé en 2014 [12]. Ces estimations portent sur l'impact à court terme d'une part et à long terme d'autre part.

Deux approches sont utilisées :

1. Approche « chemin parcouru » : elle s'intéresse au gain pour la santé associé à l'amélioration de la qualité de l'air observée au cours de la décennie 2009-2019. Cette approche est dite rétrospective ;
2. Approche « chemin à parcourir » : elle estime les bénéfices attendus pour la santé si les concentrations atmosphériques des polluants réglementés respectaient les recommandations de l'OMS, à population et caractéristiques sanitaires constantes (approche dite « contrefactuelle »).

À partir des résultats obtenus, les objectifs complémentaires sont :

1. L'estimation de l'impact à long terme sur la mortalité selon le niveau de défavorisation sociale des populations exposées ;
2. L'expérimentation d'une traduction économique des impacts estimés sur la santé.

MÉTHODES

1. Objectif central

La stratégie méthodologique utilisée dans ce travail est issue du guide publié par Santé publique France : « Guide pour la réalisation d'une évaluation quantitative des impacts sur la santé avec une exposition modélisée » [9].

Définition des périodes d'étude

Pour l'approche « chemin parcouru », les années 2008 à 2010 constituent la période d'étude initiale et les années 2017 à 2019 (2015-2017 pour la mortalité) constituent la période d'étude finale. Cette dernière période correspond aux années les plus récentes de données fiables (hors épidémie COVID-19). Pour les deux périodes, l'impact sur la santé de la PA est estimé par rapport aux concentrations guides recommandées par l'OMS en 2021 [13].

La différence entre les impacts des deux périodes permet d'estimer le gain potentiel pour la santé obtenu grâce à la réduction des niveaux de pollution.

Pour l'approche « chemin à parcourir », les années 2017 à 2019 (2015-2017 pour la mortalité) constituent la période d'étude. L'impact sur la santé estimé précédemment, par rapport aux mêmes concentrations guides recommandées par l'OMS, représente le gain attendu pour la santé en cas d'atteinte de ces concentrations guides. Dans cette approche contrefactuelle, seules les données de PA sont modifiées pour correspondre aux valeurs guides, les autres données restant constantes.

Définition de la zone d'étude

La zone d'étude correspond à l'échelle géographique des décisions, c'est-à-dire celle du plan de protection de l'atmosphère. Plus précisément, le territoire étudié à Montpellier sera celui du 2^e PPA (2014-2019), car il correspond à la zone où les données de qualité de l'air de la période d'étude finale (2017-2019) ont été collectées et modélisées.

Ce territoire comprenait au départ 115 communes. Il n'en comprend actuellement aujourd'hui plus que 114 à la suite de la fusion de deux communes en 2019. Cette zone d'étude s'étend sur 1 660 km² et comptait 638 673 habitants en 2019, soit environ la moitié de la population de l'Hérault.

Une carte correspondant au territoire du 2^e PPA est disponible en [Annexe 1](#).

• Principe du calcul

Aux concentrations de polluants observées en Europe, les relations mathématiques entre concentration de pollution et indicateur de santé sont log-linéaires. Dans ce cadre, l'EQIS compare une situation initiale de pollution (notée X_0) à une situation finale de pollution (notée X_f). Ces niveaux de pollution, initial et final, sont associés à des mortalités ou des morbidités respectivement initiale (notée Y_0) et finale (notée Y_f). Y peut être un effectif (nombre de décès sur la zone d'étude par exemple) ou un taux (taux de mortalité sur la zone d'étude par exemple).

Dans l'approche « chemin à parcourir », on connaît X_0 , X_f et Y_0 et on va calculer la différence entre Y_f et Y_0 .

La formule, sous sa forme exponentielle, est :

$$\frac{Y_f}{Y_0} = e^{\beta(X_f - X_0)}$$

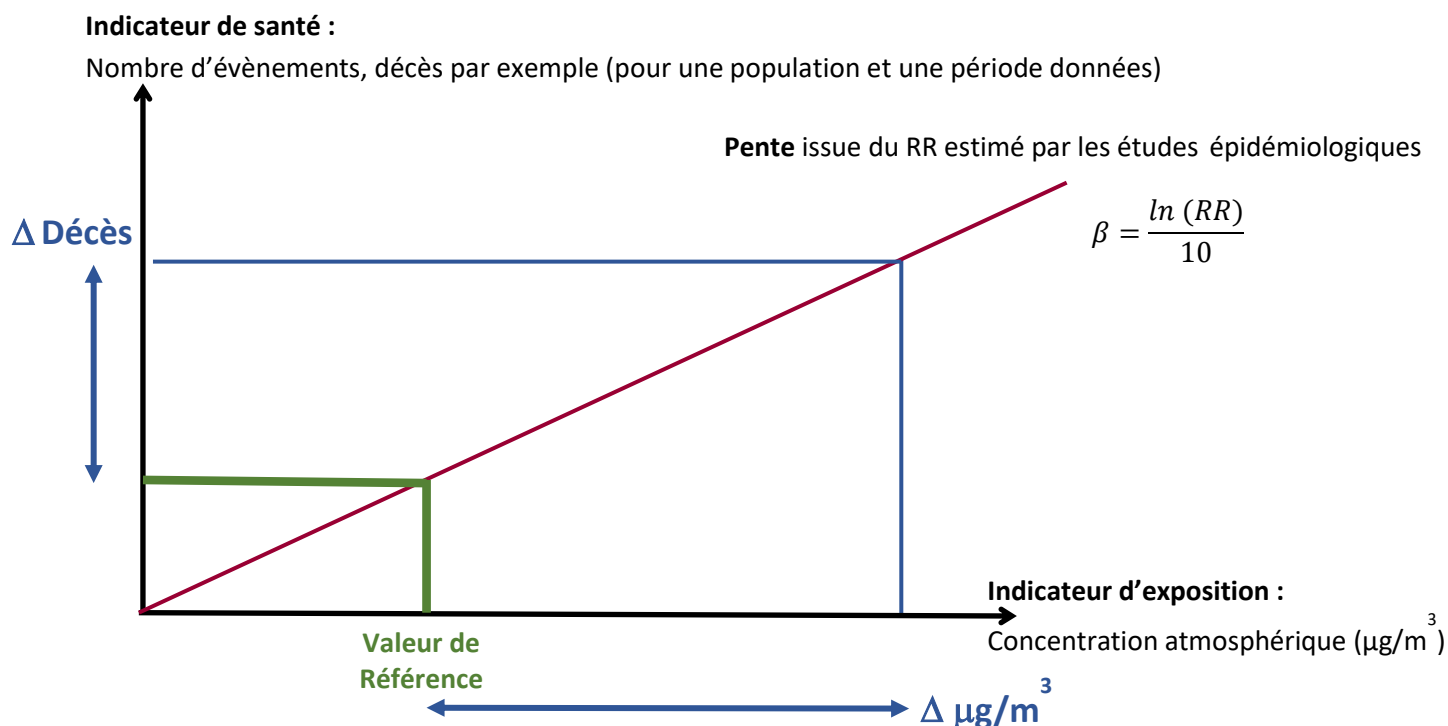
$$Y_f - Y_0 = Y_0 e^{\beta(X_f - X_0)} - Y_0$$

$$\Delta Y = Y_0(e^{\beta(\Delta X)} - 1)$$

Le coefficient β , issu des méta-analyses¹ internationales, est la pente de la relation log-linéaire sans seuil entre l'indicateur de santé et la concentration de polluant. Ce coefficient est toujours estimé dans un intervalle de confiance à 95 % et les bornes β_1 et β_2 de cet intervalle de confiance permettent de situer l'impact sanitaire estimé (le nombre de cas évitables = ΔY) dans un intervalle de confiance à 95 %.

Le plus souvent, les méta-analyses fournissent un risque relatif (RR) pour une augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration du polluant atmosphérique. Le coefficient β est alors calculé selon la formule :

$$\beta = \frac{\ln(RR)}{10}$$



¹ Voir choix des couples indicateur sanitaire / indicateur de PA.

• Choix des couples indicateur de santé / indicateur de PA

Ce choix a été fait en lien avec le groupe de travail national de Santé publique France sur les EQIS, auquel le Creai-ORS Occitanie participe.

Les relations statistiques entre l'indicateur de santé (nombre de décès ou de cas d'une maladie) d'une part et l'indicateur de PA (concentration du polluant dans l'air extérieur) d'autre part, sont aujourd'hui consolidées par les méta-analyses d'études publiées dans des revues scientifiques à comité de lecture et réalisées dans différents pays et continents. Des critères méthodologiques sont appliqués par les auteurs de ces méta-analyses dans la sélection des études sources. Une revue parapluie de ce type, issue du projet EMAPEC (Estimating the Morbidity from Air Pollution and its Economic Costs) de l'OMS, a récemment été publiée à ce sujet. Les recommandations qu'elle propose pour le choix final des fonctions concentration / risque (FCR) ont été utilisées pour la morbidité dans cette étude.²

Les polluants réglementés, traceurs de la PA sont le dioxyde d'azote (NO₂), les particules PM_{2,5} et l'ozone (O₃).

- **Pour l'étude des impacts à long terme sur la santé**, les plus importants, le choix s'est porté sur les FCR recommandées pour :
 - Mortalité totale dans la population âgée de 30 ans et plus et PM_{2,5} et NO₂ respectivement ;
 - Incidence de l'asthme dans la population âgée de 0 à 17 ans et PM_{2,5} et NO₂ respectivement ;
 - Incidence du cancer du poumon dans la population âgée de 40 ans et plus et PM_{2,5} ;
 - Incidence des accidents vasculaires cérébraux (AVC) dans la population âgée de 40 ans et plus et PM_{2,5}.
- **Pour l'étude des impacts à court-terme sur la santé**, le choix s'est porté sur les FCR recommandées pour :
 - Mortalité non accidentelle dans la population générale et PM_{2,5} et NO₂ respectivement ;
 - Nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires dans la population générale et NO₂ et O₃ respectivement ;
 - Nombre d'hospitalisations pour causes cardiovasculaires (y compris AVC) dans la population générale et PM_{2,5}.

Les détails de chaque FCR utilisée sont indiqués dans les tableaux de l'[Annexe 2](#).

• Données d'exposition de la population à la PA

Pour caractériser l'état initial de la qualité de l'air, Atmo Occitanie s'est appuyé sur son dispositif d'évaluation composé de sites de mesures fixes et temporaires, de l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre, et de cartographies des concentrations.

► Inventaire des émissions :

L'inventaire des émissions a pour objectif d'identifier les sources de pollution de l'air et d'évaluer la quantité de polluants émis, pour chacune de ces sources, réparties sur six principaux secteurs : agriculture, industrie, traitement des déchets, résidentiel, tertiaire et transport.

² Forastiere F, Spadaro JV, Ancona C, Jovanovic Andersen Z, Cozzi I, Gumy S, et al. Choices of morbidity outcomes and concentration–response functions for health risk assessment of long-term exposure to air pollution. *Environ Epidemiol*. Août 2024;8(4):e314.

Près d'une trentaine de polluants sont ainsi quantifiés annuellement, à différentes échelles géographiques (région, département, ville, commune...). Ces quantités de polluants émises sont calculées à partir d'un croisement de données primaires (statistiques socioéconomiques, agricoles, industrielles, données de trafic...) et de facteurs d'émissions issus de données locales ou de bibliographies nationales et européennes. L'inventaire des émissions est une des données d'entrée pour la réalisation de cartographies de concentration et il est également un outil de diagnostic et d'aide à la décision pour les politiques publiques (études d'impact, scénarisation, plan climat).

Les méthodes mises en œuvre dans l'inventaire territorial des émissions réalisé par Atmo Occitanie sont conformes au guide national pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions de gaz à effet de serre et de polluants atmosphériques mis en place par le Pôle de Coordination des Inventaires Territoriaux (arrêté SNIEBA, 2011). Ce guide constitue la référence nationale à laquelle chaque acteur local doit pouvoir se rapporter pour l'élaboration des inventaires territoriaux. L'ensemble de ces éléments méthodologiques sont validés par le Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air, et régulièrement évalués en région.

► Le réseau de mesures :

Le tableau suivant résume les objectifs de la classification des stations de surveillance de la qualité de l'air en France³.

	Type de station	Objectifs
Environnement d'implantation	Station urbaine	Surveillance de l'exposition de la population à la pollution de fond ou de proximité dans les centres urbains.
	Station périurbaine	Surveillance de l'exposition de la population à la pollution de fond ou de proximité à la périphérie des centres urbains ou dans des zones bâties.
	Station rurale proche d'une zone urbaine	Surveillance dans les zones rurales sous influence potentielle de panache urbain de l'exposition de la population et des écosystèmes à la pollution atmosphérique de fond.
	Station rurale régionale	Surveillance dans les zones rurales de l'exposition de la population et des écosystèmes à la pollution atmosphérique de fond, notamment photochimique, à l'échelle régionale.
	Station rurale nationale	Surveillance dans les zones rurales de la pollution atmosphérique de fond issue des transports de masses d'air à longue distance, notamment transfrontalières
Type d'influence	Fond	Mesure de niveaux de pollution représentatifs de l'exposition moyenne d'une cible spécifique (ex : population générale, végétation, écosystèmes naturels) dans la zone de surveillance. Le niveau de pollution ne doit pas être dominé par un seul type de source (ex : trafic), sauf si ce type de source est caractéristique de la zone entière. Il est recommandé que la station soit représentative d'une surface d'au moins plusieurs km ² .
	Industrielle	Mesure des concentrations maximales auxquelles la population résidant près d'une source fixe est susceptible d'être exposée, du fait des phénomènes de panache ou d'accumulation.
	Trafic	Mesure des concentrations maximales auxquelles la population résidant près d'une infrastructure routière est susceptible d'être exposée.

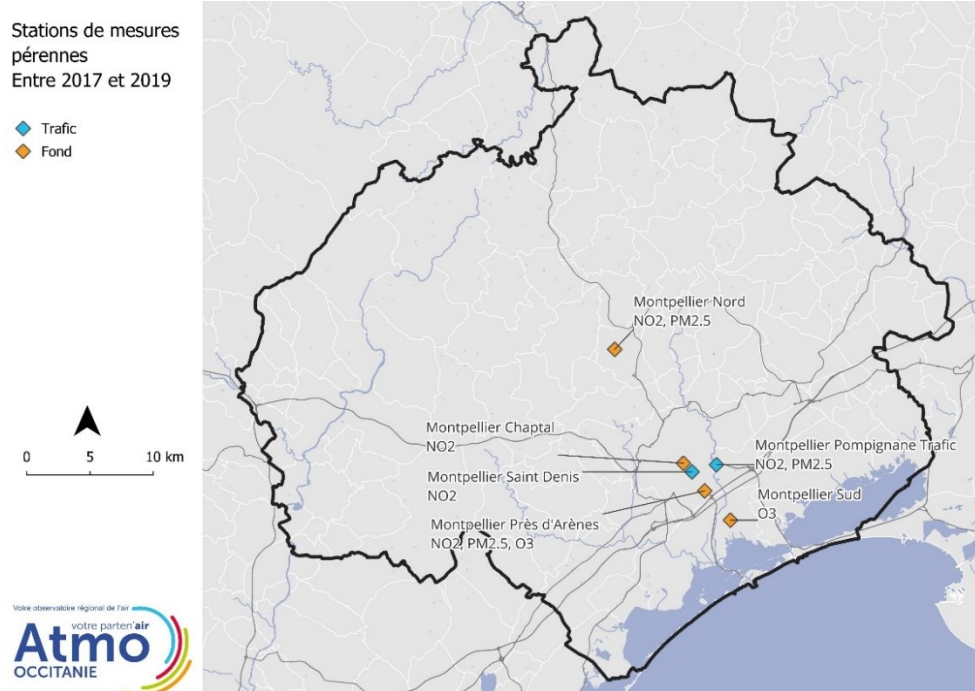
L'ensemble du dispositif mis en place par Atmo Occitanie permet la mesure des polluants gazeux et particulaires. Il permet, entre autres, de vérifier la situation du territoire vis-à-vis de la réglementation, d'évaluer l'influence des sources de pollution, d'observer l'évolution de la qualité de l'air dans le temps et de valider les cartographies de concentrations réalisées par modélisation.

³ Conception, implantation et suivi des stations françaises de surveillance de la qualité de l'air (février 2017) – Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

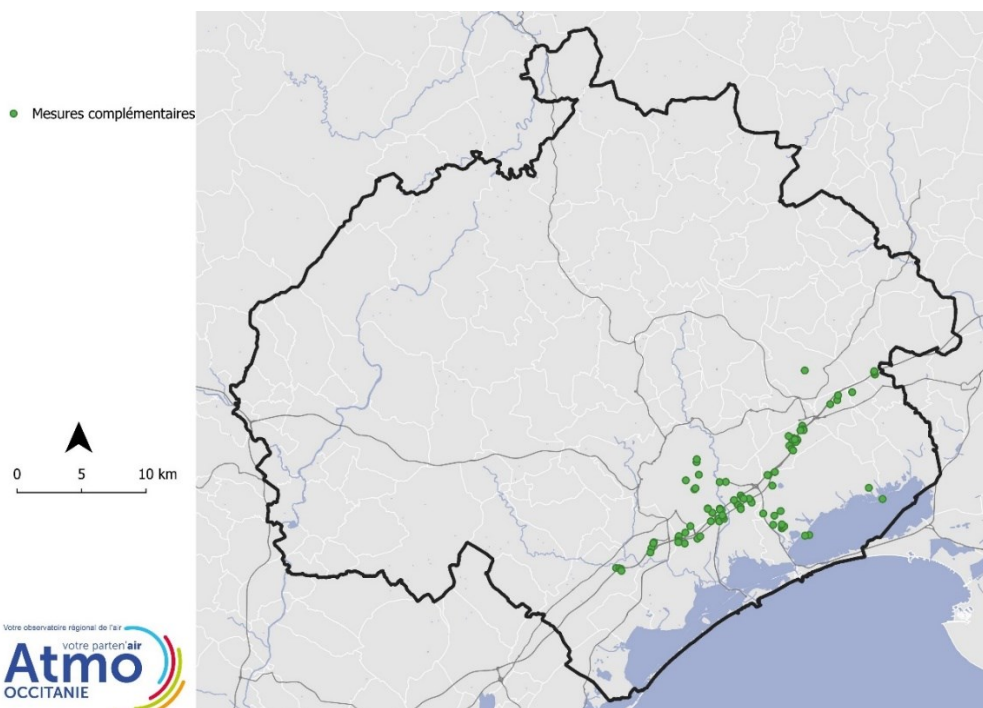
Sur le territoire du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpelliéraine, **six stations** de mesure en continu sont implantées en zone périurbaine et urbaine sous les deux différents types d'influence : fond et trafic routier.

Ce dispositif de stations fixes est complété par des campagnes de mesures organisées à l'aide de dispositifs de mesures temporaires.

Stations de mesures pérennes et polluants surveillés sur le territoire du PPA montpelliérain



Campagnes de mesures réalisées en 2018 sur le territoire du PPA montpelliérain



Évolution des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé entre 2009 et 2019.
Évaluation quantitative sur le territoire du plan de protection de l'atmosphère de Montpellier

► **Cartographie des concentrations :**

En prenant en compte les données mesurées, les émissions de polluants, leurs transformations chimiques dans l'atmosphère, la météorologie et la topographie, la dispersion des polluants est modélisée afin de cartographier la pollution de l'échelle régionale à l'échelle de la rue. La cartographie des concentrations permet notamment de :

- Évaluer la situation annuelle de la pollution de l'air sur un territoire au regard de la réglementation et d'identifier les zones à enjeux ;
- Évaluer l'exposition des populations et des écosystèmes à la pollution atmosphérique.

► **Résolution spatiale :**

Atmo Occitanie, grâce à son dispositif composé de sites de mesures fixes et temporaires, de l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de méthodes de modélisation des concentrations (méthodes de calcul détaillées en [Annexe 3](#)), estime des valeurs de concentration de ces polluants dans l'air extérieur à un niveau très fin de résolution spatiale, des mailles de 20 à 50 m. Pour chaque année étudiée, Atmo Occitanie produit ainsi une valeur de concentration par maille de 20 mètres de côté, pour le NO₂ et les PM_{2,5}.

Ce niveau élevé de résolution spatiale permet d'approcher au plus près les expositions réelles de la population là où elle réside. À chaque bâtiment résidentiel est affectée la concentration modélisée en son centroïde. Les indicateurs d'exposition de la population sont calculés en moyennant, à l'échelle de chaque IRIS⁴, les concentrations de tous les bâtiments résidentiels de l'IRIS.

En revanche, les indicateurs d'exposition à l'ozone sont calculés à partir des concentrations mesurées par l'ensemble des stations de mesure de l'ozone présentes sur la zone du PPA pour l'année étudiée. En effet, la variabilité des concentrations d'O₃ à l'échelle du territoire PPA est limitée, notamment au regard de la sensibilité des indicateurs sanitaires. L'homogénéité de l'exposition sur la zone d'étude a ainsi été vérifiée selon les critères suivants :

- le percentile 75 des mesures de chaque station doit être supérieur au percentile 25 des mesures des autres ;
- les différences entre les moyennes annuelles mesurées par les stations fixes ne doivent pas dépasser 15 µg/m³ ;
- le coefficient de corrélation de Pearson entre les séries de mesures doit être supérieur à 0,6.

Ces critères sont ceux du guide de Santé publique France sur la réalisation d'une EQIS avec une exposition mesurée [8].

Les échelles géographiques des indicateurs d'exposition sont résumées ci-dessous :

	PM _{2,5}	NO ₂	O ₃
2008-2010	IRIS	IRIS	Territoire du PPA
2017-2019	IRIS	IRIS	Territoire du PPA

⁴ Définition Insee de l'Ilot regroupé pour l'information statistique (IRIS) : Les communes d'au moins 10 000 habitants et une forte proportion des communes de 5 000 à 10 000 habitants sont découpées en IRIS. Ce découpage constitue une partition de leur territoire. Par extension, afin de couvrir l'ensemble du territoire, on assimile à un IRIS chacune des communes non découpées en IRIS.

► Résolution temporelle

Les indicateurs utilisés pour l'EQIS sont :

- Pour l'impact sanitaire à court terme : les valeurs moyennes journalières sur 24h de PM_{2,5} et de NO₂ ; les moyennes journalières maximales sur 8 heures d'O₃ ;
- Pour l'impact sanitaire à long terme : les valeurs moyennes annuelles de PM_{2,5} et de NO₂.

Afin que les moyennes utilisées ne soient pas des valeurs inhabituelles en raison de phénomènes atmosphériques rares, elles sont calculées sur trois années : les trois années sélectionnées pour chaque période d'étude. Une analyse de la représentativité des conditions météorologiques et des concentrations sur les années retenues a été réalisée par Atmo Occitanie.

• Données démographiques

Les données de population sont nécessaires pour décrire celle-ci, calculer les indicateurs sanitaires en taux et pourcentages et calculer le nombre de cas d'une pathologie à partir de taux d'incidence. Certains indicateurs sanitaires concernant des tranches d'âge spécifiques, les données de population doivent être disponibles pour ces tranches d'âge. Ces données sont aussi indispensables pour estimer précisément l'exposition de cette population à la PA.

Elles sont disponibles auprès de l'Insee par tranche d'âge, par IRIS et par an. Comme pour les indicateurs d'exposition, afin de lisser des variations interannuelles, la population de chaque IRIS a été calculée comme la moyenne trisannuelle de chaque période d'étude : 2008, 2009 et 2010 pour la période « 2009 » et 2017, 2018 et 2019 pour la période « 2019 ».

• Données de santé

En fonction de la nature de l'impact sanitaire étudié et de la FCR utilisée, chaque indicateur de santé est construit pour une tranche d'âge donnée, à partir d'une définition de cas.

Cette définition correspond à une pathologie ou à un groupe de pathologies identifié(e) par un ou plusieurs codes de la classification internationale des maladies 10^e révision (CIM10). La définition comprend également la nature de l'évènement de santé relatif à cette pathologie et qui est comptabilisé : décès, passage aux urgences hospitalières, hospitalisation ou combinaison de traitements médicamenteux.

Les données nécessaires à la construction des indicateurs de santé sont enregistrées dans plusieurs bases de données sécurisées différentes. Plusieurs d'entre elles (BCMD, PMSI, DCIR) sont rassemblées aujourd'hui dans le Système national des données de santé (SNDS) : nombre de décès par cause médicale de décès, admissions hospitalières, délivrances médicamenteuses par exemple. Le niveau de résolution spatiale disponible pour ces données est plus grossier que celui des concentrations de polluants et des recensements de population : les données ne sont disponibles qu'à l'échelle de la commune pour la mortalité et du code postal ou même d'un regroupement de codes postaux pour les admissions hospitalières.

Les définitions de cas, l'identification des bases de données disponibles et l'extraction de ces données sont effectuées par le groupe de travail national piloté par Santé publique France et auquel le Creai-ORS Occitanie contribue. Les données sont extraites pour les années disponibles les plus proches des périodes d'étude définies : 2008 à 2010 et 2017 à 2019 (2015 à 2017 pour la mortalité car les années 2018 et 2019 n'avaient pas été traitées par le CapiDC au moment de l'analyse).

- **Calcul de l'impact sanitaire prenant en compte les différences d'échelle spatiale entre indicateur d'exposition, effectif de population et indicateur de santé**

À partir des données de concentration des polluants à l'IRIS⁵, on peut créer des classes de concentration correspondant chacune à un ensemble d'IRIS répartis sur l'ensemble de la zone du PPA. L'estimation de l'impact sanitaire, par exemple sur la mortalité, d'un différentiel d'exposition Δ_{exp} entre les concentrations modélisées à l'IRIS et la concentration de référence se fait en plusieurs étapes :

- Pour chaque classe de concentration, on calcule l'excès de risque de décès associé au différentiel entre cette concentration et la concentration de référence (valeur guide OMS)

$$RR_{\Delta} = e^{\frac{\ln RR}{\Delta_{RR}} \times \Delta_{exp}}$$

RR : risque relatif issu de la littérature, généralement donné pour un différentiel Δ_{RR} de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Δ_{exp} : différentiel entre la concentration de la classe et la valeur de référence

RR_{Δ} : excès de risque associé au différentiel de concentration d'exposition Δ_{exp}

- Pour chaque commune, grâce aux excès de risques RR_{Δ} précédents, on calcule alors la fraction de décès attribuables à chacun des différentiels d'exposition Δ_{exp} observés sur les IRIS de la commune

$$FA_{\Delta} = \frac{p_{p\Delta} (RR_{\Delta} - 1)}{1 + p_{p\Delta} (RR_{\Delta} - 1)}$$

FA_{Δ} : part de décès attribuables à un différentiel de concentration d'exposition Δ_{exp}

RR_{Δ} : excès de risque associé au différentiel de concentration d'exposition Δ_{exp}

$p_{p\Delta}$: proportion de la population communale (somme des populations des IRIS concernés / population communale totale) exposée à Δ_{exp} .

Remarque : pour les communes ne contenant qu'un IRIS, il n'y a qu'une classe de concentration sur la commune et la proportion communale exposée à Δ_{exp} est égale à 100%. La fraction attribuable s'écrit alors :

$$FA_{\Delta} = \frac{RR_{\Delta} - 1}{RR_{\Delta}}$$

- Pour chaque commune, on peut alors calculer le nombre de décès attribuables aux concentrations estimées sur tous ses IRIS par rapport à la concentration de référence :

$$NA_{com} = Pop_{tot\ com} \times Taux\ communal_{décès} \times \sum FA_{\Delta}$$

NA_{com} : nombre de décès attribuables à la PA sur la commune

$Pop_{tot\ com}$: effectif total de la population communale

$Taux\ communal_{décès}$: taux brut de mortalité sur la commune

⁵ Voir plus haut « Données d'exposition de la population à la PA » et « Données démographiques »

Remarque : pour les communes ne contenant qu'un IRIS, il n'y a qu'une classe de concentration sur la commune et qu'une valeur de fraction attribuable. Le nombre de décès attribuables s'écrit alors :

$$NA_{com} = Pop_{tot\ com} \times Taux\ communal_{décès} \times FA_{\Delta}$$

L'impact sur la santé sur la zone du PPA est la somme des nombres de cas attribuables estimés sur toutes les communes.

Ces calculs sont réalisés avec l'estimation centrale du risque relatif, puis avec chaque borne de son intervalle de confiance à 95%.

En pratique, les calculs ont été effectués grâce au logiciel AirQ+ élaboré et diffusé par l'OMS [18].

• Modalités possibles d'expression de l'impact sur la santé

L'expression la plus immédiate de l'impact sur la santé est le résultat direct des calculs, c'est-à-dire le **nombre de cas attribuables** à la PA dans la population étudiée. L'inconvénient de cette expression est que le nombre de cas attribuables n'est pas directement comparable entre deux zones étudiées, ni entre deux périodes étudiées. En effet, ni les populations étudiées, ni les taux d'incidence de l'indicateur de santé ne sont identiques pour les deux zones ou pour les deux périodes.

Si l'objectif est de comparer l'impact entre deux zones ou entre deux périodes d'étude, il est possible d'utiliser deux autres expressions de l'impact sur la santé :

- La **part de cas attribuables** : il s'agit du pourcentage de cas qui sont attribuables à la PA dans le nombre total de cas observés ;
- Le **taux d'incidence de cas attribuables** : le nombre de cas attribuables est rapporté à la population étudiée et exprimé pour 100 000 habitants.

L'avantage du dernier mode d'expression est qu'il est comparable entre plusieurs zones ou plusieurs périodes dans le temps mais aussi qu'il rend compte, dans une certaine mesure, du fardeau représenté par l'impact de la PA sur la santé de la population.

2. Objectifs complémentaires

Impact à long terme sur la mortalité selon le niveau de défavorisation sociale des populations exposées

- **Impact sur la santé de la PA urbaine et défavorisation sociale**

Dans le cadre de la prise en compte des inégalités sociales de santé, trois hypothèses peuvent être formulées concernant les relations entre l'impact sur la santé de la PA urbaine et la défavorisation sociale :

1. La population défavorisée peut être plus fragile en raison de conditions de vie plus difficiles (conditions de travail et de logement, accès aux soins, alimentation, prise en compte des messages de prévention), ce qui peut la rendre plus vulnérable à la PA [19] ;
2. La population défavorisée peut résider plus souvent dans des zones où les concentrations des polluants atmosphériques sont plus élevées, ce qui augmenterait son exposition [20] ;
3. La conséquence de l'une ou des deux hypothèses précédentes serait un impact sur la santé potentiellement différent selon le niveau de défavorisation sociale des populations exposées.

L'objectif de ce travail est d'examiner la réalité de ces trois hypothèses sur la zone d'étude.

- **Caractéristiques des indicateurs
pour la prise en compte de la défavorisation sociale**

Les bases de données de santé ne contiennent pas de variable sociale, ce qui empêche de construire des indicateurs de santé prenant en compte la défavorisation sociale. Le niveau de cette défavorisation sociale ne peut être traité aujourd'hui que de façon écologique, via les zones géographiques de résidence, observables à l'échelle infracommunale (IRIS) dans les grandes villes.

Néanmoins, les indicateurs de santé n'étant disponibles qu'à l'échelle de la commune ou de groupes de communes, il est finalement impossible d'estimer l'augmentation de l'impact sanitaire liée à la vulnérabilité de la population défavorisée à l'échelle infracommunale de l'IRIS pour les grandes villes. Il est néanmoins possible de prendre en compte cette vulnérabilité lorsque les communes sont petites et ne sont composées que d'un seul IRIS.

En revanche, l'impact sur la santé lié à une exposition potentiellement plus élevée de la population défavorisée peut être pris en compte grâce à la possibilité d'estimer la concentration de PA et la population à l'échelle spatiale de l'IRIS.

- **Indicateur de défavorisation sociale**

Deux indices écologiques sont aujourd'hui disponibles pour caractériser le niveau de défavorisation sociale de la population française à l'échelle de l'IRIS :

- L'indice de désavantage social, French deprivation index (Fdep), disponible à l'IRIS, est construit à partir de quatre variables : le taux de chômage et le taux d'ouvriers dans la population active des 15-64 ans, le taux de bacheliers dans la population non scolarisée des plus de 15 ans et le revenu médian des ménages par unité de consommation. Ces variables caractérisent le contexte économique local [21] ;

- L'indice européen de défavorisation sociale, « European deprivation index » (EDI), est construit à partir d'enquêtes en population générale dans différents pays européens. Basé sur les résultats de ces enquêtes, il prend en compte la perception individuelle de la défavorisation sociale en fonction du contexte culturel du pays européen où l'indice est construit. Les variables utilisées caractérisant davantage les individus que le contexte économique, peuvent donc être différentes selon le pays. Grâce à cette adaptation, les différents pays peuvent finalement être comparés [22].

Ce dernier indice a été choisi pour indiquer le niveau de défavorisation sociale de la population car les variables prises en compte dans sa construction semblent être plus caractéristiques d'un niveau de défavorisation sociale incluant toutes ses dimensions : prise en compte des employés et retraités en plus des ouvriers, part des personnes étrangères, des ménages locataires. De plus, il correspond mieux à l'objectif qui n'est pas tant de caractériser le contexte économique que de savoir qui sont les personnes résidant sur les IRIS de la zone étudiée, même si les deux aspects sont bien sûr liés. L'EDI adapté à la France (French EDI)⁶ a été actualisé avec les données de 2017 et il est également disponible pour l'année 2011.

La distribution des valeurs de l'EDI par IRIS sur la zone étudiée est partagée en quintiles, le 1^{er} quintile étant celui des IRIS où la population est la moins défavorisée et le 5^e quintile étant celui des IRIS où la population est la plus défavorisée.

- **Calcul de l'impact sur la santé par quintile de défavorisation sociale à partir de l'exposition à l'échelle de l'IRIS et de l'indicateur de santé à l'échelle de la commune**

On rappelle que la valeur de l'EDI de chaque IRIS classe ce dernier dans l'un des 5 quintiles de défavorisation sociale.

Le calcul de l'impact sanitaire sur l'ensemble des IRIS d'un quintile suit en partie les mêmes étapes que précédemment, mais en calculant le nombre de cas attribuables pour chaque IRIS et non plus à l'échelle de la commune. Si on garde l'exemple de la mortalité :

1. L'étape 1 du calcul est strictement identique à celle du calcul précédent et permet de disposer du RR_{Δ} pour chaque différentiel Δ_{exp} entre la concentration modélisée de chaque IRIS et la concentration de référence ;
2. Pour chaque IRIS, la totalité de la population étant exposée à la même concentration, on obtient directement le nombre de cas attribuables :

$$NA_{iris} = Pop_{iris} \times Taux\ communal_{décès} \times \frac{RR_{\Delta} - 1}{RR_{\Delta}}$$

NA_{iris} : nombre de décès attribuables à la PA sur l'IRIS

$Pop_{tot\ iris}$: effectif total de la population de l'IRIS

$Taux\ communal_{décès}$: taux brut de mortalité sur la commune à laquelle appartient l'IRIS

⁶ Le French EDI prend ainsi en compte pour son calcul sur chaque IRIS la part de personnes étrangères, de ménages sans voiture, de personnes ni cadres ni de profession intermédiaire, de familles monoparentales, de ménages d'au moins 2 personnes, de ménages locataires, de chômeurs, de personnes ayant un niveau d'études inférieur ou égal au baccalauréat, de logements suroccupés (au sens de l'Insee), de personnes non mariées.

3. Pour chaque quintile de défavorisation sociale, le nombre de cas attribuables à la PA est la somme des cas attribuables des IRIS du quintile, indépendamment des communes auxquelles ils appartiennent ;
4. Pour chaque quintile de défavorisation sociale, le nombre de cas attribuables est rapporté à la population totale des IRIS du quintile pour obtenir un taux de cas attribuables pour chaque quintile de défavorisation sociale. Ces taux peuvent ainsi être comparés entre les quintiles de la zone PPA.

3. Estimation exploratoire des coûts de l'impact sur la santé de la PA

L'objectif est d'estimer, au moins en partie, les impacts économiques associés aux impacts sur la santé de la PA estimés dans les deux approches « chemin parcouru » et « chemin à parcourir ».

- **Principe de cette approche médico-économique**

Concrètement, les impacts sur la santé estimés se traduisent par un nombre d'évènements de santé (nombre de décès ou nombre d'hospitalisations par exemple) attribuables à la PA.

Un des moyens d'approcher l'impact économique associé à l'impact sur la santé est d'affecter un poids économique à chaque évènement de santé. Si une valeur économique peut être attribuée à chaque évènement de santé, l'impact économique total est alors facilement estimé par multiplication de cette valeur économique unitaire par le nombre estimé d'évènements de santé.

La détermination de cette valeur économique unitaire est dépendante de chaque type d'évènement de santé. De nombreuses études médico-économiques se sont néanmoins intéressées à la question [23–25], et les estimations de certaines valeurs économiques unitaires sont aujourd'hui considérées comme cohérentes et réalistes pour certains évènements de santé [26, 27].

L'évaluation médico-économique réalisée ici ne concerne que les indicateurs sanitaires pour lesquels une valeur économique unitaire robuste et consensuelle est disponible : la mortalité totale chez les 30 ans et plus (risque à long-terme), la mortalité non-accidentelle tous âges (risque à court-terme), les hospitalisations pour causes respiratoires (risque à court terme) et les hospitalisations pour causes cardiovasculaires (risque à court terme).

- **Estimation du coût économique de la mortalité attribuable à long terme à la PA (mortalité toutes causes dans la population âgée de 30 ans et plus)**

Les impacts sur la santé estimés dans les approches « chemin parcouru » et « chemin à parcourir » se traduisent par des nombres moyens de décès attribuables aux PM_{2,5} ou au NO₂ pour la période 2009 et la période 2019.

Afin de déterminer les impacts économiques associés à ces impacts sanitaires, la valeur économique unitaire d'un décès doit être connue. Celle-ci a été évaluée à travers plusieurs études médico-économiques et méta-analyses [28,29]. Elle est aujourd'hui communément appelée « Valeur d'Évitement d'un Décès prématuré » ou VED. Plus concrètement, cette VED correspond à la part de la richesse nationale qu'une société serait prête à payer pour éviter un décès prématuré anonyme (hors famille et proches). Elle correspond *in fine* à une part d'investissement réalisée ou à réaliser par la société pour éviter le décès d'une personne. La valeur moyenne de 3 millions €₂₀₁₀ a été retenue dans le rapport Quinet qui guide encore aujourd'hui l'évaluation des investissements publics en matière socio-économique [30], sur la base d'une méta-analyse conduite sous l'égide de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) [31]. Cette valeur moyenne fait aujourd'hui consensus, particulièrement dans le domaine de la PA en Europe [32] ; elle est retenue par la Banque mondiale, l'Union européenne, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et l'OCDE [33-35].

La marge d'incertitude associée à la VED a été estimée par plusieurs études sous la forme des bornes de +/- 33 % autour de la valeur moyenne [28, 29], ce qui est considéré comme raisonnable en l'absence d'étude spécifique. Elle correspond approximativement à une incertitude de +/- 1 écart-type sous l'hypothèse de la distribution normale. Ces bornes sont utilisées pour l'estimation de l'impact médico-économique de la PA sur la zone du PPA.

Enfin, pour les besoins de l'étude, la valeur de VED en euros 2010 a été réévaluée à sa valeur monétaire de 2018 qui constitue l'année centrale de la période d'étude 2017-2019, période finale pour l'approche « chemin parcouru » et période initiale pour l'approche « chemin à parcourir ». Le calcul de l'évolution de la VED a été effectué tel que recommandé par le rapport Quinet, c'est à dire en tenant compte de l'évolution moyenne annuelle du Produit intérieur brut (PIB) par habitant [36, 37]. Cela revient à travailler avec des « euros constants », ce qui permet de s'affranchir des fluctuations liées à l'activité économique sur la période d'étude (inflation, variation du PIB), et de ne pas ajouter des variations aléatoires aux incertitudes associées à l'évaluation monétaire proprement dite des impacts sanitaires estimés dans les EQIS [38]. La VED₂₀₁₈ a ainsi été fixée à 3,22 millions d'euros.

Finalement, la VED en 2018 et l'incertitude associée correspondent à

$$VED_{2018} = 3,22 [2,13 ; 4,28] \text{ millions d'euros}$$

Pour la mortalité totale à long terme, l'impact économique associé à l'impact sanitaire de la PA pour une période donnée est calculé comme suit :

- Borne inférieure impact économique = Borne inférieure VED₂₀₁₈ x estimation centrale du nombre de décès attribuables à la PA
- Estimation centrale de l'impact économique = Estimation centrale de la VED₂₀₁₈ x estimation centrale du nombre de décès attribuables à la PA
- Borne supérieure impact économique = Borne supérieure VED₂₀₁₈ x estimation centrale du nombre de décès attribuables à la PA

Afin de tenir compte des incertitudes épidémiologiques, le même calcul sera effectué sur les bornes inférieure et supérieure des intervalles de confiance à 95% ou [IC 95%] du nombre de cas attribuables estimé. Ces calculs seront effectués pour les périodes 2009 et 2019 afin de donner une estimation, pour ces mêmes périodes, des bénéfices à attendre de l'évitement des décès attribuables à la pollution atmosphérique.

- **Estimation du coût économique de la mortalité attribuable à court terme à la PA (mortalité non accidentelle dans la population générale)**

L'un des indicateurs de santé utilisé pour évaluer l'impact à court-terme de la pollution atmosphérique est la mortalité non accidentelle tous âges. Plusieurs études médico-économiques se sont intéressées à la question et le consensus adopté est que cette mortalité survenant à court-terme après l'exposition (dans les jours qui suivent) correspond finalement pour chaque personne à une diminution de l'espérance de vie de quelques mois, une année au maximum [28].

En se fondant sur cette dernière hypothèse, la « valeur d'une année de vie » ou VAV dans le contexte de la PA a été recherchée dans plusieurs études [26, 39].

Une solution consiste à dériver la VAV de la VED précédente en considérant que la VED était un flux de VAVs constantes, actualisées sur la durée de vie restante à l'âge de décès. C'est ce que fait le rapport Quinet qui propose 115 000 €₂₀₁₀ (sous l'hypothèse d'un taux d'actualisation annuel de 2,5 % et d'une durée de 40 ans, compte tenu de l'âge moyen de la population) [30]. D'autres auteurs ont choisi des approches contextuelles qui évaluaient le consentement à payer pour une année de vie supplémentaire dans le domaine de la pollution atmosphérique. Sur la base d'une enquête dans neuf pays européens, Desaignes et al. recommandent ainsi une VAV de 40 000 €₂₀₀₆ pour l'Europe [26]. Ces deux chiffres peuvent être considérés respectivement comme bornes supérieure et inférieure de la VAV réelle, la moyenne arithmétique de ces deux valeurs correspondant à l'estimation centrale de la VAV [39]. De la même façon que la VED, la VAV peut être considérée comme la valeur que la société est prête à investir de façon à ce qu'une personne vive une année de plus. Ces valeurs seront utilisées après actualisation pour correspondre à leur valeur monétaire de 2018 dans le cadre de l'analyse en euros constants.

Au final, la VAV en 2018 et l'incertitude associée correspond donc à :

$VAV_{2018} = 83\,300$ [43 000 ; 124 000] euros

Pour la mortalité non accidentelle à court-terme, l'impact économique associé à l'impact sanitaire de la PA sur une période donnée est calculé comme suit :

- Borne inférieure impact économique = Borne inférieure VAV_{2018} x estimation centrale du nombre de décès attribuables à la PA
- Impact économique moyen = VAV_{2018} moyenne x estimation centrale du nombre de décès attribuables à la PA
- Borne supérieure impact économique = Borne supérieure VAV_{2018} x estimation centrale du nombre de décès attribuables à la PA

Comme précédemment, ces calculs seront effectués avec les bornes inférieure et supérieure des intervalles de confiance à 95% ou [IC 95%] du nombre de décès attribuables estimé. Comme pour la mortalité à long terme, ces calculs seront effectués pour les périodes 2009 et 2019 afin de donner une estimation, pour ces mêmes périodes, des bénéfices à attendre de l'évitement des décès attribuables à court terme à la pollution atmosphérique.

• Estimation du coût économique des hospitalisations pour causes respiratoires et cardiovasculaires, attribuables à court terme à la PA

Les coûts économiques des hospitalisations attribuables à court terme à la PA pour causes respiratoires et cardiovasculaires respectivement, sont estimés à partir de plusieurs informations : les coûts directs (prise en charge hospitalière) et indirects (pertes de production) d'une journée d'hospitalisation et la durée moyenne de ces hospitalisations. L'évaluation monétaire des pertes de bien-être associées à l'hospitalisation n'est en revanche pas prise en compte. Concernant la durée d'arrêt de travail à prendre en compte pour les coûts indirects, il est admis généralement que 2 jours de travail sont perdus pour une journée d'hospitalisation [40].

Pour les hospitalisations attribuables à court terme à la PA, l'impact économique associé est calculé comme suit :

- Impact direct = Nombre d'hospitalisations x durée d'hospitalisation en jours x coût journalier d'une hospitalisation
- Impact indirect = Nombre d'hospitalisations x durée d'hospitalisation en jours x 2 x salaire moyen journalier
- Impact économique = Impact direct + Impact indirect

Le site statistique de l'OCDE propose des durées d'hospitalisation pour « causes respiratoires » et pour « causes circulatoires » respectivement. Les « causes circulatoires » correspondent globalement aux pathologies du système cardiovasculaire [41]. Dans le même temps, le coût moyen d'une journée d'hospitalisation et les pertes économiques associées ont aussi été évalués dans plusieurs pays d'Europe [42].

L'ensemble de ces estimations a été utilisé dans l'étude APHEKOM de 2011, financée par l'Union européenne, et qui s'intéressait à l'évaluation des bénéfices économiques associés à une réduction de la pollution de l'air [29]. Selon cette étude, la durée d'hospitalisation moyenne en France en 2005 pour « causes respiratoires » ou « causes circulatoires » était de 7,1 jours. Le coût journalier d'une hospitalisation en 2005 était évalué à 366 €₂₀₀₅. Dans cette même étude, le coût associé à la perte d'une journée de travail était estimé à 83 €₂₀₀₅, correspondant au salaire annuel moyen français de 2005 divisé par 365. L'étude APHEKOM préconise par ailleurs d'utiliser les mêmes bornes de +/- 33 % que celle utilisée pour la VED afin de délimiter les incertitudes associées à cette estimation moyenne.

Finalement, en 2005, les coûts directs et indirects associés à une hospitalisation pour « causes respiratoires » ou « causes circulatoires » (CHCRCC) étaient :

$$\text{CHCRCC}_{2005} = (7.1 \times 366) + 2 \times (7.1 \times 83) = 3\,777 \text{ €}$$

L'attribution d'un coût à une hospitalisation pour « causes respiratoires » ou « causes circulatoires » est cohérent avec la méthode utilisée ici : identifier une valeur unitaire économique à associer à chaque évènement de santé étudié.

L'actualisation de ces coûts à l'année de référence 2018 nécessite d'actualiser les durées et les coûts d'hospitalisation. Concernant les durées moyennes d'hospitalisation, pour « causes respiratoires » ou « causes circulatoires », elles sont passées de 7,1 à 6,8 jours par hospitalisation pour « causes respiratoires » et de 7,1 à 6,5 jours par hospitalisation pour « causes cardiovasculaires » selon le site de l'OCDE [41]. L'actualisation des coûts monétaires journaliers d'hospitalisation a été effectuée en appliquant le taux de croissance des dépenses de santé observé entre 2005 et 2018. En euros courants, le coût des soins hospitaliers était de 67 milliards d'euros en 2005 et il est de 94 milliards en 2018. Sur cette base, le coût journalier d'hospitalisation moyen est ainsi passé de 366 €₂₀₀₅ à 513 €₂₀₁₈ [43, 44]. Parallèlement, en divisant le salaire annuel moyen en 2018 par 365 jours, le coût associé à une journée de travail a pu être estimé à 109 €₂₀₁₈.

En 2018, les coûts directs et indirects associés à une hospitalisation pour « causes respiratoires » (CHCR) et « causes cardiaques » (CHCC) sont respectivement de :

$$\text{CHCR}_{2018} = (6.8 \times 513) + 2 \times (6.8 \times 109) = 4971 \text{ €}_{2018}$$

$$\text{CHCC}_{2018} = (6.5 \times 513) + 2 \times (6.5 \times 109) = 4752 \text{ €}_{2018}$$

Pour les hospitalisations pour « causes respiratoires » ou « causes circulatoires », attribuables à court terme à la PA, l'impact économique associé sera calculé pour une période donnée comme suit :

- Borne inférieure = Borne inférieure CH₂₀₁₈ x estimation centrale du nombre d'hospitalisations attribuables à la PA
- Estimation centrale de l'impact économique = CH₂₀₁₈ moyen x estimation centrale du nombre d'hospitalisations attribuables à la PA
- Borne supérieure = Borne supérieure CH₂₀₁₈ x estimation centrale du nombre d'hospitalisations attribuables à la PA

Le même calcul sera effectué avec les bornes inférieure et supérieure des intervalles de confiance à 95% ou [IC 95%] du nombre estimé de cas attribuables.

Ces calculs seront effectués pour les périodes 2009 et 2019 afin de donner une estimation, pour ces mêmes périodes, des bénéfices à attendre de l'évitement des hospitalisations attribuables à la pollution atmosphérique.

RÉSULTATS

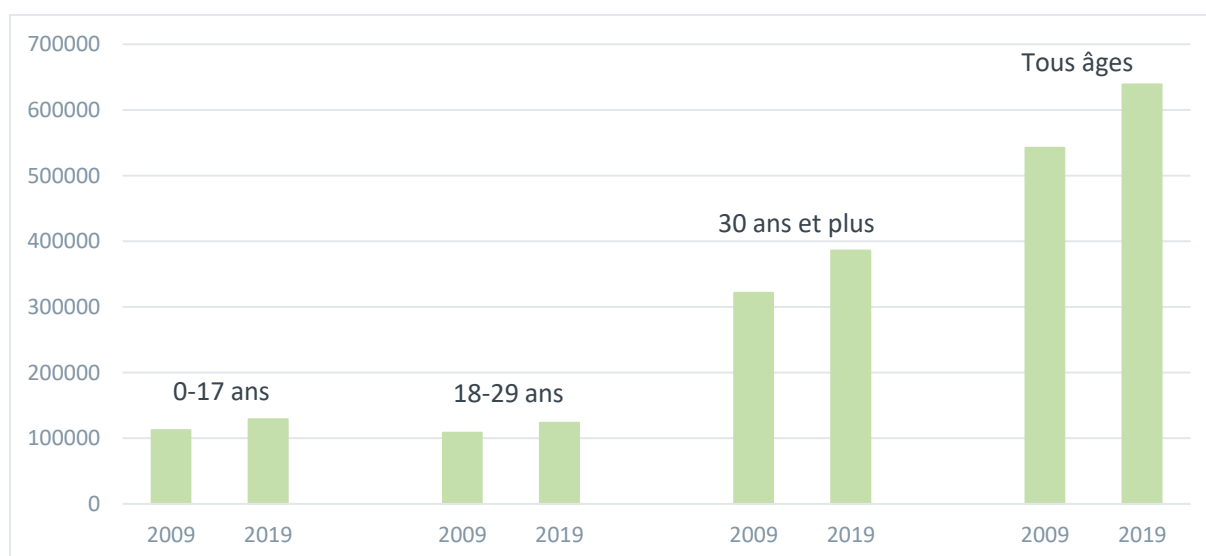
Dans la présentation ci-dessous de l'ensemble des résultats, la période initiale trisannuelle, 2008 à 2010, sera nommée « 2009 ». La période récente trisannuelle, 2017 à 2019 (2015 à 2017 pour la mortalité) sera nommée « 2019 ».

1. Caractéristiques de la zone d'étude

- **Population résidant sur la zone PPA, son évolution entre 2009 et 2019 et sa répartition spatiale**

Au cours de la période 2009, la population totale des 115 communes du PPA était de 542 309 habitants. Elle avait passé le seuil des 600 000 personnes en 2019, avec 638 673 habitants. Cette augmentation est observée de façon homogène sur les différentes tranches d'âge (figure 1).

Figure 1. Répartition par âge et évolution de la population résidant sur la zone du PPA



Du point de vue de sa répartition spatiale, ce sont les IRIS du centre-ville de Montpellier, des communes de la première couronne ainsi que celles de la partie ouest qui sont les plus peuplées en 2019 (figure 2). En termes d'évolution entre les deux périodes d'étude (figure 3), la majorité des IRIS (près de 80 %) a vu sa population augmenter, parfois en proportion considérable (jusqu'à 2291 %). Près de 15 % des IRIS seulement ont vu leur population diminuer.

Figure 2. Carte des IRIS de la zone PPA par tranche d'effectif de leur population en 2019

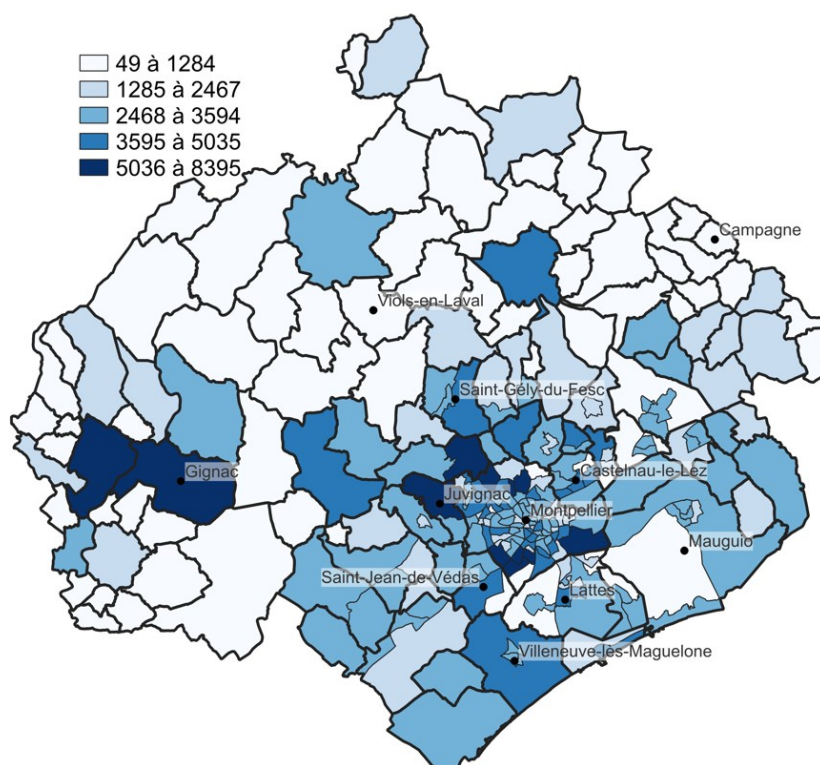
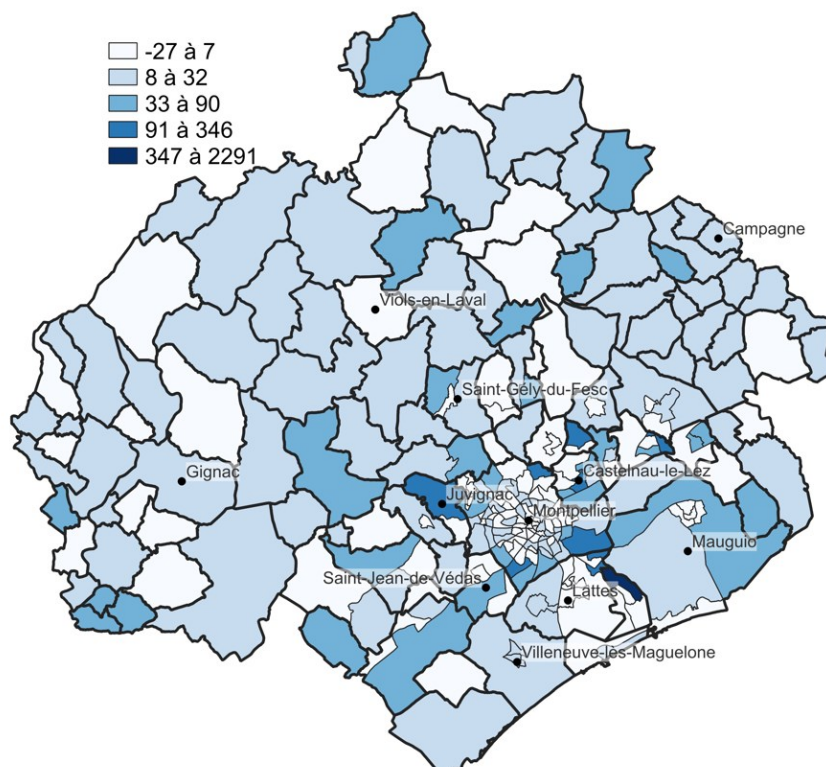


Figure 3. Carte des IRIS de la zone PPA selon l'évolution en pourcentage de leur population entre 2009 et 2019



- **Niveaux de défavorisation sociale de la population résidant sur la zone PPA, leur évolution et leur répartition spatiale**

L'indice de défavorisation sociale utilisé (French EDI) était celui calculé en 2011 pour 2009 et celui calculé en 2017 pour 2019.

En 2011 et 2017, les valeurs de l'EDI (French EDI) à l'échelle de l'IRIS étaient comprises, sur la zone du PPA, entre -8 et 24. Les quintiles de la distribution de ces valeurs ont été constitués et les effectifs de population résidant dans les IRIS de chaque quintile sont indiqués dans les tableaux 1 et 2 par tranche d'âge.

Tableau 1. Population de la zone du PPA en 2009 par tranche d'âge et quintile de défavorisation sociale selon le French EDI 2011

2009	Population PPA			
	0 à 17 ans	18-29 ans	30 ans et plus	Tous âges
PPA	112 279	108 419	321 612	542 309
Quintile 1	18 381	10 148	54 366	82 895
Quintile 2	20 313	12 129	59 386	91 829
Quintile 3	19 142	14 148	57 229	90 520
Quintile 4	22 596	28 757	69 901	121 254
Quintile 5	31 846	43 237	80 729	155 811

Tableau 2. Population de la zone du PPA en 2019 par tranche d'âge et quintile de défavorisation sociale selon le French EDI 2017

2019	Population PPA			
	0 à 17 ans	18-29 ans	30 ans et plus	Tous âges
PPA	129 120	123 741	385 812	638 673
Quintile 0*	3 949	3 334	10 711	17 993
Quintile 1	18 233	8 626	61 099	87 958
Quintile 2	19 724	12 044	64 949	96 717
Quintile 3	25 417	17 640	75 298	118 356
Quintile 4	26 015	30 390	84 201	140 606
Quintile 5	35 781	51 708	89 554	177 043

*IRIS d'activités économiques : en 2017, non classés du point de vue de la défavorisation car très peu d'habitants

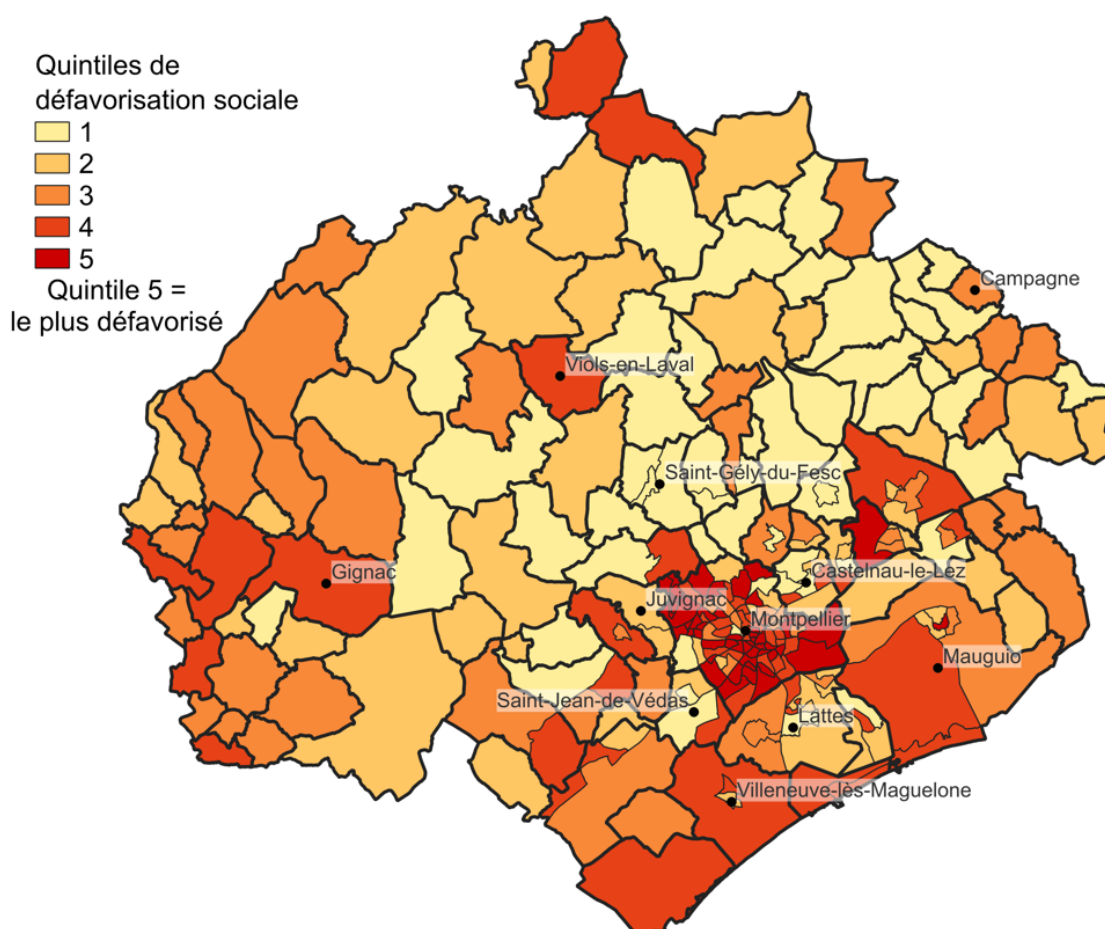
Les tableaux 1 et 2 permettent d'observer que le nombre de personnes vivant dans les quartiers les plus défavorisés est largement plus important que celui des personnes vivant dans les quartiers les moins défavorisés. Sur la population tous âges, il y avait 88 % de personnes en plus dans le Quintile 5 par rapport au Quintile 1 en 2009. Ce gradient s'est amplifié dans la même population en 2019, puisqu'il passe à 102 % d'augmentation entre les deux quintiles extrêmes.

Il est à noter que ce gradient est beaucoup plus important dans certains groupes de la population avec au minimum 4 fois plus de personnes vivant dans les IRIS du quintile 5 par rapport aux IRIS du quintile 1 : c'est le cas pour la tranche d'âge des 18-29 ans.

À l'inverse, on observe que la population du quintile 1, la moins défavorisée, diminue entre 2009 et 2019 chez les moins de 30 ans.

En 2011, la répartition spatiale de la population selon son niveau de défavorisation (figure 4) indique que la défavorisation sociale se concentre essentiellement autour de l'agglomération montpelliéraine et du littoral, à l'exception de Gignac. À l'inverse, la population la moins défavorisée réside préférentiellement dans l'arrière-pays. Cette répartition est restée similaire en 2017.

Figure 4. Répartition spatiale des IRIS selon le quintile de défavorisation sociale de sa population (French EDI 2011)



- **Indicateurs de santé de la population résidant sur la zone PPA**

Les incidences annuelles moyennes des indicateurs de santé étudiés ont été calculées pour 100 000 habitants de la zone PPA. Elles figurent dans le tableau 3 pour les indicateurs de santé étudiés dans l'impact à court terme : la mortalité non accidentelle, les hospitalisations pour cause respiratoire, les hospitalisations pour cause cardiovasculaire. Dans le tableau 4, ce sont les incidences calculées pour les indicateurs de santé étudiés dans l'impact à long terme qui sont présentées : la mortalité toutes causes, le cancer du poumon, l'accident vasculaire cérébral, la maladie asthmatique. La population de référence était celle des habitants de la zone PPA.

Tableau 3. Indicateurs de santé étudiés dans l'impact à court terme :
incidences annuelles moyennes (/100 000 habitants) sur la zone du PPA

Incidences /100 000 hab.	Mortalité non accidentelle	Hospitalisation pour cause respiratoire	Hospitalisation pour cause cardiovasculaire
Périodes d'étude	Tous âges		
« 2009 »	600	809	1569
« 2019 »	644	898	1540

Tableau 4. Indicateurs de santé étudiés dans l'impact à long terme :
incidences annuelles moyennes (/100 000 habitants) sur la zone du PPA

Incidences /100 000 hab.	Mortalité toutes causes	Cancer du poumon	Accident vasculaire cérébral	Maladie asthmatique
Périodes d'étude	30 ans et plus			0-17 ans
« 2009 »	1 049	85	169	2994
« 2019 »	1 101	81	191	2042

• Indicateurs de pollution atmosphérique sur la zone du PPA

Entre 2009 et 2019, la qualité de l'air de l'agglomération montpellieraine s'est globalement améliorée comme le montrent les cartes de concentration du dioxyde d'azote (NO_2) et des particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) ci-dessous.

Figure 5. Concentrations moyennes annuelles en NO_2 – Territoire du PPA de Montpellier

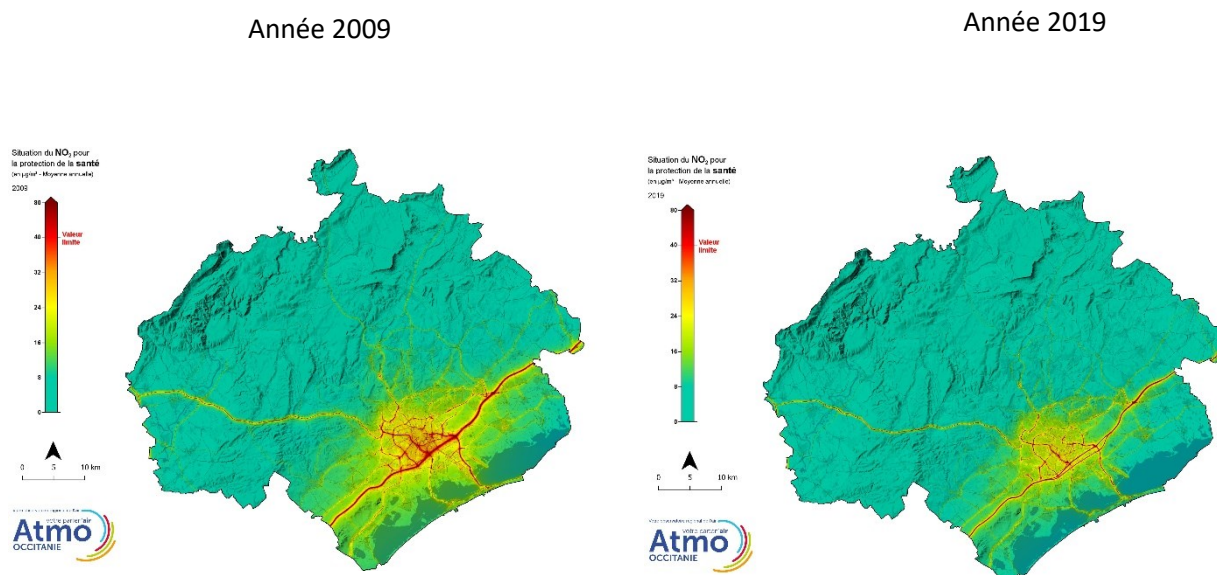
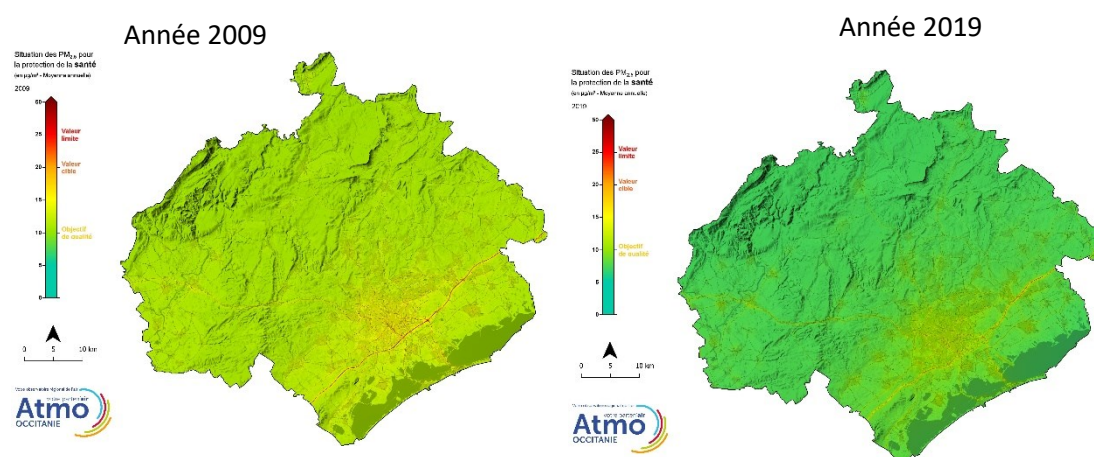


Figure 6. Concentrations moyennes annuelles en $\text{PM}_{2,5}$ – Territoire du PPA de Montpellier



Cependant, les concentrations de certains polluants atmosphériques restent supérieures aux seuils fixés par la réglementation pour la protection de la santé humaine sur certaines zones de l'agglomération.

Nous récapitulons ci-dessous la situation de l'exposition de la population du territoire vis-à-vis des seuils réglementaires pour 2009 et 2019 :

Périodes d'étude	NO ₂ ^{ab}	PM _{2,5}	O ₃
« 2009 »	-	 638 700 personnes	Non évalué
	-	 68 050 personnes	
	 Entre 6 250 et 19 950 personnes	 550 personnes	
« 2019 »	-	 638 700 personnes	 600 950 personnes
	-	 <100 personnes	 0 personne
	 Entre 1 650 et 4 800 personnes	 0 personne	-
 Exposition à un dépassement de l'objectif de qualité  Exposition à un dépassement de la valeur cible  Exposition à un dépassement de la valeur limite			

^a Données qui intègrent les incertitudes du modèle

^b Source population INSEE/MAJIC 2017

Ainsi, le territoire du PPA de l'agglomération montpelliéraine est notamment soumis à des niveaux importants de :

- Dioxyde d'azote (NO₂), polluant principalement émis par le secteur du transport routier (73 % en 2019) ;
- Particules fines PM_{2,5} majoritairement émises par le secteur résidentiel et notamment la combustion de biomasse pour le chauffage. Le transport routier émet également des PM_{2,5}, c'est le deuxième secteur contributeur sur le territoire avec près d'un quart des émissions ;
- Ozone (O₃), polluant qui n'est pas directement émis dans l'atmosphère mais qui est issu d'un processus photochimique, sous l'action des rayons ultraviolets, entre des polluants précurseurs comme le dioxyde d'azote et des composés organiques volatils.

Pour ces différents polluants, l'OMS recommande, depuis 2021, des concentrations d'exposition plus faibles que les valeurs réglementaires actuelles. Ainsi en 2019, la totalité de la population du territoire du PPA de l'agglomération montpelliéraine est susceptible d'être exposée à des concentrations de NO₂, PM_{2,5} et O₃ supérieures aux valeurs guides aujourd'hui recommandées par l'OMS.

Les concentrations moyennes des indicateurs de polluants atmosphériques au cours des deux périodes d'étude figurent dans le tableau 5. On observe une réduction de ces niveaux moyens annuels entre les deux périodes : de 16 % pour les PM_{2,5} et de 23 % pour le NO₂. Le percentile 99 des niveaux d'O₃ en revanche reste stable. En effet, bien que les concentrations des polluants précurseurs pour la formation de l'ozone diminuent, l'évolution des conditions météorologiques estivales, caractérisée par des températures plus élevées et une exposition solaire accrue, favorisent les réactions chimiques propices à la production d'ozone et contribuent ainsi au maintien de ses niveaux. Il est néanmoins à noter que le percentile 99 pour les 2 périodes sur toute la zone du PPA est d'environ 90 µg/m³, ce qui est inférieur à la valeur guide OMS 2021 pour ce paramètre qui est de 100 µg/m³.

Tableau 5. Valeurs moyennes annuelles de PM_{2,5}, NO₂ et O₃ au cours des 2 périodes d'étude

Périodes d'étude	Moyennes annuelles (µg/m ³)		Percentile 99 annuel (µg/m ³)*
	PM _{2,5}	NO ₂	O ₃
2009	12,7	17,5	90,0
2019	10,7	13,5	89,4
Valeurs guides OMS 2021	5	10	100

*valeur dépassée 3-4 jours par an

2. Impact à court terme de la PA sur la santé

L'impact à court terme sur la santé est constitué des événements de santé survenant dans les jours qui suivent une augmentation de l'exposition à la PA. Les concentrations de référence pour le calcul des impacts sanitaires sont les valeurs guides publiées par l'OMS en 2021. Les polluants réglementés PM_{2,5}, NO₂ et O₃ utilisés pour l'estimation de l'impact sanitaire de la PA sont en réalité des indicateurs d'un même mélange atmosphérique urbain complexe. Les impacts sanitaires sont calculés pour plusieurs de ces indicateurs mais ne doivent en aucun cas être ajoutés car en réalité l'impact le plus élevé inclut les autres. C'est celui qui est finalement retenu comme impact sanitaire le plus proche de la réalité.

- **Mortalité tous âges par cause non accidentelle**

- **Chemin parcouru**

Impact de l'indicateur PM_{2,5} : en 2009, les décès attribuables à court terme aux PM_{2,5} représentaient 0,17 % de l'ensemble des décès de cause non accidentelle, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 0,07 % et 0,28 % (tableau 6). Dans le même temps, on estimait à 1,2 l'incidence pour 100 000 habitants de ces décès, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 0,5 et 1,9 décès pour 100 000 habitants.

Tableau 6. Part et incidence (/100 000 habitants) des décès de causes non accidentelles, attribuables à court terme aux PM_{2,5}, en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpellieraine. Intervalles de confiance à 95% [IC95%]

Périodes d'étude	Part attribuable aux PM _{2,5} [IC95%]	Incidence attribuable* aux PM _{2,5} [IC95%]
2009	0,17% [0,07% - 0,28%]	1,2 [0,5 - 1,9]
2019	0,02% [0,01%-0,01%]	0,2 [0,1-0,3]

*/100 000 habitants

La part des décès attribuable et l'incidence pour 100 000 hab. attribuable aux PM_{2,5} ont été au minimum divisées par 6 entre 2009 et 2019.

Impact de l'indicateur NO₂ : en 2009, l'impact à court terme du NO₂ était inférieur de 35% à celui des PM_{2,5} (tableau 7). Il a diminué en 2019 et rejoint celui des PM_{2,5}.

Tableau 7. Part et incidence (/100 000 habitants) des décès de causes non accidentelles, attribuables à court terme au NO₂, en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpellieraine. Intervalles de confiance à 95% [IC95%]

Périodes d'étude	Part attribuable au NO ₂ [IC95%]	Incidence attribuable* au NO ₂ [IC95%]
2009	0,11 % [0,06% - 0,16%]	0,9 [0,5 - 1,3]
2019	0,02% [0,01% - 0,04%]	0,2 [0,1 - 0,3]

*/100 000 habitants

Au total, le gain sanitaire attribuable à la réduction de la PA est celui estimé pour l'indicateur PM_{2,5} : l'incidence des décès (de cause non accidentelle) attribuables à court terme à la PA est passée de plus d'un décès par an pour 100 000 habitants en 2009 à un décès tous les cinq ans pour 100 000 habitants en 2019.

● Chemin à parcourir

Décès attribuables à court terme à l'indicateur PM_{2,5} : En 2019, dans la population résidant sur le territoire du PPA, 1 décès par an (entre 0,4 et 1,7 décès) pourrait être évité si les concentrations journalières de PM_{2,5} respectaient la valeur guide de l'OMS : 15 µg/m³.⁷

Décès attribuables à court terme à l'indicateur NO₂ : En 2019, dans la population résidant sur le territoire du PPA, 1,3 décès annuels (entre 0,7 et 1,8 décès) pourraient être évités si les concentrations journalières de NO₂ respectaient la valeur guide de l'OMS : 25 µg/m³.⁶

Au total, en prenant comme référence la période d'étude 2019 : le nombre de décès évitables par la poursuite de la réduction de la PA est celui estimé pour l'indicateur NO₂ : à population et mortalité totale identiques, environ 1 décès pourrait être évité chaque année (entre 1 tous les 2 ans et 2 par an) si les valeurs journalières de NO₂ respectaient la valeur guide de l'OMS.

● Admissions hospitalières pour cause respiratoire

● Chemin parcouru

Impact de l'indicateur NO₂ : en 2009, les hospitalisations pour cause respiratoire attribuables à court terme au NO₂ représentaient 0,08 % de l'ensemble de ces hospitalisations dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 0,05 % et 0,12 % (tableau 8). Cela correspondait à 1 hospitalisation par an pour 100 000 habitants, dans un intervalle de confiance compris entre 0,6 et 1,5 hospitalisations pour 100 000 habitants.

Tableau 8. Part et incidence (/100 000) des hospitalisations pour cause respiratoire, attribuables à court terme au NO₂, en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpellieraine. Intervalles de confiance à 95 % [IC95%]

Périodes d'étude	Part attribuable au NO ₂ [IC95%]	Incidence attribuable* au NO ₂ [IC95%]
2009	0,08 % [0,05% - 0,12%]	1,0 [0,6 - 1,5]
2019	0,02 % [0,01% - 0,03%]	0,3 [0,2 - 0,4]

*/100 000 habitants

L'estimation centrale de la part et de l'incidence annuelle des hospitalisations attribuables au NO₂ a été divisée par un facteur compris entre 3 et 4 entre 2009 et 2019.

⁷ Cette valeur guide doit correspondre au 99^e percentile des valeurs journalières observées dans l'année. En d'autres termes, cette recommandation autorise le dépassement de 15 µg/m³, 25 µg/m³ et 100 µg/m³ respectivement pour PM_{2,5}, NO₂ et O₃, au maximum 3 à 4 jours par an.

Impact de l'indicateur O₃ : l'impact à court terme de l'O₃ sur ce même indicateur sanitaire est resté relativement stable entre 2009 et 2019. Dans tous les cas, il reste supérieur à celui observé pour le NO₂ (tableau 9). En revanche, les concentrations d'O₃ n'ayant pas sensiblement diminué au cours de la décennie, son impact sur la santé est resté quasiment stable.

Tableau 9. Part et incidence (/100 000) des hospitalisations pour cause respiratoire, attribuables à court terme à l'O₃, en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpellieraine. Intervalles de confiance à 95%

Périodes d'étude	Part attribuable à l'O ₃ [IC95%]	Incidence [IC95%] attribuable* à l'O ₃
2009	0,39 % [0,16% - 0,62%]	3,13 [1,25 - 5,02]
2019	0,30 % [0,12% - 0,48%]	2,7 [1,08 – 4,32]

*/100 000 habitants

Au total, le gain sanitaire attribuable à la réduction de la PA est celui estimé pour l'indicateur O₃ : l'incidence des hospitalisations pour cause respiratoire attribuable à court terme à la PA est restée stable à environ 3 décès annuels pour 100 000 habitants en 2019.

● Chemin à parcourir

Hospitalisations attribuables à court terme à l'indicateur NO₂ : En 2019, dans la population résidant sur le territoire du PPA, 1,1 hospitalisation pour cause respiratoire (entre 0,6 et 1,6) pourraient être évitées chaque année si les concentrations journalières de NO₂ respectaient la valeur guide de l'OMS : 25 µg/m³.⁶

Hospitalisations attribuables à court terme à l'indicateur O₃ : En 2019, dans la population résidant sur le territoire du PPA, 11 hospitalisations pour cause respiratoire (entre 4 et 17) pourraient être évitées chaque année si les concentrations journalières de O₃ respectaient la valeur guide de l'OMS : 100 µg/m³.⁶

Au total, en prenant comme référence la période d'étude 2019 : le nombre d'hospitalisations évitables par la réduction de la PA est celui estimé pour l'indicateur O₃ : à population et incidence des hospitalisations identiques, environ 11 hospitalisations (entre 4 et 17) pourraient être évitées chaque année si les valeurs journalières d'O₃ respectaient les valeurs guide de l'OMS.

● Admissions hospitalières pour cause cardiovasculaire

● Chemin parcouru

L'impact sur cet indicateur de santé ne peut être étudié que pour les PM_{2,5}. En 2009, les hospitalisations pour cause cardiovasculaire attribuables à court terme aux PM_{2,5} représentaient 0,06 % de l'ensemble de ces hospitalisations dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 0,02 % et 0,09 % (tableau 10). Cela correspondait à environ 1 hospitalisation par an pour 100 000 habitants, dans un intervalle de confiance compris entre 0,3 et 1,3 hospitalisations pour 100 000 habitants.

Tableau 10. Part et incidence (/100 000 habitants) des hospitalisations pour cause cardiovasculaire, attribuables à court terme aux PM2,5, en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpelliéraine. Intervalles de confiance à 95%

Période d'étude	Part attribuable aux PM2,5 [IC95%]	Incidence attribuable* aux PM2,5 [IC95%]
2009	0,06 % [0,02% - 0,09 %]	1 [0,3 - 1,3]
2019	0,04% [0,01% - 0,06%]	0,6 [0,2 - 0,9]

*/100 000 habitants

Au total, l'incidence des hospitalisations pour cause cardiovasculaire attribuable à court-terme aux PM2,5 est passée en moyenne de 1 par an pour 100 000 habitants en 2009 à 1 tous les deux ans pour 100 000 habitants en 2019. Elle a presque été divisée par 2 sur cette période.

● Chemin à parcourir

Au total, en prenant comme référence la période d'étude 2019 : à population et incidence des hospitalisations identiques, environ 3 hospitalisations (entre 0,8 et 4,7) pourraient être évitées une année donnée si la concentration annuelle des PM2,5 respectait la valeur guide de l'OMS.

3. Impact à long terme de la PA sur la santé

L'impact à long terme sur la santé est constitué des événements de santé survenant après une exposition chronique à la PA. Les concentrations de référence pour le calcul des impacts sanitaires restent les valeurs guides publiées par l'OMS en 2021.

Comme pour les estimations des impacts à court terme, les polluants réglementés PM_{2,5} et NO₂ utilisés sont en réalité des indicateurs d'un même mélange atmosphérique urbain complexe. Les impacts sanitaires sont calculés pour plusieurs de ces indicateurs mais ne doivent en aucun cas être ajoutés car en réalité l'impact le plus élevé inclut les autres. C'est celui qui est finalement retenu comme impact sanitaire le plus proche de la réalité.

- **Mortalité toutes causes dans la population âgée de 30 ans et plus**

Le nombre de décès des personnes âgées de 30 ans et plus et toutes causes confondues, a été obtenu par commune et sur les périodes trisannuelles 2008-2010 et 2015-2017 respectivement. La moyenne annuelle des décès sur ces périodes a ensuite été rapporté à la population moyenne de la commune concernée sur ces mêmes périodes pour obtenir le taux de mortalité annuel communal. Ce taux de mortalité a ensuite été appliqué à la population de chaque IRIS composant la commune.

- **Chemin parcouru**

Impact de l'indicateur PM_{2,5} : en 2009, la part des décès attribuables à long terme aux PM_{2,5} représentait 10,2 % de l'ensemble des décès survenant dans la population des 30 ans et plus, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 3,7 % et 15,8 %. Dans le même temps, on estimait à 113,2 l'incidence pour 100 000 habitants de ces décès attribuables, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 40,9 et 174,9 décès pour 100 000 habitants. Cet impact sur la mortalité a diminué en 2019 avec une estimation centrale de la mortalité égale à 92,1 décès/100 000, dans un intervalle de confiance compris entre 33,1 et 143,4/100 000.

Impact de l'indicateur NO₂ : en 2009, la part estimée des décès attribuables à long terme au NO₂ était nettement inférieure à celle des PM_{2,5} : 2,16 % dans un intervalle de confiance compris entre 0,8 % et 3,4 %. Cette part correspondait à une incidence attribuable au NO₂ de 25,3/100 000 dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 9 et 39,9/100 000. Cette estimation a diminué en 2019, mais moins fortement que celle des PM_{2,5}, passant à 15,2 dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 5,4 et 24,0/100 000.

Au total, le gain sanitaire attribuable à la réduction de la PA est celui estimé pour l'indicateur PM_{2,5} : l'incidence estimée des décès toutes causes chez les 30 ans et plus, attribuables à long terme à la PA est passée de 113,2 pour 100 000 habitants en 2009 à 92,1 décès pour 100 000 habitants en 2019.

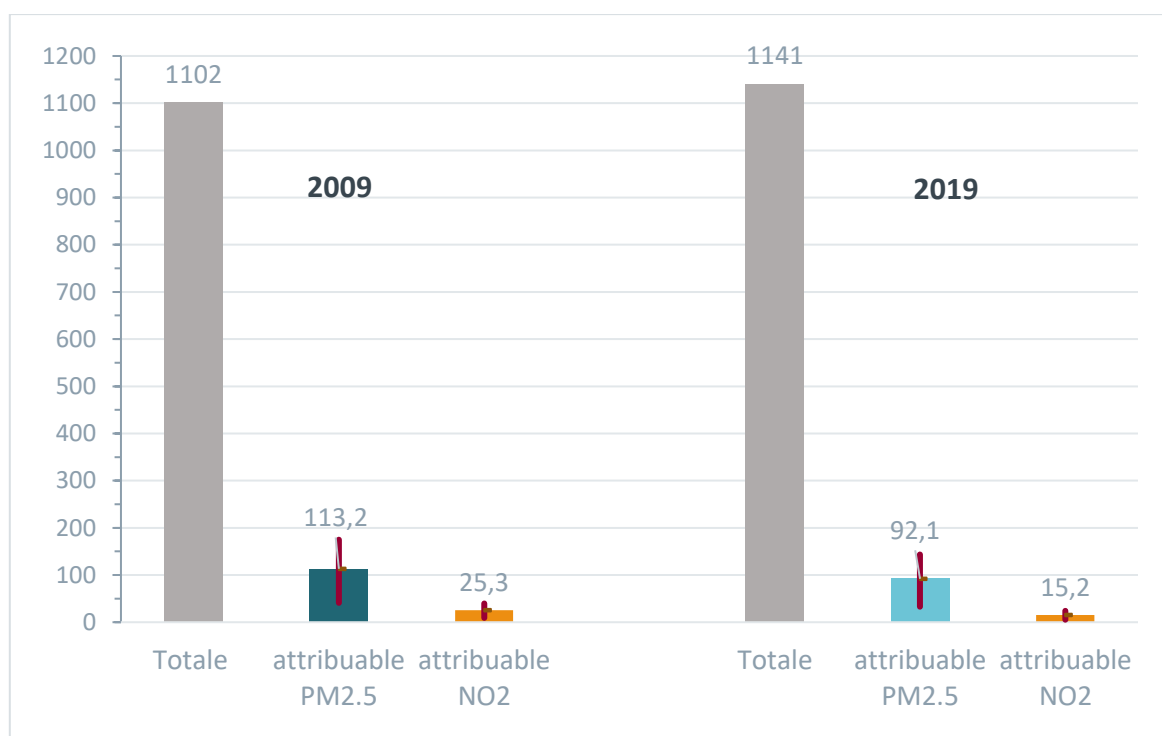
● Chemin à parcourir

Nombre de décès évitables à long terme par la poursuite de la réduction des PM_{2,5} : En 2019, dans la population âgée de 30 ans et plus résidant sur le territoire du PPA, on estime à 336 (entre 120 et 523) le nombre de décès qui auraient pu être évités si la concentration moyenne annuelle de PM_{2,5} avait respecté la valeur guide de l'OMS : 5 µg/ m³.

Nombre de décès évitables à long terme par la poursuite de la réduction du NO₂ : En 2019, dans la population âgée de 30 ans et plus résidant sur le territoire du PPA, on estime à 55 (entre 19 et 88) le nombre de décès qui auraient pu être évités si la concentration moyenne annuelle de NO₂ avait respecté la valeur guide de l'OMS : 10 µg/m³.

Au total, en prenant comme référence la période d'étude 2019 : le nombre de décès potentiellement évitables par la poursuite de la réduction de la PA est celui estimé pour l'indicateur PM_{2,5} : à population et mortalité totale identiques, environ 336 décès (entre 120 et 523) pourrait potentiellement être évités à long terme, pour une année donnée, si la moyenne annuelle des PM_{2,5} respectait la valeur guide de l'OMS

Figure 7. Mortalité (/100 000 habitants) attribuable aux PM_{2,5} et au NO₂ en 2009 et 2019



• Incidence du cancer du poumon chez les 30 ans et plus

Une seule FCR reliant cet indicateur et les PM2,5 était utilisable.

Compte-tenu de la forte létalité de ce cancer, un nouveau cas a été défini à partir du nombre de personnes décédées pendant la période d'étude et dont la cause initiale de décès était « Tumeur des bronches et du poumon » (CIM10 : code C34). L'estimation de l'incidence de la maladie, en prenant en compte un taux de survie à 5 ans de 20 %, a ensuite été calculée avec la formule :

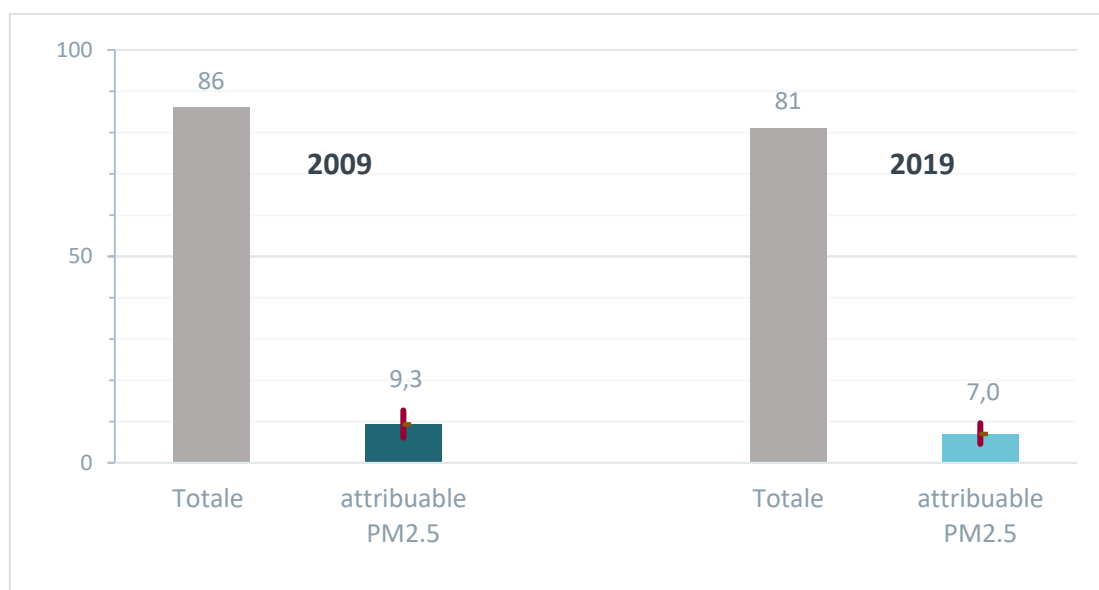
$$N_{CI} = 1,20 \times N_{DC}, N_{CI} \text{ étant le nombre de cas incidents et } N_{DC} \text{ étant le nombre de décès}$$

• Chemin parcouru

En 2009, la part des cancers du poumon attribuables à long terme aux PM2,5 représentait 10.8 % de l'ensemble de ces cancers survenant dans la population des 30 ans et plus, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 7,1 % et 14,7 %. Dans le même temps, on estimait à 9,3/100 000 l'incidence de ces cancers attribuables, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 6,1 et 12,7/100 000 habitants.

Au total, l'incidence estimée des cancers du poumon (chez les 30 ans et plus) attribuables à long terme aux PM2,5 est passée de 9,3 pour 100 000 habitants en 2009 à 7 pour 100 000 habitants en 2019.

Figure 8. Taux d'incidence (/100 000) du cancer du poumon chez les 30 ans et plus attribuables aux PM2,5 en 2009 et en 2019



• Chemin à parcourir

Au total, en prenant comme référence la période d'étude 2019 : dans la population âgée de 30 ans et plus résidant sur le territoire du PPA, on estime à 25 (entre 16 et 35) le nombre de nouveaux cas de cancer du poumon qui pourraient potentiellement être évités à long terme, pour une année donnée, si la concentration moyenne annuelle de PM2,5 respectait la valeur guide de l'OMS.

• Incidence des AVC chez les 30 ans et plus

Un cas incident d'AVC a été défini comme une personne hospitalisée pour la première fois avec un code CIM10 correspondant à l'AVC (CIM10 : I60-I64) en diagnostic principal ou diagnostic relié du séjour. La personne devait donc avoir été hospitalisée au cours de la période d'étude mais n'avoir jamais été hospitalisée pour un AVC durant les années antérieures (depuis 2006 : recul le plus important de disponibilité de la base dans le SNDS). Si pour un patient, il y a plusieurs hospitalisations pour AVC au cours de la période d'étude, la date de la première hospitalisation pour AVC est prise en compte.

Du point de vue géographique, les données du PMSI n'enregistrent que le code postal de résidence ou un code spécifique regroupant plusieurs codes postaux (lorsque les populations des communes constituant le code postal sont trop petites pour le respect de la protection des données individuelles). Ce code est appelé « code géographique PMSI ». Or, pour comptabiliser les hospitalisations par commune dans le cadre de l'EQIS, il faut attribuer le code commune Insee de son lieu de résidence à chaque patient hospitalisé.

Pour cela, la procédure suivante a été appliquée :

- Étape 1 : Si le code géographique PMSI est attribué à une seule commune, le code Insee correspondant a été utilisé (table PMSI_CORRESP du répertoire rfcommun du SNDS). Cette table est mise à disposition par l'Agence technique de l'information sur l'hospitalisation (ATIH).
- Étape 2 : si le code géographique PMSI est attribué à plusieurs communes :
 - Les tables des "consommants" par année (EXTRACTION_PATIENTSaaaaTR, du répertoire CONSOPAT du SNDS), qui comportent une clé de chaînage des soins d'un même « consommant », ont été utilisées. Ces tables incluent le code Insee de la commune de résidence des personnes ayant consommé des soins au moins une fois dans l'année. La date de traitement du remboursement est comprise entre le 1^{er} janvier de l'année et le 30 juin de l'année suivante. Dans ces tables, le code commune Insee indiqué est celui de la dernière information disponible de l'année. On peut alors faire le lien patient (consommant)-commune-code géographique PMSI pour les bénéficiaires ayant eu au moins une consommation dans les 3 années : N, N-1 et N+1.
 - Pour les patients sans code Insee rattaché après l'utilisation des tables des « consommateurs », d'autres bases annuelles (CORRECTION_COMMUNE_DCIR_aaaa12 mises à disposition par la CNAM) ont été utilisées. Dans ces bases est précisée la commune de résidence de chaque patient à la dernière date de « traitement des flux » (date technique qui correspond à la date à laquelle l'organisme a envoyé le flux au traitement SNIIRAM).

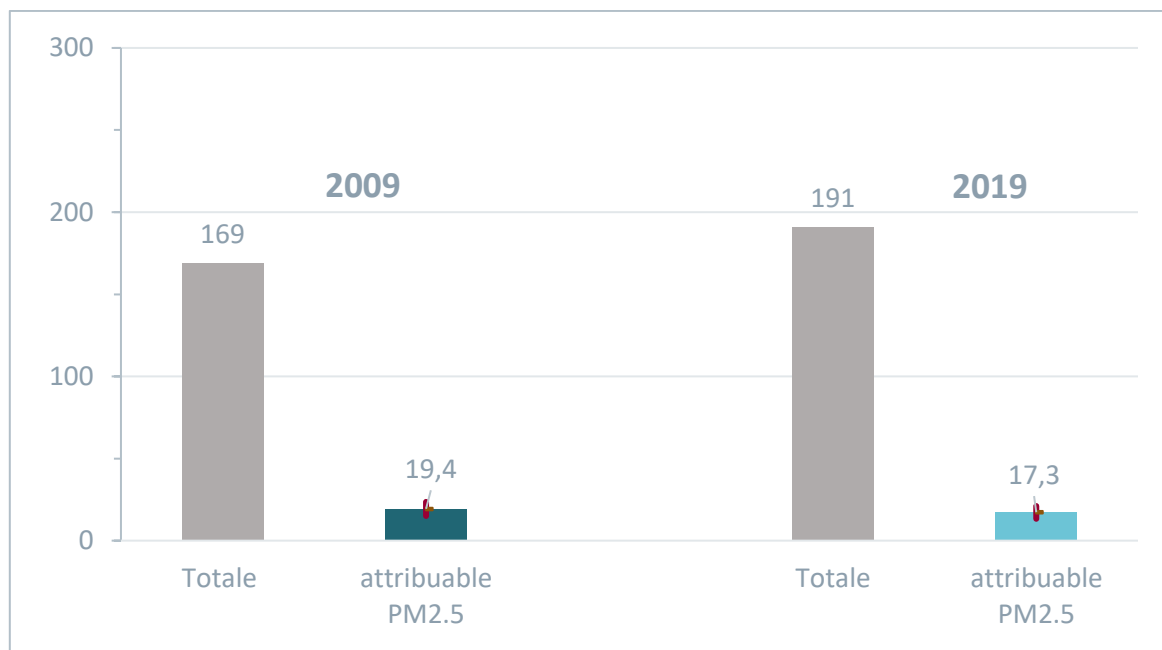
Une fois ces deux étapes réalisées, seuls les patients dont le code géographique PMSI incluait bien le code commune Insee identifié ont été gardés. Cela a permis de s'assurer que les cas comptabilisés correspondaient bien à une commune donnée et ainsi de réduire les erreurs de classification de l'exposition.

○ Chemin parcouru

En 2009, la part des AVC attribuable à long terme aux PM2,5 représentait 10,8 % de l'ensemble des AVC survenant dans la population des 30 ans et plus, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 8,3 % et 13,1 %. Dans le même temps, on estimait à 19,4 l'incidence pour 100 000 des AVC attribuables, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 15,1 et 23,6/100 000.

Au total, l'incidence estimée des AVC (chez les 30 ans et plus) attribuables à long terme aux PM2,5 est passée de 19,4 pour 100 000 habitants en 2009 à 17,3 pour 100 000 habitants en 2019.

Figure 9. Taux d'incidence (/100 000) de l'AVC chez les 30 ans et plus, en 2009 et en 2019, attribuables aux PM2,5



🔴 Chemin à parcourir

Au total, en prenant comme référence la période d'étude 2019 : dans la population âgée de 30 ans et plus résidant sur le territoire du PPA, on estime à 65 (entre 50 et 79) le nombre de nouveaux AVC qui pourraient potentiellement être évités à long terme, pour une année donnée, si la concentration moyenne annuelle de PM2,5 respectait la valeur guide de l'OMS.

• Incidence de la maladie asthmatique dans la population âgée de 0 à 17 ans

Le nombre de nouveaux cas d'asthme chez les enfants (0-17 ans) est estimé par les délivrances de traitement pour syndrome obstructif des voies aériennes, ces délivrances étant identifiées à partir des données de remboursements des médicaments de l'assurance maladie (Sniiram) du SNDS.

Plus précisément, un cas est défini comme un patient âgé de 0 à 17 ans ayant bénéficié de :

- Au moins 3 délivrances dans l'année, d'au moins un médicament de la liste validée des médicaments antiasthmatiques (codes ATC R03A à R03D) ;
- MAIS strictement moins de 3 délivrances d'un médicament de cette liste durant les années antérieures (jusqu'à 3 ans).

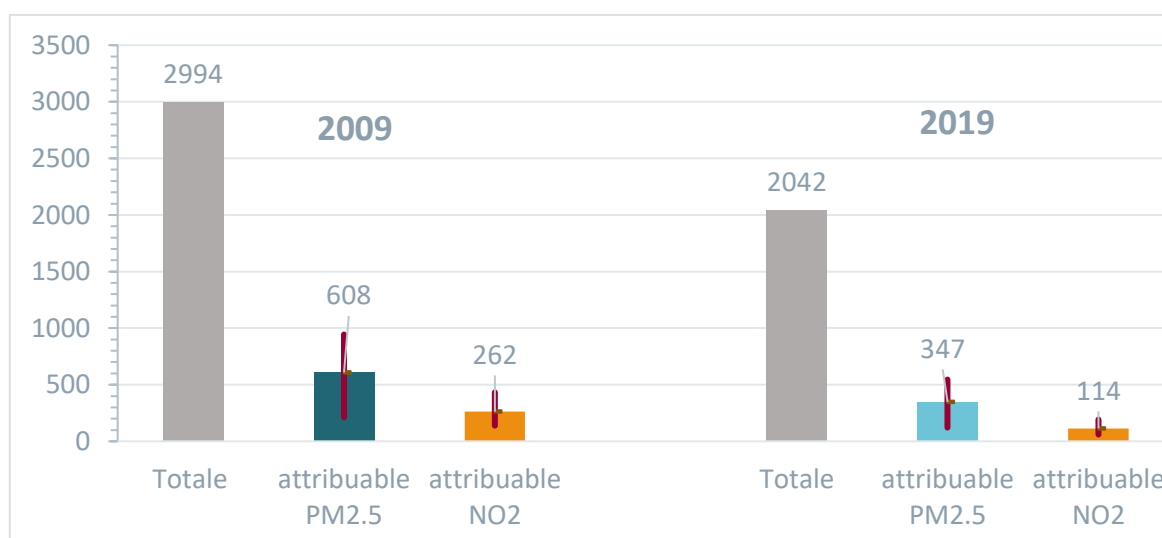
● Chemin parcouru

Impact de l'indicateur PM_{2,5} : en 2009, la part des cas attribuables à long terme aux PM_{2,5} était estimée à 19,9 % de l'ensemble des nouveaux cas d'asthme chez les 0-17 ans, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 6,98 % et 31,0 %. Dans le même temps, on estimait à 607,8/100 000 l'incidence de ces cas attribuables, dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 213,4 et 943,7/100 000. Cet impact a diminué en 2019 avec une estimation centrale de l'incidence égale à 347,1 cas/100 000, dans un intervalle de confiance compris entre 120 et 547/100 000.

Impact de l'indicateur NO₂ : en 2009, la part estimée des cas attribuables à long terme au NO₂ était inférieure à celle des PM_{2,5} : 8,25 % dans un intervalle de confiance compris entre 4,31 % et 13,88 %. Cette part correspondait à une incidence attribuable au NO₂ de 262,4/100 000 dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 139,1 et 432,9/100 000. Cette estimation a diminué plus fortement que celle des PM_{2,5} en 2019 passant à 114,3 dans un intervalle de confiance à 95 % compris entre 60 et 191,1/100 000.

Au total, le gain sanitaire attribuable à la réduction de la PA est celui estimé pour l'indicateur PM_{2,5} (figure 7). L'incidence de la maladie asthmatique (chez les 0-17 ans) attribuable à long terme aux PM_{2,5} est passée de 607,8 pour 100 000 habitants en 2009 à 347,1 pour 100 000 habitants en 2019.

Figure 10. Taux d'incidence (/100 000) de la maladie asthmatique chez les 0-17 ans, en 2009 et en 2019, attribuable aux PM_{2,5} et au NO₂



● Chemin à parcourir

Nombre de nouveaux cas d'asthme évitables à long terme par la poursuite de la réduction des PM_{2,5} : En 2019, dans la population âgée 0 à 17 ans résidant sur le territoire du PPA, on estime à 441 (entre 152 et 695) le nombre de nouveaux cas d'asthme qui auraient potentiellement pu être évités si la concentration moyenne annuelle de PM_{2,5} avait respecté la valeur guide de l'OMS : 5 µg/ m³.

Nombre de nouveaux cas d'asthme évitables à long terme par la poursuite de la réduction du NO₂ : En 2019, dans la population âgée de 0 à 17 ans résidant sur le territoire du PPA, on estime à 145 (entre 76,3 et 242,9) le nombre de cas qui auraient potentiellement pu être évités si la concentration moyenne annuelle de NO₂ avait respecté la valeur guide de l'OMS : 10 µg/m³.

Au total, en prenant comme référence la période d'étude 2019, le nombre de cas potentiellement évitables par la poursuite de la réduction de la PA est celui estimé pour l'indicateur PM_{2,5} : à population et incidence totale identiques, environ 441 nouveaux cas d'asthme (entre 152 et 695) pourraient potentiellement être évités à long terme, pour une année donnée, si la moyenne annuelle des PM_{2,5} respectait la valeur guide de 5 µg/m³.

4. Impact à long terme de la PA sur la mortalité selon le niveau de défavorisation sociale

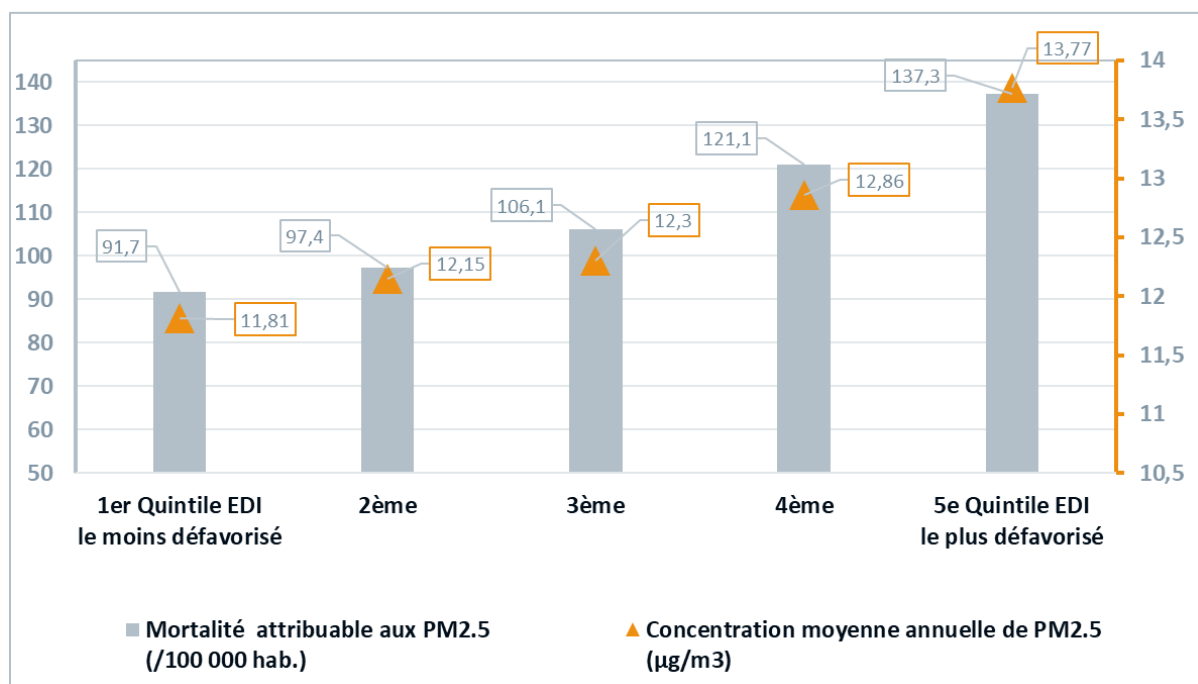
En 2009, chaque IRIS étant caractérisé par une valeur de l'EDI 2011, la distribution de ces valeurs a pu être divisée en quintiles et les 254 IRIS de la zone du PPA ont été regroupés selon ces quintiles quelle que soit leur commune d'appartenance. L'impact à long terme des PM_{2,5} sur la mortalité des 30 ans et plus a alors été estimé pour la population des IRIS de chaque quintile, comme fait précédemment pour la population totale de la zone.

La figure 8 indique, pour 2009, la moyenne annuelle des PM_{2,5} sur les IRIS de chaque quintile et l'impact sanitaire estimé pour la population de ces mêmes groupes d'IRIS.

On observe une augmentation de la concentration des PM_{2,5} régulière du quintile le moins défavorisé au quintile le plus défavorisé (16.6% entre les deux quintiles extrêmes).

Parallèlement, on observe une augmentation de l'impact sur la mortalité également régulière mais plus importante du quintile le moins défavorisé au quintile le plus défavorisé (49.7 % entre les deux quintiles extrêmes).

Figure 11. Concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} et mortalités attribuables (/100 000), dans la population des 30 ans et plus, des IRIS de chaque quintile de défavorisation sociale - 2009



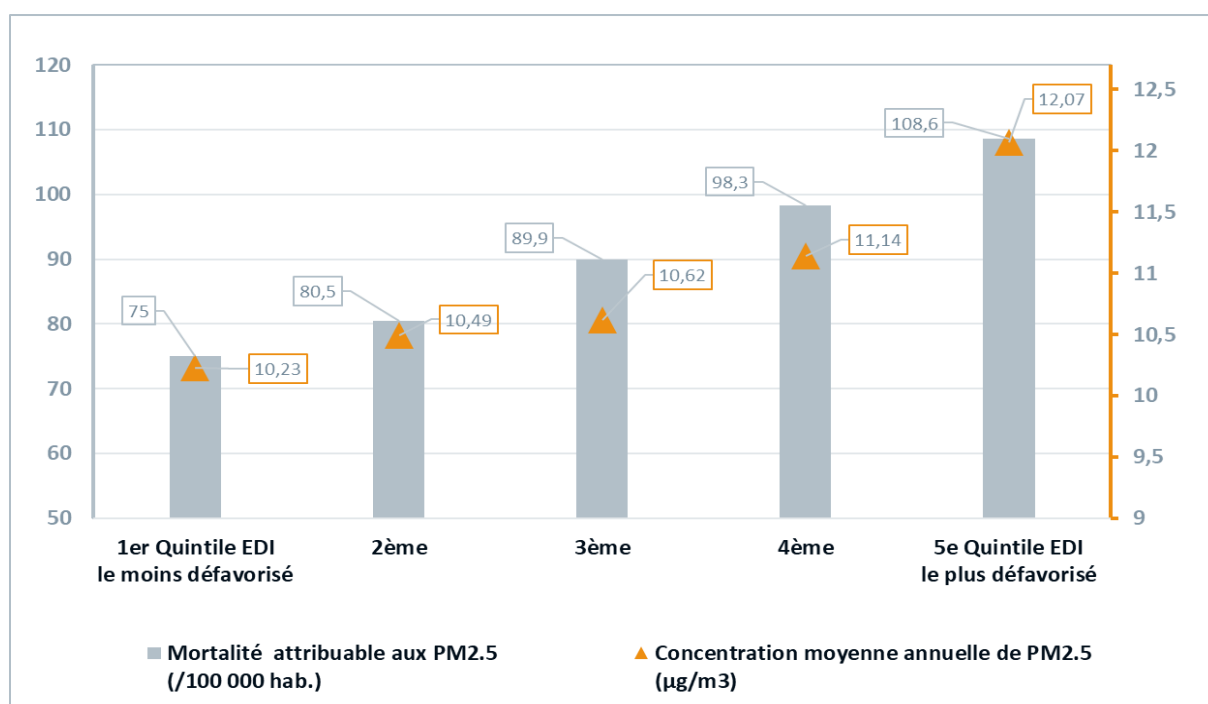
En 2019, les IRIS étant caractérisés par les valeurs de l'EDI 2017, la distribution de ces valeurs a pu être divisée en quintiles. Néanmoins, l'actualisation de l'EDI en 2017 n'a plus attribué de valeur aux IRIS identifiés comme « d'activité économique » par l'Insee, en raison de leur très faible peuplement résidentiel. Aussi en 2019, la distribution des valeurs de l'EDI concernait 349 IRIS de la zone du PPA. Comme précédemment, ils ont été regroupés selon les quintiles de la distribution des valeurs de l'EDI. L'impact à long terme des PM_{2,5} sur la mortalité des 30 ans et plus a alors été estimé pour la population des IRIS de chaque quintile, comme fait précédemment pour la population totale de la zone.

La figure 9 indique, pour 2019, la moyenne annuelle des PM_{2,5} sur les IRIS de chaque quintile et l'impact sanitaire estimé pour la population de ces mêmes groupes d'IRIS.

On observe une diminution de l'exposition et de la mortalité attribuable aux PM_{2,5} dans tous les quintiles d'EDI. Néanmoins, comme en 2009, on observe aussi une augmentation de la concentration des PM_{2,5} de faible amplitude (18 % entre les deux quintiles extrêmes), mais régulière du quintile le moins défavorisé au quintile le plus défavorisé est aussi présente.

Parallèlement, on observe une augmentation de l'impact sur la mortalité toujours régulière et d'ampleur toujours importante (45% entre les deux quintiles extrêmes) du quintile le moins défavorisé au quintile le plus défavorisé.

Figure 12. Concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} et mortalités attribuables (/100 000) dans la population des 30 ans et plus des IRIS de chaque quintile de défavorisation sociale - 2019



Cette augmentation des concentrations avec le niveau de défavorisation sociale est aussi observée pour le NO₂, de même que l'augmentation plus marquée de la mortalité attribuable avec ce même niveau de défavorisation sociale.

De plus, pour les autres indicateurs de santé étudiés (cancer du poumon et accident vasculaire cérébral dans la population âgée de 30 ans et plus, maladie asthmatique dans la population de zéro à 17 ans), l'augmentation, avec le niveau de défavorisation, d'impact à long terme sur l'incidence attribuable à la PA est aussi observée sur les estimations.

5. Évaluation économique de l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé

• Impact à long-terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité toutes causes de la population âgée de 30 ans et plus

Cette première estimation vise à quantifier financièrement l'impact de la pollution atmosphérique sur cet indicateur de mortalité.

Elle utilise la valeur d'évitement d'un décès ou VED qui, en 2018, est estimée à $VED_{2018} = 3,22$ [2,13 ; 4,28] millions d'euros. Cet estimateur a été utilisé pour les périodes 2009 et 2019 afin de pouvoir s'affranchir des fluctuations liées à l'activité économique et éventuellement comparer les évaluations entre elles.

Le tableau 11 indique l'estimation des bénéfices économiques à long terme, si l'impact de la pollution atmosphérique sur la mortalité des 30 ans et plus, en 2009 et 2019 respectivement, avait été celui correspondant aux valeurs guides OMS-2021.

Tableau 11. Estimation annuelle des bénéfices économiques attendus à long terme, en raison des décès potentiellement évités dans la population de 30 ans et plus si les valeurs guides de l'OMS-2021 avaient été respectées en 2009 et 2019 (millions d'euros 2018)

Période	Borne inférieure de l'impact économique	Impact économique moyen	Borne supérieure de l'impact économique
2009	775 [280 ; 1 199]	1 172 [424 ; 1 812]	1 557 [563 ; 2 408]
2019	715 [256 ; 1 113]	1 081 [388 ; 1 684]	1 438 [516 ; 2 238]

Ces valeurs tiennent compte de l'incertitude liée au calcul de la VED. L'intervalle de confiance à 95 % [IC95], précisé pour chaque valeur de VED, correspond à l'incertitude associée à l'estimation de l'impact quantitatif de la pollution atmosphérique pour l'indicateur sanitaire considéré.

De façon logique, les résultats de cette première exploration médico-économique sont proportionnels aux résultats de l'impact de la pollution atmosphérique sur la mortalité toutes causes dans la population âgée de 30 ans et plus.

Selon ces estimations, les bénéfices économiques attendus du respect des valeurs guides OMS-2021 sur le territoire du deuxième PPA en 2009, s'élèvent à 1 172 millions d'euros₂₀₁₈ par an à long terme pour la mortalité des 30 ans et plus. En 2019, les bénéfices économiques attendus s'élèvent à 1 081 millions d'euros₂₀₁₈ par an. Ce sont des estimations centrales sur lesquelles s'appliquent les différentes incertitudes de nature économique et épidémiologique.

- **Impact à court-terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité non accidentelle tous âges**

Ces estimations utilisent l'indicateur VAV pour « valeur d'une année de vie » qui reprend l'idée de l'investissement que la société serait prête à consentir pour allonger d'un an la durée de vie d'une personne. En 2018, cette VAV est estimée à $VAV_{2018} = 83\,300$ [43 000 ; 124 000] euros. Cet estimateur a été utilisé pour les périodes 2009 et 2019 afin de pouvoir s'affranchir des fluctuations liées à l'activité économique et éventuellement comparer les évaluations entre elles. Le tableau 12 indique ces estimations pour 2009 et 2019, dans l'hypothèse du respect des valeurs guides OMS-2021.

Tableau 12. Estimation des bénéfices économiques annuels attendus à court terme en raison des décès non accidentels potentiellement évités si les valeurs guides de l'OMS-2021 avaient été respectées en 2009 et 2019 (milliers d'euros₂₀₁₈).

Période	Borne inférieure de l'impact économique	Estimation centrale de l'impact économique	Borne supérieure de l'impact économique
2009	279 [111 ; 447]	541 [216 ; 866]	806 [322 ; 1289]
2019	43 [17 ; 73]	83 [33 ; 141]	124 [49 ; 210]

Pour chaque valeur de VAV, l'estimation centrale et les deux bornes de son intervalle de confiance, l'incertitude associée à l'estimation épidémiologique de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'indicateur de santé considéré est quantifiée par l'intervalle de confiance à 95 % [IC95].

Là aussi, les résultats de cette première exploration médico-économique sont proportionnels aux résultats de l'impact de la pollution atmosphérique sur la mortalité non accidentelle.

Selon ces premières estimations, les bénéfices économiques attendus du respect des valeurs guides OMS-2021 sur le territoire du deuxième PPA s'élèvent en 2009 à 541 k€₂₀₁₈. En 2019, les bénéfices économiques attendus du respect des valeurs guides OMS-2021 sur le territoire du deuxième PPA s'élèvent à 83 k€₂₀₁₈. Ces valeurs sont des estimations centrales pour lesquelles il faut nécessairement tenir compte des différentes incertitudes économiques et épidémiologiques.

- **Impact à court-terme de la pollution atmosphérique sur les hospitalisations pour causes respiratoire et cardiovasculaire**

- ▶ **Hospitalisations pour cause respiratoire**

L'estimation des coûts directs et indirects d'une hospitalisation pour « causes respiratoires » (CHCR) est de $CHCR_{2018} = 4\,971 \text{ €}_{2018}$ [3 828 ; 6 611]. Cette valeur et les bornes quantifiant son incertitude ont été utilisées pour faire une première estimation du coût des hospitalisations attribuables à la pollution atmosphérique. Cette valeur a été utilisée pour les périodes 2009 et 2019 afin de pouvoir s'affranchir des fluctuations liées à l'activité économique et éventuellement comparer les coûts entre eux (tableau 13).

Tableau 13. Estimation des bénéfices économiques annuels attendus à court terme en raison des hospitalisations pour causes respiratoires potentiellement évitées, si les valeurs guides de l'OMS-2021 avaient été respectées en 2009 et 2019 (milliers d'euros₂₀₁₈)

Période	Borne inférieure de l'impact économique	Estimation centrale de l'impact économique	Borne supérieure de l'impact économique
2009	56 [23 ; 90]	84 [34 ; 134]	112 [46 ; 178]
2019	37 [13 ; 57]	55 [20 ; 85]	73 [26 ; 112]

Pour chaque valeur de l'impact économique, l'estimation centrale et les deux bornes de son intervalle de confiance, l'incertitude associée à l'estimation épidémiologique de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'indicateur de santé considéré est quantifiée par l'intervalle de confiance à 95 % [IC95].

Les résultats de cette première exploration médico-économique sont nécessairement proportionnels aux résultats de l'impact de la pollution atmosphérique sur les hospitalisations pour causes respiratoires.

Ainsi, selon nos estimations, le coût des hospitalisations pour causes respiratoires en relation avec la pollution atmosphérique s'élevait en moyenne à 84 k€₂₀₁₈ sur le territoire du deuxième PPA en 2009. Il atteignait encore la somme de 55 k€₂₀₁₈ en 2019. Ce sont des estimations centrales dont les incertitudes devront être discutées.

► Hospitalisations pour cause cardiovasculaire

L'estimation des coûts directs et indirects d'une hospitalisation pour « causes cardiovasculaire » est de $CHCC_{2018} = 4\,752 \text{ €}_{2018}$ [3 184 ; 6 320]. Cette valeur et les bornes quantifiant son incertitude ont été utilisées pour faire une deuxième estimation du coût des hospitalisations attribuables à la pollution atmosphérique. Cette valeur a été utilisée pour les périodes 2009 et 2019 afin de pouvoir s'affranchir des fluctuations liées à l'activité économique et éventuellement comparer les coûts entre eux (tableau 14).

Tableau 14. Estimation des bénéfices économiques annuels attendus à court terme en raison des hospitalisations pour causes cardiovasculaires potentiellement évitées, si les valeurs guides de l'OMS-2021 avaient été respectées en 2009 et 2019 (milliers d'euros₂₀₁₈)

Période	Borne inférieure de l'impact économique	Estimation centrale de l'impact économique	Borne supérieure de l'impact économique
2009	17 [4 ; 28]	26 [7 ; 43]	35 [9 ; 56]
2019	11 [3 ; 19]	17 [4 ; 28]	23 [6 ; 37]

Pour chaque valeur de l'impact économique, l'estimation centrale et les deux bornes de son intervalle de confiance, l'incertitude associée à l'estimation épidémiologique de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'indicateur de santé considéré est quantifiée par l'intervalle de confiance à 95 % [IC95].

Les résultats de cette deuxième exploration médico-économique sont là aussi nécessairement proportionnels aux résultats de l'impact de la pollution atmosphérique sur les hospitalisations pour causes cardiovasculaires.

Ainsi, le coût des hospitalisations pour causes cardiovasculaires attribuables à la pollution atmosphérique était estimé en moyenne à 26 k€₂₀₁₈ en 2009 sur le territoire du deuxième PPA. Il atteignait encore la somme de 17 k€₂₀₁₈ en 2019. Ce sont des estimations centrales dont les incertitudes devront être discutées.

DISCUSSION

1. Synthèse des résultats

Cette évaluation de l'impact de la PA sur la santé a été conduite avec la même méthode et sur la même zone géographique⁸, pour deux périodes différentes espacées de 10 ans. La première période était représentative de l'année 2009 et la deuxième de l'année 2019, du point de vue des caractéristiques de la population, de l'incidence des indicateurs de santé étudiés⁹, et des concentrations atmosphériques des indicateurs de pollution atmosphérique¹⁰.

• Évolution des caractéristiques de la zone d'étude

Au cours de la décennie 2009-2019, la population a augmenté de près de 10 %, de façon assez homogène entre les différentes tranches d'âge. Du point de vue de la défavorisation sociale, l'évolution est plus hétérogène avec une augmentation de la population des IRIS les plus défavorisés et une diminution de la population des IRIS les moins défavorisés.

Les incidences (pour 100 000 habitants) des événements de santé étudiés sont le plus souvent restées stables excepté une réduction de plus de 30 % de l'incidence de la maladie asthmatique chez les enfants.

Les concentrations moyennes annuelles des PM_{2,5} et du NO₂ ont notablement diminué entre 2009 et 2019. En revanche, les concentrations moyennes annuelles d'O₃ sont restées stables.

• Résultats principaux de l'étude

○ « Chemin parcouru » : diminution des incidences (/100 000) de mortalité et de morbidité attribuables à la PA entre 2009 et 2019

Les impacts à court terme étant inclus dans les estimations des impacts à long terme, seuls ces derniers sont rappelés. Les estimations des incidences attribuables à long terme à la PA ont diminué. Ainsi :

- Dans la population âgée de 30 ans et plus :
 - La mortalité attribuable est passée de 113 décès [40 – 175] à 92 [33 – 143] pour 100 000 habitants ;
 - L'incidence attribuable du cancer du poumon est passée de 9 cas [6 – 20] à 7 [4 – 10] pour 100 000 habitants ;
 - L'incidence attribuable des AVC est passée de 19 cas [15 – 23] à 17 [13 – 21] pour 100 000 habitants.
- Dans la population âgée de 0 à 17 ans, l'incidence de la maladie asthmatique est passée de 608 cas [213 - 944] à 347 [120 – 547] pour 100 000 habitants.

⁸ Les 114 communes concernées par le plan de protection de l'atmosphère 2014-2019 de Montpellier

⁹ Mortalité pour cause non accidentelle, hospitalisation pour cause respiratoire, hospitalisation pour cause cardiovasculaire, mortalité, cancer du poumon et AVC dans la population âgée de 30 ans et plus, maladie asthmatique chez l'enfant (0-17 ans)

¹⁰ PM_{2,5}, NO₂ et O₃

○ « **Chemin à parcourir** » : gains sanitaires potentiels si les concentrations des indicateurs de PA étaient égales aux valeurs guides de l'OMS

Les impacts à court terme étant inclus dans les estimations des impacts à long terme, seuls ces derniers sont rappelés. Les estimations ont été effectuées avec les données de population de 2019 sur la zone étudiée.

Les nombres de cas évitables pour une année donnée ont été estimés à :

- **336** (entre 120 et 523) **décès** dans la population âgée 30 ans et plus ;
- **25** (entre 16 et 35) **cancers du poumon** dans la population âgée 30 ans et plus ;
- **65** (entre 50 et 79) **cas d'AVC** dans la population âgée 30 ans et plus ;
- **441** (entre 152 et 695) **cas de maladie asthmatique** dans la population âgée de 0 à 17 ans.

● **Répartition de l'impact de la PA sur la santé selon le niveau de défavorisation sociale**

Cette répartition a été étudiée sur la mortalité attribuable à long terme à la PA en 2009 et en 2019. Pour les deux périodes, on observe une augmentation graduelle des concentrations de PM_{2,5} et de NO₂ avec le niveau de défavorisation sociale. Parallèlement, on observe pour les deux périodes une augmentation graduelle de la mortalité attribuable avec le niveau de défavorisation sociale. Cette augmentation de l'impact sur la mortalité est observée avec les PM_{2,5} et le NO₂.

De plus, quelle que soit l'année considérée, l'amplitude de l'augmentation est plus forte pour l'impact sur la mortalité que pour la concentration de PA. Enfin, l'amplitude de ces augmentations est plus importante en 2019 qu'en 2009 pour l'exposition, tandis qu'elle baisse légèrement pour la mortalité.

● **Évaluation économique de l'impact sur la santé de la pollution atmosphérique**

L'étude exploratoire a estimé pour 2009 que les bénéfices associés aux décès évitables à long terme par le respect des valeurs guides OMS-2021 s'élèvent à 1 172 millions d'euros par an. En 2019, du fait de l'amélioration de la qualité de l'air, cette estimation se réduit à 1 081 millions d'euros par an.

Concernant la mortalité attribuable à court terme à la pollution atmosphérique, l'estimation moyenne annuelle était de 541 k€ en 2009, réduite à 83 k€ en 2019.

Enfin, le coût des hospitalisations pour causes respiratoires attribuables à la pollution atmosphérique est passé en moyenne de 84 k€ par an en 2009 à 55 k€ par an en 2019 grâce à l'amélioration de la qualité de l'air. De la même façon, le coût des hospitalisations pour causes cardiovasculaires attribuables à la pollution atmosphérique est passé en moyenne de 26 k€ par an en 2009 à 17 k€ par an en 2019.

2. Incertitudes à considérer dans l'interprétation des résultats

Si les méthodes utilisées pour la réalisation de ces EQIS sont aujourd'hui éprouvées, des incertitudes sont inhérentes à ces méthodes et doivent être prises en compte dans l'interprétation et l'utilisation des résultats.

• Incertitudes associées aux indicateurs de santé

Les indicateurs de population et de mortalité sont extrêmement robustes en raison de leur simplicité. En revanche, les indicateurs de morbidité tels que les nombres de cancers du poumon, d'AVC ou de maladie asthmatique sont plus compliqués à déterminer avec certitude.

En effet, ils doivent être construits avec des données issues de bases différentes et élaborées initialement pour d'autres objectifs que l'épidémiologie (principalement des objectifs économiques). La qualité de ces indicateurs est donc soumise à la qualité du codage des données dans ces différentes bases, qualité qui a pu par ailleurs être variable au cours de la décennie. De plus, les indications médicales des traitements (critères de définition d'un cas de maladie asthmatique par exemple) et des hospitalisations ont également pu varier sur une période de 10 ans.

Enfin, un indicateur d'incidence, comptabilisant les nouveaux cas d'un événement de santé, est plus difficile à déterminer qu'un indicateur de prévalence comptabilisant l'ensemble des cas, nouveaux ou pas, du même événement de santé. La détermination de l'incidence nécessite d'écarter par des algorithmes parfois complexes les cas existants ou déjà survenus avant la période d'étude dans les bases de données de santé.

• Incertitudes associées aux indicateurs de pollution atmosphérique

Les valeurs des indicateurs de PA présentent également des incertitudes qui peuvent être liées à celles de l'inventaire des émissions, celles de la modélisation et celles des mesures physiques utilisées pour consolider les données issues du modèle.

• Incertitudes associées à la différence de résolution spatiale entre les indicateurs de santé et les autres indicateurs

Les données de population, de concentration des polluants et de défavorisation sociale sont disponibles à l'échelle infracommunale de l'IRIS ce qui permet d'obtenir des indicateurs plus justes pour les EQIS s'intéressant, comme c'est le cas ici, à des agglomérations urbaines comprenant plusieurs communes vastes et très peuplées. Ces dernières sont constituées de multiples IRIS potentiellement différents entre eux du point de vue de ces indicateurs.

Les données de santé ne sont pas disponibles à ce niveau de résolution spatiale mais seulement au niveau de la commune pour certaines et parfois seulement au niveau de groupes de communes. Cette caractéristique contraint à calculer d'abord les taux d'incidences (taux de mortalité par exemple) au niveau communal puis d'appliquer ce taux de mortalité communal aux populations des différents IRIS de la commune. Cela conduit à gommer des différences potentielles de taux de mortalité existant entre les IRIS de cette commune. Considérer ainsi que le taux de mortalité est homogène sur toute la commune peut être une hypothèse forte pour les communes vastes et très peuplées comme Montpellier.

- **Incertitudes associées aux estimations médico-économiques**

Tous les indicateurs médico-économiques ont une valeur unitaire centrale estimée, et un intervalle d'incertitude de +/- 33 % a été calculé, correspondant à environ un écart-type autour de cette valeur estimée (sous l'hypothèse de normalité). Les bornes inférieures et supérieures de l'intervalle ont été prises en compte dans les estimations économiques de chaque EQIS en même temps que l'incertitude des FCR, indiquée par l'intervalle de confiance à 95 % du risque relatif. Cette présentation fait l'hypothèse que ces deux incertitudes sont indépendantes l'une de l'autre. Une prise en compte conjointe, intégrant leurs sources respectives dans une approche de simulation de type Monte Carlo, serait préférable d'un point de vue méthodologique. Elle est un peu plus complexe et donne des résultats généralement peu différents de la prise en compte indépendante.

3. Validité des résultats

Les résultats concernant l'impact de la PA sur les différents indicateurs de santé pour l'ensemble de la zone étudiée ne posent pas de question quant à leur validité. S'ils doivent être interprétés avec prudence en raison des marges d'incertitude des différents paramètres de calcul, les méthodes utilisées à chaque étape sont aujourd'hui robustes et garantissent cette validité.

En revanche, les estimations médico-économiques et la déclinaison des résultats selon le niveau de défavorisation sociale de la population sont plus nouvelles et leur validité mérite d'être discutée.

- **Estimations médico-économiques**

Les valeurs centrales des VED et VAV utilisées dans cette étude font largement consensus dans le domaine de l'économie de la santé [30-33 ; 26]. De façon plus spécifique, ces deux indicateurs ont aussi été testés et validés dans plusieurs études s'intéressant particulièrement à la question de la pollution atmosphérique [32-35]. De la même façon, les coûts moyens estimés pour les hospitalisations pour causes respiratoires et cardiovasculaires sont aujourd'hui considérés comme fondés sur des valeurs robustes [29,40-44].

Néanmoins, les larges intervalles de confiance associés à ces indicateurs médico-économiques invitent à la prudence dans l'interprétation des résultats.

Par ailleurs, il est important de rappeler que les indicateurs de VED et de VAV reposent sur l'investissement hypothétique que la société serait prête à faire dans des actions de prévention afin d'épargner une vie ou de la prolonger d'une année. Même si de précédentes études ont montré que le niveau de cet investissement était très positivement corrélé aux coûts réels de la prévention [29], il n'informe en rien le décideur sur l'orientation stratégique des actions de réduction de la PA qu'il faudrait adopter pour obtenir le meilleur rapport coût / bénéfice sanitaire.

Enfin, le délai qui s'écoule entre une réduction de l'exposition à la pollution atmosphérique et l'obtention de l'intégralité des bénéfices sanitaires doit être pris en compte lorsque les résultats économiques servent à éclairer la prise de décision (pour les analyses coût-bénéfice par exemple). En effet, la modification de l'exposition de la population ne sera (généralement) pas immédiate mais progressive, du fait du délai de mise en œuvre politique et/ou technique. De plus, pour les effets sanitaires à long terme, qui résultent de l'impact d'un processus cumulatif sur l'état de santé, leur

amélioration n'est pas immédiate une fois que l'exposition diminue. Cela implique que la réduction des nombres de cas attribuables sera progressive dans le temps (même si la réduction de l'exposition est immédiate), ce qui entraîne un décalage temporel. Ainsi, les bénéfices sanitaires annuels évalués ici par une EQIS, fondés sur le respect des valeurs guides de l'OMS, ne sont pas parfaitement adaptés aux analyses coût-bénéfice, en raison de la surestimation potentielle induite. Les résultats préliminaires montrent que cette surestimation est, sous des hypothèses raisonnables, de l'ordre de 10 à 20 % pour la mortalité de long terme [45].

Les coûts estimés pour les hospitalisations respiratoires et cardiovasculaires sont probablement sous-estimés. Ils ne prennent en compte que le coût direct de l'hospitalisation et le coût indirect de la perte de productivité professionnelle mais pas les coûts des soins post-opératoires ambulatoires, ni les frais annexes de la vie courante comme la garde d'enfant par exemple, ni la perte de bien-être liée à cette hospitalisation. Ces premières estimations ne reflètent ainsi qu'une partie des coûts des hospitalisations attribuables à court terme à la PA.

Cette première analyse médico-économique reste aujourd'hui exploratoire. Elle constitue néanmoins un point de départ pour de futures analyses qui affinaient ces premières estimations et prendraient en compte l'ensemble des coûts de façon plus complète.

• Le choix du French EDI comme indicateur de la défavorisation sociale

Cet indice a été choisi car 10 variables¹¹ sont prises en compte dans sa construction et il semble ainsi être indicateur d'un niveau global de défavorisation sociale. De plus, ces variables renvoient à une défavorisation vécue au quotidien par les personnes plus qu'à un contexte local de défavorisation strictement économique, même si les deux aspects sont bien sûr liés. Comme l'a indiqué Townsend, « *La notion de défavorisation englobe les différentes conditions de vie, indépendantes des revenus, que connaissent les personnes pauvres* » [46].

On peut discuter la validité d'utiliser localement un indice dont les variables et leurs pondérations ont été respectivement recueillies et calculées au niveau national. Cette question a été explorée en France grâce à la réalisation d'une typologie des territoires comprenant 8 profils différents selon 14 dimensions de qualité de vie (niveau d'urbanisation, sécurité, niveau d'emploi, etc.). Les variables les plus contributives à la valeur de l'EDI, à l'échelle d'un IRIS, étaient différentes selon le profil du territoire auquel appartenait cet IRIS mais le classement général des IRIS selon leur valeur d'EDI changeait peu et le niveau de défavorisation restait bien identifié [47]. Or c'est bien ce classement qui est utilisé pour constituer les quintiles de l'EDI localement et finalement les groupes d'IRIS analysés par l'EQIS.

Enfin, en l'absence de variable sociale documentée au niveau individuel, le recours obligé à des variables spatiales rend le biais écologique inévitable, même à fine échelle géographique comme l'IRIS et quel que soit l'indice utilisé. C'est ce qu'indique l'étude de sensibilité et spécificité de sept indices écologiques vis-à-vis du niveau de défavorisation mesuré à l'échelle individuelle pour ce travail [48].

¹¹ Le French EDI 2017 prend en compte dans ses composantes les parts de personnes étrangères, de ménages sans voiture, de personnes ni cadres ni de profession intermédiaire, de familles monoparentales, de ménages d'au moins 2 personnes, de ménages locataires, de chômeurs, de personnes ayant un niveau d'études inférieur ou égal au baccalauréat, de logements suroccupés (au sens de l'Insee), de personnes non mariées.

• Concentration des polluants et défavorisation sociale

Le NO₂ est principalement émis par les véhicules thermiques et on observe sur les cartes produites par ATMO Occitanie que les concentrations augmentent effectivement à proximité des axes routiers importants de l'agglomération de Montpellier. Les PM_{2,5} en revanche sont émises par des sources plus diffuses sur le territoire, essentiellement le chauffage des logements.

Malgré ces différences potentielles de distribution spatiale des concentrations, liées aux localisations des différentes sources d'émission, on observe sur l'agglomération montpelliéraine un gradient régulièrement croissant des concentrations des deux indicateurs de PA en fonction du niveau de défavorisation sociale des IRIS. Les grands axes routiers étant souvent à proximité d'habitations à loyer modéré (indicateur grossier de défavorisation sociale), l'étendue du gradient pour le NO₂ est d'environ 12 µg/m³, plus importante que celle du gradient de PM_{2,5} qui est d'environ 2 µg/m³.

Une étude française [20] a décrit la distribution des concentrations du NO₂ dans quatre métropoles françaises (Lille, Paris, Lyon et Marseille), sur deux périodes et selon trois niveaux de défavorisation sociale. L'ampleur et le sens de l'association entre concentration de NO₂ et niveau de défavorisation étaient différents selon la ville et identique d'une période à l'autre dans chaque ville : à Lille et Marseille la concentration augmentait avec le niveau de défavorisation tandis qu'à Paris, la concentration diminuait quand le niveau de défavorisation sociale augmentait. À Lyon, les concentrations les plus élevées étaient observées dans les zones correspondant au niveau médian de défavorisation sociale. Par ailleurs, si les concentrations moyennes de NO₂ diminuaient entre les deux périodes dans les quatre villes, ces réductions étaient plus importantes dans les zones les moins défavorisées à Lille et à Lyon, tandis qu'à Paris et Marseille la qualité de l'air s'était davantage améliorée dans les zones les plus défavorisées.

Ces résultats indiquent que le sens et l'importance de l'association entre les concentrations de polluants et le niveau de défavorisation sociale sur un territoire urbain sont potentiellement liés à la structure de l'agglomération et à son histoire, principalement du point de vue des voies de circulation pour l'exposition au NO₂, du point de vue de l'ensemble des sources pour les PM_{2,5}. Au niveau national, un travail récent indique que sur l'ensemble des zones urbaines de l'hexagone, les IRIS les plus défavorisés présentent un risque plus élevé de cumuler les plus fortes surexpositions à la chaleur, à la pollution atmosphérique et au manque de végétations [49]. Sur le territoire du PPA de Montpellier, la carte de la répartition géographique du niveau de défavorisation sociale montre que les IRIS les plus défavorisés ne constituent pas comme pour d'autres villes une couronne péri-urbaine, mais suivent essentiellement un arc Sud-Est / Sud-Ouest en passant par le centre-ville de Montpellier. Cette répartition semble suivre les axes routiers centrifuges.

• Impact sur la santé et défavorisation sociale

On observe que l'impact sur la santé augmente également avec le niveau de défavorisation sociale, avec une amplitude plus importante que le gradient des concentrations, et la validité de cette observation peut être discutée. La valeur de l'impact sur la santé, exprimée par le taux d'incidence de l'évènement de santé attribuable à la pollution atmosphérique, dépend de trois paramètres de calcul.

Le premier est le niveau de concentration du polluant : il augmente avec le niveau de défavorisation sociale mais modérément comme vu précédemment.

Le deuxième paramètre est la fonction concentration-risque exprimée par le risque relatif utilisé pour le calcul ; or le même risque relatif a été utilisé quel que soit le niveau de défavorisation sociale auquel correspond la population étudiée.

Le troisième paramètre est le taux d'incidence global de l'évènement de santé dans la population étudiée. Cette incidence, par exemple le taux de mortalité des 30 ans et plus, augmente avec le niveau de défavorisation sociale, comme la concentration du polluant mais de façon plus importante. En 2019, Le taux global de mortalité annuel des 30 ans et plus augmente ainsi progressivement de 945/100 000 dans la population du quintile 1, à 1 151/100 000 dans le quintile 5, soit 206 décès annuels supplémentaires pour 100 000 habitants. Cette augmentation est également observée sur les autres indicateurs de santé, qu'ils concernent la population des 30 ans et plus ou celle des 0-17 ans.

Finalement, les augmentations de la concentration du polluant et de l'incidence de l'évènement de santé se potentialisent et conduisent à un impact sur la santé nettement croissant avec le niveau de défavorisation sociale.

De plus, l'étendue de cette augmentation est ici probablement sous-estimée en raison du niveau insuffisant de résolution spatiale des indicateurs de santé par rapport à celui de l'indicateur de défavorisation sociale. Les données de mortalité des 30 ans et plus par exemple, ne sont disponibles qu'à l'échelle communale et le même taux de mortalité est appliqué aux populations de tous les IRIS d'une commune, quel que soit leur niveau de défavorisation sociale alors qu'on sait que les taux de mortalité standardisés sur l'âge et le sexe sont plus élevés dans les groupes sociaux défavorisés. Sur la zone du PPA, cela conduit à réduire artificiellement les différences globales du taux de mortalité entre les groupes d'IRIS correspondant aux différents quintiles de défavorisation sociale. Ces différences persistent néanmoins grâce aux communes composées d'un seul IRIS.

Au total, l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé augmente avec le niveau de défavorisation sociale de la population sur l'agglomération montpelliéraine. Si cette augmentation est en partie liée à une augmentation de l'exposition, elle est aussi liée à une augmentation de la vulnérabilité de la population ici mesurée par les taux d'incidence des indicateurs de santé. Cette observation n'est pas tout à fait originale et de nombreux travaux confirment cette situation dans des champs multiples de la santé : la défavorisation sociale est un facteur de risque de survenue d'une maladie chronique [50], le taux de positivité des tests diagnostiques et le taux d'incidence de la Covid19 augmentaient en France avec le niveau de défavorisation sociale pendant l'épidémie [51], sur la période 2012-2016, l'espérance de vie des hommes à la naissance était de 13 ans supérieure chez les 5 % les plus aisés par rapport aux 5 % les plus pauvres [52].

Pour confirmer plus spécifiquement que la force du lien entre pollution atmosphérique et risque d'évènements de santé augmente avec le niveau de défavorisation sociale, il faudrait idéalement disposer de fonctions concentration-risques établies dans des populations de différents niveaux de défavorisation sociale. Plus précisément, la FCR serait estimée dans les sous-groupes d'une même population, seulement différenciés par leur niveau de défavorisation sociale.

CONCLUSION

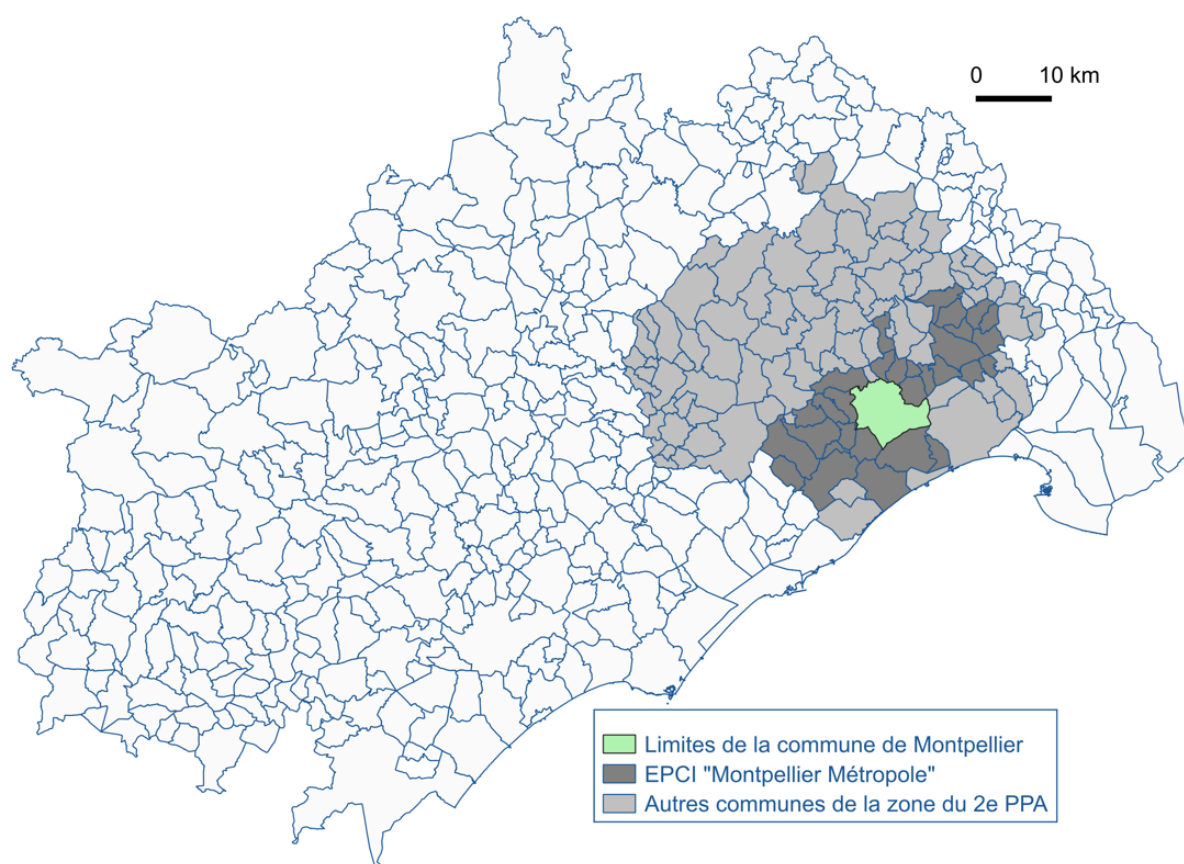
Les résultats de ce travail sont destinés à éclairer l'élaboration et la priorisation des actions, publiques et privées, pour la réduction de la pollution atmosphérique sur la zone du plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpellieraine. Ils indiquent que l'amélioration de la qualité de l'air, obtenue entre 2009 et 2019, a été bénéfique pour la santé de l'ensemble de la population résidant sur cette zone et qu'un gain non négligeable pour la santé pourrait encore être obtenu par la poursuite de cette réduction de la pollution atmosphérique.

Du point de vue économique, les estimations exploratoires de l'impact financier, lié à l'impact sur la santé, sont encore partielles et imprécises. Les montants estimés peuvent néanmoins être mis en perspective avec les investissements que nécessite la mise en œuvre des actions de réduction de la pollution atmosphérique, facteur de risque pour la santé.

Ce travail indique également une augmentation modérée de l'exposition à la pollution atmosphérique, mais une augmentation plus marquée de son impact sur la santé, avec le niveau de défavorisation sociale des populations exposées. Ce gradient d'augmentation, du premier au cinquième niveau de défavorisation sociale, reste globalement constant entre 2009 et 2019. Il est observé pour les PM_{2,5} et le NO₂ et il est observé sur l'ensemble des indicateurs de santé étudiés. La question est alors de savoir quelles seraient les actions les plus pertinentes pour améliorer la qualité de l'air pour tous, mais en réduisant les inégalités sociales de santé observées. Peu de travaux ont été publiés sur cette question mais plusieurs scénarios ont été comparés sur les agglomérations de Lyon et Grenoble [53]. Les scénarios qui semblent les plus efficaces pour espérer un gain global important sur la santé, mais aussi pour réduire les inégalités sociales de santé, sont ceux qui visent un même objectif de qualité de l'air sur l'ensemble de la zone concernée : atteindre par exemple des valeurs cibles un peu moins exigeantes que les valeurs guides OMS-2021, comme les prochaines valeurs seuils européennes, mais les atteindre sur tous les IRIS de la zone du PPA.

ANNEXES

Annexe 1. Communes de l'Hérault et composantes de la zone du 2^e PPA



Annexe 2. couples indicateurs de pollution / évènements de santé étudiés
et fonctions concentrations-risque utilisées

Évènements de santé à court-terme	Code CIM-10	Age	Indicateur pollution	RR pour 10µG/M ³	Source
Mortalité totale non accidentelle	A00 - R99	Tous	PM2,5 – Moy. journalière	1,0063 [1,0025 - 1,0101]	[9]
			NO ₂ – Moy. journalière	1,0075 [1,0040 - 1,0110]	[9]
Maladies respiratoires					
Hospitalisations pour causes respiratoires	J00 - J99	Tous	NO ₂ – Moy. journalière	1,0057 [1,0033 - 1,0082]	Mills et al. (2015)
			O ₃ – Max. sur moy. 8h	1,0075 [1,0030 - 1,0120]	Walton et al. (2014)
Maladies cardiovasculaires					
Hospitalisations pour causes cardiovasculaires (AVC compris)	I00 - I99	Tous	PM2,5 – Moy. journalière	1,0096 [1,0026 - 1,0153]	Atkinson et al. (2014)

Évènements de santé à long-terme	Code CIM-10	Age	Indicateur pollution	RR pour 10µG/M ³	Source
Mortalité totale	A00 - Y98	≥ 30 ans	PM2,5 – Moy. annuelle	1,15 [1,05 - 1,25]	[9]
			NO ₂ – Moy. annuelle	1,023 [1,008 - 1,037]	[9]
Maladies respiratoires					
Incidence de la maladie asthmatique chez l'enfant	J45	0-17 ans	PM2,5 – Moy. annuelle	1,34 [1,10 - 1,63]	Khreis et al. (2017)
			NO ₂ – Moy. annuelle	1,10 [1,05 - 1,18]	
Incidence du cancer du poumon	C33 – C34	≥ 30 ans	PM2,5 - Moy annuelle	1,16 [1,10 - 1,23]	Yu et al. (2021)
Maladies cardio-vasculaires					
Incidence de l'accident vasculaire cérébral	I60-I64	≥ 30 ans	PM2,5 – Moy. annuelle	1,16 [1,12 - 1,20]	Yuan et al. (2019)

Moy. : moyenne ; Max. : maximum ; RR : risque relatif

Annexe 3. Méthode pour l'estimation des concentrations de PM_{2,5} et de NO₂ à l'échelle de l'IRIS

La dispersion des émissions atmosphériques est un phénomène complexe dépendant de l'environnement, et des conditions météorologiques. La dynamique des fluides, décrite par un ensemble d'équations différentielles non linéaires (équation de Navier-Stokes), permet de d'estimer la dispersion des émissions atmosphériques dans l'espace et dans le temps. Un modèle adapté se basant sur ces équations est utilisé par Atmo Occitanie pour cartographier les concentrations de NO₂ et PM_{2.5} sur les territoires d'intérêt pour cette étude.

C'est le logiciel ADMS-Urban version 4.1 (Système de Modélisation de la Dispersion Atmosphérique) qui est historiquement utilisé par Atmo Occitanie pour spatialiser les concentrations de NO₂ et PM_{2.5}. Ce modèle permet la prise en compte de différentes sources d'émissions de polluants dans l'air sous forme de sources ponctuelles, linéiques, surfaciques, volumiques ou cadastrales. Il est ainsi adapté pour décrire la diversité des émissions sur les territoires urbains étudiés avec notamment les émissions routières, résidentielles et industrielles de l'agglomération. Le modèle disperse ces émissions à partir d'une approche Gaussienne de la dynamique des fluides (pour la dispersion locale), elle-même imbriquée dans un modèle de trajectoire pour une dispersion à une échelle plus étendue (dispersion à l'échelle du domaine d'étude). La réactivité des polluants entre eux est prise en compte selon une approche simplifiée, notamment pour la photochimie du NO₂. La météorologie avec notamment, la vitesse et la direction du vent, la température, la nébulosité et le rayonnement incident sont également pris en compte par le modèle.

Pour cartographier par modélisation les concentrations du NO₂ et des PM_{2.5}, Atmo Occitanie utilise un ensemble de données d'entrées prises en compte selon un pas de temps horaire sur l'ensemble de la période étudiée :

- Les quantités d'émissions de polluants sont issues de l'inventaire des émissions d'Atmo Occitanie.
- Ces données d'émissions sont prises en compte dans le modèle sous différentes formes. Pour le transport routier, les émissions sont sous forme linéique pour l'essentiel des axes routiers principaux. Pour les émissions industrielles, les plus gros émetteurs sont pris en compte en tant que source ponctuelle. Enfin, les données d'émissions du secteur résidentiel, tertiaire, ainsi que les émissions industrielles restantes sont prises en compte en tant que source cadastrale.
- Leur variabilité horaire sur l'ensemble de l'année est prise en compte sous forme de profils temporels.
- Les données météorologiques au pas de temps horaire sont issues des stations *Météo France* de Mauguio et de Prades-le-Lez.
- La pollution de fond pour le modèle (permettant de prendre en compte les concentrations des polluants entrant dans le domaine modélisé) est issue du réseau de mesure d'Atmo Occitanie.
- L'ensemble de ces données et des paramètres du logiciel ADMS permettent l'estimation des concentrations de NO₂ et PM_{2.5} heure par heure sur l'ensemble d'une année. Les résultats du modèle sont obtenus sur une grille irrégulière allant jusqu'à 1 mètre de précision qui couvre l'entièreté du domaine d'étude.

Les sorties brutes de modèles de dispersion peuvent nécessiter un redressement statistique afin de s'assurer que la cartographie des concentrations corresponde à la réalité des concentrations mesurées.

Les résultats corrigés sont ensuite validés avec une comparaison horaire du modèle avec des mesures indépendantes. Les critères de validation suivent la directive 2008/50/CE qui tolère une incertitude du modèle de 30 % pour le NO₂ et de 50 % pour les PM_{2.5}. Les critères de J.C Chang et S. R. Hanna¹² nous permettent d'avoir d'autres critères, plus restrictifs pour évaluer la performance du modèle.

Les résultats ainsi obtenus sont interpolés sur une grille via la méthode TIN (Interpolation par Triangulation Irrégulière) selon une maille régulière de 20 à 50 mètres.

¹² J.C Chang and S. R Hanna : Air quality model performance evaluation, Meteorology and Atmospheric Physics 87, 167 – 196 (2004).

RÉFÉRENCES

- [1] Organisation Mondiale de la Santé. Air pollution data portal, <https://www.who.int/data/gho/data/themes/air-pollution> (accessed 7 December 2022).
- [2] Agence européenne de l'Environnement. Air quality in Europe 2022 — European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022> (accessed 7 December 2022).
- [3] Légifrance. LOI n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie, <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000381337/> (1996, accessed 7 December 2022).
- [4] Atmo Occitanie. Comprendre les seuils réglementaires en matière de qualité de l'air. *ATMO Occitanie*, <https://www.atmo-occitanie.org/pour-aller-plus-loin/comment-evaluer-la-qualite-de-lair/comprendre-les-seuils-reglementaires-en> (accessed 7 December 2022).
- [5] ATMO Occitanie. Occitanie : PA et gaz à effet de serre, bilan de dix années d'impact des activités humaines, <https://www.atmo-occitanie.org/occitanie-pollution-atmospherique-et-gaz-effet-de-serre-bilan-de-dix-annees-dimpact-des-activites> (2018, accessed 7 December 2022).
- [6] Conseil d'État. Pollution de l'air : le Conseil d'État condamne l'État à payer deux astreintes de 10 millions d'euros. *Conseil d'État*, <https://www.conseil-etat.fr/actualites/pollution-de-l-air-le-conseil-d-etat-condamne-l-etat-a-payer-deux-astreintes-de-10-millions-d-euros> (accessed 7 December 2022).
- [7] Cassadou S, Declercq C, Eilstein D, et al. Programme de Surveillance Air & Santé. 9 villes. Surveillance des effets sur la santé liés à la population atmosphérique en milieu urbain. Phase II. Saint-Maurice: Santé publique France.
- [8] Corso M, Lagarrigue R, Medina S. Guide pour la réalisation d'une évaluation quantitative des impacts sur la santé (Egis). Egis avec une exposition mesurée. Guide méthodologique, Saint-Maurice: Santé publique France.
- [9] Pascal M, Yvon JM, Medina S. Guide pour la réalisation d'une évaluation quantitative des impacts sur la santé (Egis). Egis avec une exposition modélisée. Santé publique France, 2019 : 96p. Guide, Saint-Maurice: Santé publique France.
- [10] Ministère de la transition écologique et du développement durable. Politiques publiques pour réduire la pollution de l'air. *Ministères Écologie Énergie Territoires*, <https://www.ecologie.gouv.fr/politiques-publiques-reduire-pollution-lair> (accessed 7 December 2022).
- [11] Territoires d'Occitanie pour la transition énergétique. Les Plans de Protection de l'Atmosphère (PPA), <https://toten-occitanie.fr/qualite-de-l-air/les-plans-de-protection-de-l-atmosphere-ppa> (accessed 7 December 2022).
- [12] DREAL Occitanie. Plans de protection pour la qualité de l'air, <https://www.occitanie.developpement-durable.gouv.fr/plans-de-protection-pour-la-qualite-de-l-air-r1254.html> (accessed 7 December 2022).

- [13] Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules (PM_{2,5} et PM₁₀), ozone dioxyde d'azote, dioxyde de soufre et monoxyde de carbone. Résumé d'orientation. [WHO Air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide and carbon monoxide. Executive summary]. Genève, Organisation mondiale de la santé, 2021. Licence : CC BY-NC-SA 3.0 IGO. <https://www.who.int/news-room/feature-stories/detail/what-are-the-who-air-quality-guidelines> (accessed 7 December 2022).
- [14] European council and parliament. Proposal for a directive on ambient air quality and cleaner air for Europe (recast), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2022%3A542%3AFIN> (2022, accessed 7 December 2022).
- [15] Deguen S, Vasseur P, Kihal-Talantikite W. Inégalités sociétales et exposome urbain, des origines sociales pour des expositions différentes. *Médecine / Sciences*, 2022, pp. 75–80.
- [16] Deguen S, Desfontaines V, Soret J, et al. De l'injustice sociale dans l'air : pauvreté des enfants et pollution de l'air. October 2021, <https://www.unicef.fr/article/pollution-de-lair-et-pauvrete-des-enfants-de-linjustice-sociale-dans-lair/> (October 2021).
- [17] Deguen S, Petit C, Delbarre A, et al. Neighbourhood Characteristics and Long-Term Air Pollution Levels Modify the Association between the Short-Term Nitrogen Dioxide Concentrations and All-Cause Mortality in Paris. *PLoS ONE*, 2015, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131463> (2015).
- [18] WHO Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health (2019). AirQ+: software tool for health risk assessment of air pollution. Bonn (Germany): WHO Regional Office for Europe.
- [19] Lang T, Kelly-Irving M, Lamy S, et al. Construction de la santé et des inégalités sociales de santé : les gènes contre les déterminants sociaux ? *Santé Publique* 2016; 28: 169–179.
- [20] Padilla CM, Kihal-Talantikite W, Vieira VM, et al. Air quality and social deprivation in four French metropolitan areas—A localized spatio-temporal environmental inequality analysis. *Environmental Research* 2014; 134: 315–324.
- [21] Temam S, Varraso R, Pornet C, et al. Ability of ecological deprivation indices to measure social inequalities in a French cohort. *BMC Public Health* 2017; 17: 956.
- [22] Pornet C, Delpierre C, Dejardin O, et al. Construction of an adaptable European transnational ecological deprivation index: the French version. *J Epidemiol Community Health* 2012; 66: 982–989.
- [23] Ostro B, Chestnut L. Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the United States. *Environ Res* 1998; 76: 94–106.
- [24] Alberini, A., M. Cropper, A. Krupnick, and N. Simon. “Does the Value of a Statistical Life Vary with Age and Health Status? Evidence from the US and Canada.” *Journal of Environmental Economics and Management* 48: 769–792. 2004.
- [25] Lindhjem H, Navrud S, Braathen N-A, et al. Valuing mortality risk reductions from environmental, transport, and health policies: A global meta-analysis of stated preference studies. *Risk Anal* 2011;31(9):1381-407.
- [26] Desaignes B, Ami D, Bartczak A, et al. Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecological Indicators* 2011; 11: 902–910.

- [27] US Environmental Protection Agency O. Mortality Risk Valuation, <https://www.epa.gov/environmental-economics/mortality-risk-valuation> (2014, accessed 28 March 2023).
- [28] Holland M, Hurley F, Hunt A et al. Cafe Methodology for the cost-benefit Analysis for CAFE: volume 3: Uncertainty in the CAFE CBA. Report ED51014. Oxon: AEA Technology Environment Report. 2005.
- [29] Chanel O. Aphekom: Guidelines on monetary cost calculations related to air pollution health impacts. Paris: Aphekom Deliverable D6, 2011:1-45
http://aphekom.org/c/document_library/get_file?uuid=9432004a-0d17-4be9-8f86-5b33a77a12c4&groupId=10347.
- [30] Quinet E. L'évaluation socioéconomique des investissements publics - Rapport de la mission présidée par Emile Quinet. Paris : Commissariat général à la stratégie et à la prospective. 2013:1-351.
- [31] OCDE. *La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development, https://www.oecd-ilibrary.org/environment/la-valorisation-du-risque-de-mortalite-dans-les-politiques-de-l-environnement-de-la-sante-et-des-transports_9789264169623-fr (2012, accessed 14 April 2023).
- [32] World Health Organization and Organisation for Economic Co-operation and Development (2015) Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: clean air, health and wealth. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- [33] European Commission (2020) Handbook on the external costs of transport, version 2019. Publications Office of the European Union, Luxembourg:
<https://www.cedelft.eu/en/publications/2311/handbook-on-the-external-costs-of-transport-version-2019>. Accédé le 4 Jan 2024
- [34] World Bank (2020) The global health cost of ambient PM2.5 air pollution. World Bank, Washington, DC. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/35721>.
- [35] World Bank et Institute for Health Metrics and Evaluation (2016) The cost of air pollution: strengthening the economic case for action. World Bank, Washington, DC
- [36] World Bank. World Bank Open Data. *World Bank Open Data*, <https://data.worldbank.org> (accessed 14 April 2023).
- [37] INSEE. PIB en euros par habitant - France, <https://www.insee.fr/fr/statistiques/serie/010751765> (accessed 28 March 2023).
- [38] Adelaide L, Chanel O, Pascal M. Des impacts du CC déjà bien visibles. Responsabilité et Environnement. Annales des Mines, 2022. Disponible sur l'URL : <https://amubox.univ-amu.fr/s/GxWQeQRrb9egX> (accessed 28 March 2023).
- [39] Chanel, O. Impact of COVID-19 Activity Restrictions on Air Pollution: Methodological Considerations in the Economic Valuation of the Long-Term Effects on Mortality. *Economie et Statistique / Economics and Statistics*, 534-35, 103–118. DOI: 10.24187.
- [40] Ready R, Navrud S, Day B, et al. Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries? *Environmental and Resource Economics* 2004; 29: 67–82.

- [41] OCDE. Site de statistiques de l'OCDE, <https://stats.oecd.org/Index.aspx?ThemeTreeId=9> (accessed 28 March 2023).
- [42] Eurostat. European Health Statistics, <https://ec.europa.eu/eurostat/web/health> (accessed 28 March 2023).
- [43] Fénina G. Comptes nationaux de la santé 2005.
- [44] INSEE. Dépenses de santé 2020 – Tableaux de l'économie française, <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4277750?sommaire=4318291> (accessed 14 April 2023).
- [45] Chanel O, Scapecchi P, Vergnaud J-C (2006) How to correctly assess mortality benefits in public policies. *Journal of Environmental Planning and Management* 49(5) :759-776
- [46] Townsend P. Privation. *J. Soc Pol.* 1987; 1616:125-146. doi: 10.1017/S0047279400020341
- [47] Merville O, Launay L, Dejardin O, Rollet Q, Bryère J, Guillaume E et al. Can an ecological index of deprivation be used at the country level? The case of the French version of the European deprivation index (F-EDI). *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2022, 19, 2311. <https://doi.org/10.3390/ijerph19042311>
- [48] Bryere J, Pornet C, Copin N, Launay L, Gusto G, Grosclaude P, Delpierre C, Lang T, Lantieri O, Dejardin O, Launoy G. Assessment of the ecological bias of seven aggregate social deprivation indices. *BMC Public Health.* 2017 Jan 17;17(1):86.
- [49] Adélaïde L., Hough I., Seyve E., Kloog I., Fifre G., Launoy G., Launay L., Pascal M., Lepeule J. Environmental and social inequities in continental France: An analysis of exposure to heat, air pollution, and lack of vegetation. *In revision.*
- [50] Allain S, Costemalle V. Les maladies chroniques touchent plus souvent les personnes modestes et réduisent leur espérance de vie. Direction de la recherche, des études, de l'évaluation et des statistiques, Etudes et Résultats, octobre 2022, n°1243. Disponible sur l'URL : <https://drees.solidarites-sante.gouv.fr>
- [51] Vandentorren S, Smaïli S, Chatignoux E, Maurel M, Alleaume C, Neufcourt L et al. The effect of social deprivation on the dynamic of SARS-CoV-2 infection in France: a population-based analysis. *Lancet Public Health* 2022;7: e240–49
- [52] Blanpain N. L'espérance de vie par niveau de vie : chez les hommes, 13 ans d'écart entre les plus aisés et les plus modestes. Insee Première, février 2018, n° 1687. Disponible sur l'URL : <https://www.insee.fr>
- [53] Morelli X, Gabet S, Rieux C, Bouscasse H, Mathy S, Slama R. Which decreases in air pollution should be targeted to bring health and economic benefits and improve environmental justice ? *Environment International* 129 (2019) 538-50. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.77>

TABLES DES ILLUSTRATIONS

Les tableaux

Tableau 1. Population de la zone du PPA en 2009 par tranche d'âge et quintile de défavorisation sociale selon le French EDI 2011	29
Tableau 2. Population de la zone du PPA en 2019 par tranche d'âge et quintile de défavorisation sociale selon le French EDI 2017	29
Tableau 3. Indicateurs de santé étudiés dans l'impact à court terme : incidences annuelles moyennes (/100 000 habitants) sur la zone du PPA	31
Tableau 4. Indicateurs de santé étudiés dans l'impact à long terme : incidences annuelles moyennes (/100 000 habitants) sur la zone du PPA	31
Tableau 5. Valeurs moyennes annuelles de PM _{2,5} , NO ₂ et O ₃ au cours des 2 périodes d'étude	34
Tableau 6. Part et incidence (/100 000 habitants) des décès de causes non accidentelles, attribuables à court terme aux PM _{2,5} , en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpelliéraine. Intervalles de confiance à 95% [IC95%]	35
Tableau 7. Part et incidence (/100 000 habitants) des décès de causes non accidentelles, attribuables à court terme au NO ₂ , en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpelliéraine. Intervalles de confiance à 95% [IC95%]	35
Tableau 8. Part et incidence (/100 000) des hospitalisations pour cause respiratoire, attribuables à court terme au NO ₂ , en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpelliéraine. Intervalles de confiance à 95 % [IC95%]	36
Tableau 9. Part et incidence (/100 000) des hospitalisations pour cause respiratoire, attribuables à court terme à l'O ₃ , en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpelliéraine. Intervalles de confiance à 95%.....	37
Tableau 10. Part et incidence (/100 000 habitants) des hospitalisations pour cause cardiovasculaire, attribuables à court terme aux PM _{2,5} , en 2009 et 2019, sur la zone du Plan de protection de l'atmosphère de l'agglomération montpelliéraine. Intervalles de confiance à 95%	38
Tableau 11. Estimation annuelle des bénéfices économiques attendus à long terme, en raison des décès potentiellement évités dans la population de 30 ans et plus si les valeurs guides de l'OMS-2021 avaient été respectées en 2009 et 2019 (millions d'euros 2018)	48
Tableau 12. Estimation des bénéfices économiques annuels attendus à court terme en raison des décès non accidentels potentiellement évités si les valeurs guides de l'OMS-2021 avaient été respectées en 2009 et 2019 (milliers d'euros ₂₀₁₈).....	49
Tableau 13. Estimation des bénéfices économiques annuels attendus à court terme en raison des hospitalisations pour causes respiratoires potentiellement évitées, si les valeurs guides de l'OMS-2021 avaient été respectées en 2009 et 2019 (milliers d'euros ₂₀₁₈)	50
Tableau 14. Estimation des bénéfices économiques annuels attendus à court terme en raison des hospitalisations pour causes cardiovasculaires potentiellement évitées, si les valeurs guides de l'OMS-2021 avaient été respectées en 2009 et 2019 (milliers d'euros ₂₀₁₈).....	51

Les figures

Figure 1. Répartition par âge et évolution de la population résidant sur la zone du PPA	27
Figure 2. Carte des IRIS de la zone PPA par tranche d'effectif de leur population en 2019	28
Figure 3. Carte des IRIS de la zone PPA selon l'évolution en pourcentage de leur population entre 2009 et 2019	28
Figure 4. Répartition spatiale des IRIS selon le quintile de défavorisation sociale de sa population (French EDI 2011)	30
Figure 5. Concentrations moyennes annuelles en NO2 – Territoire du PPA de Montpellier	32
Figure 6. Concentrations moyennes annuelles en PM2,5 – Territoire du PPA de Montpellier	32
Figure 7. Mortalité (/100 000 habitants) attribuable aux PM2,5 et au NO2 en 2009 et 2019	40
Figure 8. Taux d'incidence (/100 000) du cancer du poumon chez les 30 ans et plus attribuable aux PM2,5 en 2009 et en 2019.....	41
Figure 9. Taux d'incidence (/100 000) de l'AVC chez les 30 ans et plus, en 2009 et en 2019, attribuable aux PM2,5	43
Figure 10. Taux d'incidence (/100 000) de la maladie asthmatique chez les 0-17 ans, en 2009 et en 2019, attribuable aux PM2,5 et au NO2.....	44
Figure 11. Concentrations moyennes annuelles de PM2,5 et mortalités attribuable (/100 000), dans la population des 30 ans et plus, des IRIS de chaque quintile de défavorisation sociale - 2009.....	46
Figure 12. Concentrations moyennes annuelles de PM2,5 et mortalités attribuable (/100 000) dans la population des 30 ans et plus des IRIS de chaque quintile de défavorisation sociale - 2019.....	47